

Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten- Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Richtlinie (MSRL)

Hintergrundpapier für den Experten-Workshop am 17.11.2011 in Kiel

Inhalt

1	Erläuterung Projekthintergrund.....	2
2	Methodisches Vorgehen.....	4
2.1	Stand der Arbeiten in ausgewählten Mitgliedstaaten (MS)	4
2.2	Methodisches Vorgehen.....	5
	Von Nutzenänderungen direkt betroffene (Wirtschafts-)Sektoren und Bereiche	7
	Monetarisierung von Nutzen (-änderungen)	8
	Geographische Systemgrenzen	9
3	Beschreibung der allgemeinen Vorgehensweise und Illustrierung anhand der Beispiele Abfall und Eutrophierung.....	10
3.1	Vorgehensweise: Aufstellung eines Mengengerüsts	10
3.2	Vorgehensweise: Möglichkeiten der Monetarisierung	11
3.2.1	Rechenschritt 1	11
3.2.2	Rechenschritt 2.....	12
3.2.3	Rechenschritt 3	12
3.3	Beispiel 1: Auswirkungen einer Reduzierung der Anreicherung von Nährstoffen und organischem Material (Eutrophierung)	14
3.3.1	Meeresökologische Wirkungszusammenhänge	14
3.3.2	Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)	15
3.3.3	Möglichkeiten der Monetarisierung	18
3.4	Beispiel 2: Auswirkungen einer Reduzierung der Abfälle im Meer.....	22
3.4.1	Meeresökologische Wirkungszusammenhänge	22
3.4.2	Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)	23
3.4.3	Möglichkeiten der Monetarisierung	24
3.5	Darstellung möglicher sekundärer Effekte.....	31
4	Fazit.....	33

Anhang I: Offene Fragen.....	34
Anhang II: Open Questions.....	34
Anhang III: Literatur (ausgenommen Studien: siehe Anhang II)	36
Anhang IV: Liste der zur Monetarisierung herangezogenen Studien	38
Anhang V: Methodenbericht.....	38

1 Erläuterung Projekthintergrund

Die europäischen Meeresgewässer stehen unter vielfachem Nutzungsdruck. Um die damit einhergehenden ökologischen, aber in der Folge auch sozialen Probleme und ökonomischen Schäden einzugrenzen oder zu beheben, ist am 17. Juni 2008 die europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) (EG 2008/56) erlassen worden. Laut dieser Richtlinie müssen die Mitgliedsstaaten (MS) in ihren Meeresgewässern – in Anlehnung an die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - bis 2020 einen bislang nicht klar definierten „guten Umweltzustand“ (GUZ) erreichen. Dazu werden momentan nationale Anfangsbewertungen durchgeführt, aus denen bis spätestens 2015 Maßnahmenprogramme zur Erreichung des GUZ hervorgehen sollen.

Die Erstellung solcher Maßnahmenprogramme erfordert nicht nur eine umfassende Kenntnis der marinen Ökosysteme und ihrer Belastungen, sondern auch der wirtschaftlichen Nutzung der marinen Gewässer und deren Verbindung zur landseitigen Infrastruktur/Nutzung. Der wesentliche Arbeitsschwerpunkt bei der Maßnahmenplanung besteht in der Zusammenführung der nationalen und internationalen Informationen und der Abstimmung des Maßnahmenumfanges. Dabei wird – noch expliziter als bei der WRRL – verlangt, Kosten-Nutzen-Analysen (KNA) durchzuführen und potenzielle Unverhältnismäßigkeiten der Kosten darzustellen. Dafür ist zu untersuchen, wie neben den Kosten der Maßnahmen auch deren Nutzen quantifiziert und in eine KNA einbezogen werden können.

Die ökonomische Bewertung von Umweltgütern und –dienstleistungen hat nicht zuletzt durch die Anforderungen der WRRL in den vergangenen Jahren stetig an Bedeutung gewonnen. Es gibt eine Vielzahl von theoretischen Konzepten und Ideen, wie solche Monetarisierungen durchzuführen sind. Das oftmalige Fehlen von validen quantifizierbaren Daten führte bislang dazu, dass quantitative und qualitative Informationen für politische Entscheidungen kombiniert wurden (etwa durch eine Multikriterienanalyse), allerdings zumeist nicht in KNA, die entscheidungsrelevante Ergebnisse lieferten. Um den in der MSRL geforderten KNA mehr politisches Gewicht zu verleihen, ist somit eine Weiterentwicklung der Methoden zur Einbeziehung von quantifizierten und bewerteten Nutzen von Maßnahmen notwendig.

Das UBA-geförderte Forschungsprojekt „Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“ soll dazu beitragen, indem:

- auf Basis einer umfassenden Recherche in Wissenschaft und Praxis Empfehlungen für ein methodisches Vorgehen entwickelt werden;

- weiterhin auf Basis dieser Empfehlungen eine Handlungsanleitung (“tool box“) erarbeitet wird, die Anwendern/Umsetzern in Behörden und Verbänden praktische Hinweise zur Einbeziehung von Nutzen von Maßnahmen in die nach MSRL geforderten KNA gibt;
- die Handlungsanleitung anhand zweier konkreter Fallbeispiele auf Praktikabilität getestet wird.

Dabei ist festzuhalten, dass sich das Forschungsprojekt zum einen **auf die deutschen Meeresgewässer beschränkt**; zum anderen wird **ausschließlich die Nutzenseite von KNA betrachtet**, d. h. konkrete Maßnahmen, deren Auswirkungen und die damit verbundenen Kosten - inklusive der Auswirkungen auf die verursachenden Sektoren - werden nicht berücksichtigt. Das Forschungsvorhaben hat weiterhin nicht zum Ziel, den momentanen Wert des Ökosystems bzw. seiner Komponenten zu bestimmen, z. B. im Vergleich zu einer näher festzulegenden Referenzsituation.

Es ist ursprünglich z. B. nicht vorgesehen gewesen, eigene Analysen zur Zahlungsbereitschaft für Umweltverbesserungen durchzuführen. Im Verlauf des Projektes hat sich allerdings die Möglichkeit ergeben, eine solche Untersuchung in den Rahmen einer internationalen Studie über die Eutrophierung der Ostsee einzubetten. Das Vorhaben wurde entsprechend aufgestockt und die Ergebnisse der Zahlungsbereitschaftsanalyse sollen in das Forschungsprojekt integriert werden.

Sowohl dem Auftraggeber als auch den Auftragnehmern ist dabei bewusst, dass die Ergebnisse des Forschungsvorhabens nur einen Baustein unter vielen auf dem Weg zur vollständigen Umsetzung der sozio-ökonomischen Anforderungen der MSRL darstellen können.

2 Methodisches Vorgehen

2.1 Stand der Arbeiten in ausgewählten Mitgliedstaaten (MS)

Im Rahmen des Vorhabens wurde auch die Vorgehensweise in anderen Mitgliedsstaaten (MS) analysiert, um Ideen für die deutsche Umsetzung zu bekommen. Dabei zeigt sich folgendes Bild (Stand Oktober 2011):

- Im Zuge der Anfangsbewertung koordinieren die meisten MS ihre Arbeit mit den Arbeiten, die für spätere Anforderungen der Rahmenrichtlinie erforderlich sein werden (beispielsweise im Hinblick auf Art. 9 "Beschreibung eines guten Umweltzustands" oder Art. 10 "Festlegung von Umweltzielen"; aber auch im Hinblick auf die Durchführung von KNA nach Art. 13).
- Alle befragten MS sehen die Anfangsbewertung als notwendige Basis, um angemessene Maßnahmen zu identifizieren und vorzuschlagen. Die Herangehensweise bei der Anfangsbewertung ist aber in den einzelnen MS unterschiedlich. Grundsätzlich finden drei Ansätze für die Beurteilung der Kosten einer Verschlechterung im Rahmen der Anfangsbewertung Anwendung:
 - o In Dänemark und Großbritannien wird der Ökosystem-Ansatz (ÖSA) verwendet.
 - o In den Niederlanden und Spanien wird der „Cost-Approach“ genutzt.
 - o In Frankreich, Deutschland und Belgien wird ein „thematischer Ansatz“ angewendet.
 - o Schweden und Estland verwenden eine Mischung aus den verschiedenen Ansätzen.
- Es zeigt sich des Weiteren, dass viele MS die Anfangsbewertung abgeschlossen haben, oder kurz davor stehen (erste Entwürfe im Herbst dieses Jahres).
- Alle MS planen, ihre Arbeit mit anderen MS zu koordinieren (oder sind bereits in Kooperationen). Einige MS führen bilaterale Gespräche, andere nutzen bestehende Organisationen wie z.B. OSPAR und HELCOM, für die Koordination. Eine andere Form der Zusammenarbeit erfolgt durch die europäische Arbeitsgruppe zur „Wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse“ (CIS-Working Group „Economic and Social Assessment“/ESA).
- Drei Mitgliedstaaten (Schweden, Großbritannien und die Niederlande) sind bereits bei der Vorbereitung der Maßnahmenprogramme. Dabei betrachtet Schweden nur jene Sektoren, die auch bei der Anfangsbewertung berücksichtigt wurden. Neben der Erfassung der wirtschaftlichen Daten über Beschäftigung, Wertschöpfung usw. in verschiedenen Sektoren, konzentriert sich die Analyse auch auf Mängel des legislativen Rahmens. In Großbritannien werden derzeit Informationen über Kosten und Nutzen der Zielerreichung zusammengetragen und verschiedene neue Maßnahmen für marine Schutzgebiete entwickelt. Die Niederlande erfassen momentan Kosten und Wirkungen von möglichen (technischen) Maßnahmen. Darauf basierend wird eine vorläufige Wirtschaftlichkeitsanalyse durchgeführt, und es laufen Arbeiten zur besseren Präsentation/Darstellung des finanziellen Nutzens von

Meeresschutzmaßnahmen (z. B. langfristig erhöhte Erträge in der Fischerei) in der Öffentlichkeit und gegenüber Entscheidungsträgern. Ebenso wird eine Methode entwickelt, die es erlauben soll, die Nutzen für Natur und Umwelt in einem „Natur-Punkt-Index“ darzustellen. Für 2012 ist dann eine reale KNA geplant, um dem niederländischen Parlament Anfang 2013 verschiedene Optionen zur Umsetzung präsentieren zu können (unterschiedlich hohe Ambitionsniveaus).

