

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ LAWA-AO



Empfehlung für die Begründung von Fristverlängerungen auf Grund von „natürlichen Gegebenheiten“ für die Ökologie

Stand: 18. Oktober 2019

Mitglieder der Kleingruppe „Ökologie“

Bellack, Eva (NLWKN, EK Biologie Fließgewässer, Federführung)

Friske, Verena (LUBW, EK Hymo)

Knaack, Jürgen (NLWKN, Übergangs- und Küstengewässer)

Köhler, Antje (Senatsverwaltung für Umwelt Berlin, EK Seen, EK Biologie Fließgewässer)

Linnenweber, Christoph (LfU RP, EK Hymo)

Menzel, Thomas (MULNV NRW)

Peise, Matthias (TLUG, EK Biologie Fließgewässer)

Plambeck, Gudrun (LLUR SH, EK Seen)

Schaumburg, Jochen (BLU, EK Seen)

Weber, Mario von (LUNG MV, Übergangs- und Küstengewässer)

Unterstützt durch die BLANO Facharbeitsgruppen

EuNäP (Eutrophierung, Nährstoffe, Plankton) und

Benthos (Benthos und benthische Lebensräume)

Inhaltsverzeichnis

Anlass	4
1. Rahmenbedingungen	5
2. Fachliche Grundlagen und Ableitung der Methode	6
2.1 Fließgewässer	6
2.1.1 Belastungen und erforderliche Maßnahmen	6
2.1.2 Abschätzung des Zeithorizontes	7
2.1.3 Verkürzung der Reaktionszeit durch Besatzmaßnahmen	13
2.2 Seen	14
2.2.1 Belastungen und erforderliche Maßnahmen	14
2.2.2 Abschätzung des Zeithorizontes	15
2.2.3 Verkürzung der Reaktionszeit durch Restaurierungsmaßnahmen	19
2.3 Übergangsgewässer	21
2.3.1 Belastungen und erforderliche Maßnahmen	21
2.3.2 Abschätzung des Zeithorizontes	22
2.4 Küstengewässer	22
2.4.1 Belastungen und erforderliche Maßnahmen	22
2.4.2 Abschätzung des Zeithorizontes	23
3. Unsicherheiten	30
4. Ausblick	33
5. Zusammenfassung	34
Literatur	35
Anhang	39

Anlass

Soweit die Bewirtschaftungsziele nicht erreicht werden können, bietet § 29 Abs. 3 WHG (Artikel 4 (4) WRRL) die Möglichkeit, Fristverlängerungen in Anspruch zu nehmen. Fristverlängerungen auf Grund technischer Durchführbarkeit (§ 29 Abs. 2 Satz 1 Nr. 2 WHG) und unverhältnismäßig hohem Aufwand (§ 29 Abs. 2 Satz 1 Nr. 3 WHG) können das letzte Mal im 3. Bewirtschaftungszeitraum herangezogen werden, da § 29 Abs. 3 Satz 1 WHG (Artikel 4 (4 c) WRRL) eine Verlängerung nach Absatz 2 Satz 1 WHG nur über den Zeitraum von zwei Bewirtschaftungszyklen vorsieht. Die einzige Begründung, die über das Jahr 2027 hinaus zulässig ist, ist eine Verlängerung auf Grund natürlicher Gegebenheiten (§ 29 Abs. 3 Satz 2 WHG). Wie für die anderen Fristverlängerungen sind auch für diese die Gründe zu dokumentieren.

Im Technischen Dokument der Wasserdirektoren zu den Natürlichen Gegebenheiten in Bezug auf die Ausnahmen in der WRRL (EU-Wasserdirektoren 2017b) wurde eine Verständigung über die Anforderungen an die Begründungen getroffen. So werden bei Inanspruchnahme der Fristverlängerung aufgrund natürlicher Gegebenheiten fundierte Schätzungen des erwarteten **Zeithorizonts** bis zum Erreichen des guten ökologischen Zustands/Potenzials – ggf. differenziert nach den beeinträchtigten biologischen Qualitätskomponenten – gefordert. Über die Angabe des Zeithorizonts hinaus wird auch erwartet, dass die dafür angewandten **Methoden** und die **Unsicherheit** der daraus resultierenden Prognose angegeben werden.

Da voraussichtlich der gute ökologische Zustand/das gute ökologische Potential 2027 nicht in allen Wasserkörpern erreicht sein wird, und da beabsichtigt ist, weniger strenge Umweltziele entsprechend § 30 WHG (Artikel 4 (5) WRRL) nur in Ausnahmefällen zu nutzen, wurde im Sinne einer bundesweit einheitlichen und transparenten Anwendung der Fristverlängerung auf Grund natürlicher Gegebenheiten durch die LAWA beschlossen, die Auslegung – soweit fachlich vertretbar – zu konkretisieren und kurzfristig einen pragmatischen Ansatz zu entwickeln. Um die zeitliche Verzögerung bei der strukturellen Verbesserung, bei der Wiederherstellung der Wasserqualität hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen (insbesondere bei Seen) sowie der Wiederbesiedlung und das Erreichen des guten ökologischen Zustands/Potenzials abschätzen zu können, wurde im Herbst 2018 die Kleingruppe „Fristverlängerung aufgrund natürlicher Gegebenheiten für die Ökologie“ eingesetzt. Der Auftrag lautet, einen pragmatischen Ansatz und einheitliche Begründungen in Hinblick auf die genannten Aspekte einer Fristverlängerung nach § 29 Abs. 3 Satz 2 WHG (Artikel 4 (4) WRRL) zu entwerfen sowie die methodischen Unsicherheiten zu beschreiben. Zwei weitere Kleingruppen befassen sich mit zeitlichen Verzögerungen bei der Wiederherstellung der Wasserqualität bezüglich prioritärer Stoffe und Nährstoffe, so dass diese Themen hier nicht behandelt werden.

Das vorliegende Papier „Empfehlung für die Begründung von Fristverlängerungen auf Grund von natürlichen Gegebenheiten für die Ökologie“ enthält Empfehlungen zu allen Kategorien von Oberflächengewässern und wurde von Mitgliedern der LAWA - Expertenkreise „Biologie Fließgewässer“, „Seen“ und „Hydromorphologie“ sowie Vertretern der Übergangs- und Küstengewässer erarbeitet.

1. Rahmenbedingungen

Die Möglichkeit, Fristverlängerung nach § 29 Abs. 3 Satz 2 WHG (Art. 4 (4) WRRL) in Anspruch zu nehmen, umfasst natürliche Bedingungen, die Zeitverzögerungen bei der Entwicklung des guten ökologischen Zustands/Potenzials von Oberflächenwasserkörpern verursachen. Eine grundlegende Voraussetzung für die Anwendung dieser Fristverlängerung ist, dass die für die Zielerreichung notwendigen Maßnahmen bis spätestens 2027 umgesetzt werden. Das bedeutet, dass die Abschätzung der zeitlichen Verzögerung von diesem Zeitpunkt an zu berücksichtigen ist. Die zeitliche Verzögerung auf Grund natürlicher Gegebenheit umfasst dann die Zeitspanne vom Abschluss der Maßnahmenumsetzung bis zur Erreichung des guten ökologischen Zustands/Potenzials für alle biologischen Qualitätskomponenten¹.

Tab. 1: Überblick über die Gründe für Fristverlängerungen gemäß § 29 Abs. 3 Satz 2 WHG (Artikel 4(4) WRRL) auf Grund „natürlicher Gegebenheiten“ (Quelle: EU-Wasserdirektoren (2017b))

Überblick der wesentlichen Gründe für Fristverlängerungen gemäß Artikel 4(4) WRRL wegen „natürlicher Gegebenheiten“			
a) Verzögerungszeit bei der Wiederherstellung der Wasserqualität	b) Verzögerungszeit bei der Wiederherstellung hydromorphologischer Bedingungen	c) Verzögerungszeit bei der ökologischen Regeneration	d) Verzögerungszeit bei der Wiederherstellung des Wasserspiegels
Beschreibung: (i) Zeit für Abbau, Ausbreitung (Ausschwemmung) oder Verdünnung der bereits in einem Wasserkörper oder Einzugsgebiet befindlichen Schadstoffe (inklusive Chemikalien und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten), einschließlich anderer Wasserkörper, Sedimente oder Böden, die Teil des hydrologischen Systems darstellen. Relevant für Oberflächen- und Grundwasserkörper. (ii) Zeit für die Pufferkapazität des Bodens, sich nach einer Versauerung wiederherzustellen und eine Erhöhung des pH-Werts im Wasserkörper zu ermöglichen.	Beschreibung: (i) Benötigte Zeit für hydromorphologische Prozesse zur Herstellung eines angemessenen Spektrums an Lebensräumen und Substratverhältnissen nach Wiederherstellungsmaßnahmen. (ii) Benötigte Zeit für die Wiederherstellung einer angemessenen Struktur und eines angemessenen Zustands im Bereich der Uferzonen.	Beschreibung: (i) Zeit für die Wiederbesiedlung durch Arten; und (ii) Benötigte Zeit für die Wiederherstellung einer angemessenen Vielfalt und Altersstruktur der Arten. (iii) Zeit für die Erholung vom vorübergehenden Vorkommen invasiver gebietsfremder Arten oder für die Anpassung an ein neues Artenspektrum, einschließlich invasiver gebietsfremder Arten.	Beschreibung: (i) Benötigte Zeit für die Wiederherstellung des Grundwasserspiegels nach dem Ergreifen von Maßnahmen gegen die übermäßige Entnahme (Grundwassermenge).

¹ Die Thematik ist für erheblich veränderte Wasserkörper grundsätzlich vergleichbar. Eine differenzierte Darstellung ist hierfür aufgrund fehlender Beispiele und Erfahrungen momentan nicht möglich.

Natürliche Gegebenheiten umfassen alle in einem Einzugsgebiet ablaufenden Prozesse in Hinblick auf hydrologische, morphologische, physikalische, chemische, biologische und ökologische Vorgänge. Auch Prozesse in Einzugsgebieten, die durch Folgewirkungen früherer und jetzt abgeschlossener, anthropogener Nutzungen belastet sind und die zur Wiederherstellung eines guten Gewässerzustands einen längeren Zeitraum benötigen, sind hierunter zu fassen.

Die Zusammenstellung (Tab. 1) wurde der gemeinsamen Umsetzungsstrategie der EU-Wasserdirektoren entnommen und enthält im Wesentlichen die Gründe, die auch im Rahmen einer Umfrage des LAWA-AO durch die Bundesländer benannt wurden.

Einen Überblick über die Gründe für Fristverlängerungen und weitere Rahmenbedingungen und Anforderungen enthalten folgende Dokumente:

EU-Wasserdirektoren (2017a): Technisches Dokument "Clarification on the application of WFD Article 4(4) time extensions in the 2021 RBMPs and practical considerations regarding the 2027 deadline" i.d.F. vom 16. Juni 2017, verabschiedet auf dem Wasserdirektorentreffen am 15./16. Juni 2017 in Malta.

EU-Wasserdirektoren (2017b): Technisches Dokument "Natural Conditions in relation to WFD Exemptions" i.d.F. vom 14. November 2017, verabschiedet auf dem Treffen der Wasserdirektoren am 4./5. Dezember 2017 in Tallin (Estland).

Das hier vorliegende Papier geht von folgenden, darin enthaltenen Annahmen aus:

- Alle für die Zielerreichung erforderlichen Maßnahmen sind 2027 umgesetzt.
- Die Ziele der WRRL können 2027 nicht für alle Wasserkörper erreicht werden, deshalb müssen bestimmte abgeschätzte Zeiträume für die Zielerreichung nach 2027 angegeben werden.
- Die Methoden zur Abschätzung dieser Zeiträume bis zur Zielerreichung einschließlich des Maßes an Unsicherheit müssen transparent sein.

2. Fachliche Grundlagen und Ableitung der Methode

2.1 Fließgewässer

2.1.1 Belastungen und erforderliche Maßnahmen

Zusammenfassend sind für Fließgewässer diffuse und punktuelle stoffliche Belastungen, allgemeine Strukturdefizite sowie mangelnde Durchgängigkeit als vorherrschende Belastungsursachen zu nennen.

Als eine der maßgeblichen Belastungen von Fließgewässern sind die **Belastungen durch hydromorphologische Veränderungen** zu nennen, die sowohl Gewässerstrukturen, die mangelnde Durchgängigkeit und den Wasserhaushalt umfassen. Durch die früheren

Ausbaumaßnahmen wurden Fließgewässer begradigt und teilweise befestigt und in ihrem Lauf verkürzt. Dies führte zu einer Zerstörung oder starken Verarmung an fließgewässertypischen Habitaten und zu teilweise starker Tiefenerosion. Die so entstandenen Regelprofile ohne uferbegleitende Gehölzsäume bieten der typischen Lebensgemeinschaft keine ausreichenden Besiedlungsmöglichkeiten. Zudem werden diese Gewässer zur Aufrechterhaltung der Entwässerung häufig intensiv unterhalten. Hierdurch werden die natürlichen hydrologischen und morphologischen Prozesse am und im Gewässer dauerhaft unterbunden, eine natürliche Eigenentwicklung ist nicht möglich. Dazu kommt eine oftmals ungenügende Anbindung an die Aue, ausgelöst durch die atypische Eintiefung und die intensive, oftmals bis direkt an die Ufer reichende Bewirtschaftung der angrenzenden Flächen.

Stoffliche und thermische Belastungen aus diffusen und punktuellen anthropogenen Quellen führen zu mehr oder weniger ausgeprägten Eutrophierungserscheinungen, die je nach Gewässertyp und Trübung durch Phytoplankton übermäßigen Pflanzenwuchs, Überwachsen von Habitaten durch Aufwuchsalgen, oft eine Verschlammung und Sauerstoffmangel zur Folge haben.

In den Flussgebieten sind darüber hinaus neben weiteren stofflichen Belastungen durch flussgebietsspezifische Schadstoffe sowie Salzeinleitungen **weitere Belastungen** festzustellen, wie u. a. Wasserentnahmen, Bergbaufolgen, Versauerung, usw., die das Erreichen eines guten ökologischen Zustands erschweren und verlangsamen können. Stoffliche Belastungen verursachen nicht nur eine Eutrophierung, sondern können auch toxisch sein und hormonähnliche Wirkungen zeigen. Zu berücksichtigen ist auch, dass sich die jeweiligen Belastungen summieren und überlagern.

Die für Fließgewässer vorherrschenden Belastungen sind in den verschiedenen Fließgewässertypen und innerhalb der verschiedenen Regionen Deutschlands unterschiedlich stark ausgeprägt, so dass die ökologischen Funktionen der Fließgewässer ebenfalls unterschiedlich stark beeinträchtigt sein können.

Um festzustellen, welche **Maßnahmen** zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes notwendig sind, ist eine Defizitanalyse bezogen auf die Wasserkörper durchzuführen.

2.1.2 Abschätzung des Zeithorizontes

Standardisierte Methoden zur Abschätzung des zeitlichen Horizonts, auf denen der Ansatz aufbauen könnte, existieren bislang nicht. Die Einschätzung basiert daher auf Expertenwissen und wenigen Erfahrungswerten. Unsicherheiten können im vorliegenden Papier aber im Wesentlichen benannt werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Angaben zur zeitlichen Verzögerung aufgrund natürlicher Gegebenheiten durch ein hohes Maß an Variabilität und Unsicherheit gekennzeichnet sind und der wissenschaftliche Kenntnisstand hierzu relativ gering ist.

