

Ganzheitliche Projektbewertung

-

**Entwicklung eines Modells zur Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasser-
schutzmaßnahmen**

-

Umsetzung in Planung und Projektentscheidung

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)

Fakultät für Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften

Universität der Bundeswehr München

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. Martin Lisson

Ganzheitliche Projektbewertung

–

Entwicklung eines Modells zur Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasser- schutzmaßnahmen

–

Umsetzung in Planung und Projektentscheidung

Martin Lisson

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät für Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften der Universität der Bundeswehr München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

genehmigten Dissertation.

Promotionsausschuss:

- | | |
|----------------------|--|
| Vorsitzender: | Prof. Dr.-Ing. Christian Jacoby, UniBw München |
| 1. Berichterstatter: | Prof. Dr.-Ing. Markus Disse, TU München |
| 2. Berichterstatter: | Prof. Dr.-Ing. Jürgen Schwarz, UniBw München |
| 3. Berichterstatter: | Prof. Dr. rer. nat. Robert Jüpner, TU Kaiserslautern |

Die Dissertation wurde am 05. Dezember 2013 bei der Universität der Bundeswehr München eingereicht und durch die Fakultät für Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften am 11. Dezember 2013 angenommen.

Die mündliche Prüfung fand am 06. Mai 2014 statt.

Neubiberg, 06.Mai 2014

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Zeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Lehrstuhl für Wasserwirtschaft und Ressourcenschutz und am Lehrstuhl für Baubetrieb an der Universität der Bundeswehr München.

Ich danke Herrn Prof. Dr.-Ing. Markus Disse und Herrn Prof. Dr.-Ing. Jürgen Schwarz für die Möglichkeit der Erstellung meiner Dissertation, für die umfangreiche Betreuung und die unterstützenden und hilfreichen Diskussionen während meiner Zeit an der Universität der Bundeswehr München. In Funktion als wissenschaftlicher Mitarbeiter an den beiden Lehrstühlen war es mir möglich umfangreiche Erfahrungen in der Lehre sowohl im Bachelor- als auch Masterstudium „Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften“ zu erlangen. Die gewonnenen Erkenntnisse sind in meine Dissertation eingegangen.

Herrn Prof. Dr. rer. nat. Robert Jüpner danke ich für seine Unterstützung, wie auch dem Interesse an meiner Arbeit und der Übernahme des Korreferates.

Danken möchte ich auch Herrn Prof. Dr.-Ing. Christian Jacoby für die Übernahme und Durchführung des Vorsitzes des Prüfungsausschusses des Promotionsverfahrens.

Weiterer Dank gebührt den Mitarbeitern der beiden Lehrstühle für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung. Aus dem Kollegenkreis möchte ich stellvertretend Herrn Dipl.-Ing. (FH) M. Eng. Stephan Engelhardt für die anregenden konstruktiven, aber auch kritischen Diskussionen über meine Dissertation danken.

Für die gewissenhafte Durchsicht des Manuskriptes dieser Arbeit möchte ich mich bei Frau Manuela Bradler bedanken.

Mein besonderer Dank gilt aber meiner Familie. Vor allem möchte ich mich bei meiner Frau Nicole und meinem Sohn Paul bedanken, die während der Bearbeitungszeit meinen ständiger Rückhalt bildeten und so ein Gelingen der Arbeit erst ermöglichten.

Neubiberg, den 01.12.2013

Martin Lisson

Kurzfassung

Moderner Hochwasserschutz ist nachhaltiger Hochwasserschutz. Die Nachhaltigkeit ist hierbei jedoch weniger ein Ergebnis der mit dem Begriff verbundenen Zielinhalte, als vielmehr die Folge der Vielzahl an unterschiedlichsten potentiell verfügbaren Schutzmaßnahmentypen. Zur Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen bedarf es einer geeigneten Projektbewertung. Nur entsprechend der Analyse und der ganzheitlichen Beurteilung aller durch die Maßnahmen verursachten Umweltwirkungen ist die Nachhaltigkeit vollständig darstellbar. Bisherige Projektbewertungen befassten sich fast ausschließlich mit Kosten und wenn verfügbar Schadenseinsparungen. In einigen wenigen Studien werden zusätzlich weitere ausgewählte Wirkungsparameter untersucht. Da aber sowohl die weiteren Wirkungen keine geschlossene Ergebnisdarstellung finden, noch im Umfang dem Anspruch an eine Vollständigkeit genügen, ist mit den bestehenden Projektbewertungsverfahren kein ganzheitlicher Nachhaltigkeitsnachweis erreichbar.

Das Ziel der Arbeit besteht in der Erarbeitung einer Methodik, um die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen quantifiziert abzubilden. Hierzu ist eine ganzheitliche Projektbewertung zu entwickeln, mit der alle relevanten Umweltwirkungen der Maßnahmen analysiert und geschlossen ausgewertet werden können.