- Finnland und Dänemark sowie möglicherweise auch die Niederlande werden Simulationsmodelle für die KNA nutzen. In Finnland liegt der Schwerpunkt der Analyse auf der Eutrophierung. Dabei werden die Kosten der Verschlechterung als entgangener Nutzen definiert. Dieser wird im Rahmen eines Pilotprojektes mit Hilfe einer groß angelegten Bewertungsstudie (Contingent Valuation) erfolgen. Die Szenarios, die dieser Studie zu Grunde liegen, basieren auf Projektionen eines Modells, welches auch für die Beschreibung der langfristigen Wirkungen von Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge eingesetzt wird.
- In Großbritannien werden in Vorbereitung auf die Durchführung von KNA derzeit die Kosten und Nutzen von verschiedenen, zur Umsetzung in Erwägung gezogenen Maßnahmen erhoben. Der Nutzen wird nur als Gesamtnutzen der Zielerreichung ermittelt, wobei diese Arbeiten auf zwei verschiedenen Projekten basieren. So werden die Ergebnisse aus dem Business-as-usual (BAU)-Szenario mit den Ergebnissen der Erreichung des guten Zustandes verglichen. Eine Quantifizierung ist dabei aber nicht in allen Fällen möglich, da oft die Datengrundlage fehlt. Diese Lücken sollen durch die Öffentlichkeitsbeteiligung geschlossen werden. Die Ergebnisse der derzeitigen Erhebung von Kosten und Nutzen sollen gemeinsam mit der Festlegung der Schutzziele und berücksichtigten Indikatoren präsentiert werden.
- In Frankreich werden die Kosten, die in der KNA berücksichtigt werden, wie folgt klassifiziert:
 - o Kosten für den Verlust von Nutzen (also die Kosten für die Nichterreichung der Ziele der Richtlinie);
 - o Vermeidungskosten von Verschmutzungen;
 - o Kosten für Verbesserungsmaßnahmen und
 - o Kosten für Information und das Monitoring.

Dabei werden die Kosten für den Verlust von Nutzen nicht monetarisiert.

2.2 Methodisches Vorgehen

Die im vorliegenden Projekt zu entwickelnde Handlungsanleitung hat zum Ziel, einem Anwender von Meeresschutzmaßnahmen (z. B. einem Entscheidungsträger in der Verwaltung) nach Art. 13 MSRL zu erlauben, im Rahmen der geforderten KNA möglichst schnell und effektiv den ökonomischen Nutzen von Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündeln in die Analyse einzubeziehen. Dabei steht neben Praktikabilität und wissenschaftlicher Fundiertheit insbesondere die Überprüfung der Möglichkeit, den Nutzen quantitativ zu bestimmen, im Fokus des Projekts.

Da sich die verschiedenen Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündel in ihrer Ausprägung, Ausgestaltung und bezüglich der ökologischen, ökonomischen und sozialen Bedingungen am Wirkungsort signifikant unterscheiden können, muss das Bewertungssystem so aufgebaut sein, dass es eine möglichst flexible Zuordnung von Nutzen erlaubt. Im einfachsten Fall würde sich eine „pro Einheit“-Basis ergeben, z. B. „*pro Tonne vermiedener Stickoxid-Emissionen ergibt sich ein ökonomischer Nutzen in Höhe von X Euro*“. In der Regel wird jedoch die derzeitige Datengrundlage die Generierung einer solchen konkreten Zahl nicht erlauben; in solchen Fällen wird versucht, einen „Benefit Transfer“ anzuwenden (nähere Informationen dazu siehe Anhang V) und eine Beziehung zur Belastungsreduktion herzustellen. Darüber hinaus wird die Handlungsanleitung auch Hinweise zur Einbeziehung von qualitativen Werten in die KNA beinhalten.

Zur Abschätzung der Nutzen werden zunächst die Auswirkungen von Belastungsreduzierungen auf das Ökosystem dargestellt. Darauf aufbauend werden die gesellschaftlichen Nutzen identifiziert (beides siehe Kapitel 3.1) und quantifiziert (siehe Kapitel 3.2). Dazu zählen insbesondere die in den direkt betroffenen Wirtschaftssektoren entstehenden Nutzen (z. B. im Tourismussektor entstehende Nutzen durch verbesserte Wasserqualität) sowie darüber hinausgehende gesamtgesellschaftliche Nutzen. Die Analysen der Nutzen beruhen auf dem Verständnis, dass gesunde Ökosysteme ökonomisch (und sozial) relevante sogenannte „Ökosystemdienstleistungen“ (ÖSD) zur Verfügung stellen; diese werden im Forschungsvorhaben nach dem Konzept des *Total Economic Value* (TEV) betrachtet.

Total Economic Value

ÖSD stiften dem Menschen auf vielfältige Art und Weise Nutzen.¹ Der TEV gibt die Summe aus allen Komponenten des ökonomischen Nutzens an und wird als vorherrschender Rahmen für Bewertungsansätze von ÖSD angesehen. Es handelt sich dabei um einen anthropozentrischen Ansatz, der den Wert ökosystemarer Güter und Dienstleistungen für den Menschen in den Vordergrund stellt. Diese sind für den Menschen umso wertvoller, je mehr Nutzen sie stiften. Die (gedankliche) Aufteilung des TEV in seine Komponenten erleichtert es, die Ergebnisse einer Bewertung im Hinblick auf die vollständige Erfassung aller Komponenten zu überprüfen.²

Die Unterteilung des TEV erfolgt in Gebrauchswerte und Nicht-Gebrauchswerte. Die Gebrauchswerte wiederum ergeben sich aus direkten konsumtiven (z.B. Konsum von Fisch und Meeresfrüchten) oder nicht-konsumtiven (z.B. Erholung in der Natur oder die Nutzung von Wasserstraßen), sowie indirekten Werten (z.B. natürliche Klärung des Wassers, biologischer Abbau von Abfällen) und dem Optionswert (potentielle Nutzung in der Zukunft)

¹ Der Nutzen ist ein Ausdruck für das menschliche Wohlbefinden bzw. den Grad der Zufriedenheit. Je höher die Zufriedenheit, desto größer der Nutzen. So kann beispielsweise der Konsum von Gütern nutzenstiftend sein. Maßnahmen zur Reduzierung von Umweltbelastungen können das menschliche Wohlbefinden ebenfalls erhöhen und so zu einem Nutzenanstieg führen.

² Ausführungen in diesem Abschnitt beziehen sich auf Defra (2007), UNEP/WCMC (2011), Pearce and Turner (1990) und UBA (2007).

eines Gutes oder einer Dienstleistung. Zu den Nicht-Gebrauchswerten gehören der Existenzwert, der altruistische Wert und der Vererbungswert.

Von Nutzenänderungen direkt betroffene (Wirtschafts-)Sektoren und Bereiche

Durch die Reduzierung von Belastungen und die damit verbundene veränderte Bereitstellung ökosystemarer Güter und Dienstleistungen ergeben sich Nutzenänderungen. Diese werden im Projekt verschiedenen (Wirtschafts-) Sektoren und gesellschaftlichen Bereichen zugerechnet. Die Abgrenzung der verschiedenen Sektoren orientiert sich an der Klassifizierung in vorhandenen ökonomischen Bewertungsstudien mit maritimem Bezug (z.B. Loureiro et al., 2006), an Analysen der Schäden durch Belastungen der Meere (z.B. Mouat, Lopez Lorano und Bateson, 2010) sowie an den Berichten der CIS Working Group ESA und der deutschen Arbeitsgruppe zur ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der MSRL.

Gebrauchswerte lassen sich in der Regel einem bestimmten Sektor zuordnen. Um die Nicht-Gebrauchswerte abzubilden, die nicht unbedingt einen wirtschaftlichen, wohl aber einen gesellschaftlichen Nutzen haben, wird im Forschungsvorhaben zusätzlich der „Sektor“ *Gesellschaft* eingeführt.

In Tabelle 1 werden diese direkt betroffenen Sektoren und Bereiche, kurz definiert bzw. beschrieben sowie den Nutzenkomponenten des TEV zugeordnet. Sektoren, die Verursacher der Belastungen sind und von einer Belastungsreduzierung negativ betroffen sein können, wie z.B. die Meerestechnik, werden in der Tabelle nicht mit aufgeführt. Für eine detaillierte Übersicht über diese Sektoren und die entstehenden Belastungen siehe Marggraf et al. (2011).

Tabelle 1: Abgrenzung von (Wirtschafts-) Sektoren und Bereichen, die durch Belastungsreduzierungen einen Nutzen erfahren.

Sektor / Bereich	Beschreibung	Nutzenkomponente
Fischerei	Kommerzielle Fischerei, inkl. Küstenfischerei und kleine Hochseefischerei.	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv) und Optionswert
Sportangeln	Fischerei, die durch Privatpersonen als Freizeitaktivität betrieben wird.	
Aquakultur	Aufzucht von Meerestieren in ihrem natürlichen Lebensraum, i.d.R. zum Zweck des Verkaufs und Konsums, wobei die Aufzuchtbecken mit dem umgebenden Meeresgebiet in Verbindung stehen können.	
Tourismus	Urlauber, die für mindestens eine Nacht am Urlaubsort bleiben: Wertschätzung für touristische Aktivitäten und/oder Ausgaben für Übernachtungen in Hotels, Pensionen, Ferienwohnungen und auf Campingplätzen sowie in Restaurants, Supermärkten,	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv) und

	Souvenirgeschäften, etc.	Optionswert
Erholung	Besucher (Einheimische und Ortsfremde), die für maximal einen Tag an den Ort kommen; Wertschätzung und/oder Ausgaben für Aktivitäten am Strand (spazieren gehen, sonnenbaden, etc.) und im bzw. auf dem Wasser (schwimmen, tauchen, schnorcheln, surfen, segeln, etc.).	
Schifffahrt	Schiffe und Boote, die die Seeschifffahrtsstraßen und das offene Meer befahren, insb. Berufsschifffahrt (u.a. Handelsschiffe, Fähren, Kreuzfahrtschiffe) sowie Häfen und Marinas, ohne Sportschifffahrt und ohne Fischereifahrzeuge.	
Industrie	Industrielle Anlagen und Kraftwerke entlang der Küste (insbesondere Nutzung von Kühlwasser); Offshore-Windkraftanlagen und Gezeitenkraftwerke.	Indirekter Gebrauchswert und Optionswert
Gesundheit	Verringerung von akuten und chronischen Erkrankungen und Gesundheitsbeeinträchtigungen von Menschen durch den direkten Kontakt mit Meerwasser oder den Konsum kontaminierter Meerestiere.	
Landwirtschaft ³	Landwirtschaftliche Aktivitäten wie Ackerbau und Tierzucht entlang der Küsten.	
Gesellschaft	Gesamtgesellschaftlicher Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen zur Reduzierung von Belastungen, der in den anderen Sektoren nicht enthalten ist und somit keine direkte (konsumtive oder nicht konsumtive) oder potentielle Nutzung umfasst.	Nicht-Gebrauchswerte und Optionswert

Monetarisierung von Nutzen (-änderungen)

In der ökonomischen Bewertung werden verschiedene Methoden zur Monetarisierung von Nutzen angewandt, die zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter direkte und indirekte Bewertungsmethoden heranziehen bzw. Vermeidungskosten- oder Wiederherstellungskostenansätze verwenden, wenn keine weiteren Informationen zur Zahlungsbereitschaft vorliegen. Monetarisierete Werte, die für eine bestimmte Nutzenänderung mit diesen Methoden ermittelt wurden, beziehen sich auf ein bestimmtes Jahr, eine bestimmte Region und bestimmte sozio-ökonomische Gegebenheiten. Die Übertragung von Werten erfolgt mit Hilfe des „Benefit-Transfer“-Ansatzes.