Für Fließgewässer kann im Unterschied zu Seen, für die aufgrund langjähriger Datenreihen und teilweise bereits seit vielen Jahren andauernder Sanierungsmaßnahmen Erfahrungen über Erfolge und dafür benötigte Zeitspannen vorliegen, auf derartige Erfahrungen kaum zurückgegriffen werden. Entsprechende Veröffentlichungen berichten über teilweise sehr unterschiedliche Erfahrungen hinsichtlich der Zeiträume, in denen sich die Erfolge einstellen.

Die ausgewerteten Projekte, sind jedoch nur eingeschränkt vergleichbar, da unterschiedliche Maßnahmen an Gewässerstrecken unterschiedlicher Länge betrachtet wurden. Auch fehlen meist lückenlose Untersuchungen zur Besiedlung mit den biologischen Qualitätskomponenten der WRRL vor Durchführung der Maßnahmen. Inwieweit typspezifische Arten in den Einzugsgebieten als Wiederbesiedlungsquellen vorkommen, wurde nicht immer berücksichtigt.

Überwiegend stand die Verbesserung des hydromorphologischen Zustands als wesentlicher erster Schritt im Vordergrund. Während hydromorphologische Verbesserungen durch anschließende Erfolgskontrollen dokumentiert wurden, sind die Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften nicht umfänglich beschrieben (Sundermann et al. 2009). Wenn die biologischen Qualitätskomponenten untersucht wurden, konzentrieren sich die Projekte und ihre Erfolgskontrollen oft auf Fische und Makrozoobenthos; in einigen Fällen wurden auch Makrophyten, in wenigen auch Phytobenthos einbezogen. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser hat in 2019 ein umfangreiches Projekt zum Thema Erfolgskontrolle begonnen, aus dem eine Zusammenfassung bisher vorliegender Erkenntnisse resultieren wird.

Verzögerungszeit bei der Wiederherstellung der Wasserqualität – Bereich Nährstoffe

Neben diffusen Nährstoffeinträgen aus Flächennutzungen und punktuellen Einträgen, die zu erhöhten Nährstofffrachten führen, kann es insbesondere in stauregulierten Flüssen infolge langer Verweilzeiten zur Remobilisierung von Phosphor aus den Sohlsedimenten kommen. Es kann dann viele Jahre dauern, bis die Nährstoffkonzentrationen absinken.

Es ist ebenfalls zu berücksichtigen, dass sich bestimmte Maßnahmen, wie zum Beispiel eine reduzierte P-Düngung landwirtschaftlicher Flächen, erst nach Jahren auf das Gewässer auswirken, da der leicht verfügbare P-Anteil im Boden nur sehr langsam abnimmt. Diese zeitliche Verzögerung ist nicht in der vorliegenden Einschätzung berücksichtigt und muss ggf. maßnahmenbezogen dazu addiert werden.

Verzögerungszeit bei der ökologischen Regeneration – Maßnahmenbereich Nährstoffe

Nährstoffeinträge wirken sich primär auf die benthische Flora und das Phytoplankton aus, sekundär jedoch auch auf Makrozoobenthos und Fische. Die Auswirkung in den Gewässern kann bei gleichem Nährstoffeintrag sehr unterschiedlich sein.

Phytoplankton:

Das Phytoplankton in Fließgewässern reagiert in Abhängigkeit von der Lichtverfügbarkeit, Wasseraufenthaltszeit, Hydraulik und Beschattung unterschiedlich auf Nährstoffreduktion. Je größer das Einzugsgebiet, desto träger reagiert das System. Während in den Oberläufen der großen Flüsse schnelle Aspektwechsel von Phytoplankton zu Makrophytendominanz in Zusammenhang mit begleitenden strukturellen Maßnahmen (z.B. Gewässerrandstreifen) möglich sind, hängen Veränderungen in den Unterläufen nach erfolgter Nährstoffreduktion im Oberlauf von weitergehenden Maßnahmen ab, wie z.B. die Anbindung an die Aue oder das Öffnen von Altarmen.

Die Phytoplanktonbewertung nach WRRL beschränkt sich auf mittlere bis große Fließgewässer, deren physikalische Bedingungen (Lichtverfügbarkeit, Wasseraufenthaltszeit,

Hydraulik, Beschattung etc.) die Bildung einer erheblichen Biomasse von Phytoplankton unter natürlichen Bedingungen der Gewässermorphologie erlauben, und damit planktonführend sind (Mischke et al. 2005). Innerhalb der Flussgebietsgemeinschaften wurden durch Nährstoffreduktionskonzepte in der Wasserwirtschaft sowie durch Beratungen und Maßnahmen in der Landwirtschaft Nährstoffreduktionen vereinbart und schrittweise umgesetzt. Die Wirkungen sind jedoch je nach Einzugsgebiet der Flüsse und Folgen ehemaliger Nutzungen (Drainagen, Fehlen von Gewässerrandstreifen etc.) sehr unterschiedlich. In mittleren ungestauten Fließgewässern sind Aspektwechsel von Phytoplanktontrübung zu Makrophytendominanz nach Nährstoffreduktion beschrieben (Müggelspree Brandenburg-Berlin). In gestauten Fließgewässern sind ebenfalls abschnittsweise Rückgänge im Phytoplankton dokumentiert, wobei diese oft nicht (nur) auf die Nährstofflimitation, sondern auch auf die Auswirkung des Zooplanktons oder der Biofiltrierer im Makrozoobenthos zurückzuführen sind (Mosel, Rheinland-Pfalz). Die Unterläufe der großen Flüsse im Flachland reagieren eher träge, da der Detritus aus den Oberläufen oft erst hier mineralisiert wird und aufgrund der Größe des Einzugsgebietes die Risiken von Nährstoffeinträgen (Phosphor und Stickstoff) relativ hoch sind. Förderlich ist hier der Anschluss an die Auen, die infolge natürlicher Hochwässer als Stoffsenken fungieren.

Benthische Diatomeen:

Benthische Diatomeen reagieren auf punktuelle Einträge in kleinen Fließgewässern kurzfristig und können auch langfristig bezüglich der Besiedlungsdichte Nährstoffrückgänge dokumentieren. Jedoch ist fallweise der Umstand festzustellen, dass trophieanzeigende Kieselalgen in Gewässern weiterhin dominieren können, obwohl die Nährstoffbelastung erheblich verringert worden ist. Beobachtungen dieser Art stützen die Vermutung eines gewissen Beharrungsvermögens einzelner Arten auch unter für sie suboptimaler Nährstoffversorgung und belegen, dass sich Veränderungsprozesse je nach Gegebenheiten über längere Zeiträume erstrecken können.

In kleinen Fließgewässern lässt sich die Menge des Kieselalgenaufwuchses ab einer bestimmten Nährstoffkonzentration durch Beschattung zu einem gewissen Grad kompensieren. Diese Zusammenhänge sind gewässerspezifisch, und wirksame Zeitspannen sind unsicher.

Folgende Annahmen liegen den für Fließgewässer geschätzten Zeitspannen zugrunde, wobei auch immer zu berücksichtigen ist, dass für die Zielerreichung - zusätzlich zu entsprechenden hydromorphologischen Bedingungen - eine Grundvoraussetzung ist, dass keine signifikante stoffliche (Nährstoffe, Salze, Saprobie, flussgebietsspezifische Schadstoffe) oder thermische Belastung (erhöhte Wassertemperatur) vorliegt. Bei signifikanten stofflichen Belastungen ist zu berücksichtigen, dass nach Durchführung entsprechender Maßnahmen ggf. für die Ausschwemmung / Aushagerung und deren Wirkung auf die Biozönose Zeitspannen anzusetzen sind, die sich nur mit einem großen Unsicherheitsfaktor abschätzen lassen.

Verzögerungszeit bei Wiederherstellung der hydromorphologischen Bedingungen

Die Wiederherstellung naturnaher/geeigneter hydromorphologischer Bedingungen ist eine wesentliche Voraussetzung für die Wiederbesiedlung.

Nach Umsetzung der geeigneten und auf den Gewässertyp zugeschnittenen erforderlichen hydromorphologischen Maßnahmen beginnt i.d.R. eine Entwicklung der Gewässerstrukturen und der Strömungsmuster in Richtung des naturnahen, gewässertypischen Zustands. Die Geschwindigkeit dieser Entwicklung ist zum einen abhängig vom Gewässertyp (z.B. verändern sich gefällereiche Mittelgebirgsbäche schneller und in kürzerer Zeit als langsam fließende Tieflandbäche), aber auch von bettbildenden Abflüssen. Für die meisten Fließgewässer stellen diese eine wichtige Voraussetzung zur Restrukturierung und Entwicklung der gewässertypischen Habitate dar. Die Häufigkeit dieser Hochwasserereignisse ist nur statistisch vorhersagbar, so dass sie u.U. viele Jahre ausbleiben können und sich folglich die Zeitspanne der Gewässerentwicklung verlängert. Hochwasserereignisse sind stark variierende natürliche Gegebenheiten. Im Rahmen des Klimawandels ist zukünftig mit einer Veränderung der hydrologischen Kennwerte, z.B. einer Zunahme von Starkregenereignissen zu rechnen.

Der Zustand eines Wasserkörpers vor Umsetzung hydromorphologischer Maßnahmen bestimmt ebenfalls die Zeitspanne, die für eine Restrukturierung erforderlich ist.

Gewässerstrecken mit beispielsweise „stark“ oder „sehr stark veränderter“ Gewässerstruktur (Strukturklassen 5 und 6, bezogen auf die 7-stufige Klassifizierung) regenerieren sich i.d.R. über längere Zeiträume als Strecken mit „mäßiger“ oder „deutlich“ veränderter Struktur (Strukturklasse 3 oder 4). Eine zu sanierende Tiefenerosion kann beispielsweise den Zeitraum für eine Regeneration extrem verlängern, wenn u.a. das erforderliche Geschiebe nur sporadisch nachgeliefert wird.

Im Regelfall ist davon auszugehen, dass die Strukturklasse 4 als Gesamtbewertung für die Zielerreichung ausreichend ist. Allerdings kann es erforderlich sein, dass sich die wichtigsten typspezifischen Einzelparameter in einem besseren Zustand befinden müssen und weitere Randbedingungen, wie beispielsweise die Landnutzung im Einzugsgebiet, dem nicht entgegenstehen.

Die Entwicklung eines strukturell naturnahen Zustands als Voraussetzung für die biotische Entwicklung umfasst auch die Schaffung von typkonformen, standortgerechten und -heimischen Gehölzen, die mit mindestens 20 Jahren anzugeben ist. Eine Schwarzerle erreicht beispielsweise im Alter von 20 Jahren erst 50 % ihrer Wuchshöhe (Utschig 2004). Trotz unterstützender Initialmaßnahmen bedarf es daher eines längeren Zeitraums bis Büsche und Gehölze herangewachsen sind und ihre Wirkung auf die Gewässer entfalten können. Hier sind neben der Beschattung und der damit einhergehenden natürlichen Regulierung der Wassertemperatur auch der Eintrag von Laub und Totholz als Nahrungsquelle und als Habitat sowie der Einfluss auf Uferbeschaffenheit und Strömungsmuster zu nennen. Auch die Art der Gewässerunterhaltung spielt eine wesentliche Rolle.

Die Anbindung der Aue oder der Talsohle und die Entwicklung standorttypischer Auenvvegetation bis hin zum Auwald ist ggf. erforderlich und hat eigene Sukzessionszeiträume. Beispielsweise laicht der Hecht in den natürlichen Überschwemmungsgebieten und die Jungfische wachsen dort auf.

Die Wirkung des Einzugsgebiets eines Wasserkörpers ist ebenfalls von großer Bedeutung, wie z.B. Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts und Einträge von Feinsedimenten aus der Flächennutzung, die sich über lange Gewässerstrecken ausdehnen und die Gewässersohle negativ beeinflussen können.

Verzögerungszeit bei der ökologischen Regeneration, Bereich Wiederbesiedlung mit dem fließgewässertypischen Arteninventar im Zuge von hydromorphologischen Maßnahmen

Die Verzögerung einer Wiederbesiedlung mit gewässertypischen Arten ist von zahlreichen Faktoren abhängig. Wichtige Voraussetzungen stellen zunächst - neben einer ausreichenden Wasserqualität - die Fortschritte bei der Entwicklung der naturnahen hydromorphologischen Bedingungen dar. **Es wird bei der Einschätzung der Zeitverzögerung davon ausgegangen, dass die Wiederbesiedlung parallel zur Entwicklung der Gewässerstrukturen und Habitate beginnt und daher grundsätzlich von zumindest teilweise parallel ablaufenden Vorgängen auszugehen ist.**

Typspezifisches Arteninventar

Das typspezifische Arteninventar meint den Bestand an fließgewässertypischen Arten der biologischen Qualitätskomponenten in einem Wasserkörper oder einem Einzugsgebiet bzw. in einem Planungsraum. Nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen bzw. hydromorphologischen Maßnahmen benötigen die Arten eine gewisse Zeit zur Wiederbesiedlung der entwickelten Habitate. Zeitbestimmend sind zum einen die Ausbreitungseigenschaften der Arten (Mobilität). Hinzu kommt, ob barrierefreie Ausbreitungs- und Wanderwege zur Verfügung stehen. Von entscheidender Bedeutung ist jedoch, ob die typspezifischen Arten im Wasserkörper bzw. in den Einzugsgebieten vorkommen. Das Vorhandensein und auch die Vollständigkeit dieses Arteninventars bestimmt grundsätzlich die Zeitspanne bis zur Zielerreichung. **Die Wahrscheinlichkeit einer zügigen Wiederbesiedlung bzw. das Wiederbesiedlungspotential ist dann am größten, wenn das typspezifische Arteninventar als Besiedlungsquelle für renaturierte Gewässerabschnitte in erreichbarer Nähe vorhanden ist.** In Einzugsgebieten mit geringem Vorkommen wertgebender gewässertypspezifischer Arten ist eine Wiederbesiedlung erst auf längere Sicht zu erwarten.

Qualitätskomponentenspezifische Besonderheiten

Die biologischen Qualitätskomponenten (Fische, MZB, Makrophyten, Phytobenthos, Phytoplankton) besiedeln renaturierte Gewässerabschnitte mit unterschiedlicher Geschwindigkeit. **Grundsätzlich wird die Zeitspanne bis zur Zielerreichung von der Qualitätskomponente bestimmt, die am langsamsten auf die Verbesserung der abiotischen Bedingungen reagiert.**

Fische

Aufgrund der höheren Mobilität von Fischen können die renaturierten Abschnitte grundsätzlich schneller besiedelt werden, wenn diese erreichbar sind. Durch die im Vergleich zu den anderen biologischen Qualitätskomponenten längeren Generationszeiten von Fischen sowie der für einen guten ökologischen Zustand erforderlichen Altersstruktur kann eine vollständige Wiederbesiedlung einschließlich dem Aufbau einer selbsterhaltenden Population – auch wenn im Einzugsgebiet die Zielarten vorkommen – jedoch mehrere Jahre dauern. Groppen können aufgrund ihrer ausgeprägten Standorttreue beispielsweise auch unter guten Bedingungen jährlich allenfalls nur wenige Kilometer wiederbesiedeln. Wenn in einem Einzugsgebiet die Zielarten nicht mehr vorkommen und die entsprechenden Abschnitte nicht erreichbar sind, ist für Fische über längere Zeit eine grundlegende Verbesserung der Zustandsbewertung nicht zu erwarten, auch wenn die abiotischen Bedingungen dies erlauben würden.