Die ganzheitliche Projektbewertung zur Nachweisführung der Nachhaltigkeit basiert auf zwei untereinander verknüpften Teilmodellen. Das Teilmodell 1 (modulares Nachhaltigkeitsmodell) als rationales Werkzeug einer auf wissenschaftlichen Methoden und Algorithmen basierenden Umweltanalyse bildet dabei das Zentrum der ganzheitlichen Projektbewertung. Ausgehend von der Analyse und Erarbeitung der durch definierte Maßnahmentypen verursachten Umweltwirkungen wird im Teilmodell 1 eine Übersicht aller relevanten Wirkungsprozesse der Maßnahmen auf die Umwelt aufgezeigt. Ziel ist es eine ganzheitliche Projektbewertung aufbauend auf rationalen Methoden und Algorithmen zu gewährleisten. Hierbei aber zeigt es sich, dass vollständig rationale Auswertungen der Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen begrenzt sind. Zum einen sind eingeschränkte Informationen und Datengrundlagen während der Planung zu prognostizieren und zum anderen sind einige Umweltwirkungen begründet auf fehlenden wissenschaftlichen Methoden nicht rational erfassbar. Zur Lösung der Herausforderungen einer ganzheitlichen Projektbewertung ist das Teilmodell 2 (modifiziertes Projektbewertungsmodell) entwickelt worden. Dieses erlaubt aufbauend auf den Ergebnissen und Analysen des Teilmodells 1 durch Einbeziehung projektspezifischer Experten, die fehlenden Umweltwirkungen präferenzgestützt zu erfassen. Hierzu wurde eine Verfahrensmethodik erarbeitet, die unterschiedlichste Präferenzen verarbeiten kann und im Ergebnis einen für jede Umweltwirkung maximal repräsentativen und stabilen Ergebniswert begründet. In Zusammenfassung der Ergebnisse der beiden Teilmodelle ist die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen direkt quantifizierbar. Es besteht damit sowohl die Möglichkeit Einzelprojekte in absoluter Nachhaltigkeit zu beurteilen, als auch Alternativen und Optionen differenzierter Umsetzungen in Nachhaltigkeit zu vergleichen.

Die Anwendbarkeit des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells wird an zwei Beispielprojekten belegt. Im Rahmen des Hochwasserschutzprojektes Pirna ist der Nachhaltigkeitsnachweis für vier Alternativen erbracht. Hierzu wurden in Anwendung des Teilmodells 1 neun Kriterien (Kosten, Schadenseinsparungen, Treibhauseffekt, Schadstoffe, Eutrophierung, Hochwasserrisiko-Mensch, Anlagenrisiko, Lebensqualität und Beschäftigung) als relevant identifiziert und ausgewertet. Im Ergebnis ist die Nachhaltigkeit der vier Alternativen nachweislich gegeben und eine Rangfolge der Nachhaltigkeit erstellt. Gleichzeitig aber wurde am Beispielprojekt deutlich, dass nicht alle relevanten Umweltwir-

kungen ausschließlich mittels dem Teilmodell 1 Abbildung erfahren können. Es bestehen Wirkungen, die nur präferenzgestützt durch die Modellerweiterung (Teilmodell 2) nachweisbar sind. Das Teilmodell 2 wurde daraufhin in Verbindung mit dem Teilmodell 1 am Beispielprojekt Freilegung Hachinger Bach angewendet. Hierzu wurden acht rationale Kriterien des Teilmodells 1 (Kosten, Schadenseinsparungen, Biodiversität-Grünlandgestaltung, Treibhauseffekt, Schadstoffe, Eutrophierung, Hochwasserrisiko-Mensch und Beschäftigung) und vier Kriterien des Teilmodells 2 (Biodiversität-Gewässer, Lebensqualität, Landschaftsvielfalt und Erholung) als relevant identifiziert. Durch den kombinierten Modellansatz war es möglich, eine vollständige Projektbewertung zu erreichen und die Nachhaltigkeit ausgehend von der gleichgewichteten Trias aus ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimension ganzheitlich zu belegen. Die Anwendung der ganzheitlichen Projektbewertung ist für die Nachweisführung der Nachhaltigkeit des Projektes Hachinger Bach zwingend notwendig. Ausschließlich begründet auf Kosten und Schadenseinsparungen ist weder eine Nachhaltigkeit noch eine gesellschaftliche Vorteilhaftigkeit der Projektumsetzung belegbar. In Berücksichtigung aller relevanten Umweltwirkungen ist das Projekt Hachinger Bach aber als maßgeblich nachhaltig zu beurteilen. Folglich ist eine Umsetzung im Rahmen der Zielstellung nachhaltiger Entwicklung zu forcieren.

Das ganzheitliche Nachhaltigkeitsmodell erlaubt Hochwasserschutzmaßnahmen in Zielstellung nachhaltiger Entwicklung zu beurteilen und folglich Nachhaltigkeit direkt in der Projektplanung zu verfolgen. Die Anwendbarkeit wird durch die beiden Beispielprojekte belegt. Nachhaltiger Hochwasserschutz ist durch das ganzheitliche Projektbewertungsmodell nicht mehr nur ein Ausdruck der Vielzahl an differenzierten Schutzmaßnahmenformen, sondern direkter Beleg einer nachhaltigen Projektentwicklung.