In der Methode des „Benefit Transfer“ werden die Ergebnisse vorhandener Bewertungsstudien genutzt, um sie auf eine neue Fragestellung oder einen anderen Ort zu

³ Sollte Meerwasser für die Landwirtschaft entsalzt und direkt für die Bewässerung genutzt werden, so ergäbe sich durch positive Effekte ein direkter Gebrauchswert.

übertragen (Brouwer, 1998, Rosenberger und Loomis, 2001). Der Vorteil des Benefit Transfers liegt in seiner schnellen Durchführbarkeit und einem reduzierten Aufwand, Nachteile ergeben sich in Bezug auf die Validität der Ergebnisse.

Geographische Systemgrenzen

Bei der Erstellung des Mengengerüsts und der Nutzenbewertung werden aufgrund der schon für die deutschen Meeresgewässer unzureichenden Datenlage und des schwierigen Zugriffs auf Primärdaten aus Drittstaaten primär die deutschen Meeresgewässer betrachtet. Bei Belastungen, die eher regional ausgeprägt sind (wie bspw. die Eutrophierung), kann es dann allerdings effizienter sein, deren Reduktion in allen Verursacherstaaten und nicht nur in Deutschland zu betrachten.

Im Folgenden wird die Vorgehensweise anhand zweier Beispiele konkret erläutert. Für weitere Informationen zu methodischen Festlegungen sei auf den Methodenbericht (Anhang V) verwiesen.

3 Beschreibung der allgemeinen Vorgehensweise und Illustrierung anhand der Beispiele Abfall und Eutrophierung

Im Folgenden wird das methodische Vorgehen genauer erläutert, und dann konkret anhand zweier Fallbeispiele durchgespielt. Die Fallbeispiele sind vor allem nach der Qualität und Quantität der vorhandenen Ausgangsdaten ausgewählt worden.

3.1 Vorgehensweise: Aufstellung eines Mengengerüsts

Konzeptioneller Hintergrund

Ziel des Projekt-Moduls „Aufstellung eines Mengengerüsts“ ist es, ein monetär bewertbares Mengengerüst zu entwickeln, das die Nutzenkomponenten von Belastungsreduzierungen systematisch und vollständig erfasst. Wie oben erläutert, wird dabei primär der Ansatz des TEV genutzt, da dieser eine praktikable Aufteilung des Gesamtnutzens erlaubt. Je nach Relevanz werden Aspekte eines alternativen Konzeptes zur Kategorisierung von ÖSD, des Millennium Ecosystem Assessment (MEA)-Ansatzes, in der Erstellung des Mengengerüsts berücksichtigt. So lässt sich der Bereich der regulierenden ÖSD nach MEA den indirekten Gebrauchswerten und den Optionswerten zuordnen. Die bereitstellenden und kulturellen Dienstleistungen fallen hauptsächlich in den Bereich der direkten Gebrauchswerte. Die kulturellen ÖSD gemäß MEA können darüber hinaus Nicht-Gebrauchswerte nach TEV beinhalten. Unterstützende ÖSD fließen in den TEV hingegen nur über ihren Beitrag zu den anderen Dienstleistungen ein (Defra, 2007).

Insbesondere ist festzuhalten, dass ÖSD und Nutzen nicht identisch sind. Erholung z.B. ist keine ÖSD, sondern ein Nutzen, den Menschen aus verschiedenen ÖSD ziehen können, i.d.R. indem sie diese Dienstleistungen mit anderen Inputs kombinieren. In Anlehnung an Boyd und Banzhaf (2007) schlagen Fisher et al. (2009) vor, ÖSD als Aspekte von Ökosystemen zu verstehen, die aktiv oder passiv genutzt werden, um menschliches Wohlbefinden zu erzeugen. ÖSD sind also ökologische Phänomene und beinhalten ökologische Strukturen und Prozesse, sofern diese direkt oder indirekt von Menschen konsumiert werden. ÖSD stellen damit die Verbindung zwischen naturwissenschaftlichen Systemen und der Wohlfahrt des Menschen her (Boyd and Banzhaf, 2007; Fisher et al. 2009).

Bezug zum Bericht zur deutschen Anfangsbewertung

Die Arbeit in diesem Projektschritt knüpft an die Arbeit der nationalen Arbeitsgruppe zur wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse der Nutzung der Meere sowie den Kosten der Verschlechterung an (Marggraf et al., 2011). Der Ansatz der nationalen Arbeitsgruppe spiegelt wider, dass Maßnahmen zur Reduzierung einer Belastung in einem bestimmten Nutzungsbereich ansetzen können. In diesem Bereich entstehen dann auch die Maßnahmenkosten.

Im Gegensatz dazu hat das vorliegende Projekt zum Ziel, die Auswirkungen einer Maßnahme auf den Nutzen darzustellen. Wir setzen daher bei den ökologischen Aspekten von Belastungsreduzierungen an und leiten daraus die betroffenen Nutzenkomponenten ab. Das Gutachten zur Erstellung der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung

der MSRL in Deutschland (Marggraf et al., 2011) wurde für das vorliegende Projekt verwendet, um abzugleichen, welche ökologische Veränderung welche Nutzenkomponenten berührt.

Überblick Vorgehensweise

- Zunächst werden die Auswirkungen einer Maßnahme zur Reduzierung einer Belastung auf meeresökologischer Ebene betrachtet (biologische, physikalische und chemische Strukturen, Prozesse und Funktionen; intermediäre ÖSD). Wechselwirkungen zwischen Belastungen werden beschrieben. Im Anschluss werden die daraus entstehenden Auswirkungen auf die ÖSD für einzelne Belastungen analysiert und dem MEA-Ansatz zugeordnet (finale ÖSD und Güter).
- Im nächsten Schritt wird daraus abgeleitet, welche Nutzenkomponenten und Sektoren von Belastungsreduzierungen betroffen sind. Dies bildet die Grundlage für die ökonomische Bewertung der Änderungen der direkten und indirekten Gebrauchswerte. Darüber hinaus werden auch die Nicht-Gebrauchswerte berücksichtigt, um ein Gerüst für die Bestimmung der Änderung des ökonomischen Gesamtwertes (TEV) als Folge einer Belastungsreduzierung zu erstellen.
- Die Sektoren, in denen negative Nutzenänderungen auftreten können, werden benannt.
- Im letzten Schritt folgen die Darstellung in einem gemeinsamen Mengengerüst sowie die Beschreibung möglicher sekundärer Effekte.

3.2 Vorgehensweise: Möglichkeiten der Monetarisierung

Ziel des Projektmoduls „Möglichkeiten der Monetarisierung“ ist es, auf Basis vorhandener Literatur den Nutzenkomponenten im Mengengerüst monetäre Werte zuzuordnen. Dies beinhaltet mehrere Stufen und Rechenschritte (Abb. 1): die Prüfung der Studien auf Verwendbarkeit (Schritt A), die Zuordnung der monetären Werte zu den jeweiligen Nutzenkategorien und (Wirtschafts-)Sektoren (Schritt B), die Umrechnung der monetären Werte auf eine Bezugseinheit (Rechenschritt 1), die Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus (Rechenschritt 2) und den Bezug auf die Belastungsreduktion (Rechenschritt 3). Sollte die Prüfung der Studien ergeben, dass sich diese nicht verwenden lassen, werden zumindest die methodischen Wege zur Monetarisierung aufgezeigt (Schritt C). Am Ende werden sekundäre Effekte (Co-Benefits), die anderen funktional verwobenen Wirtschaftssektoren entstehen, qualitativ mit einbezogen (Schritt D).

3.2.1 Rechenschritt 1

Die in Bewertungsstudien ermittelten monetären Werte beziehen sich jeweils meistens auf eine Einheit, die sich aber innerhalb eines Sektors bzw. Bereiches unterscheiden kann. So können bspw. für den Sektor „Erholung“ Werte vorliegen bezogen auf einen Tagestourist (x €2010/Besucher*a), auf einen Strandbesuch (y €2010/Strandbesuch) oder auf einen (betroffenen) Haushalt (z €2010/Haushalt*a). Um eine leichtere Handhabbarkeit zu gewährleisten, wird für jeden (Wirtschafts-)Sektor eine Bezugseinheit definiert und die Werte ggf. umgerechnet:

Fischerei:	Fischereischiff
Sportangeln:	Sportangler
Aquakultur:	Aquakulturbetrieb
Tourismus:	Urlauber
Erholung:	Besucher
Schifffahrt:	Schiff
Industrie:	Industrieanlage, Kraftwerk
Gesundheit:	Erkrankungsfall
Landwirtschaft:	Landwirtschaftlicher Betrieb
Gesellschaft:	Haushalt

Anwendungsbeispiel: Die Zahlungsbereitschaft für einen sauberen Strand in Frankreich beträgt 4 €₂₀₀₀ pro Strandbesuch für Touristen. Es wird angenommen, dass der durchschnittliche Übernachtungsgast einmal im Jahr an die See fährt und dabei 7 Tage bleibt. Weiterhin wird angenommen, dass er davon 5 Tage am Strand verbringt (bei einem Strandbesuch pro Tag). Daraus ergibt sich hochgerechnet eine Zahlungsbereitschaft von 20 €₂₀₀₀ pro Besucher und Jahr.

3.2.2 Rechenschritt 2

Einkommensniveau und Preisindizes werden nach gängigen ökonomischen Modellen errechnet (nach UBA 2007 und Hunt 2006); auf eine Darstellung wird aus Platzgründen verzichtet.

3.2.3 Rechenschritt 3

Um die komplexen Wechselbeziehungen zwischen Ausgangszustand, Belastungsreduktion und Auswirkung auf die Nutzenkategorien exakt darstellen zu können, wäre die Durchführung von Modellierungen notwendig, z. B. nach dem Wirkungspfadansatz (UBA, 2007). Dies ist im Projekt jedoch nicht vorgesehen. Pro Belastung werden aus diesem Grund individuelle Methoden entwickelt, um als erste Abschätzung anhand des vorhandenen Datenmaterials die Nutzenänderungen bezogen auf angenommene Belastungsreduktionen quantifizieren zu können.

In Fällen, in denen die Auswirkungen der Belastungsreduktion unsicher und/oder nichtlinear sind (wie beispielsweise bei der Auswirkung der Eutrophierung auf das marine Ökosystem) und marginale Werte somit nicht einfach darstellbar sind, können als Alternative zu der hier vorgestellten Methodik marginale Vermeidungskosten herangezogen werden. Betrachtet werden müsste dazu diejenige akkumulierte Reduktion der Einträge, die nötig ist, um unterhalb eines bestimmten Konzentrationsziels (eines Schwellenwertes) zu gelangen bzw. zu

bleiben. Die Summe der Vermeidungskosten steht dann für eine Abschätzung des (minimalen) Gesamtnutzens der Belastungsreduktion.