Makrozoobenthos

Neben dem Vorhandensein von Wiederbesiedlungsquellen sind die charakteristischen Ausbreitungsfähigkeiten der Makrozoobenthosarten für die Wiederbesiedlung von Gewässerabschnitten von Bedeutung. Für etliche Arten liegen zwar Angaben zu Ausbreitungseigenschaften vor, es fehlen jedoch Erfahrungen zu den Ausbreitungswahrscheinlichkeiten (Dahm et al. 2014). Die einzelnen Gruppen des Makrozoobenthos können sich grundsätzlich durch passive Drift gewässerabwärts, gewässeraufwärts gerichtetes aktives Schwimmen und / oder Flugausbreitung fortbewegen. Von den Ausbreitungseigenschaften hängt auch ab, inwieweit von Wiederbesiedlungsquellen weiter entfernte Renaturierungsstrecken besiedelt werden können. Neuere Auswertungen zeigen, dass die Ansiedlung anspruchsvoller Lebensgemeinschaften maßgeblich von Besiedlungsquellen in maximal fünf Kilometer Entfernung abhängt (Sundermann et al. 2012, Hering 2017). Das bedeutet, dass nur eine sukzessive Ausbreitung der wertgebenden Makrozoobenthosfauna von einem zum nächsten renaturierten Gewässerabschnitt erfolgen kann und davon auszugehen ist, dass in Wasserkörpern mit weiter entfernten Wiederbesiedlungsquellen eine entsprechend längere Zeitspanne bis zum Erreichen des guten ökologischen Zustands zu erwarten ist.

Phytobenthos

Für das Phytobenthos - insbesondere für das Phytobenthos ohne Diatomeen – liegen keine Erfahrungen zur Wiederbesiedlung von sanierten Gewässerstrecken vor. Es werden daher für Phytobenthos ohne Diatomeen keine Angaben gemacht, da in Hinblick auf Wiederbesiedlungspotentiale in den Einzugsgebieten und zu Ausbreitungsprozessen keine Kenntnisse vorliegen. Schätzwerte werden für Diatomeen angegeben, da sie kurze Generationszeiten haben und sich die Diatomeengesellschaften i.d.R. vergleichsweise schnell auf geänderte bzw. verbesserte Umweltbedingungen anpassen können. Es ist davon auszugehen, dass Diatomeen weniger auf die Verbesserung der strukturellen Bedingungen reagieren als auf die Verbesserung der Nährstoffsituation.

Makrophyten

Zu Makrophyten liegen vergleichsweise wenige Informationen zur Ausbreitung in Gewässersystemen vor. Bei ihnen steht die passive Ausbreitung insbesondere durch Verdriftung im Vordergrund. Aufgrund ihrer überwiegend vegetativen Vermehrung werden z.B. Sprossfragmente mit der Strömung abwärts transportiert. Eine Ausbreitung kann auch durch Wind und Wasservögel oder durch menschliche Aktivitäten (u.a. Freizeitnutzungen, Mahd) erfolgen. Auch artspezifische Faktoren spielen eine Rolle, wie die Schwimmfähigkeit der Samen und Sprosse und ihre Fähigkeit zur Einwurzelung (LANUV NRW 2012).

Phytoplankton

Die Menge und Artenzusammensetzung von Phytoplankton ist im Wesentlichen von dem Gehalt an Nährstoffen wie Phosphor, Stickstoff und Silizium abhängig. Aber auch Lichtverfügbarkeit und Wasserverweilzeit spielen eine Rolle (s. Seite 8), so dass auch hierdurch Einflüsse der Gewässermorphologie zum Tragen kommen. Selbst in Gewässerabschnitten von nicht bewertungsrelevanten Gewässertypen, wie kleine Bäche und Flüsse, kann bei hydromorphologischer (Aufstau, Teiche etc.) und struktureller Degradation (fehlende natürliche Uferbeschattung) Planktonwachstum gefördert werden.

Neobiota

Es ist generell nicht sicher vorhersagbar, wie sich neobionte Arten in einem Fließgewässer etablieren, ob diese möglicherweise invasiv werden oder einhergehend mit Renaturierungserfolgen das heimische, typspezifische Arteninventar wieder einen Konkurrenzvorteil bekommt und damit eine Zielerreichung näher rückt. Ebenso wie bei fehlenden Wiederbesiedlungsquellen werden hierfür keine Zeitspannen angegeben. Die damit verbundenen Unsicherheiten in Hinblick auf die Zielerreichung werden sowohl für Fließgewässer als auch für Seen in Kap. 4 ausführlicher erörtert.

Die Empfehlungen zu Schätzwerten für Fließgewässer zur Verzögerung der Zielerreichung aufgrund natürlicher Gegebenheiten finden sich im Anhang, Tabelle A1.

2.1.3 Verkürzung der Reaktionszeit durch Besatzmaßnahmen

Wiederansiedlungsprojekte können zur Zustandsverbesserung und zur Verkürzung der Zeitspanne bis zum guten Zustand für die Fischfauna führen (Beispiele: Lachs, Stör und Huchen). Grundsätzlich sind aber Maßnahmen zur Verbesserung oder Wiederherstellung der Durchgängigkeit für Fischwanderungen erforderlich. Diese umfassen nicht nur Maßnahmen an Querbauwerken, sondern auch Renaturierungsmaßnahmen von Abschnitten mit technischer Befestigung der Gewässer, insbesondere der Sohle.

2.2 Seen

2.2.1 Belastungen und erforderliche Maßnahmen

Die vorherrschende Belastung von Seen in Deutschland geht von einer erhöhten Nährstoffkonzentration aus, die zu einer übermäßigen Erhöhung der Biomasse und Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung der Organismen führt. Die anthropogen bedingte Erhöhung des Nährstoffangebotes, besonders von Phosphor, erfolgt überwiegend durch den diffusen Eintrag aus landwirtschaftlichen Nutzflächen und/oder durch den punktuellen Eintrag von Nährstoffen aus Abwässern. Die daraus resultierende Eutrophierung hat u. a. eine Erhöhung der Primärproduktion, eine erhöhte Sauerstoffzehrung, eine Verringerung der Sichttiefe, und eine geringere Artenvielfalt zur Folge.

Auch **Schadstoffe** können Störungen der biologischen Lebensgemeinschaft bewirken. Hierunter fallen die flussgebietspezifischen Schadstoffe, die zur Einstufung des ökologischen Zustandes herangezogen werden.

Eine weitere stoffliche Belastung stellt die **Versauerung** dar, welche durch die anthropogen bedingte Emission von Schadstoffen in die Atmosphäre und deren Eintrag in die Gewässer hervorgerufen wird. Diese Form der Versauerung spielt in Deutschland für Seen über 0,5 km² eine untergeordnete Rolle.

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

Um festzustellen, welche **Maßnahmen** zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes notwendig sind, ist eine Defizitanalyse durchzuführen (siehe „Empfehlungen für eine harmonisierte Vorgehensweise zum Nährstoffmanagement (Defizitanalyse, Nährstoffbilanzen, Wirksamkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen) in Flussgebietseinheiten, LAWA 2017). Das Ergebnis ist die **Abschätzung der erforderlichen Minderung des P-Eintrages** in kg/a inklusive einer Information, ob die interne P-Rücklösung aus dem Sediment eine maßgebliche Rolle im Stoffhaushalt des Sees spielt. Andere Belastungsparameter wie das fehlende Besiedlungspotenzial, die Substratverhältnisse, der Fraßdruck, die Wasserstandsführung, invasive Arten etc. sind zu ergänzen. Auch das Thema Klimawandel ist zu betrachten.

Tab. 2: Übersicht über die zu erreichenden Ziele anhand von Indikatoren je aufgezeigtem Handlungsfeld:

Erforderliche Maßnahmen umgesetzt:	Stoffeinträge	Uferstruktur	Wasserstands-dynamik*	Nutzung des Sees (Fischerei, Angelsport, Bootsverkehr, etc.)
Indikatoren:	P-Einträge sind verträglich; Basischemie in den Zuläufen unauffällig	Strukturklassifikation nach LAWA überwiegend gut	naturnahes Regime von Hoch - und Niedrigwasserständen	Die Nutzung des Sees steht der Entwicklung zum guten ökologischen Zustand nicht entgegen.

* gilt nicht für Talsperren und Seenspeicher

2.2.2 Abschätzung des Zeithorizontes

Verzögerungszeit bei der Wiederherstellung der Wasserqualität – Nährstoffe

Die Reaktionszeit auf die Nährstoffreduzierung ist je nach Seetyp und Qualitätskomponente unterschiedlich lang. Um abzuschätzen, wie schnell die Seen auf die durchgeführten erforderlichen Maßnahmen reagieren, ist es nötig, Seengruppen zu bilden (s. Anhang Tabelle A2). Diese differenzieren nach Einzugsgebietsgröße im Verhältnis zum Seevolumen, nach der Wasseraufenthaltszeit und der thermischen Schichtung. Diese Größen beeinflussen den Stoffhaushalt und alle darauf basierenden Prozesse in einem See maßgeblich.

A: See thermisch geschichtet, Einzugsgebiet relativ klein ($VQ^{**} < 1,5$): Seetypen 3, 4 (z.T.), 7, 13

B: See thermisch geschichtet, Einzugsgebiet relativ groß ($VQ > 1,5$): Seetypen 2, 4 (z.T.), 5, 8, 9, 10)

C: See thermisch ungeschichtet, Einzugsgebiet relativ groß ($VQ > 1,5$): Seetypen 6, 11, 12, (Typ 14*)

*Typ14 hat mit $VQ < 1,5$ ein relativ kleines oberirdisches Einzugsgebiet. Durch die fehlende thermische Schichtung im Sommer ist dieser jedoch in der Lage, vorhandene Nährstoffe effizient zu nutzen. Die Reaktionszeit wird daher bei diesem Seetyp eher höher eingeschätzt und daher in die Gruppe C eingeordnet.

** VQ: Verhältnis Einzugsgebietsfläche zum Seevolumen

Als Verzögerungsgründe werden die Höhe der früheren P-Belastung und Intensität der P-Konzentration bzw. Rücklösung aus dem Sediment berücksichtigt. Dabei unterscheidet man die vorher weniger belasteten Seen und die vorher stark belasteten Seen. Die zeitliche Verzögerung wird in Zeitspannen dargestellt und je nach Bewertungskomponente abgeschätzt.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass sich bestimmte Maßnahmen, wie zum Beispiel eine reduzierte P-Düngung landwirtschaftlicher Flächen, erst nach Jahrzehnten auf das Gewässer auswirken. Diese zeitliche Verzögerung ist nicht in der vorliegenden Einschätzung (siehe Tabelle A2 im Anhang) berücksichtigt und muss ggf. maßnahmenbezogen dazu addiert werden.

Um die Erreichung der Ziele der WRRL zu beschleunigen, kann es in einigen Fällen sinnvoll sein, Restaurierungsmaßnahmen im See umzusetzen (siehe Kapitel 2.2.3). Unbedingte Voraussetzung ist jedoch, dass alle notwendigen Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet umgesetzt werden.

Verzögerungszeit bei der ökologischen Regeneration

Die taxonomische Zusammensetzung und die absolute Biomasse des Phytoplanktons sind gut geeignet, den Trophiestatus von Seen anzuzeigen und das Ausmaß einer diesbezüglichen

Degradation, der anthropogen bedingten Eutrophierung, im Freiwasser festzustellen (RIEDMÜLLER et al. 2013). Die Reaktionszeit der Algen beträgt dabei oft nur Tage bis wenige Wochen. Je höher der Nährstoffgehalt, desto höher die Trophie und die möglichen Phytoplanktonbiomassen. Der Phosphor stellt dabei in vielen Seen als limitierender Nährstoff die Schlüsselgröße für die Trophieausprägung dar. Daher ist es sinnvoll, die Orientierungswerte für Gesamtphosphor gemäß Oberflächengewässerverordnung zur Plausibilisierung der ökologischen Bewertung heranzuziehen.

Beobachtungen und Studien zeigten für einen Regimewechsel von einer Phytoplankton- zu einer Makrophytendominanz bzw. für das Erreichen des guten ökologischen Zustandes anhand der Biokomponente Makrophyten/Phytobenthos eine längere Reaktionszeit an als das Phytoplankton. Daher sind die Zeitspannen für die Zielerreichung bei der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos etwas länger angesetzt. Makrophyten besiedeln in Folge verringerter Algendichten und einer resultierenden besseren Durchlichtung größere Wassertiefen. Bereits im Gewässer vorhandenen Wasserpflanzenarten breiten sich im See weiter aus. Aus den in den Sedimenten vorhandenen Dauerstadien (Diasporen) können Arten keimen, die früher den See einmal besiedelt haben (Referenzarten). Diese Prozesse nehmen jedoch viel Zeit in Anspruch, u. a. weil die nährstoffreichen Sedimente zunächst oft nur von anspruchslosen, eutraphenten Arten besiedelt werden.

Eine weitere nach WRRL zu bewertende Qualitätskomponente ist das Makrozoobenthos. Da die Zusammensetzung der Makrofauna im Litoral von der Struktur und dem Substrat der Ufer und weniger vom Stoffhaushalt des Freiwassers beeinflusst wird, wurde hier pro „Belastungszustand“ eine Spanne für alle drei Fallgruppen definiert. Für eine strukturreiche wirbellose Fauna im Litoral bilden Makrophyten und Substrate ohne Faulschlammauflagen wichtige Habitate für die Wiederbesiedlung. Da sich nach einer Übernutzung im Uferbereich Strukturen und Biozönosen erst langsam entwickeln (z.B. Muschelbänke und Gelegegürtel mit Insektenlarven) ist in Abhängigkeit vom Wiederbesiedlungspotenzial eine lange Reaktionszeit zu erwarten.

Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft reagiert in der Regel trophieabhängig, so dass die Zeitspannen an das Phytoplankton angeglichen wurden. Voraussetzung dafür ist neben einer oberirdischen Verbindung des Sees mit umliegenden Fließgewässern bzw. Gewässersystemen das Vorhandensein von genügend Laichhabitaten. Bei einem zu niedrigen Bestand von Raubfischen können sich eine gezielte Befischung des Weißfischbestandes oder andere Hegemaßnahmen positiv auf die Reaktionszeit auswirken.

Sowohl ein geringes Wiederbesiedlungspotenzial im Bereich der Unterwasserpflanzen als auch das Auftreten von Neophyten (z.B. *Elodea nuttallii*) oder Neozoen (z.B. *Pontogammarus robustoides*) können dazu führen, dass der gute ökologische Zustand des betroffenen Sees auf unbestimmbare Zeit nicht erreicht wird. Bei diesen beiden Faktoren werden keine verlängerten Zeitspannen abgeschätzt, da es zurzeit noch zu wenig Erfahrungen gibt, wie sich z.B. die Neophyten, auch im Zuge des Klimawandels, weiterentwickeln. Durch ein „+“ in der Tabelle wird gekennzeichnet, dass Zeitzuschläge nötig sein können.