Abstract

A modern flood control is a sustainable flood protection. The sustainability here is more a result of the variety of potentially available different protection types, than an outcome associated with the goal orientated content. In order to verify the sustainability of flood protection measures, a suitable project evaluation is needed. Sustainability is represented only then, when it embraces analysis and integrated assessment of all environmental effects. Most of the previous projects used a cost-based evaluation, only some included estimations of damage reductions, when information was available. Only few studies selected some additional parameters using an evaluation. Existing project evaluation processes are not sufficient to prove sustainability of a project, until further effects and parameters are not included in the evaluation and their potential influence is not unified.

The aim of this work is to develop a methodology for quantifying sustainability of flood protection measures. The main purpose of this research is to develop a comprehensive project evaluation, which would embrace, analyze and unify all relevant environmental effects.

The integrated project evaluation of being sustainable is based on two interrelated sub-models. Sub-model 1 (modular sustainability model) is a tool, which combines science-based methods and algorithms for a comprehensive and complete environmental analysis. It represents the core of the integrated project evaluation. Sub-model 1 will show all relevant processes, which have influence on the environment, based on the analysis and defined types of measures, which are influenced by environmental effects. The target of this sub-model is to build a comprehensive project evaluation tool, based on rational methods and algorithms. At this juncture, one finds out, that a complete and rational evaluation of environmental effects of flood protection measures is limited. Restricted information and data during the planning of the projects and special environmental effects, which are not or only partly detected with scientific methods, impede a comprehensive analysis. In order to get an integrated complete project evaluation, a sub-model 2 (modified project valuation model) has been developed. This allows to cover the missing information about environmental effects using the results of sub-model 1 and including project-related experts. For this a methodology is developed that can handle a variety of preferences for each environmental effect to get the most representative and stable value. The sustainability of flood protection measures is directly quantifiable in the summary of results of both sub-models. Thus, there is a possibility to assess sustainability of individual projects, as well as to compare the sustainability of different alternatives and options.

The applicability of the integrated sustainability model is proven on two case studies. In the frame of the flood control project Pirna, sustainability of four alternatives was proved. For this example nine relevant criteria (live cycle costs, damage reduction, greenhouse effect, pollution, eutrophication, flood risk, facility risk, quality of life and employment) have been identified and have been evaluated using the sub-model 1. As a result the sustainability of the four alternatives is given and a ranking of sustainable development is shown. Anyhow, not all relevant environmental effects can be analyzed only with sub-model 1. There are effects that only can be proven by the modified and expanded sub-model 2. The sub-model 2 is used in conjunction with sub-model 1 on the second case study Hachinger Bach. For this project eight rational relevant criteria of sub-model 1 (live cycle costs, damage reduction, biodiversity of grassland, greenhouse effect, pollution, eutrophication, flood risk and employment) and four relevant criteria of benefits of sub-model 2 (biodiversity of water bodies, quality of life, landscape diversity and recreation) have been identified. With the combination of the two models it was possible to achieve a complete project evaluation and demonstrate the capabilities of the model to cover the main three sustainability pillars such as economics, environment and social

dimension. The application of the integrated project evaluation is imperative for the verification of the sustainability of the project Hachinger Bach. An evaluation of the project only based on costs and damage reduction is neither sustainable nor advantageous for society. As the results, after considering of all relevant environmental effects, the project Hachinger Bach can be evaluated as sustainable.

The integrated sustainability model allows assessing sustainability of flood protection measures. The applicability of the model is demonstrated in two case studies. With the help of the integrated sustainability model sustainable flood protections can become a direct proof for sustainable project development and not only be indicated as different forms of protection.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	V
Tabellenverzeichnis	IX
Formelverzeichnis	XI
Abkürzungsverzeichnis	XIII
1. Einleitung.....	1
1.1. Problemstellung	1
1.2. Zielstellung der Arbeit	2
1.3. Gliederung der Arbeit.....	3
2. Nachhaltigkeit und Hochwasserschutz.....	5
2.1. Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft.....	5
2.1.1. Nachhaltigkeit – Begriffsentwicklung.....	5
2.1.2. Definition und Ziele nachhaltiger Entwicklung.....	8
2.1.3. Nachhaltigkeitstrias.....	8
2.1.4. Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft	10
2.2. Hochwasser – Hochwasserschutz.....	11
2.2.1. Entwicklung des Hochwasserschutzes	11
2.2.2. Hochwasserarten.....	13
2.2.3. Ursachen von Hochwassern	13
2.2.4. Moderner Hochwasserschutz.....	16
2.2.5. Zentraler und dezentraler Hochwasserschutz	19
2.2.6. Hochwasserrisikomanagement	20
2.2.7. Gesetze und Verordnungen	25
2.2.8. Synergieeffekte des Hochwasserschutzes.....	28
3. Verfahren zur Projektbewertung	31
3.1. Öffentliche Bewertungsverfahren.....	31
3.1.1. Kostenvergleichsrechnung (KVR)	31
3.1.2. Kosten-Wirksamkeitsanalyse (KWA)	32
3.1.3. Nutzen-Kosten-Analysen (NKA).....	36
3.2. Multikriterielle Bewertungsverfahren.....	44
3.2.1. Entscheidungsunterstützung – Theorie und Methodik.....	44
3.2.2. Entscheidungsunterstützung als Prozess	45
3.2.3. Klassifizierung multikriterieller Entscheidungsunterstützungsverfahren	48