Die Vorgehensweise zur Aufstellung des Mengengerüsts und der Monetarisierung wird im Folgenden exemplarisch für die Belastungen „Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material“ und „marine Abfälle“ dargestellt.

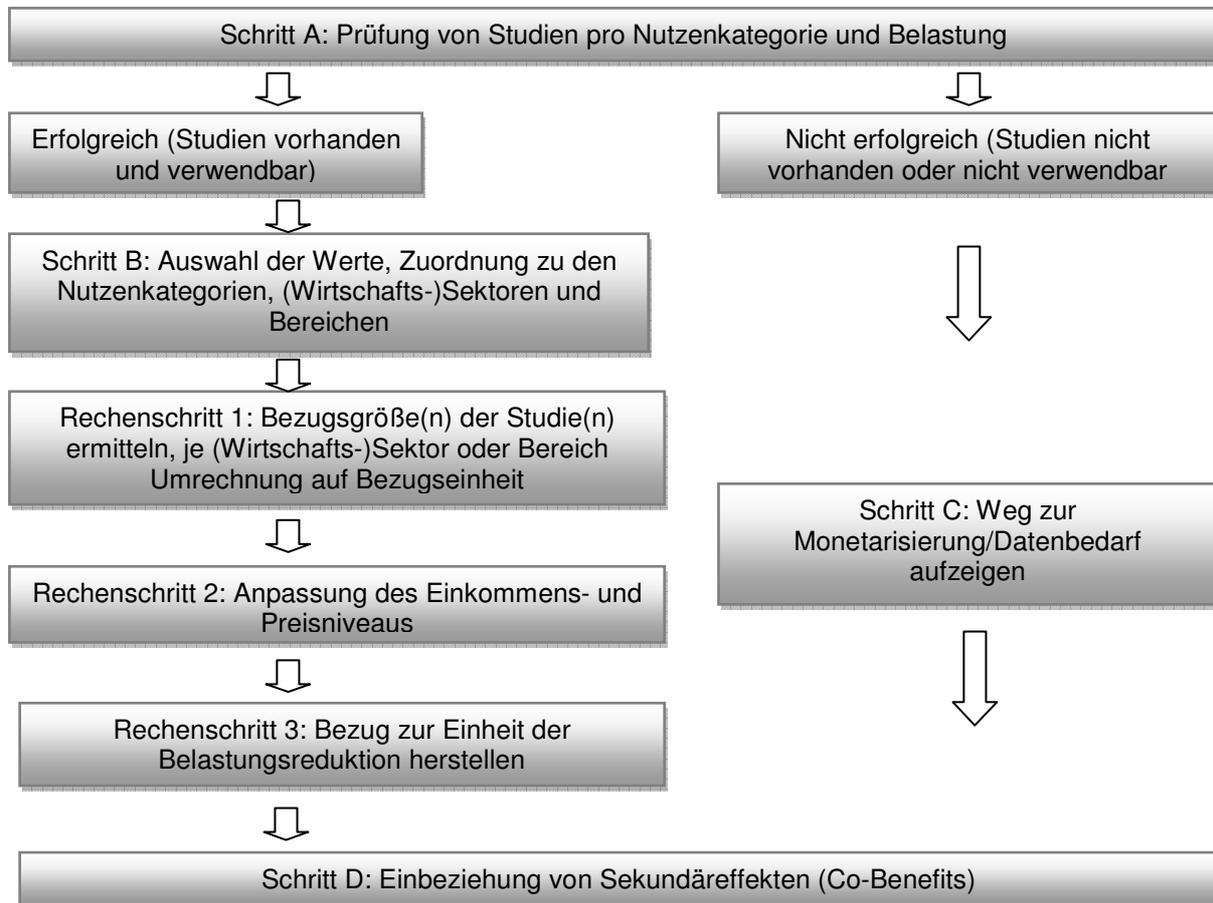


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Monetarisierung

3.3 Beispiel 1: Auswirkungen einer Reduzierung der Anreicherung von Nährstoffen und organischem Material (Eutrophierung)

3.3.1 Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Die Eutrophierung der Meeresumwelt umfasst die „Anreicherung des Wassers mit Nährstoffen, insbesondere mit Stickstoff- und/oder Phosphorverbindungen, die zu einem vermehrten Wachstum von Algen und höheren Formen des pflanzlichen Lebens und damit zu einer unerwünschten Beeinträchtigung des biologischen Gleichgewichts und der Qualität des betroffenen Gewässers führt“ (EWG, 1991). So beinhalten die unerwünschten Effekte die Veränderungen der Struktur und der Arbeitsweise des gesamten marinen Ökosystems sowie die Reduzierung der Ökosystemstabilität. Verursacher sind insbesondere Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft, aus städtischen Abwässern/Kläranlagen und aus der Atmosphäre sowie der Eintrag organischen Materials (OSPAR, 2010; HELCOM, 2009).

Abbildung 2 stellt die Zusammenhänge und Folgen einer Reduzierung der Belastung der Meeresumwelt durch Eutrophierung dar (siehe unten). In diesem Abschnitt werden zunächst die Auswirkungen des Düngemiteleintrags auf die biophysikalischen Strukturen, Prozesse und Funktionen dargestellt.⁴ Im darauf folgenden Abschnitt 3.3.2 werden dann die aus der Belastungsreduzierung resultierenden Folgen für die verschiedenen Nutzenkategorien beschrieben, und im Abschnitt 3.3.3 Möglichkeiten der Monetarisierung aufgezeigt.

Ein geringerer Eintrag von Nährstoffen und organischem Material führt zunächst zu geringeren Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule. Dies hat folgende direkte Effekte: Verringerte Produktion von Phytoplankton, verringerte Verschiebungen in der Planktonartengemeinschaft und geringeres Wachstum von kurzlebigen opportunistischen Makroalgen. Weitere Effekte sind eine verbesserte Transparenz des Wassers und eine Erholung von reduzierten Seegras- und Makrophytenbeständen. Zudem führt eine verringerte Produktion von toter organischer Materie zu besserer Sauerstoffsättigung im grundnahen bzw. Tiefenwasser und in der Folge zu geringerer Produktion von giftigem Schwefelwasserstoff (H₂S). Verringerte Eutrophierung verringert auch die Wahrscheinlichkeit von toxischen Algenblüten und verbessert die Lebensbedingungen für viele wirbellose Tierarten und Fische. Außerdem führt eine Verringerung der Eutrophierung der Meeresumwelt zu einer geringeren Verschlickung des Sediments. Allerdings hat eine Reduzierung der Eutrophierung ambivalente Auswirkungen auf die Bestände von Fischen und anderen Lebewesen. Einerseits wirkt sich die erhöhte Sauerstoffkonzentration im Wasser positiv auf Populationen von Grundfischbeständen (z.B. Dorsch) aus, andererseits folgt aus der geringeren Algenproduktion eine Verringerung der Heringsbestände. Die Verringerung der Eutrophierung kann also durch die Veränderung der Artenzusammensetzung zu negativen Effekten bei einzelnen Fischereien führen (z.B. Hering). Insgesamt kann man aber davon ausgehen, dass weniger Nitrat und Phosphat in den Gewässern zu positiven Effekten auf die Bestände von Fischen und anderen Meereslebewesen führt (Marggraf et al., 2011; Gerlach, 1988; Gerlach, 1990; Oliveira et al., 2008; EUKOM, 2011; HELCOM, 2009; OSPAR, 2010).

⁴ Die Ausführungen in den folgenden Abschnitten stützen sich auf HELCOM, 2009 und OSPAR, 2010.

<u>Relevanz der Belastung</u> ⁵ :	<i>Nordsee</i> : hoch <i>Ostsee</i> : hoch
<u>Wirkungszeit</u> :	<i>Nord- und Ostsee</i> : Mittelfristig (Jahre) bis langfristig (Jahrzehnte)
<u>Wirkungsraum</u> :	Regional
<u>Evidenz/Konfidenz</u> der beschriebenen Erkenntnisse:	Hoch
<u>Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen)</u> :	<i>Verschlickung</i> : Durch verstärkte Sedimentation organischer Partikel <i>Mikrobielle Pathogene</i> : Durch verstärkte Vermehrung von Pathogenen <i>Selektive Entnahme</i> : Durch Belastungen der Zielarten durch Sauerstoffmangel mögliche Veränderungen der Lebensgemeinschaften

3.3.2 Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Durch die Erhöhung der Fisch- und Muschelbestände bei einer Reduzierung des Eintrags von Nährstoffen (Nitrat- und Phosphat) sowie sonstigem organischen Material ergeben sich für die kommerzielle Fischerei, die Sportangelei sowie für die Aquakultur positive Effekte auf die direkten konsumtiven Gebrauchswerte.

Positive Veränderungen der direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswerte resultieren aus einem höheren Erholungswert sowie mehr Tourismus. Der steigende Erholungswert ergibt sich unter anderem aus der verbesserten Sauberkeit von Stränden und Marinas, da es nicht zu übermäßiger Algenproduktion kommt, die unansehnliche Schaummassen und unangenehme Gerüche mit sich bringen kann.

Erhöhte indirekte Gebrauchswerte ergeben sich durch eine Reduzierung der Gesundheitsrisiken für den Menschen. Diese Risiken entstehen durch die Produktion von toxischen Algenblüten und der Emission von H₂S, die unter anderem durch das Verzehren von kontaminiertem Fisch oder Schalentieren, aber auch durch das Baden in belasteten Gewässern zu Gesundheitsproblemen bei Menschen führen können.

Neben diesem Anstieg der Gebrauchswerte ergeben sich auch positive Veränderungen der Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte: Durch die geringere Nitrat- und Phosphatkonzentration wird die zukünftige Existenz des Ökosystems unterstützt, da weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung vorliegen (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch

⁵ Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (IFM-GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende KNA sollten die Bewertungen der ökologischen Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten, aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.

Die folgende Abbildung 2 veranschaulicht exemplarisch die Auswirkungen einer Belastungsreduzierung sowie die Wirkungspfade von den meeresökologischen Zusammenhängen bis hin zu den Auswirkungen auf Wirtschaftssektoren, gesellschaftliche Bereiche und Nutzenkomponenten. Die grünen Pfeile in der Abbildung bedeuten, dass es einen gleichgerichteten Zusammenhang zwischen den Zuständen in den beiden verbundenen Kästen gibt. So führt z.B. ein geringerer Nährstoffgehalt im Wasser dazu, dass die Produktion von Phytoplankton steigt. Ein roter Pfeil hingegen zeigt an, dass es einen entgegen gesetzten Zusammenhang zwischen den Zuständen gibt. So führt eine geringere Produktion von Phytoplankton zu einer höheren Transparenz des Wassers. Die Pfeile geben also die direkte Wirkung einer Veränderung zwischen zwei Kästen an.