Die angenommenen Zeitspannen für die einzelnen Fallgruppen und Qualitätskomponenten (siehe Tabelle), die die Variabilität der Seen hinsichtlich ihrer Reaktionszeit aufzeigen, wurden unter Berücksichtigung ausgewählter Literatur definiert und mit Seebeispielen aus verschiedenen Bundesländern validiert.

Folgende Literatur bzw. Beispiele zum Thema „Reaktion von Seen auf Sanierungsmaßnahmen bzw. Restaurierungsmaßnahmen“ wurden in die Studie miteinbezogen:

Nach Chorus & Schauser (2011) bewirkte die erfolgreiche externe Phosphoreliminierung über eine kontinuierlich arbeitende Phosphatelimierungsanlage am Tegeler See eine schrittweise Oligotrophierung. Während das Phytoplankton nach 2 Jahren reagierte und sich nach ca. 10 Jahren eine mesotrophe Artengemeinschaft etablierte, dauerte es weitere 15 Jahre bis sich eine artenreiche Makrophytenbesiedlung einstellte. Durch das Fehlen der typspezifischen Characeen entspricht der Makrophytenbestand jedoch auch 30 Jahre nach Maßnahmenbeginn noch nicht dem Zielzustand. Die Dauer der Rückkehr zum guten Zustand ist demnach stark abhängig, bei welchem Niveau gestartet wird.

Eric Jeppsen et al. veröffentlichte 2005 eine Auswertung von 35 Langzeitdatenreihen hinsichtlich Reoligotrophierung. Es zeigte sich, dass die Phytoplanktonbiomasse eindeutig bei einem verminderten P-Eintrag abnimmt. Die Unterwasservegetation reagiert in einigen Seen auf die Reoligotrophierung, in anderen jedoch nicht. Eine interne P-Rücklösung kann die Erholung eines Sees hinauszögern, aber in vielen Seen stellt sich nach 10-15 Jahren ein neues Gleichgewicht ein. Die Auswirkung des Klimawandels kann die Effekte reduzieren.

Nach Phillips et al. (2005) kann aufgrund der Remobilisierung von Phosphor aus dem Sediment die Erholung von Seen 15 Jahre dauern. Makrophyten können jedoch auch noch nach 20 Jahren fehlen.

In den folgenden Fallbeispielen werden Dauer der Gewässerholung und die Effekte nach Reduktion der Belastung aus dem Einzugsgebiet dargestellt.

Starnberger See (Typgruppe A, Vorbelastung rel. gering)

Der Starnberger See ist nach dem Bodensee der See mit dem größten Wasservolumen in Deutschland. Er hat eine Fläche von 56 km² und Maximaltiefe von 128 m, die theoretische Wassererneuerungszeit beträgt 21 Jahre. Die ersten Messungen in den 1970er Jahren wiesen für den See eine Gesamt-P Konzentration von 30 µg/l im Jahresmittel aus, womit der See sich für seinen Typ betrachtet im Übergangsbereich von meso- zu eutroph befand. Als wichtigste Sanierungsmaßnahme wurde 1976 ein Ringkanal zur Sammlung aller Abwässer der Ufergemeinden mit zentraler Kläranlage am Seeablauf in Betrieb genommen. Im Jahr 1987 nach 11 Jahren war die P-Konzentration auf < 20µg/l gesunken, eine Konzentration, die den mesotrophen Zustand gewährleistet. Das Erreichen einer Konzentration im Bereich der Orientierungswerte, die heute mit dem guten ökologischen Zustand bezgl. Phytoplankton einhergehen würde, wurde wenige Jahre später erreicht. Die erste Makrophytenkartierung am Starnberger See wies dessen Uferbereiche im Jahr 1979 noch als eutroph aus, 10 Jahre später im Jahr 1989 konnte ein Großteil der Uferbereiche als mesotroph, manche sogar als oligotroph ausgewiesen werden. Nach 13 Jahren hat sich auch die Makrophyten betreffend ein guter ökologischer Zustand eingestellt, würde man die damaligen Daten mit den heute gültigen Verfahren berechnen. Der Starnberger See stellt ein Beispiel für einen See dar, dessen Belastung sich vor Durchführung der Sanierungsmaßnahme noch auf einem relativ geringen Niveau befand, weswegen die Zeitspanne bis zur Erreichung eines guten Zustandes kurz war.

Ammersee (Typgruppe B, Vorbelastung rel. hoch)

Der Ammersee hat eine Fläche von 47 km² und eine Maximaltiefe von 81 m, die theoretische Wassererneuerungszeit beträgt 1,7 Jahre. Der See hat ein großes alpines Einzugsgebiet. Die ersten Messungen in den 1970er Jahren wiesen für den See eine Gesamt-P Konzentration von 50 µg/l im Jahresmittel aus, womit der See sich für seinen Typ betrachtet im stark eutrophen Bereich befand. Als wichtigste Sanierungsmaßnahme wurde 1971 ein Ringkanal zur Sammlung aller Abwässer der Ufergemeinden mit zentraler Kläranlage am Seeablauf in Betrieb genommen. Im Jahr 1987 nach 16 Jahren war die P-Konzentration auf < 20µg/l gesunken, eine Konzentration, die den mesotrophen Zustand gewährleistet. Das Erreichen einer Konzentration im Bereich der Orientierungswerte, die heute mit dem guten ökologischen Zustand bezgl. Phytoplankton einhergehen würde, wurde wenige Jahre später erreicht. Ein sicher guter Zustand bezüglich des Phytoplanktons wurde jedoch erst viele Jahre später erreicht, vermutlich, weil durch das alpine Zuflussregime bei Starkregen immer wieder Nährstoffschübe in den See gelangten, die sich auf die Planktonentwicklung negativ auswirkten. Die erste Makrophytenkartierung am Ammersee wies dessen Uferbereiche im Jahr 1986 noch als eutroph aus, 14 Jahre später im Jahr 2000 konnte ein Großteil der Uferbereiche als mesotroph, manche sogar als oligotroph ausgewiesen werden. Nach 29 Jahren hat sich auch die Makrophyten betreffend ein guter ökologischer Zustand eingestellt, würde man die damaligen Daten mit den heute gültigen Verfahren berechnen. Möglicherweise war die Zeitspanne auch etwas kürzer. Darüber liegen jedoch keine Daten vor. Der Ammersee stellt ein Beispiel für einen See dar, dessen Belastung sich vor Durchführung der Sanierungsmaßnahme auf einem hohen Niveau befand, weswegen die Zeitspanne bis zur Erreichung eines guten Zustandes länger gedauert hat.

Müggelsee (Typgruppe C, Vorbelastung hoch)

Der Müggelsee ist mit über 7,4 km² der größte Berliner See. Seine maximale Tiefe beträgt nur 7,7 m. Die Erholungsphasen dieses flachen, eutrophen Sees über 37 Jahre nach der Abnahme der N- und P-Belastung von 79% bzw. 69% aus dem Einzugsgebiet und die sich anschließenden, vielfältigen seeinternen Prozesse des Nährstoffumsatzes wurden dokumentiert. Während die Stickstoffkonzentrationen im See kurzfristig reagierten, blieb die P-Konzentrationen etwa 20 Jahre lang erhöht. Phosphor war im Frühjahr wachstumshemmend, während N im Sommer limitierte. Das Biovolumen der Cyanobakterien sank um 89% bzw. 76%. Der Anteil an N₂-fixierenden Cyanobakterien und die geschätzte Gesamt-N₂-Fixierung änderte sich im Laufe der Zeit nicht.

Mit sinkenden Phosphorkonzentrationen nach 20 Jahren ging das Phytoplankton deutlich zurück, und es kam zu einer deutlichen Makrophytendominanz, die jedoch noch von eutraphenten Arten beherrscht werden. Die dominanten Arten wechseln stark. Die untere Ausbreitungstiefe der Pflanzen nahm bis 2017 jährlich zu.

Der Einfluss der Wassertemperatur incl. der Eisbedeckung beeinflusste die Phytoplanktodynamik, insbesondere die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons.

2.2.3 Verkürzung der Reaktionszeit durch Restaurierungsmaßnahmen

Bei einigen Seen bzw. Seentypen kann es sinnvoll sein, nach einer erfolgten Sanierung des Einzugsgebietes Restaurierungsmaßnahmen im See durchzuführen, um die biozönotische Reaktion auf die verringerte P-Belastung zu beschleunigen. In diesem Zusammenhang unterscheidet man Maßnahmen zur stofflichen Verbesserung des Sees und Maßnahmen zur strukturellen Verbesserung.

Stoffliche Verbesserungen können je nach Gewässerart und -situation u.a. durch P-Entnahme (Sedimententnahme, Tiefenwasserentnahme bzw. -Ableitung, P-Fällungsanlagen) oder P-Bindung (Tiefenwasserbelüftung, Sedimentabdeckung, Fällmittelapplikation) erreicht werden. Die dauerhaftesten Restaurierungserfolge werden in der Regel durch eine Kombination verschiedener, auf einen See individuell angepasste Maßnahmen erreicht.

In den folgenden Fallbeispielen werden einige erfolgreiche Maßnahmen zur stofflichen Verbesserung dargestellt.

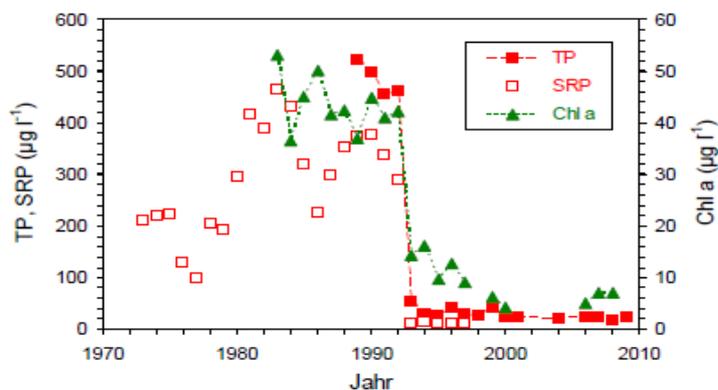
Behlendorfer See

Eine Analyse des Einzugsgebietes zeigte, dass die Belastungen des Behlendorfer Sees durch externe Einträge relativ gering waren. Die Hauptnährstoffquellen waren nicht mehr im Einzugsgebiet des Sees zu finden, sondern – als Folge der früheren Belastung – im See selbst. Im Dezember 2009 wurde der Behlendorfer See mit Bentophos behandelt. Erste Erfolge konnten bereits 2010 festgestellt werden. Der See wurde 2010 das erste Mal anhand der Phosphor- und Chlorophyll a-Konzentration und der Sichttiefe als mesotroph eingestuft, obwohl die Chlorophyll a-Konzentration diesem Trend etwas verzögert folgte. Anhand des Phytoplanktons wurde der See 2011 erstmals mit gut bewertet (ARP & MAIER 2012). Die bessere Durchlichtung des Sees führte wiederum zu einer Ausbreitung der submersen Makrophyten. Die Ergebnisse der Unterwasserpflanzen-Kartierung zeigen beim Behlendorfer See eine deutliche Verbesserung hinsichtlich des Arteninventars ab 2010 (STUHR 2016). Die untere Makrophytengrenze hatte sich signifikant verbessert. Es fehlten jedoch bestimmte Zeigerarten, die charakteristisch sind für den mesotrophen Seetyp. Seit 2010 bis heute erscheinen Arteninventar und Dichte der Unterwasserpflanzen jedoch weitgehend konstant. Der ökologische Zustand wurde weiterhin anhand der Unterwasservegetation mit „unbefriedigend“ bewertet. Daher wurde 2018 eine Wiederanpflanzung von bestimmten Zeigerarten als Initialpflanzung, geschützt in Käfigen, vorgenommen. Erste positive Entwicklungen haben sich bereits eingestellt.

Groß Glienicker See

Als Voraussetzung für eine nachhaltige Seesanieung wurden die externen Einträge aus dem Einzugsgebiet des Sees 1990 stark reduziert. Der Zustand des Sees hatte sich in den vergangenen 20 Jahren so verschlechtert, dass 1992 mit der Installation einer Belüftungsanlage, bestehend aus 4 Belüftern, begonnen wurde. Während der sommerlichen Schichtung des Sees wurde das sauerstoffdefizitäre Hypolimnion mit maximal 1800 kg O₂ pro

Tag angereichert. Neben dem Sauerstoffeintrag erzeugten die Belüfter eine künstliche Strömung von ca. 5 m³/s an der Sedimentoberfläche, die den Stoffabbau am Seeboden förderte (Ripl & Wolter 1993, Ripl 1994). 1992 wurde festes Eisen-oxid-hydroxid, ein Nebenprodukt aus der Trinkwassergewinnung, und eine flüssige 40%ige Eisenchloridlösung ausgebracht. (Ripl & Wolter 1992). Mit dem Ausbringen des Eisenchlorids wurde der Phosphor gebunden bzw. ausgefällt. Im Wasser sank die Phosphorkonzentration auf ca. 10% der Ausgangskonzentration im See. Sie hat sich mit der Stabilisierung des Ökosystems bis zum heutigen Zeitpunkt nochmals halbiert. Damit verbunden ist ein deutlich verringertes Phytoplanktonwachstum, Sauerstoffdefizite treten im Freiwasser seit 2006 nur selten zum Ende des Sommers auf und wurden nur die ersten Jahre nach der Fällung durch eine gezielte hypolimnische Belüftung kompensiert. Die Sichttiefen überschritten schon im Sommer 1993 die 2 m-Schwelle. 2017 wurden im Frühjahr Klarwasserstadien bis 7 m Sichttiefe und sommerliche Mittelwerte von 2-3 m erreicht. Aufgrund des verbesserten Unterwasserlichtklimas siedelten sich nach und nach Makrophyten an.



Groß Glienicker See: Verlauf der Konzentration des Gesamtphosphors (TP), des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) und des Chlorophyll a (Mittelwerte von 2 bis 24 Beprobungen; Daten des Berliner Senats, der TU Berlin und des IGB im Epilimnion).

Maßnahmen zur strukturellen Verbesserung des Lebensraums im und am See sind z.B. eine vor Fraß geschützte Wiederanpflanzung (als Initialpflanzung) von Indikatorarten. Am Behlendorfer See haben die im Jahr 2018 erhobenen Ergebnisse gezeigt, dass sich die drei angepflanzten Armelechtralgenarten innerhalb der Testflächen angesiedelt und etabliert haben. Das angepflanzte Spiegelnde Laichkraut zeigte darüber hinaus erste Ausbreitungstendenzen.

Auch die Anpflanzung von Schilf an geschützten Litoralbereichen mit eingeschränkter Nutzung ist hier zu nennen.

2.3 Übergangsgewässer

2.3.1 Belastungen und erforderliche Maßnahmen

Die Übergangsgewässer stellen einen besonderen Lebensraum im Übergang zwischen den Fließgewässern und dem marinen Küstengewässer dar. In Deutschland wurden nur an der Nordseeküste vier Übergangsgewässer ausgewiesen, die deutsche Ostseeküste verfügt über keine Übergangsgewässer.