3.2.4.	Nutzwertanalyse (NWA).....	50
3.2.5.	Hierarchisch Additive Gewichtungsverfahren.....	54
3.2.6.	Entscheidungstheorie – Anwendung und Ausblick	66
4.	Nachhaltige Hochwasserschutzmaßnahmen	67
4.1.	Analyse und Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen	67
4.2.	Zielrahmen der Bewertung.....	67
4.3.	Projektbewertung (nachhaltiger) Hochwasserschutzmaßnahmen	68
4.4.	Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Praxis	69
4.5.	Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Forschung	71
4.6.	Ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung	78
4.7.	Ganzheitliche Projektbewertung – Bewertung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen	82
5.	Das modulare Nachhaltigkeitsmodell	85
5.1.	Modelleinordnung im Planungsprozess	86
5.2.	Inhalt und Aufbau des modularen Nachhaltigkeitsmodells	87
5.2.1.	Modulare Maßnahmenwahl.....	88
5.2.2.	Hydrologische und hydraulische Wirkungen.....	90
5.2.3.	Auswahl der Wirkungsprozesse	91
5.2.4.	Bewertungskriterien.....	91
5.2.5.	Temporale Gewichtung der Kriterienergebnisse	92
5.2.6.	Maßnahmenbewertung – Gesamtbewertung	93
5.2.7.	Optimierung	96
5.2.8.	Erweiterte Sensitivitätsanalyse – Szenarienbeurteilung.....	98
5.2.9.	Modulares Nachhaltigkeitsmodell	101
5.3.	Bewertungskriterien.....	102
5.3.1.	Auswahl und Umfang an Bewertungskriterien	103
5.3.2.	Zukünftige Weiterentwicklung der Kriterien.....	113
5.3.3.	Erweiterte Klassifizierung von Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells	113
5.3.4.	Aufbau und Inhalte von Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells	115
5.3.5.	Bewertungskriterien – Beispiel Treibhauseffekt	126
5.4.	Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna.....	133
5.4.1.	Beschreibungen, Randbedingungen und Projektgrundlagen	134
5.4.2.	Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells.....	139
5.4.3.	Bewertungskriterien – Hochwasserschutzprojekt Pirna	139

5.4.4.	Gesamtauswertung modulares Nachhaltigkeitsmodell	141
5.4.5.	Nachhaltige Entwicklung – HWS-Projekt Pirna	151
6.	Modellerweiterung zur Entscheidungsunterstützung nachhaltiger Hochwasserschutzmaßnahmen	153
6.1.	Modellerweiterungsbedarf	153
6.2.	Entscheidungsunterstützung	155
6.3.	Modellerweiterung der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen	157
6.3.1.	Anwendungsrahmen	157
6.3.2.	Verfahrensstrukturen – Verfahrensmethodik	157
6.3.3.	Präferenzenerhebung – Stakeholder	158
6.3.4.	Modifiziertes Projektbewertungsmodell	159
6.3.5.	Gesamtbewertung Modellerweiterung	164
6.3.6.	Sensitivitätsanalyse	164
6.4.	Das modifizierte Projektbewertungsmodell	165
7.	Ganzheitliche Projektbewertung – Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen	167
7.1.	Ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell	168
7.2.	Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach	172
7.2.1.	Grundlagen und Randbedingungen – Freilegung Hachinger Bach	172
7.2.2.	Modulares Nachhaltigkeitsmodell	175
7.2.3.	Modifiziertes Projektbewertungsmodell	183
7.2.4.	Erweiterte Sensitivitätsanalyse	192
7.2.5.	Ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung – Freilegung Hachinger Bach	196
7.3.	Ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen	198
8.	Zusammenfassung und Ausblick	201
	Literaturverzeichnis	209
	Anhang	241