Das Vorzeichen in der oberen rechten Ecke jedes Kastens zeigt die erwartete Nettoveränderung des Zustandes als Reaktion auf die ursprüngliche Reduktion der Belastung an. So führt eine Reduktion der Eutrophierung potentiell zu höheren nutzbaren Beständen von Fischen und Muscheln sowie zu einer höheren Attraktivität von Stränden und Marinas. Im letzten Schritt wird aufgezeigt, welche Sektoren und Bereiche und welche Nutzenkategorien von den Belastungsreduzierungen betroffen sind. Hierbei handelt es sich immer um positive Auswirkungen, also um Nutzen. So führt eine Reduktion der Eutrophierung potentiell zu größeren Fischbeständen und damit möglicherweise zu einem Nutzenanstieg im Bereich der Fischerei.

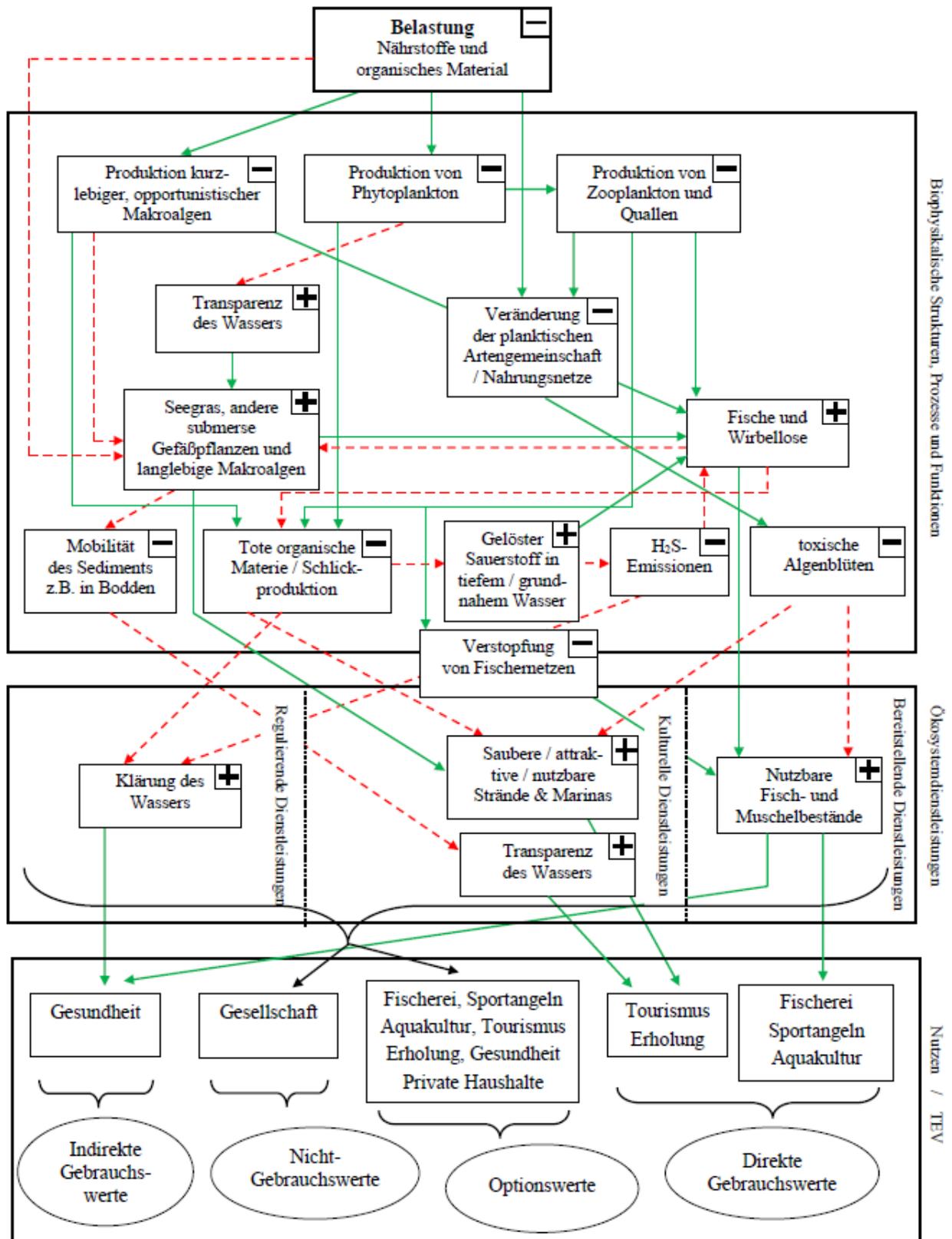


Abbildung 2: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material (Eutrophierung). (Bertram und Rehdanz, 2011).

Tabelle 2: Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material.

Komponenten des TEV	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln Aquakultur	Tourismus Erholung	Gesundheit	Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit Gesellschaft	Gesellschaft		

3.3.3 Möglichkeiten der Monetarisierung

Die Belastung „Eutrophierung“ wurde mit einer Vielzahl von monetären Bewertungsstudien untersucht, die hauptsächlich im Ostseeraum durchgeführt wurden (eine Darstellung des aktuellen Standes findet sich in (Bertram und Rehdanz, 2011). Im Nordseeraum gibt es noch großen Forschungsbedarf, was sich in der geringen Anzahl verfügbarer Studien widerspiegelt. Forschungsbedarf gibt es außerdem bei den ökologischen Wirkungsbeziehungen: Wirkungszusammenhänge zwischen der Reduktion von Stickstoff und Phosphor und deren Auswirkung auf Ökosysteme; diese sind schwierig zu erfassen und nicht linear.

Dem Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material für den Gebrauchswert „Erholung“ wird im Folgenden ein monetärer Wert pro Belastungsreduktion zugewiesen, für den Gebrauchswert „Sportangeln“ wird die Vorgehensweise ansatzweise dargestellt; die restlichen Nutzenkategorien sind in der Bearbeitung. Die Darstellung der Ergebniswerte erfolgt in Tabelle 3.

Direkte Gebrauchswerte: Sportangeln

Toivonen et al. (2004) ermitteln Zahlungsbereitschaften von 57 – 140 USD₁₉₉₉/Sportangler*Jahr.

- Rechenschritt 2 (s. Kapitel 3.2.1 und 3.2.2): Es ergeben sich 74 – 182 EUR₂₀₁₀/Sportangler*Jahr.
- Rechenschritt 3: Der Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion konnte bisher nicht hergestellt werden.

Diese Vorgehensweise wird ebenfalls angewendet bei Vesterinen et al. (2010) und Eggert und Olsson (2003). Auch hier sind die Wirkungszusammenhänge bisher unklar.

Direkte Gebrauchswerte: Erholung

Die ausgewerteten Zahlungsbereitschaftsstudien geben Werte an, die sich auf die Auswirkung der Veränderung einer Belastung durch Nährstoffeinträge beziehen (eine Auswirkung ist z. B. die Minderung der Sichttiefe). Um eine KNA zu ermöglichen, sollte jedoch ein Zusammenhang zu der Belastungsreduktion hergestellt werden (bspw. zu der Minderung des Eintrags von Stickstoff und Phosphor). Larsson (zitiert in Soutukorva, 2005) entwickelte für die Ostsee eine lineare Regression von Nährstoffkonzentration (N in mg/m³) und Sichttiefe (S in Meter): $\text{Log}(S) = 4,274 - 1,4388 (\text{log}(N))$. Die Regression gilt für den Sommer und für $200 < N < 750$. Ein Anstieg der Sichttiefe von einem Meter entspricht dann einer Reduktion der Stickstoffkonzentration von ca. 30%. Es wird angenommen, dass im Basisfall eine uniforme Sichttiefe von 1 m herrscht und im Reduktionsfall eine uniforme Sichttiefe von 2 m erreicht werden kann, mit einer angenommenen Konzentration im Basisfall von 300 mg N/m³ und einer angenommenen Konzentration im Reduktionsfall von 90 mg N/m³.

Söderqvist und Scharin (2000) ermitteln einen Erholungsnutzen von 43 – 71 SEK₁₉₉₈/Person*Monat bei einer Erhöhung der Sichttiefe um einen Meter.

- Rechenschritt 2 (Benefit Transfer): Daraus errechnen sich 68 - 113 EUR₂₀₁₀/Besucher*Jahr.
- Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion): Geteilt durch 90 mg N/m³ ergeben sich 0,8 – 1,3 EUR₂₀₁₀/Besucher*Jahr und mg N/m³ vermieden.

Diese Vorgehensweise wird ebenfalls angewendet bei Vesterinen et al. (2010), Ahtiainen (2009) und Eggert und Olsson (2003), die somit generierten Ergebniswerte sind in Tabelle 3 dargestellt.

Atkins und Burdon (2006) ermitteln einen Erholungsnutzen von 12 EUR₂₀₀₃/ Person*Monat bei einer Erhöhung der Sichttiefe um 2,5 – 3 Meter. Es wird angenommen, dass auch hier die lineare Regression von Larsson (zitiert in Soutukorva, 2005) Gültigkeit hat. Wiederum wird von einer Konzentration im Basisfall von 300 mg N/m³ und eine Konzentration im Reduktionsfall von 90 mg N/m³ angenommen (Anstieg der Sichttiefe von 3 m entspricht einer 90%igen Reduktion von N).

- Rechenschritt 2: Daraus errechnen sich 18 EUR₂₀₁₀/Besucher*Jahr.
- Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion): Geteilt durch 270 mg N/m³ ergeben sich 0,1 EUR₂₀₁₀/Besucher*Jahr und mg N/m³ vermieden (dargestellt in Tabelle 3).

Tabelle 3: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material (Arbeitsstand 31.10.2011).

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR ₂₀₁₀]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Sportangeln	Freizeitfischerei	Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden	CV	57- 140 USD ₁₉₉₉ /Sportangler * Jahr	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Toivonen et al. (2004)
		Badewasserqualität, Dorschbestände, Biodiversität	Westküste Schwedens	CE	1.200 SEK ₂₀₀₂ /Person * Jahr	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Eggert und Olsson (2003) ⁶
		Einfluss von Wasserqualität (Wasserklarheit) auf Freizeitfischerei, Bootfahren, Schwimmen	Finnland (Seen und Küstengewässer)	Reisekosten	6,3-19 EUR ₁₉₉₉ /Besucher bei + 1 m Sichttiefe	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Vesterinen et al. (2010) ⁷
Direkte Gebrauchswerte (nicht-konsumtiv)	Erholung	Einfluss von Wasserqualität (Wasserklarheit) auf Freizeitfischerei, Bootfahren und Schwimmen	Finnland (Seen und Küstengewässer)	Reisekosten	6,3-19 EUR ₁₉₉₉ /Besucher bei + 1 m Sichttiefe	0,1- 0,3/Besucher*mg N/m ³ vermieden	Vesterinen et al. (2010) ⁷
		Wasserqualität	Ostsee	Metaanalyse	41-53 EUR ₂₀₀₇ /Person*a	0,5 - 0,7/Besucher*Jahr und *mg N/m ³ vermieden	Ahtiainen (2009)

⁶ Eggert und Olsson (2003) beschrieben in ihrer Umfrage ein Projekt, welches die Wasserqualität der Ostsee mittels einer zeitlich begrenzten Gebühr über ein Jahr verbessern könnte. Es wird angenommen, dass sich diese (einmaligen) Werte auch jährlich erheben lassen könnten.