Dabei wurden die großen Ästuarie von Ems, Weser und Elbe u.a. wegen des starken Tideeinflusses alle dem gleichen Gewässertyp (T1) zugeordnet. Die Mündung der Eider stellt wegen des geringeren Wasseraustausches während der Tiden einen eigenständigen Gewässertyp (T2) dar (LAWA 2016).

Die Wasserkörper der Übergangsgewässer sind Bundeswasserstraßen und haben als Seeschiffahrtstraßen eine wichtige Funktion für die Seeschiffahrt in der Gewährleistung der Erreichbarkeit der Seehäfen von u.a. Hamburg, Stade-Bützfleth, Brunsbüttel, Bremerhaven, Bremen, Brake, Emden, Leer, Papenburg und Tönning.

Zur Gewährleistung des Seeverkehrs wurden insbesondere die Übergangsgewässer des Typs 1 in der Vergangenheit erheblich ausgebaut und umgestaltet. Umfangreiche, fortlaufende Unterhaltungsarbeiten sind die Folge. Dies führte in der Vergangenheit zu erheblichen hydromorphologischen Veränderungen und zur Ausweisung der Wasserkörper der Übergangsgewässer Ems, Weser, Elbe als „erheblich veränderte Wasserkörper“ (heavily modified waterbodies, HMWB).

Das Übergangsgewässer der Eider wurde wegen der Eindeichungen und der Wirkungen des Eidersperrwerks ebenfalls als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB) ausgewiesen.

Durch die Ausweisung der Übergangsgewässer als HMWB ist der ökologische Zielzustand der WRRL für diese Gewässertypen das „gute ökologische Potential“.

Das ökologische Potenzial der Elbe wurde im letzten Bewirtschaftungsplan (2015) anhand der biologischen Qualitätselemente mit „mäßig“ bewertet. Unter anderem die Überschreitungen bei den flussgebietsspezifischen Schadstoffen führten auch insgesamt zum „mäßigen“ ökologischen Potenzial.

Auch das ökologische Potenzial der Weser wurde für alle Qualitätskomponenten als „mäßig“ bewertet. Insbesondere die stark veränderten Tidekennwerte (Tidenhub, Strömungsregime, Trübung) und der Verlust von Flachwasserzonen beeinträchtigen das ökologische Potenzial der Weser. Bei Umsetzung geeigneter Maßnahmen scheint die Erreichung des guten ökologischen Potenzials jedoch mittelfristig möglich (BWP 2015).

Besonders starke hydromorphologische Veränderungen erfolgten an der Ems. Hier wurde das natürliche hydrologische Regime gestört und das Tideverhalten verändert. Bei niedrigen Oberwasserabflüssen kommt es zu einem flussaufwärts gerichteten Schwebstofftransport und in dessen Folge zu hohen und höchsten Schwebstoffkonzentrationen in der oberen Tideems. Periodisch treten erheblichen Sauerstoffdefizite auf. Fische und Makrozoobenthos sind davon erheblich beeinträchtigt (FGG Ems, 2013). Dies führte im 2. Bewirtschaftungsplan zu einem mit „unbefriedigend“ bewerteten ökologischen Potenzial der Ems.

Für die Verbesserung des gesamten Ems-Ästuars ist in Abstimmung mit der EU-Kommission der Masterplan Ems 2050 entwickelt worden.

Die Tideeider, als kleinstes deutsches Übergangsgewässer, weist im 2. Bewirtschaftungsplan ebenfalls ein mäßiges ökologisches Potenzial auf.

2.3.2 Abschätzung des Zeithorizontes

Auf die Abschätzung der Erreichung des Zielzustands und der Beschreibung einer ggfls. erforderlichen Fristverlängerung aus natürlichen Gegebenheiten wird für die einzelnen Übergangsgewässer aufgrund ihrer Heterogenität und insbesondere vor dem Hintergrund der Bedeutung der Übergangsgewässer für die Schifffahrt, in diesem Bericht nicht eingegangen. Vielmehr wird hier auf die jeweiligen Bewirtschaftungspläne 2021 - 2027 verwiesen, die eine geeignetere Möglichkeit bieten, den besonderen Gegebenheiten der einzelnen Ästuarre Rechnung zu tragen.

2.4 Küstengewässer

2.4.1 Belastungen und erforderliche Maßnahmen

Die dominierende Belastung für die Küstengewässer sind die **Nährstoffeinträge** (Stickstoff und Phosphor) vor allem aus landseitigen Quellen. Die Einträge aus den Einzugsgebieten der Nord- und Ostsee erfolgen im Wesentlichen über den Wasserpfad, bei Stickstoff zu einem nicht unerheblichen Teil auch über den Luftpfad. Obwohl die in den letzten Jahrzehnten getroffenen Maßnahmen bereits zu einem Rückgang der Flussfrachten in die Küstengewässer geführt haben, zeigt das Monitoring der biologischen Qualitätskomponenten für die Küstengewässer derzeit einen mäßigen bis schlechten ökologischen Zustand.

Insbesondere bei den Stickstoffeinträgen besteht weiterhin ein deutlicher Reduzierungsbedarf. Vor allem in den Spätherbst- und Wintermonaten werden den Küstenwasserkörpern erhebliche Nährstofffrachten aus dem Binnenland zugeführt. Als Reaktion auf diese Anreicherung von Nährstoffen (Eutrophierung) kommt es u. a. zu einem verstärkten Algenwachstum (Algenblüten von Phytoplankton und opportunistischen Makroalgen, z.B. Grünalgen) und Effekten in der Nahrungskette. Zum Beispiel bedingt die hervorgerufene Wassertrübung ein verändertes Wachstum der am Boden lebenden Pflanzen. So wird der Rückgang der Seegraswiesen ebenfalls im Zusammenhang mit einer Zunahme der Eutrophierung diskutiert. Der mikrobielle Abbau der im Überschuss gebildeten pflanzlichen Biomasse kann im Extremfall zu Sauerstoffmangel am Meeresboden und in bodennahen Wasserschichten führen. Die dort siedelnden benthischen wirbellosen Organismen (Makrozoobenthos), wie Muscheln, Schnecken, Krebse, Würmer, werden geschädigt oder sterben ab.

Der für die Nordsee geltende Bewirtschaftungszielwert für Gesamtstickstoff von $\leq 2,8$ mg/l am Übergabepunkt limnisch/marin wird basierend auf Daten von 2011-2015 in allen neun Flüssen außer dem Rhein überschritten. Der Rhein hält diesen Wert an der Messstelle ein, an der der Fluss Deutschland verlässt. Die größte Überschreitung des Zielwerts für Gesamtstickstoff zeigt die Ems. Der fließgewässerspezifische Orientierungswert für Gesamtphosphor wird dagegen

in den meisten Flüssen bereits eingehalten, Überschreitungen zeigen sich nur in der Elbe, Weser und Ems. Die größte Überschreitung zeigt dabei die Elbe (BLANO 2018a).

Der für die vierundzwanzig überwachten Ostseezuflüsse geltende Bewirtschaftungszielwert für Gesamtstickstoff von $\leq 2,6$ mg/l am Übergabepunkt limnisch/marin wird basierend auf Daten von 2011-2015 gegenwärtig nur von der Schwentine, der Aalbek und der Warnow erreicht. Den fließgewässerspezifischen Orientierungswert für Gesamtphosphorkonzentrationen erreichen im selben Zeitraum die Koseler Au, die Aalbek, die Warnow, die Barthe und die Maurine. Die übrigen Fließgewässer überschreiten diese Zielwerte zum Teil noch deutlich (BLANO 2018b), so dass die flussbürtigen Nährstoffeinträge in die Ostsee nach wie vor zu hoch sind.

Hydromorphologische Belastungen der Küstengewässer bestehen infolge von Küstenschutzmaßnahmen (Deiche, Buhnen), Fahrrinnenunterhaltung, Einbringung von Baggergut, Rohstoffgewinnung, Hafenanlagen, Brückenbauten, bodenberührender Fischerei. Diese Belastungen haben jedoch im Vergleich zu den Nährstoffeinträgen in der Regel nur einen geringen Einfluss auf die Bewertung des ökologischen Zustandes, der mittels WRRL-Monitoring erfasst wird, da die entsprechenden indikativen Parameter (z.B. epibenthische Aufwuchsgemeinschaften) bisher nicht in die Zustandsbewertung eingebunden sind.

2.4.2 Abschätzung des Zeithorizontes

Nährstoffeinträge wirken sich in den Küstengewässern primär auf das Phytoplankton aus, sekundär jedoch auch auf das Makrozoobenthos und die benthische Flora. Zooplankton und Fische, auf die sich die Eutrophierung ebenfalls auswirkt, sind gemäß der Wasserrahmenrichtlinie keine Qualitätskomponenten für die Küstengewässer und werden hier entsprechend nicht betrachtet.

Im Unterschied zu Seen, für die aufgrund langjähriger und teilweise bereits seit vielen Jahren andauernder Sanierungsmaßnahmen Erfahrungen über Erfolge und dafür benötigte Zeitspannen vorgewiesen werden können, kann für Küstengewässer ähnlich wie bei Fließgewässern auf derartige Erfahrungen kaum zurückgegriffen werden. Deshalb basiert die Abschätzung des Zeithorizonts zum Erreichen des guten Zustands überwiegend auf Experteneinschätzungen.

Die für die Zielerreichung der biologischen Qualitätskomponenten der Küstengewässer angegebenen Zeitspannen stehen eng mit der Verringerung der Nährstoffeinträge im Zusammenhang, die verzögert auf Maßnahmen zur Verringerung der Einträge reagieren und bei Stickstoff mit etwa 2% pro Jahr abnehmen, während bei Phosphor zuletzt kaum eine Abnahme zu verzeichnen war. Die Auswirkungen auf die Biologie werden in der Regel erst mit deutlicher Zeitverzögerung sichtbar, es gibt aber auch Beispiele für das Wattenmeer-Phytoplankton, wo diese unmittelbar sichtbar sind (Justus E.E. van Beusekom et al. 2019). Die Zeitspannen sind daher aufgrund der unterschiedlich wirksamen Dynamiken mit einem großen Unsicherheitsfaktor behaftet.

Verzögerungszeit bei der Wiederherstellung der Wasserqualität – Nährstoffe

Grundsätzlich können die biologischen Qualitätskomponenten in den Küstengewässern erst dann einen guten Zustand erreichen, wenn die Nährstoffeinträge entsprechend reduziert wurden und die Nährstoffkonzentrationen die Zielwerte langfristig einhalten.

Die Umsetzung der Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge aus den Einzugsgebieten wie z.B. die Novellierung der Düngerverordnung mit Einschränkungen bei der organischen Düngung und der zu erwartenden Reduzierung des Einsatzes mineralischen Düngers wird in den kommenden Jahren voraussichtlich zu geringeren Nährstofffrachten im Grundwasser, in Oberflächengewässern und damit auch in den Küstengewässern führen.

Zeitverzögernd auf die Reduktion der Nährstoffeinträge wirken sich insbesondere Nährstoffnachlieferungen aus den zum Teil hoch nährstoffversorgten Böden aus.

Eine weitere, natürliche Verzögerung der Erreichung eines guten Zustands wird sich daraus ergeben, dass die Ästuare und das Wattenmeer in der Nordsee sowie in der Ostsee insbesondere die Haffe, Bodden, Sunde und Wieken Senken für Nährstoffe darstellen. Dadurch sind auch bei rückläufigen Nährstoffeinträgen aus den Flüssen noch erhebliche Nährstofffreisetzungen durch Rücklösungsprozesse aus dem Sediment zu erwarten. Messungen von Nährstoffkonzentrationen der letzten 10 Jahre zeigen, dass trotz derzeit insgesamt rückläufigen Nährstoffeinträgen die Konzentrationen im ostfriesischen Wattenmeer in etwa gleichbleibend sind (van Beusekom J.E. E. and de Jonge V. N. 2002, van Beusekom J. E. E. et al. 2019).

In der Ostsee erscheint die Erreichung der Orientierungswerte für Gesamt-Phosphor (TP) für manche inneren Küstengewässer wie Peenestrom, Achterwasser, Kleines Haff und Kleiner Jasmunder Bodden in absehbarer Zeit kaum möglich. In diesen Küstengewässern haben sich in den letzten Jahrzehnten sehr große Mengen an Phosphor in den Sedimenten akkumuliert, die unter bestimmten Bedingungen wieder freigesetzt werden können. Gleiches gilt für die Darß-Zingster Boddenkette. So steht aufgrund des Sorptions-/ Desorptionsgleichgewichts für das Phytoplanktonwachstum jederzeit genügend gelöster anorganischer Phosphor zur Verfügung, so dass die Orientierungswerte für Chlorophyll a weit überschritten werden (LUNG 2013). Dennoch sind im Gegensatz zu Seen keine technischen Sanierungsmaßnahmen in den Küstengewässern geplant, da diese ökologische Risiken bergen.

In Nord- und Ostsee können die Erfolge von nationalen Nährstoffeintragsreduktionen zudem durch den Einstrom nährstoffreicheren Wassers von Nachbarstaaten aus angrenzenden Meeres- bzw. WRRL-Flusseinzugsgebieten (z.B. polnischer Anteil der Odereinträge (Ostsee), Niederlande (Nordsee)) überdeckt werden (Lenhart & Große 2018).

Letztendlich ist es wahrscheinlich, dass sich infolge des Klimawandels, die Variabilität der Einträge durch extreme Trockenphasen und Starkregenereignisse verstärkt und die Dynamik der Küstenökosysteme intensiviert wird. Dadurch können mögliche vorhandene Verbesserungstrends verschleiert werden (Brockmann & Topcu 2011).

Verzögerungszeit bei der ökologischen Regeneration - Phytoplankton

Die Auswirkungen von hohen Nährstoffeinträgen in die Küstengewässer zeigen sich zunächst und am deutlichsten im beschleunigten Wachstum des Phytoplanktons, verbunden mit einer Abnahme der Sichttiefe. Sichtbares Zeichen dieses verstärkten Algenwachstums sind an der Nordsee die immer wieder zu beobachtenden Algenblüten, beispielsweise die „Phaeocystis-Blüten“, die sich in mehr oder weniger ausgeprägten Schaumbergen (aus Algenprotein) an den Stränden zeigen. In der Ostsee sind es vor allem die teilweise extrem hohen Chlorophyll-Konzentrationen in den Bodden, Buchten und Förden und die alljährlich im Übermaß auftretenden Blaualgenblüten, die auf ein eutrophierungsbedingtes Ungleichgewicht der Nährstoffverhältnisse hinweisen. Außer ökologischen Folgen (nach Absterben der Blaualgenteppe erfolgt deren Abbau unter Sauerstoffverbrauch) kann es zu Badeverboten aufgrund der gesundheitsgefährdenden Eigenschaften mancher Blaualgen kommen.

Die Reduktion der Nährstoffkonzentrationen seit Anfang der 1990er Jahre führte in vielen Wasserkörpern zu einer Verringerung der Chlorophyll-Konzentration. Diese Reduktion reicht jedoch nicht aus, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen. Aufgrund der direkten Aufnahme von Nährstoffen durch die planktischen Algen und ihrer schnellen Reproduktion kann eine vergleichsweise schnelle Reaktion des Phytoplanktons auf die veränderten Nährstoffverhältnisse erfolgen. (Wadden Sea Quality Status Report 2017, van Beusekom J. E. E. et al. 2019) Es besteht prinzipiell jedoch keine 1:1-Beziehung zwischen dem Rückgang der Nährstoffeinträge und der Abnahme der Phytoplankton-Biomasse. Akkumulationsprozesse in der Ostsee können die Reaktionszeiten des Phytoplanktons auf reduzierte Nährstoffeinträge verzögern. (Berthold et al. 2018, Gustafsson et al. 2012).