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Sylvicultura Oeconimica.....	6
Abbildung 2-2: Grundsäulen der Nachhaltigkeit – Nachhaltigkeitstrias	9
Abbildung 2-3: veränderte Hochwasserbetroffenheit infolge eines suggerierten umfassenden Schutzes	12
Abbildung 2-4: Ursachen der Hochwasserentstehung.....	14
Abbildung 2-5: Moderner Hochwasserschutz – Drei-Säulen-Modell.....	17
Abbildung 2-6: Risikodefinition im Hochwasserschutz	21
Abbildung 2-7: Risikomanagement im Rahmen der Risikodefinition im Hochwasserschutz.....	22
Abbildung 2-8: Hochwasserrisikomanagementkreislauf – Beispiel Bayern	23
Abbildung 2-9: Synergieeffekte von HWSM auf die Umwelt	29
Abbildung 3-1: dynamische Wertstellungsfaktoren.....	41
Abbildung 3-2: Übersicht multikriterieller Entscheidungsunterstützungsverfahren	50
Abbildung 3-3: Beispieldarstellungen von Transformationsfunktionen	52
Abbildung 3-4: Beispiel eines Alternativenvergleichs einer NWA	53
Abbildung 3-5: Verfahrensablauf von AHP-Verfahren in Einordnung in das allgemeine Entscheidungsprozessmodell	56
Abbildung 3-6: hierarchische Struktur von AHP	57
Abbildung 3-7: hierarchische Problemstrukturierung AHP-Verfahren – Beispiel	63
Abbildung 3-8: multikriterielle Entscheidungstheorien – Einordnung von NWA und AHP	66
Abbildung 4-1: skizzierter Ablauf einer Umweltverträglichkeitsprüfung in geschlossener Auswertung des Vorhabens/Projektbeschlusses und der Umwelt	70
Abbildung 4-2: Ökoeffizienzanalyse – Verknüpfung von Kosten, Rückhaltepotentialen und ökologischen Effekten ausgewählter dezentraler HWSM	72
Abbildung 4-3: Ablaufstruktur Bewertungsverfahren HYDREG	72
Abbildung 4-4: Analyse und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen	75
Abbildung 4-5: ökonomischer Mehrwert Revitalisierungsprojekt Stuttgart.....	77
Abbildung 5-1: Einordnung der Modellanwendung entsprechend der Beeinflussbarkeit der Projektplanung in Abhängigkeit der Planungsprozesse/Projektdauer	86
Abbildung 5-2: schematische Ablaufstruktur des modularen Nachhaltigkeitsmodells	88
Abbildung 5-3: Anhaltswerte für die Wahl eines Mindesthochwasserschutzniveaus, Beispiel aus Baden-Württemberg für definierte Nutzungsformen.....	89
Abbildung 5-4: Darstellung der Wertverläufe von Erwartungswertvarianzen über einen definierten Bewertungszeitraum – Beispiel	99
Abbildung 5-5: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion des erweiterter Ergebnisraums – erweiterte Sensitivitätsanalyse – in Vergleich der „Dreieckverteilung“ und einer zukünftig zu erarbeitenden spezifischen Verteilungsfunktion – Beispiel	100
Abbildung 5-6: Übersicht kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen.....	103
Abbildung 5-7: Auswahlverfahren zur ganzheitlichen Erarbeitung von Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodell	104

Abbildung 5-8: Zieldetaillierung der Nachhaltigkeitsbewertung, Nachhaltigkeitstrias – Schutzgüter (UVPG).....	106
Abbildung 5-9: Verknüpfung von Maßnahmentyp und Schutzgütern im Rahmen der Wirkungsbeziehungen.....	107
Abbildung 5-10: Zusammenfassung und Gruppierung der Bewertungskriterien kommunaler HWSM	113
Abbildung 5-11: Prozesskette direkt bewertbarer Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells	116
Abbildung 5-12: erweiterte Prozesskette indirekt bewertbarer Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells	119
Abbildung 5-13: Vergleich der Strukturen direkt und indirekt bewertbarer Kriterien	126
Abbildung 5-14: Leistungseinsatz und Treibstoffverbrauch in Abhängigkeit von der Landbewirtschaftungsform	130
Abbildung 5-15: Preisentwicklung Zertifikathandel Emissionsrechte (CO ₂ -Äquivalent) – 2005-2011	132
Abbildung 5-16: Gewässer Gottleuba in der Innenstadt Pirna (nach Zusammenfluss mit der Seidewitz).....	134
Abbildung 5-17: schematische Darstellung der vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna	136
Abbildung 5-18: geplante Trassierung Umflutgerinne – stillgelegte Bahndammstrecke Pirna – Innenstadt	137
Abbildung 5-19: Nutzenentwicklung der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna, Bewertungszeitraum 80 Jahre – ohne Kosten – modulares Nachhaltigkeitsmodell.....	144
Abbildung 5-20: Nutzenentwicklung der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna, Bewertungszeitraum 80 Jahre – mit Kosten – modulares Nachhaltigkeitsmodell.....	144
Abbildung 5-21: Ergebnisvergleich der Nutzen der Einzelkriterien der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna – modulares Nachhaltigkeitsmodell.....	146
Abbildung 5-22: relative Nutzenverteilung der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna – modulares Nachhaltigkeitsmodell.....	148
Abbildung 5-23: Nutzenentwicklung (NGW) der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna – Darstellung des Erwartungswertes und der jeweiligen minimalen und maximalen Grenzwertszenarien der Alternativen – modulares Nachhaltigkeitsmodell.....	150
Abbildung 5-24: Varianzbänder der Nachhaltigkeitsbewertung (NGW) HWS-Projekt Pirna – erweiterte Sensitivitätsanalyse – modulares Nachhaltigkeitsmodell	151
Abbildung 6-1: Strukturmodell ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen	155
Abbildung 6-2: multikriterielle Problemlösungen – EUS.....	156
Abbildung 6-3: Prozessmodell – modifiziertes Projektbewertungsmodell.....	160
Abbildung 7-1: ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell – Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen in Verknüpfung des modularen	