⁷ In Vesterinen et al. (2010) wird davon ausgegangen, dass die betrachteten Erholungsarten Fischen (hier Sportangeln zugeordnet), Schwimmen und Bootfahren (=Erholung) jeweils an getrennten Tagen auf getrennten Fahrten unternommen werden. Die monetären Werte sind also additiv zu betrachten (s.a. Hyytiäinen et al., 2010).

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR ₂₀₁₀]	Autor(en)
		Badewasserqualität, Dorschbestände, Biodiversität	Westküste Schwedens	CE	600 SEK ₂₀₀₂ /Besucher * Jahr	0,8/Besucher*Jahr und *mg N/m ³ vermieden	Eggert und Olsson (2003) ⁸
		Eutrophierung; Erholung	Archipel von Stockholm	CV	43-71 SEK ₁₉₉₈ /Person*Monat bei +1 m Sichttiefe	0,8-1,3/ Person*a und mg N/m ³ vermieden	Söderqvist und Scharin (2000)
		Eutrophierung; Erholung	Randers Fjord, Dänemark	CV	12 EUR ₂₀₀₃ /Person*Monat bei +2,5-3 m Sichttiefe über 10 Jahre	0,1/Besucher*Jahr und *mg N/m ³ vermieden	Atkins und Burdon (2006)
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Freizeitfischerei	Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden	CV	48-135 USD ₁₉₉₉ /Nicht-Sportangler* Jahr	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Toivonen et al. (2004)
		Wasserqualität	Ostsee	Metaanalyse	57-62 EUR ₂₀₀₇ /Person*a	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Ahtiainen (2009) ⁹
		Badewasserqualität, Dorschbestände, Biodiversität	Westküste Schwedens	CE	600 SEK ₂₀₀₂ /Person * Jahr	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Eggert und Olsson (2003)

⁸ Abgefragt wurde in Eggert und Olsson (2003) die Zahlungsbereitschaft zur Verbesserung der Badewasserqualität. Da die Umfrage nur unter den Anwohnern der schwedischen Westküste stattfand, wird angenommen, dass sich die monetären Werte ausschließlich der Kategorie Erholung zuordnen lassen. 100% der Befragten verbrachten mindestens einen Tag am Meer, und werden deshalb als direkte Nutzer (=Besucher) eingeordnet.

⁹ In der Metaanalyse ermittelt Ahtiainen (2009) Zahlungsbereitschaften für die Kategorien „Erholung“ sowie „Erholung und Biodiversität“ für eine 50%ige Verbesserung der Wasserqualität. Zur Ermittlung der monetären Werte für die Nutzenkategorie Nichtgebrauchswerte wurden die Werte voneinander abgezogen.

Wirkungsraum: Regional

Evidenz/Konfidenz der Mittel bis hoch
beschriebenen Erkenntnisse:

Wechselwirkungen (Wirkungen *Bedeckung:* Durch lokale Bedeckung des
auf andere Belastungen): *Meeresgrunds mit Abfällen*

Kontamination durch gefährliche Stoffe: Durch
Lösung von Schadstoffen aus Abfällen

Nicht-einheimische Arten: Durch Einschleppung auf
Treibgut

Selektive Entnahme: Durch mögliche Verschiebungen
in Nahrungsnetzen

3.4.2 Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Positive Veränderungen der direkten konsumtiven Gebrauchswerte können sich im Bereich der kommerziellen Fischerei, der Aquakultur und des Sportangelns durch größere Bestände von Fisch und anderen Meerestieren ergeben.

Positive Veränderungen der direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswerte können sich durch einen höheren Erholungswert sowie mehr Tourismus ergeben. Daneben könnten Schäden an Fischereifahrzeugen und -zubehör sowie das Gefährdungspotential für die Schifffahrt sinken. Zudem reduziert sich eventuell das Betriebsrisiko für Kraftwerke und Industrieanlagen, die Meerwasser zur Kühlung benutzen.

Die Reduzierung von Gesundheitsrisiken für Menschen würden die indirekten Gebrauchswerte positiv beeinflussen. Diese Beeinträchtigungen können sich entweder durch einen direkten Kontakt mit dem Müll beim Baden ergeben oder durch den Konsum kontaminierter Meerestiere. Für die Landwirtschaft ergäben sich geringere Schäden an Ausrüstung sowie geringere Belastungen für Tiere auf angrenzenden Landflächen.

Zudem ist eine positive Veränderung aller Nicht-Gebrauchswerte und Optionswerte möglich. Eine geringere Belastung verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems Meer durch geringere Veränderung der Artenzusammensetzung und geringere Beeinträchtigung des Fortpflanzungspotentials der Tiere (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten (hier z.B. Robben), aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.

Tabelle 4: Nutzen einer Reduzierung der Abfälle im Meer.

Komponenten des TEV	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbwert
Sektor	Fischerei Sportangeln Aquakultur	Tourismus Erholung Schifffahrt Industrie	Gesundheit Landwirtschaft	Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Schifffahrt Industrie Gesundheit Landwirtschaft Gesellschaft	Gesellschaft		

3.4.3 Möglichkeiten der Monetarisierung

Die Belastung durch Abfälle im und aus dem Meer (sog. „marine Abfälle“) stellt nicht nur ein ökologisches, sondern auch ein ökonomisches und darüber hinaus ein ästhetisches Problem dar, allerdings weniger in der Ost- als in der Nordsee, weswegen sich der meiste Teil der monetären Studien auf den Nordsee- bzw. Nordatlantikraum bezieht (UBA, 2010).

Dem Nutzen einer Reduzierung des marinen Abfalls für Gebrauchs- und Nicht-Gebrauchswerte werden im Folgenden monetäre Werte pro Belastungsreduktion zugewiesen. Die Darstellung der Ergebniswerte erfolgt in Tabelle 5.

Direkte Gebrauchswerte: Fischerei, Aquakultur, Schifffahrt, Häfen, Industrie

Abfälle, die im Meereswasser treiben, können Schäden an Booten und an den Netzen verursachen. Es wird geschätzt, dass in der niederländischen Nordsee zu jedem Zeitpunkt 8.600 t Abfall vorhanden sind (OSPAR, 2000). Die Fläche der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee beträgt 28.519 km², dies entspricht 69,1 % der Meeresfläche der deutschen Nordsee. Unter der (noch nachzuweisenden) Annahme, dass dieselbe Menge Abfall auch in der deutschen Nordsee vorhanden ist und dass diese gleichverteilt vorkommt (Meeresströmungen also keine Rolle bei der Verteilung des Abfalls spielen), würden sich dann 5.934 t in der AWZ befinden. Die Nordsee ist stark befahren, auf der anderen Seite werden große Handels- und Passagierschiffe von marinem Abfall weniger stark betroffen sein als kleinere Schiffe. Es wird folglich weiterhin hypothetisch angenommen, dass 20% der Abfallmenge in der AWZ Schäden an Schiffen verursacht. Zur Vermeidung der Schäden müssten also 20% (=1.187 t) Abfall komplett gemindert werden.

Hall (2000) ermittelt 6.000 – 30.000 brit. Pfund (GBP)₁₉₉₈/Boot*Jahr an Schadenskosten.

- Rechenschritt 2 (Benefit Transfer): Daraus errechnen sich 11.600 – 57.990 EUR₂₀₁₀/Boot*Jahr.
- Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion): Geteilt durch 1.187 t Abfall ergeben sich 10 – 49 EUR₂₀₁₀/Boot*Jahr und vermiedener Tonne Abfall (dargestellt in Tabelle 5).

Die gleiche Vorgehensweise wird auch bei Mouat et al. (2010) angewendet (siehe Tabelle 5).

Abfälle, die im Meereswasser treiben, können auch Schäden in Häfen, an Kraftwerken, in Industrieanlagen und für die Betreiber von Aquakulturen verursachen. Es wird geschätzt, dass in der niederländischen Nordsee zu jedem Zeitpunkt 8.600 t Abfall vorhanden sind (OSPAR, 2000). Übertragen auf die deutsche Nordsee unter der Annahme, dass 5% dieser Abfallmenge Schäden an Häfen, an Kraftwerken, in Industrieanlagen oder in Aquakulturfarmen verursacht (und damit diese 5% (=430 t) Abfall jeweils komplett gemindert werden müssten, s. Anwendungsbeispiel oben), errechnen sich die monetären Ergebniswerte in Tabelle 5.

Direkte Gebrauchswerte: Sportangeln

Eine Verringerung der Menge an marinem Abfall hat eine positive Wirkung auf die Fisch- und Muschelbestände und damit auch auf die Fangmengen für Sportangler. Eine Quantifizierung des Zusammenhangs ist jedoch bei der derzeitigen Datenlage nicht möglich. Unter der hypothetischen Annahme, dass 0,5% des marinen Abfalls (0,5% von 8.600 t = 43 t) einen Einfluss auf durch Sportangler befischte Fisch- und Muschelbestände haben, ergeben sich die in Tabelle 5 aufgeführten Ergebniswerte.

Toivonen et al. (2004) ermitteln Zahlungsbereitschaften von 57 – 140 US Dollar (USD)₁₉₉₉/Sportangler*Jahr.

- Rechenschritt 2: Es ergeben sich 74 – 182 EUR₂₀₁₀/Sportangler*Jahr.
- Rechenschritt 3: Geteilt durch 43 t Abfall ergeben sich 2 – 4 EUR₂₀₁₀/Sportangler*Jahr und vermiedener Tonne Abfall (dargestellt in Tabelle 5).

Direkte Gebrauchswerte: Erholung

Smith et al. (1997) und Zhang (1995) nutzen Fotos von vier verschiedenen stark verschmutzten Stränden als jeweiligen Ausgangszustand sowie ein Foto von einem sauberen Strand als Minderungszustand, um den Erholungsnutzen zu erfragen. Die Strände der OSPAR-Region weisen im Durchschnitt 712 Müllteile pro 100 m Küstenlinie auf (UBA, 2010), das entspricht ca. 0,9 t pro 100 m. Ein sauberer Strand an der Nordsee würde demnach bedeuten, dass die momentan vorhandenen 0,9 t Abfall pro 100 m Küstenlinie vermieden werden würden. Die erfragten monetären Werte spiegeln folglich die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von dieser Menge an Abfall wider.

Smith et al. (1997) ermitteln Erholungsnutzen von 21 – 72 USD₁₉₉₂/Besucher*Jahr.

- Rechenschritt 2: Es ergeben sich 37 – 125 EUR₂₀₁₀/Besucher*Jahr.