Viele Veröffentlichungen beziehen sich in erster Linie auf Modellierungen der Auswirkungen von Nährstoffeintragsreduktionen. Insbesondere für die Ostsee zeigen diese Untersuchungen, dass es trotz einer bereits erkennbaren Erholung in Abhängigkeit von den erzielten Eintragsreduktionen noch viele Jahrzehnte dauern kann, bis die Ostsee den guten Zustand erreichen wird (Murray et al. 2019, Saraiva et al. 2019). Hierzu tragen auch die besonderen hydromorphologischen Eigenschaften der Ostsee bei (Beckenstruktur, Wasseraustausch nur über Kattegat/Skagerrak), die durch lange Verweilzeiten des Wassers (~30 Jahre), Schichtungsverhalten ähnlich wie in Seen (verbunden mit Sauerstoffmangel und Phosphorrücklösung im Bodenwasser der tiefen Becken) und geringen Wasseraustausch mit der Nordsee deutlich länger braucht als andere Meere, um sich nach Eintragsreduktionen von den Eutrophierungserscheinungen zu erholen. Gustafsson et al. (2012) weisen in ihrer modellbasierten Untersuchung der Eutrophierung der Ostsee zwischen 1850 und 2006 auf die außerordentlich langsame Reaktion der Phosphorkreisläufe auf Nährstoffreduktionen hin und stellen fest, dass mit einem Zurückfahren der Einträge auf das Niveau der 1950er Jahre nicht automatisch auch die Wasserqualität der 1950er Jahre erreicht wird.

Neben den Nährstoffkonzentrationen beeinflussen auch andere Faktoren das Phytoplankton. Dazu zählen die Lichtverhältnisse, die Temperatur, der Fraßdruck und die Gemeinschaft aller dem Plankton zuzurechnenden Organismen. Dabei können einzelne Umweltparameter auch gegensätzliche Effekte erzeugen. So kann zum Beispiel ein anfänglicher, durch Nährstoffreduktion erzeugter Rückgang der Phytoplankton-Biomasse zu einer Verbesserung des Lichtklimas führen, so dass als Folgereaktion die Phytoplankton-Biomasse wieder zunimmt.

Die Klimaerwärmung wird zu einer saisonal früheren, länger andauernden und stärkeren Erwärmung der Wasseroberfläche führen (Brockmann & Topcu 2011). Generell wird durch eine Erwärmung die Primärproduktion des Phytoplanktons beschleunigt und die Ausbreitung eingeschleppter, wärmeliebender Planktonarten begünstigt. Beide Prozesse könnten die Erreichung eines guten Zustands des Phytoplanktons erheblich verzögern.

Veränderungen der Nährstoffverhältnisse zueinander können sich ebenfalls auf das Artenspektrum auswirken (z.B. Begünstigung der luftstickstofffixierenden Blaualgen bei N-Limitierung). In der Nordsee treten küstennah stark erhöhte N:P Verhältnisse von 375:1 auf, die daher resultieren, dass die Phosphoreinträge stärker als die Stickstoffeinträge reduziert werden konnten (Burson et al. 2016) mit negativen Folgen für insbesondere höhere trophische Ebenen (Malzahn et al. 2007). Zukünftige Reduktionsbemühungen stehen deshalb vor der Herausforderung, Nährstoffeinträge nicht nur weiter zu reduzieren, sondern auch weitgehend natürliche Nährstoffverhältnisse wiederherzustellen.

Als natürlicher Faktor kommt hinzu, dass sich das Ökosystem auf die veränderten Verhältnisse „einschwingen“ muss, da die komplexen Zusammenhänge und Regelkreise sich anpassen müssen. Verringerte Nährstoffkonzentrationen können auch zunächst nur zu Artenverschiebungen führen, die sich eher geringfügig auf die Biomasse auswirken, da diese Arten besser an nährstoffärmere Verhältnisse angepasst sind. Erschwerend im Hinblick auf die Abschätzung des Zeitraumes zur ökologischen Regeneration kommt hinzu, dass in Nord- und Ostsee vor Durchführung der Maßnahmen lückenlose Untersuchungen zur Besiedlung mit den biologischen Qualitätskomponenten der WRRL meist fehlen. Nationale Bewertungsverfahren existieren in der Regel erst seit 2006, da sie speziell für die WRRL entwickelt wurden.

Deshalb sind insgesamt die Prozesse, die zu einem guten ökologischen Zustand der Qualitätskomponente „Phytoplankton“ führen, nur schwer kalkulierbar. Damit lassen sich auch Aussagen zum Zeithorizont nur überschläglich schätzen. Die Niederlande und Deutschland versuchen u. a. auch hierzu über ein in der Förderkulisse des Interreg Va- Programms beantragten gemeinsamen Projektes über verschiedene Modellierungsansätze weitergehende Aussagen für die Nordsee zu treffen.

Derzeit lässt sich die aus den natürlichen Gegebenheiten resultierende Verzögerung bei der Erreichung des guten Zustands für das Phytoplankton nur grob mit mindestens 10-15 Jahren für die Küstengewässer der Nordsee und 15-20 Jahren für die der Ostsee abschätzen. Eine Zielerreichung ist somit nicht vor 2037 (Nordsee) bzw. 2042-2047 (Ostsee) zu erwarten, sie wird in Einzelfällen noch längere Zeit benötigen (s. oben genannte Beispiele für die Ostsee).

Verzögerungszeit bei der ökologischen Regeneration - Großalgen und Angiospermen (Makrophyten)

Makrophyten sind im Küstenmeer von Nord- und Ostsee eine bedeutende Ökosystemkomponente. Vor dem Beginn der Eutrophierung besiedelten sie die gesamte Flachwasserzone der Küstengewässer bis in etwa 20 m Wassertiefe. Die stark angestiegenen Nährstoffkonzentrationen und die damit einhergehende Verschlechterung des Lichtklimas führte zu einem drastischen Rückgang der Makrophytenbestände (Schories et al. 2006). Die historisch belegten Verbreitungstiefen und die daraus abgeleiteten Tiefengrenzen für den sehr guten bzw. guten Zustand werden aktuell in allen Wasserkörpern deutlich unterschritten. Der Blasentang *Fucus vesiculosus* ist in der Ostsee nur noch bis in etwa 3,5 m Tiefe (historisch:

10 m), das Seegras *Zostera marina* bis in 5-6 m Tiefe (historisch 8-10m) zu finden. In den hoch eutrophen inneren Küstengewässern (Förden, Buchten, Bodden) ist seit den 1970er Jahren ein Systemwechsel von einer Makrophyten-dominierten zu einer Phytoplankton-dominierten Gemeinschaft zu beobachten. Makrophyten sind teilweise nur noch rudimentär anzutreffen. Als Folge davon werden etwa ein Fünftel der benthischen Pflanzen derzeit auf der Roten Liste als bestandsgefährdet oder extrem selten geführt.

Der nachweisliche Rückgang der Nährstoffeinträge hat bisher zu keiner Wiederherstellung der ursprünglichen Bestände in der Ostsee geführt, auch wenn nicht bewachsene Standorte lokal zeitweise mit Makrophyten wiederbesiedelt wurden. Eine Ausnahme ist die deutliche Zunahme der Seegrasbestände im nordfriesischen schleswig-holsteinischen Wattenmeer seit den 2000er Jahren, die u.a. auf eine Verminderung der Nährstoffbelastung zurückgeführt wird.

Erfahrungen zur natürlichen Wiederansiedlung von Makrophyten liegen für die deutsche Ostsee bisher nicht vor. Über den Zeithorizont der Wiederherstellung des guten Zustands können demzufolge keine konkreten Aussagen gemacht werden. Es sind jedoch chemische und biologische Prozesse bekannt, die einen erheblichen Einfluss auf die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung haben können.

Weder der Prozess der Eutrophierung noch der Prozess der Remesotrophierung verläuft linear. Vielmehr müssen gewässertypspezifische Schwellenwerte der Nährstoffkonzentration über- bzw. unterschritten werden, um eine Zustandsänderung im Ökosystem zu erreichen (Schiewer 1998). Für flache Seen und Küstengewässer werden zudem sog. bistabile Zustände beschrieben, d.h. dass bei gleichem Nährstoffniveau wechselnde Dominanzen zwischen Makrophyten (benthischer Primärproduktion) und Phytoplankton (pelagischer Primärproduktion) auftreten können (Scheffer 1998, Dahlgren & Kautsky 2004). Ein weiteres Problem ist die interne Düngung, d.h. die Freisetzung von Nährstoffen aus Sedimenten, die über Jahrzehnte akkumulierten. In einigen Gewässern übersteigt die interne Phosphorfreisetzung die Menge an extern eingetragenen Phosphor (Selig 2005).

Seegras vermehrt sich in der Ostsee vor allem vegetativ, d.h. es bildet Ausläufer im Boden. Da das horizontale Wachstum mit ca. 20 cm pro Jahr sehr langsam verläuft (Worm & Reusch 2000), ist auch mit einer sehr langsamen Wiederbesiedlung ehemals bewachsener Bodenbereiche zu rechnen. Makrophyten wie z.B. Armleuchteralgen vermehren sich über Samen und Sporen. Diese benötigen jedoch zur Auskeimung gute Lichtbedingungen. Untersuchungen von Diasporenbanken innerer Küstengewässer zeigen, dass das Regenerationspotential - insbesondere der wertgebenden indikativen Arten - in den einzelnen Gewässern sehr unterschiedlich ist (Steinhardt 2010). Es ist ungeklärt, wie lange die Diasporen im Sediment keimfähig bleiben und später zur Regeneration der Vegetation beitragen können.

Diese Prozesse müssen bei der Beurteilung des Erfolgs von Sanierungsmaßnahmen berücksichtigt werden. Das Abklingen der Eutrophierungsfolgen ist auch nach dem erfolgreichen Abschluss von Sanierungsmaßnahmen ein sehr langsamer nichtlinearer Prozess. Demzufolge kann die Wiederbesiedlung heute vegetationsfreier Meeresbodenbereiche mehrere Jahrzehnte andauern, aber möglicherweise auch ganz ausbleiben, weil die Wachstumsbedingungen für die indikativen Arten nicht wieder erreicht werden oder die Auskeimung der Diasporenbanken nicht erfolgt.

In der Nordsee haben sich auf den Wattflächen Nordfrieslands die Seegrasbestände erholt und sind die Flächen opportunistischer Makroalgen zurückgegangen, so dass hier für diese Qualitätskomponente bereits der gute Zustand erreicht ist. Auch die Makroalgen Helgolands haben den guten Zustand erreicht. Alle anderen Wattgebiete (Dithmarschen und in Niedersachsen) verfehlen diesen weiter. Neben der Eutrophierung werden im Falle des Seegrases hierfür auch hydromorphologische Veränderungen verantwortlich gemacht. Das weiter gänzlich fehlende sublitorale Seegras wird sehr wahrscheinlich auch durch eine Reduzierung der Eutrophierung nicht zurückkehren und ist daher auch nur der Referenz bzw. dem sehr guten Zustand zugeordnet worden.

Verzögerungszeit bei der ökologischen Regeneration - Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos)

Das Makrozoobenthos besiedelt den gesamten Bereich des Küstengewässers. Die Zusammensetzung und Häufigkeit ist unter natürlichen Bedingungen maßgeblich durch den Salzgehalt, das Substrat und die Wassertiefe bestimmt. In der Ostsee ist östlich der Darßer Schwelle, durch den abnehmenden Salzgehalt, eine natürliche Artenverarmung zu beobachten. Belastungen bestehen in erster Linie durch den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen und deren Folgewirkungen, wie z.B. Sauerstoffmangel und Verschlickung. Veränderungen des Meeresbodens werden durch die grundberührende Fischerei sowie lokal begrenzt durch die Konstruktion von Bauwerken, Kabeln und Pipelines, Sand- und Kiesabbau und den Ausbau von Wasserstraßen verursacht.

Gegenüber Anfang des 20. Jahrhunderts zeigen sich großflächig deutliche Veränderungen der bodenlebenden Gemeinschaften mit einer generellen Abnahme der großen langlebigen Arten und einer Zunahme kleiner Arten (Rumohr 1996). Die Zunahme der Sauerstoffmangelgebiete, auch in den flacheren Küstenbereichen (Conley et al. 2011) der Ostsee, führte zu einer Verarmung bzw. zum Absterben der Bodenfauna und dem Erlöschen von Großmuschelbeständen, wie z.B. der Islandmuschel *Arctica islandica* (Gosselck 1992). Etwa ein Fünftel der benthischen Wirbellosen ist aktuell auf der Roten Liste als bestandsgefährdet oder extrem selten geführt.

Das Wiederbesiedlungspotential des Makrozoobenthos in Küstengewässern wird im Allgemeinen als hoch eingeschätzt, wenn die lebensraumtypischen Arten in weniger beeinträchtigten Gebieten noch vorhanden sind. Nach Sauerstoffmangelereignissen erfolgt aus benachbarten, nicht geschädigten Gebieten eine aktive Einwanderung bzw. eine Verdriftung von Tieren und planktischen Larven, so dass die verödeten Böden nach einer Sukzessionsphase verschiedener Stadien der Lebensgemeinschaft nach wenigen Jahren mit kleinen und schnell wachsenden Arten erneut besiedelt sind (Prena et al. 1997). Auch beim Abbau von Sandvorkommen wird Lebensraum des Makrozoobenthos temporär zerstört. Durch die Entnahme der Rohstoffe wird die benthische Gemeinschaft in den direkt betroffenen Flächen nahezu vollständig entfernt. Es kommt vorübergehend zu einem deutlichen Rückgang der Artenzahl, der Besiedlungsdichte und der Biomasse. Die Dauer der Wiederbesiedlung und der Etablierung der ursprünglichen Gemeinschaft ist von den jeweiligen Sedimentverhältnissen, von der Struktur der Gemeinschaft (kurzlebige Opportunisten oder langlebige Arten mit geringer Reproduktion) und von den hydrografischen Bedingungen abhängig. Für die am häufigsten betroffenen Weichbodengemeinschaften wird unter günstigen Randbedingungen von einer Etablierung der ursprünglichen Zönose von ca. 3 bis >5 Jahren

ausgegangen. Längerfristige Folgen des Rohstoffabbaus sind insbesondere für die Populationsstruktur langlebiger Muschelarten zu erwarten (Sordyl et al. 2007). Für komplexere Aufwuchsgemeinschaften auf Hartböden mit entsprechend langer Sukzession ist entsprechend mit einer längeren, teilweise sehr langen Regenerationsdauer zu rechnen. Eine Wiederbesiedlung wird zudem nur bei entsprechenden hydromorphologischen Bedingungen und ausreichender Zuführung von den planktischen Larvenstadien aus intakten Gebieten der Umgebung ermöglicht.