Nachhaltigkeitsmodells (Teilmodell 1) und des modifizierten Projektbewertungsmodells (Teilmodell 2) für eine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen	171
Abbildung 7-2: Planung Renaturierung – Projektflyer Freilegung Hachinger Bach – Baureferat München (2012).....	174
Abbildung 7-3: Vergleich HQ ₁₀₀ Abflussganglinien Status Quo und bei Prognose der Bahndurchlassöffnung.....	179
Abbildung 7-4: Ergebnisse 2D Modellierung Überschwemmungsflächen HQ ₁₀₀ , Raum Berg am Laim – München.....	180
Abbildung 7-5: Vergleich der Umweltwirkungen (Absolutnutzen) der Renaturierung mit denen bei der Beibehaltung der Verrohrung (Status Quo) und der daraus resultierenden Projektnutzen der Nachhaltigkeit für die Freilegung Hachinger Bach – modulares Nachhaltigkeitsmodell	182
Abbildung 7-6: Ergebnisvergleich der Nutzensauswertung Projekt Hachinger Bach – klassifizierte Erwartungswerte getrennt nach Experten mit sozialem und ökologischem Nachhaltigkeitsbezug und in Gesamtwert – modifiziertes Projektbewertungsmodell.....	190
Abbildung 7-7: Wertspannen der Nachhaltigkeitsbewertung (absolut und relativ) in Berücksichtigung eines minimalen und maximalen Grenzwertszenarios abweichend dem Erwartungswert – modulares Nachhaltigkeitsmodell	193
Abbildung 7-8: temporale Nutzenentwicklung – Erwartungswert und Grenzwerte – Bewertungszeitraum 50 Jahre.....	193
Abbildung 7-9: Ergebnisse der präferenzgestützten Umweltwirkungsauswertung durch ökologisch geprägte Experten – modifiziertes Projektbewertungsmodell	194
Abbildung 7-10: Ergebnisse der präferenzgestützten Umweltwirkungsauswertung durch sozial geprägte Experten – modifiziertes Projektbewertungsmodell	195
Abbildung 7-11: absolute Ergebniswertvarianzen der Expertenbefragung des Projektes Hachinger Bach – modifiziertes Projektbewertungsmodell.....	195
Abbildung 7-12: Gesamtergebnisse der präferenzgestützten Bewertung in Darstellung des minimalen und maximalen Grenzwertes zusätzlich dem Erwartungswert – modifiziertes Projektbewertungsmodell	196
Abbildung 7-13: Vergleich der Gesamtauswertung der Nachhaltigkeit in differenzierter Wertverknüpfung der Ergebniswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells und des modifizierten Projektbewertungsmodells – Projekt Hachinger Bach	198

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Beispieldarstellung Kosten-Wirksamkeits-Matrix	34
Tabelle 3-2: 9-Punkte-Skala von Saaty	59
Tabelle 3-3: Random Index.....	62
Tabelle 5-1: Randbedingungen der erweiterten Sensitivitätsanalyse in Vergleich zu den Erwartungswerten	100
Tabelle 5-2: alle relevanten Wirkungsprozesse kommunaler HWSM.....	108
Tabelle 5-3: Bewertungskriterien kommunaler HWSM klassifiziert nach vergleichbaren Wirkungsprozessen	110
Tabelle 5-4: GWP für ausgewählte Stoffe/Stoffverbindungen	128
Tabelle 5-5: Klassifizierung kommunaler HWSM – Treibhauseffekt	129
Tabelle 5-6: jährlicher Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsformen der Landwirtschaft.....	131
Tabelle 5-7: CO ₂ -Senkenfunktion ausgewählter Bewirtschaftungsmaßnahmen in Vergleich zur konventionellen Landbewirtschaftung.....	131
Tabelle 5-8: monetäre Kostenfaktoren zur Beurteilung von CO ₂ -Emissionen	133
Tabelle 5-9: spezifische Abflusswerte der Gewässer Gottleuba und Seidewitz	135
Tabelle 5-10: allgemein berücksichtigungsfähige Bewertungskriterien abhängig der typisierten HWSM im Projekt Pirna.....	141
Tabelle 5-11: Nutzenvergleich der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna – modulares Nachhaltigkeitsmodell.....	143
Tabelle 5-12: Randbedingungen erweiterte Sensitivitätsanalyse und Realbewertung – modulares Nachhaltigkeitsmodell.....	149
Tabelle 5-13: Zusammenfassung Ergebniswerte modulares Nachhaltigkeitsmodell – HWS-Projekt Pirna	152
Tabelle 7-1: allgemein berücksichtigungsfähige Bewertungskriterien – Projekt Hachinger Bach	176
Tabelle 7-2: klassifizierte Grenzwertdefinition in Berücksichtigung der folgenbeurteilten Kriterienergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells.....	186
Tabelle 7-3: Präferenzwertskala in Unterscheidung der ganzzahligen Wertzuordnung durch die Experten und der im Modell hinterlegten Werturteile.....	186
Tabelle 7-4: Ergebnisse Expertenbefragung Nutzenbeurteilung Projekt Hachinger Bach – Biodiversität (Gewässer)	187
Tabelle 7-5: Ergebnisse Expertenbefragung Nutzenbeurteilung Projekt Hachinger Bach – Landschaftsvielfalt.....	188
Tabelle 7-6: Ergebnisse Expertenbefragung Nutzenbeurteilung Projekt Hachinger Bach – Erholung	188
Tabelle 7-7: Ergebnisse Expertenbefragung Nutzenbeurteilung Projekt Hachinger Bach – Lebensqualität	189
Tabelle 7-8: Vergleich der Erwartungswerte der präferenzgestützten Umweltwirkungsbeurteilung gesamt und in Klassifizierung der Experten nach ökologischem und sozialem Nachhaltigkeitsbezug – modifiziertes Projektbewertungsmodell.....	189