- Rechenschritt 3: Geteilt durch 0,9 t Abfall/100 m Strand ergeben sich 40 – 135 EUR₂₀₁₀/ Besucher*Jahr und vermiedener Tonne Abfall/100 m Strand (dargestellt in Tabelle 5).

Die gleiche Vorgehensweise wird auch bei Ballance et al. (2000) und Zhang (1995) angewendet.

Indirekte Gebrauchswerte: Landwirtschaft

Landwirtschaftliche Betriebe, die direkt an der Küste liegen, können durch verwehten marinen Abfall Schaden erleiden. Eine saubere Küste an der Nordsee würde demnach bedeuten, dass die momentan vorhandenen 0,9 t Abfall pro 100 m Küstenlinie (s. oben) vermieden werden würden und die Schäden damit nicht mehr aufträten. Bezogen auf diesen Wert errechnen sich die monetären Ergebniswerte in Tabelle 5, zur rechnerischen Vorgehensweise vgl. Anwendungsbeispiel „Erholung“.

Optionswerte

In Zhang (1995) werden Nicht-Strandnutzer befragt, was sie bereit wären, für einen sauberen und der Öffentlichkeit zugänglichen Strand zu zahlen. Es wird angenommen, dass diese befragte Gruppe Optionswerte repräsentiert, da sie den Strand zukünftig noch nutzen könnte. Zhang (1995) nutzt Fotos von vier verschiedenen stark verschmutzten Stränden als jeweiligen Ausgangszustand sowie ein Foto von einem sauberen Strand als Minderungszustand, um den daraus folgenden Nutzen zu erfragen. Ein sauberer Strand an der Nordsee würde demnach bedeuten, dass die momentan vorhandenen 0,9 t Abfall pro 100 m Küstenlinie (s. oben) vermieden werden würden. Die erfragten monetären Werte spiegeln folglich die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von dieser Menge an Abfall wider. Zur rechnerischen Vorgehensweise vgl. Anwendungsbeispiel „Erholung“.

Nicht-Gebrauchswerte

In Zhang (1995) werden Strandnutzer und Nicht-Strandnutzer befragt, was sie bereit wären, für ein der Öffentlichkeit nicht zugängliches Forschungsnaturschutzgebiet zu zahlen. Es wird angenommen, dass diese befragte Gruppe Nicht-Gebrauchswerte repräsentiert, da diese Art von Stränden für sie weder heute noch in Zukunft nutzbar ist. Zhang (1995) nutzt Fotos von vier verschiedenen stark verschmutzten Stränden als jeweiligen Ausgangszustand sowie ein Foto von einem sauberen Strand als Minderungszustand, um den daraus folgenden Nutzen zu erfragen. Ein sauberer Strand an der Nordsee würde demnach bedeuten, dass die momentan vorhandenen 0,9 t Abfall pro 100 m Küstenlinie (s. oben) vermieden werden würden. Die erfragten monetären Werte spiegeln folglich die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von dieser Menge an Abfall wider. Zur rechnerischen Vorgehensweise vgl. Anwendungsbeispiel „Erholung“.

Tabelle 5: Monetäre Werte einer Reduzierung von Abfällen im Meer und an Stränden. Arbeitsstand 31.10.2011

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR ₂₀₁₀]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadenskosten	6.000 – 30.000 GBP ₁₉₉₈ / Boot*Jahr	4- 20/Boot *Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		2.930 – 19.165 EUR ₂₀₀₈ /Boot*Jahr	1 - 7/Boot *Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Mouat et al. (2010)
	Aquakultur	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland		150 GBP ₁₉₉₈ /Farm*Jahr	0,7/Farm *Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		580 EUR ₂₀₀₈ /Farm*Jahr	1,5/Farm * Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Mouat et al. (2010)
	Sportangeln	Freizeitfischerei	Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden	CV	57- 140 USD ₁₉₉₉ /Sportangler * Jahr	1,7 - 4,2/Sportangler*Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Toivonen et al. (2004)
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Erholung	Abfälle an Stränden	Halbinsel vor Kapstadt (Südafrika)	Reisekosten	15,6 Südafr. Rand(ZAR) ₁₉₉₆ ¹² /Besucher	47 ¹³ / Besucher*Jahr und t Abfall/100 m Strand vermieden	Ballance, A., Ryan, P.G. and Turpie, J.K.

¹² Nur 44% der Anwohner sind bereit, 35,50 ZAR₁₉₉₆ zu zahlen, d.h. hochgerechnet ergeben sich 15,62 ZAR₁₉₉₆ pro Besucher

¹³ Es wird angenommen, dass pro Jahr 5 Strandbesuche durchgeführt werden.

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR ₂₀₁₀]	Autor(en)
							(2000)
		Abfälle an Stränden	New Jersey, North Carolina (USA)	CV	21,4 – 72,2 USD ₁₉₉₂ /Besucher*Jahr	40 – 135/ Besucher*Jahr und t Abfall/100 m Strand vermieden	Smith et al. (1997)
		Abfälle an Stränden	New Jersey, North Carolina (USA)	CV	160,5 USD ₁₉₉₂ /Besucher*Jahr	301/ Besucher*Jahr und t Abfall/100 m Strand vermieden	Zhang (1995)
	Erholung ¹⁴	Wasserqualität, Abfälle an Stränden (inkl. Hundekot), Amenities	England, Wales	CV (Choice Experiment)	4 – 7,3 GBP ₂₀₀₂ /Haushalt*Jahr	wird noch bearbeitet	Mourato et al. (2003)
	Tourismus ¹⁴				1,2 – 2,2 GBP ₂₀₀₂ /Haushalt*Jahr	wird noch bearbeitet	
	Häfen	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadenskosten	17.548 ¹⁵ GBP ₁₉₉₈ /Hafen*Jahr	79/Hafen*Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Hall (2000)

¹⁴ Mourato et al. (2003) geben Gesamtwerte der Zahlungsbereitschaft für die Nutzenkategorien Tourismus und Erholung an. Eine Aufteilung in die einzelnen Nutzenkategorien erfolgte anhand der Aufteilung der befragten Strandnutzer in 42% lokale Anwohner (=Erholung), 24% Tagesausflügler (=Erholung), 20% Übernachtungsgäste (=Tourismus) und 14% andere Nutzer.

¹⁵ 280 GBP₁₉₉₈ pro Taucheinsatz für 182 Vorfälle in 20 Häfen 1998 + 15.000 GBP₁₉₉₈ pro Hafen und Jahr.

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR ₂₀₁₀]	Autor(en)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		8.034 – 61.013 EUR ₂₀₀₈ /Hafen*Jahr	21-157/Hafen*Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Mouat et al. (2010)
	Schifffahrt (Sicherheit)	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadenskosten	4.500 GBP ₁₉₉₈ ¹⁶ /Rettungseinsatz*Jahr	wird noch bearbeitet	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		2.200 – 5.800 GBP ₂₀₀₈ /Rettungseinsatz*Jahr	wird noch bearbeitet	Mouat et al. (2010)
	Industrie und Kraftwerke	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadenskosten	2.800 – 50.000 GBP ₁₉₉₈ /Kraftwerk*Jahr	13 – 225/Kraftwerk*Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		132 – 826 EUR ₂₀₀₈ /Anlage*Jahr	0,3-2/Anlage*Jahr und t Abfall im Meer vermieden	Mouat et al. (2010)
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Wasserqualität, Abfälle an Stränden (inkl. Hundekot), Amenities	England, Wales	CV (Choice Experiment)	1,1 – 2 GBP ₂₀₀₂ /Haushalt*Jahr	wird noch bearbeitet	Mourato et al. (2003)
	Landwirtschaft	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadenskosten	400 GBP ₁₉₉₈ /Betrieb*Jahr	833/ Betrieb*Jahr und t Abfall/100 m Küste vermieden	Hall (2000)

¹⁶ 900.000 GBP₁₉₉₈ für 200 Rettungseinsätze jährlich.

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR ₂₀₁₀]	Autor(en)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		841 EUR ₂₀₀₈ /Betrieb*Jahr	1.005/ Betrieb*Jahr und t Abfall/100 m Küste vermieden	Mouat et al. (2010)
Optionswerte		Abfälle an Stränden	New Jersey, North Carolina (USA)	CV	112 USD ₁₉₉₂ / Besucher*Jahr	210/Besucher*Jahr und t Abfall/100 m Strand vermieden	Zhang (1995)
Nicht-Gebrauchswerte		Ausweitung mariner Schutzgebiete: Erbringung von Ökosystemdienstleistungen (Biodiversität, Umweltnutzen durch die Meeresumwelt, Ressourcennutzung)	UK	CV	21 – 107 GBP ₂₀₀₈ /Haushalt*Jahr	wird noch bearbeitet ¹⁷	McVittie und Moran (2010)
		Abfälle an Stränden	New Jersey, North Carolina (USA)	CV	65 USD ₁₉₉₂ / Besucher*Jahr	122/Besucher*Jahr und t Abfall/100 m Strand vermieden ¹⁸	Zhang (1995)

¹⁷ Die Autoren ordnen die Ökosystemdienstleistung Biodiversität als diejenige ein, die repräsentativ für Nichtgebrauchswerte stehen kann.

¹⁸ In Zhang (1995) wurden Strandnutzer und Nicht-Strandnutzer befragt, was sie bereit wären für ein der Öffentlichkeit nicht zugängliches Forschungsnaturschutzgebiet zu zahlen. Es wird angenommen, dass diese Gruppe die Nichtgebrauchswerte repräsentiert, da diese Art von Stränden für sie nicht nutzbar ist.

Eine zusammenfassende Darstellung der somit ermittelten durchschnittlichen Ergebniswerte gibt die folgende Tabelle 6 wieder.

Tabelle 6: Zusammenfassung: Ergebniswerte einer Reduzierung von Abfällen im Meer und an Stränden.

TEV-Komponenten	Sektoren	Durchschnittliche Ergebniswerte [EUR ₂₀₁₀] auf Basis des Screenings
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	19/Boot *Jahr und t Abfall im Meer vermieden
	Aquakultur	0,7 – 1,5/Farm *Jahr und t Abfall im Meer vermieden
	Sportangeln	2,6/Sportangler*Jahr und t Abfall im Meer vermieden
	Erholung	40 – 301/ Besucher*Jahr und t Abfall/100 m Strand vermieden
	Tourismus	wird noch bearbeitet
	Häfen	86/Hafen*Jahr und t Abfall im Meer vermieden
	Schifffahrt (Sicherheit)	wird noch bearbeitet
		wird noch bearbeitet
Industrie und Kraftwerke	60/ Kraftwerk*Jahr und t Abfall im Meer vermieden	
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	wird noch bearbeitet
	Landwirtschaft	919/ Betrieb*Jahr und t Abfall/100 m Küste vermieden
Optionswerte		210/Besucher*Jahr und t Abfall/100 m Strand vermieden
Nicht-Gebrauchswerte		122/Besucher*Jahr und t Abfall/100 m Strand vermieden

3.5 Darstellung möglicher sekundärer Effekte

Es ist möglich, dass Wirtschaftssektoren, die mit den *direkt* betroffenen Sektoren in Verbindung stehen, *indirekt* von den Belastungsreduzierungen beeinflusst werden. Die Darstellung dieser sekundären Effekte erfolgt gegliedert nach den primär betroffenen Sektoren. Grund dafür ist, dass mehrere Belastungen den gleichen Sektor primär beeinflussen können. So wird z.B. die Fischerei u.a. von den Belastungen, Lärm, Müll und Schifffahrt beeinflusst. Um Wiederholungen zu vermeiden, wird die Darstellung sekundärer Effekte im Projekt daher nach Sektoren gebündelt und nicht für jede Belastung einzeln dargestellt. Es handelt sich bei den hier beschriebenen Zusammenhängen nur um eine partielle Betrachtung. Das bedeutet, dass es zwar negative Effekte in einzelnen Sektoren geben kann, dies aber nicht zwangsläufig einen Rückgang des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens einer Maßnahme mit sich bringt.