Die Wiederbesiedlung von gestörten Meeresböden mit der typspezifischen Makrozoobenthos-Gemeinschaft und einer natürlichen Populationsstruktur, kann wenige Jahre bis mehrere Jahrzehnten andauern, auch wenn die ursprünglichen Sedimentverhältnisse und die hydrografischen Bedingungen durch die Störung nicht dauerhaft verändert wurden.

3. Unsicherheiten

Auf einen Wasserkörper wirken die spezifischen Gegebenheiten aus den jeweiligen (Mehrfach-) Belastungen, den umgesetzten Maßnahmen, dem Gewässertyp, der Historie, den aktuellen Nutzungen und damit die gesamte Ausgangssituation auf die Reaktionszeit nach erfolgten Sanierungsmaßnahmen. Aufgrund der Vielfalt und Einzigartigkeit der aquatischen Ökosysteme kann eine Vorhersage von Zeiträumen, in denen die in der WRRL definierten Zielvorgaben für Wasserkörper erreicht werden, nur unscharf sein. Durch Bestandsaufnahme sowie biologisches und chemisches Monitoring und die Auswahl bewertbarer Biokomponenten können Defizite relativ genau beschrieben, Maßnahmen zur Abhilfe ausgewählt und zielgerichtet umgesetzt werden. Der Erfolg von Maßnahmen für die Verbesserung einzelner Biokomponenten ist über die Bewertungsverfahren aber unterschiedlich schnell sichtbar und die Zeiträume sind für jede Biokomponente unterschiedlich groß. Mit jeder Biokomponente steigt auch die Unsicherheit. Viele Maßnahmenkombinationen sind so komplex und die Vorbelastungen der Wasserkörper so hoch, dass es unklar ist, wann die letzte Biokomponente den guten ökologischen Zustand anzeigt.

Diese Unsicherheiten beruhen u.a. auf dem Fehlen langjähriger Datenreihen im Sinne eines umfassenden Erfolgsmonitorings, auf meteorologischen Einflüssen, auf unbekanntem trophischen Einflüssen über das Grundwasser und auf vielfältigen Interaktionen zwischen Sediment und Hypolimnion bzw. der bodennahen Wasserschichten. Das gilt umso mehr für Fließ- und Küstengewässer, für die noch weniger Langzeitbeobachtungen von erfolgreichen Renaturierungsmaßnahmen vorliegen. Da die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten (BQK) bei allen Gewässerkategorien getrennt bewertet werden, gibt es außerdem bisher wenig Daten und Erkenntnisse zu Interaktionen und Nahrungsnetzanalysen.

Eine weitere nicht zu kalkulierende Rolle spielen die Effekte von Wasservögeln, wie z.B. Gänsen und Kormoranen. Standorttreue Gänse (Graugans, Kanadagans) können durch regelmäßigen Fraß insbesondere an jungen Schilf- und Binsentrieben einen maßgeblichen Einflussfaktor darstellen, der zusammen mit weiteren Stressoren zu einem signifikanten Rückgang des aquatischen Röhrichtgürtels führen kann (Kämmereit et al. 2005).

Unter den fischfressenden Vögeln kommt dem Kormoran als effektiven Prädator eine besondere Rolle im aquatischen Nahrungsnetz zu. Insbesondere in Seen mit großflächigen strukturellen Defiziten, wo durch den Rückgang der submersen Vegetation und der aquatische Röhrichtstrukturen bereits wichtige Laich- und Rückzugsräume der (phytophilien) Fische fehlen, kann ein höherer Bestand von Kormoranen nachweislich zu erheblichen Bestandsrückgängen und artübergreifenden Ausfällen ganzer Fischgrößenklassen führen.

Im aquatischen Nahrungsnetz kann es dann über Top-down-Effekte zu einer signifikanten Größenzunahme bei den filtrierenden Zooplanktern (Cladoceren) kommen mit durchaus positiven Effekten auf das Lichtklima im Wasserkörper und somit auch auf die Ausbreitung submerser Makrophyten. Dies gilt auch für die Küstengewässer. Die Phytoplanktonbiomasse und -zusammensetzung wirkt sich auch auf die Makrozoobenthosgemeinschaften aus.

Richtungsweisend und schneller erfassbar ist die Angabe von „Umschlagpunkten“ nach erfolgten Maßnahmen, z.B. Gewässerstrukturparameter, Sichttiefe, untere Ausbreitungstiefe von Makrophyten, Veränderung der Fischgemeinschaften in Seen, Biodiversität und Biomasse beim Makrozoobenthos usw. Aber selbst diese Parameter unterliegen einem

Entwicklungsprozess und können sehr großen Schwankungen unterliegen, bis sich stabile Zustände eingestellt haben.

Eine große Unsicherheit ergibt sich aus dem **Wiederbesiedlungspotenzial** „wertgebender Arten“ von Flora und Fauna (bezogen auf die Verfahren der Zustandsbewertung) in strukturell aufgewerteten und durchwanderbaren Flüssen und Seen bei referenznahen Nährstoffverhältnissen, die für die Beschreibung der Biodiversität und die Bewertung nach den interkalibrierten Bewertungsverfahren gemäß dem Anhang der Gewässerverordnung des Bundes entscheidend für die Bewertung sind. Oft sind die Einzugsgebiete weiträumig biozönotisch verarmt und durch Barrieren versperrt. Darüber hinaus existieren wenig Kenntnisse und Erfahrungen über die Ausbreitungswege und –mechanismen.

Klimatische Veränderungen sind durch meteorologische Aufzeichnungen unumstritten belegbar, das Ausmaß und die Wirkung auf die Lebensgemeinschaften jedoch nicht sicher zu bestimmen. Die Wirkung im Gewässer wird bislang nur an wenigen Beispielen ausreichend untersucht und ist Forschungsgegenstand. Die Auswirkung auf die thermische Schichtung und das Phytoplankton in Seen und Küstengewässern, aber auch auf die Artenzusammensetzung der Wasserpflanzen und der Wirbellosen wird in den Bewertungsverfahren nur indirekt widerspiegelt. Die Vorhersagen sind daher unsicher. Die klimatischen Veränderungen verstärken außerdem durch Überlagerung mit den bereits genannten Faktoren die Unsicherheiten. Hinzu kommt der Einfluss der natürlichen Variabilität durch Witterung und Abflüsse, die sich ebenfalls auf die Lebensgemeinschaften auswirken.

Die Zuwanderung und Ausbreitung von **Neobiota** hat großen Einfluss auf die Biodiversität von Fließgewässern und Seen und kann sich in allen Gewässerkategorien in der Bewertung der Wasserkörper niederschlagen, da „wertgebende gewässertypspezifische Arten“ verdrängt werden und die Einstufung der neuen Arten noch Forschungsgegenstand ist. Das führt in diesen Fällen dazu, dass eine Verbesserung der biologischen Qualitätskomponenten nach Revitalisierungsmaßnahmen nicht dokumentiert werden kann. Die Eingliederungszeit der neuen Arten im Nahrungsnetz und in den Gewässerstrukturen ist nur für wenige Arten bekannt bzw. es ist zu erwarten, dass ihre Einnischung im aquatischen Nahrungsnetz längere Zeiträume beansprucht. Invasive thermophile Arten, die ebenfalls von der Klimaerwärmung profitieren und z.B. unterhalb von Kühlwassereinleitungen große Bestände bilden, können ebenfalls das Nahrungsnetz verändern.

Als Beispiel für Neophyten ist die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) zu nennen. Diese breitet sich seit ca. 1980, aber verstärkt in den letzten 15 Jahren in den deutschen Gewässersystemen aus. Sie wird auf der Unionsliste der invasiven gebietsfremden Arten geführt, die ein Bestandteil der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten ist. Sie ist in zahlreichen Seen und langsam fließenden Fließgewässern in dichten Beständen nachzuweisen. Die Artenzusammensetzung hat sich dort stark verändert, da sich die Schmalblättrige Wasserpest zur bestimmenden Art in der Tauchblattvegetation (Makrophyten) entwickelt hat und die Armelechteralgen als Referenzarten dieses Gewässertyps stark zurückgegangen oder sogar verschwunden sind.

Die speziellen Auswirkungen von **organischen Spurenstoffen** in ihrer hohen Variabilität auf einzelne Biokomponenten rücken immer mehr in den Fokus. Reproduzierbare Testsysteme, die die Wirkung organischer Spurenstoffe bzw. Stoffgruppen im Gewässer zeigen, sind noch in der Testphase. Diese in ihren Wirkungen komplexen Stoffgruppen überlagern andere

Stressoren (z.B. beim Makrozoobenthos die Struktur und die saprobielle Belastung). Sie können in Gewässern den guten ökologischen Zustand weiter hinauszögern oder vereiteln.

4. Ausblick

Die Geschwindigkeit und die Länge des Zeitraumes bis zur Wiederbesiedlung von renaturierten Gewässern ist u. a. von den komponenten- und artspezifischen Ausbreitungsfähigkeiten abhängig, aber auch von Wiederbesiedlungsquellen in erreichbarer Entfernung und dem aktuellen Zustand der Wasserkörper und deren Einzugsgebiet. Aus den Ausführungen zum Kenntnisstand, den bisherigen Erfahrungen zu Renaturierungsprojekten sowie den bestehenden Unsicherheiten wird deutlich, dass sowohl auf wissenschaftlicher als auch auf praktischer Ebene Kenntnisse zu Wiederbesiedlungsprozessen und zu Interaktionen zwischen den biologischen Qualitätskomponenten vorhanden, jedoch für eine zuverlässige Prognose der Zielerreichung noch zu gering sind. Diese Situation kann u. a. durch ein spezielles Langzeitmonitoring an ausgewählten Wasserkörpern verbessert werden. Mit den daraus resultierenden, konkreten Daten können die bislang sehr theoretischen Ansätze der Zeitspannen bis zur Zielerreichung zukünftig zuverlässiger abgeschätzt werden. Dies wird am Beispiel der Seen deutlich, bei denen teilweise durch lange Zeitreihen, die im Rahmen der Sanierungsprojekte gewonnen wurden, die Erfolge dokumentiert wurden.

Wichtig für die Prognose der Zielerreichung ist insbesondere die Erfassung von Wiederbesiedlungsquellen in den Gewässersystemen.

Im Rahmen des Ende 2018 begonnenen LAWA-Projekts „Erfolgskontrolle von Maßnahmen an Fließgewässern“ wird der gegenwärtige Wissensstand zum Thema durch eine Literaturrecherche u.a. wissenschaftlicher Arbeiten analysiert und zusammengefasst. Es wird erwartet, dass dadurch die im vorliegenden Papier vorgenommenen Einschätzungen fachlich untersetzt werden.

5. Zusammenfassung

Da der gute Zustand bzw. das gute ökologische Potential voraussichtlich bis 2027 nicht in allen Wasserkörpern erreicht wird, wurde durch die LAWA beschlossen, im Sinne einer bundesweit einheitlichen und transparenten Vorgehensweise zur Anwendung der Fristverlängerung aufgrund natürlicher Gegebenheiten nach § 29 Abs. 3 Satz 2 WHG (Art. 4 (4) WRRL), einen pragmatischen Ansatz zu entwickeln. Hierzu wurde eine Kleingruppe aus Vertretern/innen der Expertenkreise Seen, Biologie Fließgewässer, Hydromorphologie, des MULNV sowie Vertretern für die Übergangs- und Küstengewässer gegründet, die im September 2018 ihre Arbeit aufgenommen hat. Die Rahmenbedingungen ergeben sich aus entsprechenden technischen Dokumenten der Wasserdirektoren. Eine grundlegende Voraussetzung für den hier beschriebenen Ansatz ist, dass die zeitliche Verzögerung dann beginnt, wenn alle erforderlichen Maßnahmen an einem Wasserkörper umgesetzt sind und das Maßnahmenpaket geeignet ist, den Wasserkörper in den guten ökologischen Zustand zu bringen. Es ist dabei zu berücksichtigen, dass die Ziele nur erreicht werden können, wenn weder eine signifikante hydromorphologische, noch eine stoffliche (Nährstoffe, Salze, Saprobie, flussgebietspezifische Schadstoffe) oder eine thermische Belastung vorliegt.

Standardisierte Methoden zur Abschätzung des zeitlichen Horizonts, auf denen der Ansatz aufbauen könnte, existieren bislang nicht. Die Einschätzung basiert daher auf Expertenwissen und wenigen Erfahrungswerten. Unsicherheiten können im vorliegenden Papier aber im Wesentlichen benannt werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Angaben zur zeitlichen Verzögerung aufgrund natürlicher Gegebenheiten durch ein hohes Maß an Variabilität und Unsicherheit gekennzeichnet sind und der wissenschaftliche Kenntnisstand hierzu relativ gering ist. Für Seen sind durch frühere Sanierungsmaßnahmen zur Phosphorreduzierung mehr konkrete Erfahrungen zu entsprechenden Zeiträumen vorhanden als bei Fließgewässern und Küstengewässern. Für die Durchführung der Abschätzung wurde sowohl für Seen als auch für Fließgewässer eine Matrix entwickelt, die differenziert nach Gewässertypgruppen und anderen relevanten Einflussfaktoren, wie dem Zeitraum der morphologischen Gewässerentwicklung, der Intensität der früheren Nährstoffbelastung, dem Vorhandensein von Wiederbesiedlungsquellen und dem Vorkommen von Neobiota, Angaben zu Zeitspannen enthält.

Literatur

Arp, W. & Maier, G. (2012): Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons schleswig-holsteinischer Seen 2011.-Bericht im Auftrag des LLUR, Flintbek.

Berthold, M., Karsten, U., von Weber, M. (2018): Phytoplankton can bypass nutrient reductions in eutrophic coastal water bodies. *Ambio* 47 (Suppl 1): 146-158. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0980-0>

BLANO 2018a, Indikatorblatt Nährstoffkonzentrationen am Übergabepunkt limnisch-marin (Nordsee), Hintergrunddokument (Anlage 1) zu: BMU (Hrsg.), Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018, <https://www.meeresschutz.info/berichte-art-8-10.html>

BLANO 2018b, Indikatorblatt Nährstoffkonzentrationen am Übergabepunkt limnisch-marin (Ostsee), Hintergrunddokument (Anlage 1) zu: BMU (Hrsg.), Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018, <https://www.meeresschutz.info/berichte-art-8-10.html>

Brockmann, U. & Topcu, D. (2011): Klimaveränderungen und Eutrophierung. In: Warnsignale Klima – die Meere – Änderungen und Risiken. Hrsg. Lozan, J.L., Graßl, H., Karbe, L. & Reise, K.

Burson, A., Stomp, M., Akil, L., Brussaard, C.P.D., Huisman, J. 2016: Unbalanced reduction of nutrient loads has created an offshore gradient from phosphorus to nitrogen limitation in the North Sea. *Limnology & Oceanography*, Vol. 61, Seiten 869-888

Chorus, I. & Schauser, I. (2011): Oligotrophication of Lake Tegel and Schlachtensee, Berlin Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to responses of other waterbodies; UBA Texte 45/2011

Conley, D. J. et al. (2011): Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45, 6777–6783.

Dahlgren, S. & Kautsky, L. (2004). Can different vegetative states in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal levels and external nutrient load? - *Hydrobiologia*, 514: 249-258.

Dahm V., Kupilas, B., Rolaufts, P., Hering, D., Haase, P., Kappes, H., Leps, M., Sundermann, A., Döbbelt-Grüne, S., Hartmann, C., Koenzen, U., Reuvers, C., Zellmer, U., Zins, C., & F. Wagner (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässern – Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA-Texte 43/2014.