Tabelle 7-9: Anzahl Paarvergleiche der präferenzgestützten Wertbeurteilung des Projektes Hachinger Bach in Klassifizierung der befragten Stakeholder	191
Tabelle 7-10: Vergleich der Randbedingungen der Sensitivitätsanalyse – modulares Nachhaltigkeitsmodell	192
Tabelle 7-11: Ergebniswerte ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung Hachinger Bach in Darstellung von vier maßgeblichen Nutzenwertkombinationen	197

Formelverzeichnis

Formel 3-1: 1. Axiom – AHP	55
Formel 3-2: 2. Axiom – AHP	55
Formel 3-3: Wertgewichtung Paarvergleich – AHP	58
Formel 3-4: Evaluationsmatrix – AHP	58
Formel 3-5: Randbedingungen Evaluationsmatrix – AHP	58
Formel 3-6: Konsistenzbedingung – AHP	58
Formel 3-7: Eigenvektorbeziehung – AHP	60
Formel 3-8: lineares Gleichungssystem Eigenvektor – AHP	60
Formel 3-9: Determinantengleichung Eigenvektor – AHP	60
Formel 3-10: Lösung Determinantengleichung Eigenvektor – AHP	60
Formel 3-11: Berechnung Eigenvektor – AHP	61
Formel 3-12: normierter Eigenvektor – AHP	61
Formel 3-13: Maximale Eigenwertberechnung Evaluationsmatrix – AHP	62
Formel 3-14: Konsistenzindex CI – AHP	62
Formel 3-15: Berechnung des Gesamtgewichtwertes der Alternative 1 – Beispiel	64
Formel 5-1: Nettogegenwartswert	94
Formel 5-2: Nutzen-Kosten-Verhältnisses	94
Formel 5-3: interner Zinsfuß	95

Abkürzungsverzeichnis

AdV	Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland
AHP	Analytisch Hierarchischer Prozess
BKI	Baukostenindex
BP	Beschäftigungspotential
bzw.	beziehungsweise
CJA	Conjoint Analysis
CVM	Contingent Value Methode
DEFRA	Department for Environment, Food and Rural Affairs
DGM	Digitales Gelände Modell
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
EZG	Einzugsgebiet
GDV	Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e. V.
GG	Grundgesetz
GIS	Geo-Informationssystem
HOAI	Honorarordnung für Architekten und Ingenieure
HVZ	Hochwasservorhersagezentralen
HWRB	Hochwasserrückhaltebecken
HWRM	Hochwasserrisikomanagement
HWRM-RL	Hochwasserrisikomanagement-Rahmenrichtlinie
HWS	Hochwasserschutz
HWSM	Hochwasserschutzmaßnahmen
KVR	Kostenvergleichsrechnung
KWA	Kosten-Wirksamkeits-Analyse
LoL	Loss of Life
LTV	Landestalsperrenverwaltung
MRS	Mulden-Rigolen-Systeme
MSR-Technik	Mess-, Steuer-, Regeltechnik
N-A-Modelle	Niederschlags-Abfluss-Modelle
NKA	Nutzen-Kosten-Analyse
NWA	Nutzwertanalyse
PM	Particulate Matter
VOC	Volatile Organic Compound
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
ZÜRS	Zonierungssystem für Überschwemmung, Rückstau und Starkregen