Tabelle 7: Mögliche Sekundäreffekte (Arbeitsstand)

Primär betroffener Sektor	Sekundäre Effekte
Fischerei	<p>Erholung der Fischbestände hat potentiell:</p> <ul style="list-style-type: none"> - positive Effekte auf nachgelagerte Unternehmen in der Region (Verarbeitung, Verpackung, Vertrieb, Großhandel, Einzelhandel, Gastronomie) <p>Geringere Schäden an Fischereifahrzeugen haben potentiell:</p> <ul style="list-style-type: none"> - negative Auswirkungen auf Werften, da diese weniger Aufträge erhalten
Tourismus & Erholung	<p>Erhöhte Tourismus- und Freizeitaktivitäten haben potentiell:</p> <ul style="list-style-type: none"> - positive Effekte auf lokale und regionale Zulieferer-Unternehmen (Nahrungsmittel, Hotelausstattung, Sportgeräte) sowie im Bereich des Baugewerbes oder des Transportes
Schifffahrt	<p>Geringere Schäden an Schiffen haben potentiell:</p> <ul style="list-style-type: none"> - negative Auswirkungen auf Werften und Zuliefererbetriebe, da diese weniger Aufträge erhalten - positive Auswirkungen auf den öffentlichen Sektor, da z.B. geringere Ausgaben für Rettungseinsätze zu erwarten sind. <p>Geringere Schäden an Marinas und Häfen haben potentiell:</p> <ul style="list-style-type: none"> - negative Auswirkungen auf Baubetriebe, da diese weniger Aufträge erhalten

4 Fazit

Das Hintergrundpapier stellt den bisher erarbeiteten Projektstand in verkürzter Form dar, mit dem Ziel:

- 1) das im Projekt entwickelte Vorgehen zum Umgang mit Nutzen von Belastungsreduktionen im Rahmen einer KNA nach MSRL anhand zweier Beispiele exemplarisch vorzustellen;
- 2) dadurch Diskussionen über das gewählte Vorgehen anzuregen, und
- 3) offene Fragen des Projektteams gemeinsam mit den Konferenzteilnehmern zu klären.

Dazu finden sich im Anhang:

Anhang I/II: Liste der offenen Fragen (Deutsch/Englisch).

Anhang III: Literaturliste

Anhang IV: Liste der zur Monetarisierung herangezogenen Studien (weblink).

Anhang V: Bericht zur Festlegung des grundlegenden methodischen Vorgehens im Projekt („Methodenbericht“) (weblink).

Anhang I: Offene Fragen

- 1) Halten Sie das vorgestellte Vorgehen zur Bewertung von Nutzen von Belastungsreduzierungen (siehe Kapitel 3.1 und 3.2) für:
 - a. Wissenschaftlich fundiert?
 - b. Pragmatisch und umsetzbar?
- 2) Halten Sie das vorgestellte Vorgehen zur Bewertung von Nutzen einer Reduzierung von Nährstoffeinträgen (Kapitel 3.3.3) für:
 - a. Wissenschaftlich fundiert?
 - b. Pragmatisch und umsetzbar?
- 3) Halten Sie das vorgestellte Vorgehen zur Bewertung von Nutzen einer Reduzierung von marinen Abfällen (Kapitel 3.4.3) für:
 - a. Wissenschaftlich fundiert?
 - b. Pragmatisch und umsetzbar?
- 4) Wenn in einem oder mehreren Fällen „nein“ Ihre Antwort ist, warum?
- 5) Haben Sie Vorschläge zur Verbesserung des Vorgehens/der Methodik?
- 6) Sind Ihnen aktuelle Arbeiten zu Schadensmodellen bekannt, die (ähnlich wie das japanische Modell LIME) eine Auswirkung der Eutrophierung auf das marine Ökosystem berechnen?
- 7) Zu einigen Belastungen (bspw. Unterwasserlärm, Beschädigung des Meeresbodens) gibt es bisher wenig bis keine monetären Studien. Sind Ihnen hier laufende Projekte/Planungen zu Studien bekannt?
- 8) Falls Ihnen weitere Sekundäreffekte (siehe Abschnitt 3.5) aus Ihrem Sektor/Bereich bekannt sind, nennen Sie uns diese bitte.
- 9) Wie sollen Ihrer Meinung nach Bewertungsstudien verwendet werden, die nicht einzelne Umweltgüter, sondern „Gesamtpakete“ (z. B. die Errichtung von Meeresschutzgebieten) bewerten?

Anhang II: Open Questions

- 1) In your opinion, is the presented approach to evaluate the benefits of a reduction of pressures:
 - a. Scientifically sound?
 - b. Usable in the field?
- 2) In your opinion, is the presented approach to evaluate the benefits of a reduction of nutrient immissions:
 - a. Scientifically sound?
 - b. Usable in the field?
- 3) In your opinion, is the presented approach to evaluate the benefits of a reduction of marine litter:
 - a. Scientifically sound?
 - b. Usable in the field?
- 4) If not, please clarify why.
- 5) Do you have suggestions that may improve the approach/methodology?

- 6) Do you know of research to develop modeling approaches for assessing the impacts of eutrophication on marine environments (such as the Japanese LIME model)?
- 7) For some pressures (e. g. noise, physical loss and damage), the data available is very limited. Do you know of any planned projects/studies to evaluate these pressures and impacts?
- 8) If you know of secondary effects (see section 3.5 – in German, unfortunately) from your specific sector, please tell us about them.
- 9) In your opinion, how should evaluation studies that evaluate „packages“ (like the establishment of marine protection areas), rather than individual ecosystems, be utilized?

Anhang III: Literatur (ausgenommen Studien: siehe Anhang II)

Bertram, C. und K. Rehdanz (2011). On the effectiveness of the Marine Strategy Framework Directive. Mimeo.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011). Habitat Mare. Schutzgebiete: Übersicht und Kurzfakten. Online verfügbar unter: <http://www.bfn.de/habitatmare/de/schutzgebiete-uebersicht.php>

Boyd, J. und Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics* 63: 616-626.

Brouwer, R. (1998). Future Research Priorities for Valid and Reliable Environmental Value Transfer. CSERGE Working Paper GEC 98-28, London.

Defra (Department for Environment, Food and rural Affairs) (2007). An Introductory Guide to Valuing Ecosystem Services. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London. Online verfügbar unter: <http://archive.defra.gov.uk/environment/policy/natural-environ/documents/eco-valuing.pdf>.

EUKOM (2011). Draft: Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. Marine Environment and Water Industry Unit, DG Environment, European Commission: 77 S.

EWG (1991). Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Der Rat der Europäischen Gemeinschaften. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften: 13 S.

Fisher, B., Turner, R.K. und Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision-making. In: *Ecological Economics* 68, S. 643-653.

Fleet, D., van Franeker, J., Dagevos, J. und M. Hougee (2009). Marine Litter. Thematic Report No. 3.8. In: Marencic, H. und J. de Vlas (Eds.). Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.

Galgani, F., Fleet, D., van Franeker, J., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, L., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, R., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A., Janssen, C. (2010). Marine Strategy Framework Directive, Task Group10 Report, Marine Litter.

Gerlach, S.-A. (1990). Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. Abschlussbericht über das Teilvorhaben 9 "Koordination" im Rahmen des Projektes Eutrophierung der Nord- und Ostsee. Forschungsbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Wasserwirtschaft. 10204215. BMU, Berlin: 357 S.

Gerlach, S.-A. (1988). Eutrophication of Kieler Bucht. In: *Kieler Meeresforschung Sonderheft* 6, S. 54-63.

- Gregory, M. R., (2009). Environmental Implications of Plastic Debris in Marine Settings-Entanglement, Ingestion, Smothering, Hangers-on, Hitch-Hiking and Alien Invasions. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B* (2009).
- HELCOM (2009). Eutrophication in the Baltic Sea – An Integrated Thematic Assessment of the Effects of Nutrient Enrichment and Eutrophication in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 115B*.
- Hunt (2006). General Issues in Costing Analysis: Units of account, Base years, and Currency conversion. Annex B to HEATCO Deliverable 5 (Proposal for Harmonised Guidelines). Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO). <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/>
- Loureiro, M. L., Ribas, A., López, E., Ojea, E. (2006). Estimated Costs and Admissible Claims linked to the Prestige Oil Spill. In: *Ecological Economics* 59 (2006), S. 48-63.
- Marggraf, R., Brandt, A., Dickow, M.C., Lauterbach, F.R., Sauer, U., Voßen, D. und B. Weppe (2011). Gutachten zur Erstellung der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Oliveira, P. F., da Costa, A. R. & Ferreira, H. G. (2008). A mathematical model of the proton balance in the outer mantle epithelium of *Anodonta cygnea* L. In: *Journal of Membrane Biology* 223(2), S. 59-72.
- OSPAR (2000). Quality Status Report 2000. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, 2000.
- OSPAR (2010). Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, London.
- Pearce, D.W. und Turner, R.K. (1990). Economics of natural resources and the environment. Harvester Wheatsheaf, London.
- Rosenberger, R.S. und Loomis, J.B. (2001). Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 revision). U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- UBA (2007). Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkongvention zur Schätzung externer Umweltkosten, Dessau. Online verfügbar unter: <http://opus.kobv.de/zlb/volltexte/2008/6413/pdf/3193.pdf>.
- UBA (2010). Abfälle im Meer- ein gravierendes ökologisches, ökonomisches und ästhetisches Problem. Online verfügbar unter: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3900.pdf>.
- UNEP (2005). Marine Litter: An Analytical Overview. Online verfügbar unter: http://www.unep.org/regionalseas/marinelitter/publications/docs/anl_oview.pdf.
- UNEP und WCMC (2011). Marine and Coastal Ecosystem Services: Valuation Methods and their Practical Application. In: UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 33.

Anhang IV: Liste der zur Monetarisierung herangezogenen Studien

<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/meere/aktuelles.htm>

Anhang V: Methodenbericht

<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/meere/aktuelles.htm>