FGG Ems 2013: Wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen in der Flussgebietseinheit Ems (FGE Ems) zur Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans 2015 – 2021; Flussgebietsgemeinschaft Ems 2013

EU-Wasserdirektoren (2017a): Technisches Dokument "Clarification on the application of WFD Article 4(4) time extensions in the 2021 RBMPs and practical considerations regarding the 2027 deadline" i.d.F. vom 16. Juni 2017, verabschiedet auf dem Wasserdirektorentreffen am 15./16. Juni 2017 in Malta.

EU-Wasserdirektoren (2017b): Technisches Dokument "Natural Conditions in relation to WFD Exemptions" i.d.F. vom 14. November 2017, verabschiedet auf dem Wasserdirektorentreffen am 4./5. Dezember 2017 in Tallin (Estland).

Gosselck, F. (1992): Zwischen Artenreichtum und Tod – Die Tiere des Meeresbodens der Lübecker Bucht als Maßstab ihrer Umwelt. – Ber. Ver. Natur und Heimat naturhist. Mus. Lübeck 23/24, 41-60.

Gustafsson, G. B., Schenk, F., Blenckner, T. et al. (2012): Reconstruction the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850-2006. *Ambio* 41(6):534-548, DOI 10.1007/s13280-012-0318-x

Hering, D. (2017): Multiple Belastung und Bewertung von Fließgewässern. *Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes* 95: 113-131.

Jeppsen, E. et al. (2005): Lake response to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies; *Freshwater Biology*, Vol. 50.

Kämmereit, M., Matthes, U., Werner, R. & Belting, H. (2005): Zur Entwicklung der Fischbestände im Dümmer. In: W. Steffens & V. Hilge (Eds.): Rückgang von Fischbeständen und Fischerei durch Kormoranfraß. *Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes* 82:7-39. /

Emmrich, M. & Düttmann, H. (2011): Seasonal shifts in diet composition of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* foraging at a shallow eutrophic inlandlake. *Ardea* 99: 207-216.

Köhler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklich, A., Kozerski, H. P., & Walz, N: Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading, *Freshwater Biology/ Volume 50, Issue 10*

LANUV NRW (2012): Strahlwirkung zum Ausgleich morphologischer Defizite in Fließgewässern. Abschlussbericht unter https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/projektbericht_04_06_2012.pdf

LAWA 2017: Empfehlung für eine harmonisierte Vorgehensweise zum Nährstoffmanagement (Defizitanalyse, Nährstoffbilanzen, Wirksamkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen) in Flussgebietseinheiten. Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ LAWA AO. 42 Seiten

Lenhart, H.J., Große, F. (2018): Assessing the effects of WFD nutrient reduction within an OSPAR frame using trans-boundary nutrient modeling. *Frontiers in Marine Science*, Vol. 5, 477

LUNG (2013): Zur Entwicklung und zum Stand der Nährstoffbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Berichte zur Gewässergüte*, herausgegeben vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Güstrow. 27 Seiten.

Malzahn AM, Aberle N, Clemmesen C (2007) Nutrient limitation of primary producers affects planktivorous fish condition. *Limnol Oceanogr* 52: 2062-2071

Mischke, U., H. Behrendt, J. Köhler & D. Opitz (2005): Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Vorhaben „Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. IGB. Berlin-Friedrichshagen, 99.

Murray, C. J., Müller-Karulis, B., Carstensen, J., Conley, D. J., Gustafsson, B. G. & Andersen, J. H. (2019): Past, present and future eutrophication status of the Baltic Sea. *Front. Mar. Sci.* 6:2. Doi: 10.3389/fmars.2019.00002

Nixdorf, B et al. (2013) Prozessverständnis als Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung, Fallbeispiele für Limitation, Konkurrenz, Gewässerstruktur und Nahrungsnetzsteuerung, *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2013 (6), Nr. 12

Phillips, G., Kelly, A., Pitt, J.-A., Sanderson, R. & Taylor E. (2005): The recovery of a very shallow eutrophic lake, 20 years after the control of effluent derived phosphorus; *Freshwater Biology* Vol. 50:

Prena, J., Gosselck, F., Schroeren, V., Voss, J. (1997): Periodic and episodic benthos recruitment in southwest Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Helgol. Meeresunters.*, 51, 1-21.

Riedmüller, U., Hoehn, E. & Mischke, U. (2013): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtposphor.- Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Expertenkreis Seen.

Ripl, W. Wolter, K, D. (1993): Sanierungsmaßnahmen am Tegeler Groß und Glienicker See, Bericht. TU Berlin, FB Landschaftsentwicklung.

Ripl, W. (1994): Sediment treatment. In: M. Eiseltová (ed.): Restoration of lake ecosystems - a holistic approach. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Slimbridge. IWRB Publication 32: 75-81.

Rumohr, H. (1996): Veränderungen des Lebens am Meeresboden. In Warnsignale aus der Ostsee – Wissenschaftliche Fakten. Jose L. Lozan et al. (Hrsg.) 1996, 162-168.

Saraiva, A., Meier, H.E.M., Andersson, H., Höglund, A., Dieterich C. et al. (2019): Baltic Sea ecosystem response to various nutrient load scenarios in present and future climates. *Climate Dynamics*, Vol. 52, Seiten 3369-3387

Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. - Population and community Biology Series 22. Chapman & Hall, New York, 357 S.

Schiewer, U. (1998): 30 years' eutrophication in shallow brakisch waters – lesson to be learned. - *Hydrobiologia*, 363: 73-79.

Schories, D., Selig, U., & H. Schubert (2006): Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste. Teil A: Äußere Küstengewässer. LAWA Forschungsbericht, 187 S. (unveröff.).

Selig, U. (2005): Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie – Ansätze und Konzepte zur Erreichung des guten ökologischen Zustand für Küstengewässer. *RMB* (14) S. 125–134.

Shatwell, T. & Köhler, J. (2018): Decreased nitrogen loading controls summer cyanobacterial blooms without promoting nitrogen-fixing taxa: Long-term response of a shallow lake, *Limnol. Oceanogr.* 00, 2018, 1–13

Sordyl, H. et al. (2007): Gutachten zur Berücksichtigung der Belange der marinen Rohstoffsicherung bei der Fortschreibung des Landesraumentwicklungsprogramms M-V für das Küstenmeer. Im Auftrag des Ministerium für Verkehr, Bau und Landesentwicklung M-V, 318 S. (unveröff.).

Steinhardt, T. (2010): Regenerationspotenziale von Diasporenbanken innerer Küstengewässer, Bericht i.A. des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 38 S. (unveröff.).

Stuhr, J. 2016: Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen, Bericht im Auftrag des LLUR, Flintbek.

Sundermann, A., S. Stoll & P. Haase (2012): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecologica Applications* 21: 1962-1971.

Sundermann, A., Antons, C., Heigl, E., Hering, D., Jedicke, E., A. Lorenz & Haase, P. (2009): Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes. *Zuwendungsgeber und Kennzeichen: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (FK 25032-33/2) sowie Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (FK III 2-79i 02).*

Utschig, Heinz (2004): Waldwachstumskundliche Charakterisierung der Schwarzerle (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertner) am Beispiel der Wuchsreihe Wasserburg 642.

van Beusekom JEE, Carstensen J, Dolch T, Grage A, Hofmeister R, Lenhart H, Kerimoglu O, Kolbe K, Pätsch J, Rick J, Rönn L, Ruitter H (2019): Wadden Sea Eutrophication: Long-Term Trends and Regional Differences. *Frontiers in Marine Science* 6 doi 10.3389/fmars.2019.00370.

van Beusekom, J.E.E. and de Jonge, V.N. (2002): Long-term changes in Wadden Sea nutrient cycles: Importance of organic matter import from the North Sea. *Hydrobiologia* 475/476, 185–194.

van Beusekom J.E.E., Bot P., Carstensen J., Grage A., Kolbe K., Lenhart H.-J., Pätsch J., Petenati T. & Rick J. (2017): Eutrophication. In: *Wadden Sea Quality Status Report 2017*.

Worm, B., Reusch, T. B. H. (2000): Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? *Marine Ecology Progress Series* 200: 158-166.

Anhang

- A1: Zeitspannen bis zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes bei **Fließgewässern** (Die Thematik ist für erheblich veränderte Wasserkörper grundsätzlich vergleichbar. Eine differenzierte Darstellung ist hierfür aufgrund fehlender Beispiele und Erfahrungen derzeit nicht möglich)

Ökoregion /Ausgangssituation der Wasserkörper (Abstand zu Strukturklasse 4)	Reaktionszeit für Hydromorphologie sowie biologische Qualitätskomponenten nach vollständiger Maßnahmenumsetzung in Abhängigkeit von der Art der Maßnahme (Jahre) ¹						Nicht näher zu definierende Zusatzkriterien (bei Bedarf), die zur zeitlichen Verzögerung der Zielerreichung führen ²		
	MZB	Fische	Makro- Phyten (incl. Moose)	Phyto- benthos	Phytoplankton (nur plankton- führende FG)	Wiederbesiedlungs- potential gering	Neobiota- Einfluss stark		
Fließgewässer im Mittelgebirge und im alpinen Raum									
Strukturklassen 6 und 7 (Abstand: 2 bzw. 3 Klassen)	5- 20	10-20	10-20	k.A.	< 5	+	+	+	
Strukturklasse 5 (Abstand: 1 Klasse)	5-10	5-10	ca. 10	k.A.	< 5	+	+	+	
Fließgewässer im Tiefland									
Strukturklassen 6 und 7 (Abstand: 2 bzw. 3 Klassen)	10- 30	10-30	ca. 20	k.A.	< 5	+	+	+	
Strukturklasse 5 (Abstand: 1 Klasse)	10- 20	10-20	ca. 10	k.A.	< 5	+	+	+	

¹ Grundvoraussetzung für den guten ökologischen Zustand ist das Fehlen stofflicher und thermischer Belastungen. Erfolgreich umgesetzte hydromorphologische Maßnahmen können nur dann zum guten ökologischen Zustand beitragen. Inwieweit für die Verbesserung der Nährstoffsituation längere Zeiträume als für die hydromorphologische Entwicklung und die Wiederbesiedlung benötigt werden, wird hier nicht einbezogen.

² Die Angabe „+“ bedeutet, dass sich bei geringem Wiederbesiedlungspotential und verstärktem Auftreten von Neobionten die Zielerreichung um weitere Jahre verzögern kann. Eine genauere Schätzung wird nicht für möglich gehalten.

A2:

Zeitspannen bis zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes bei **Seen**

	Reaktionszeit für die einzelnen Qualitätskomponenten und Gesamtphosphor nach vollständiger Maßnahmenumsetzung mit Beispielen (in Jahren) ¹					Nicht näher zu definierende Zusatzkriterien (bei Bedarf), die zur zeitlichen Verzögerung der Zielerreichung führen ²		
	Gesamt-Phosphor und Phytoplankton	Makrophyten und Diatomeen	Makrozoobenthos	Fische	Wiederbesiedlungspotenzial	gering	stark	Neobiota-Einfluss
Seentypen/Ausgangssituation A geschichtet, kleines EZG (13, 3, 4, 7 z.T.)								
frühere Nährstoffbelastung mäßig und/oder P-Konzentration im Sediment mäßig, P-Rücklösungsrate gering bis mittel [a]	10-15 Scharmützelsee (1), Wörthsee (8), Starnberger See (9)	10-20 Starnberger See (13)	10-20	10-15				+
frühere Nährstoffbelastung hoch und/oder P-Konzentration im Sediment hoch, P-Rücklösungsrate hoch [a]	20-30 Laacher See (>30)	20-30 Laacher See (>30)	20-30	20-30				+
B geschichtet, großes EZG (10, 2, 4 z.T., 5, 8, 9)								
frühere Nährstoffbelastung mäßig und/oder P-Konzentration im Sediment mäßig, P-Rücklösungsrate gering bis mittel [a]	15-20 Pilsensee (15), Tegernsee (10)	20-30 Tegernsee (25), Pilsensee (30)	10-20	15-20				+
frühere Nährstoffbelastung hoch und/oder P-Konzentration im Sediment hoch, P-Rücklösungsrate hoch [a]	20-30 Ammersee (30), Bodensee (20)	20-30 Ammersee (29), Bodensee (25)	20-30	20-30				+
C ungeschichtet, großes EZG, Seenketten (6, 11, 12)								
frühere Nährstoffbelastung mäßig und/oder P-Konzentration im Sediment mäßig, P-Rücklösungsrate gering bis mittel [a]	20-25 20-35 Gr. Müggelsee (35), Federsee (35)	25-40	10-20	20-25				+
frühere Nährstoffbelastung hoch und/oder P-Konzentration im Sediment hoch, P-Rücklösungsrate hoch [a]		30-50	20-30	20-35				+

¹ Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass sich bestimmte Maßnahmen, wie z.B. eine reduzierte P-Düngung landwirtschaftlicher Flächen, erst nach Jahrzehnten auf die Gewässer auswirken. Diese zeitliche Verzögerung ist nicht in der vorliegenden Einschätzung berücksichtigt und muss ggf. maßnahmenbezogen dazu addiert werden.

² Die Angabe „+“ bedeutet, dass sich bei geringem Wiederbesiedlungspotential und verstärktem Auftreten von Neobionten die Zielerreichung um weitere Jahre verzögern kann. Eine genauere Schätzung wird nicht für möglich gehalten.

A3: Zeitspannen bis zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes bei Küstengewässern

Gewässertyp / Wasserkörper (Ausgangssituation)	Reaktionszeit für biologische Qualitätskomponenten nach vollständiger Maßnahmenumsetzung (in Jahren)				Nicht näher zu definierende Zusatzkriterien (bei Bedarf), die zur zeitlichen Verzögerung der Zielerreichung führen [1]	
	Phytoplankton	Makrophyten	Makrozoobenthos	Wiederbesiedlungspotenzial (gering)	Neobiota-Einfluss (stark)	
Nordsee						
N1 (euhalines offenes Küstengewässer)	10 - 15			+ ?????	+ ?????	
N2 (euhalines Wattenmeer)	10 - 15	./.		+ ?????	+ ?????	
N3 (polyhalines offenes Küstengewässer)	10 - 15	./.		+ ?????	+ ?????	
N4 (polyhalines Wattenmeer)	10 - 15			+ ?????	+ ?????	
N5 (euhalines felsgeprägtes Küstengewässer um Helgoland)	10 - 15			+ ?????	+ ?????	
Ostsee						
B1 (oligohaline innere Küstengewässer)	15 - 20			+ ?????	+ ?????	
B2 (mesohaline innere Küstengewässer)	15 - 20			+ ?????	+ ?????	
B3 (mesohaline äußere Küstengewässer ohne saisonale Sprungschicht)	15 - 20			+ ?????	+ ?????	
B4 (mixohaline äußere Küstengewässer mit saisonaler Sprungschicht)	15 - 20			+ ?????	+ ?????	

[1] Die Angabe „+“ bedeutet, dass sich bei geringem Wiederbesiedlungspotenzial und verstärktem Auftreten von Neobiota die Erreichung des guten ökologischen Zustands um weitere Jahre verzögern kann. Eine nähere Schätzung wird hier nicht für möglich angesehen.