1. Einleitung

1.1. Problemstellung

Hochwasser bilden einen natürlichen Bestandteil der Umwelt. Erst mit der Wirkung auf den Menschen und deren als wertvoll erachteten Güter und Werte stellen Hochwasser Ursachen von Risiken und Gefährdungen dar. Um den Einfluss und die Folgen von Hochwasser zu begrenzen, wurden bis Mitte des 20. Jhd. im Rahmen eines umfassenden Sicherheitsdenkens fast ausschließlich technische Schutzmaßnahmen umgesetzt¹. Bei der Weiterentwicklung des Hochwasserschutzes zeigte sich aber, dass technische Maßnahmen durch eine Konzipierung auf maximal zu bewirtschaftende Hochwasserereignisse nur begrenzten Schutz gewährleisten können². Zudem sind durch technische Schutzmaßnahmen mehrfach gravierende Eingriffe in die Umwelt notwendig³. So sind infolge der Umsetzung von Deichen und Schutzmauern topographische Zerschneidungen (Fragmentierungen) von Flussauen möglich, die zu Veränderungen lokaler Ökosysteme führen können⁴. Um Hochwasserereignisse optimiert zu bewirtschaften und gleichzeitig den vorliegenden natürlichen Umweltbedingungen angepasst zu planen, bedarf es im modernen Hochwasserschutz der Verknüpfung technischer Maßnahmen mit natürlichen Rückhalteleistungen, aber auch der Verwendung vorsorgender Schutzlösungen zur Anpassung an die jeweiligen Standorte⁵. Moderner Hochwasserschutz als Verknüpfung technischer, natürlicher und vorsorgender bzw. absichernder Maßnahmen ist allgemein als nachhaltig zu beschreiben⁶.

Nachhaltiger Hochwasserschutz ist in der Wasserwirtschaft international und national allgemein anerkannt. So liegt seit dem Jahr 2000 mit der EUROPÄISCHEN WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) ein Konzept zur nachhaltigen Entwicklung der Wasserwirtschaft vor. Die Forderungen nach vernetzter Gewässerbewirtschaftung unter Berücksichtigung ökologischer Zielstellungen in der Projektplanung bilden dabei die Basis der Einbindung von nachhaltigen Entwicklungsleitbildern in die Aufgabenstellungen der Wasserwirtschaft. Zusätzlich zu der allgemein bestehenden Integration der Nachhaltigkeit sind Leitbilder auch in den direkten Anwendungszielstellungen des modernen Hochwasserschutzes notwendig. Maßgeblich durch die Hochwasserrisikomanagementrahmenrichtlinie wurden die Ziele einer nachhaltigen Entwicklung auch auf den Hochwasserschutz übertragen⁷. Die Forderung nach einer Risikoreduzierung für „*die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und die wirtschaftlichen Tätigkeiten [...] der Gemeinschaft*“⁸ entspricht inhaltlich den Zielstellungen der Nachhaltigkeit als essentieller Entwicklungsrahmen zukünftiger Schutzmaßnahmenplanungen.

Moderner Hochwasserschutz ist maßgeblich nachhaltig zu konzipieren. Je nach den verwendeten Maßnahmen ist dabei weniger ein starres Sicherheitsbewusstsein als vielmehr ein dem Risiko optimiertes Maßnahmenkonzept zu erarbeiten⁹. Dieses muss übergreifend einzelner ökonomischer Aspekte und Folgen vorrangig dem durch die Nachhaltigkeit implizierten ganzheitlichen Wirkungsrah-

¹ vgl. HÜTTE (2000), DKKV (2003), MÜLLER (2010)

² vgl. STMLU (2002), DKKV (2003), MÜLLER (2010)

³ vgl. HÜTTE (2000)

⁴ vgl. BMU (2009)

⁵ vgl. STMLU (2002), DKKV (2003)

⁶ vgl. STMLU (2002)

⁷ vgl. HWRM-RL (2007)

⁸ Art. 1 HWRM-RL (2007)

⁹ vgl. DKKV (2003), MÜLLER (2010)

men in Planung und Ausrichtung gerecht werden¹⁰. Es ist dadurch notwendig, Schutzmaßnahmen nicht nur wegen des modernen Hochwasserschutzes als nachhaltig zu deklarieren, sondern vielmehr in der Planung nachhaltige Entwicklung direkt zu forcieren.

Nachhaltiger Hochwasserschutz ist bis dato lediglich in der Darstellung der Vielzahl differenzierter Maßnahmen über die drei Säulen des modernen Hochwasserschutzes direkt charakterisiert¹¹. Eine zielgerichtete Planung und Projektsteuerung gemäß den Inhalten der Nachhaltigkeit aber existiert für Hochwasserschutzmaßnahmen in Deutschland nicht. Während zum Beispiel Gebäude durch multikriterielle Beurteilungen und Managementprozesse bereits umfassende nachhaltige Entwicklungsförderung erfahren¹² und für Tunnelbauwerke konzeptionelle Ansätze einer Nachhaltigkeitsbewertung bestehen¹³, wird in der Wasserwirtschaft und dabei speziell im Hochwasserschutz Nachhaltigkeit als Zielstellung verfolgt, nicht aber quantifiziert¹⁴.

1.2. Zielstellung der Arbeit

Nachhaltigkeit als Begriff wird in vielen Fachrichtungen, in differenzierten Formen und Zielstellungen verwendet. Allgemein begründet Nachhaltigkeit eine zukunftsfähige Entwicklung der Gesellschaft, durch gleichgewichtete ökonomische, ökologische und soziale Dimensionen¹⁵. Um Nachhaltigkeit und die daraus entstehende nachhaltige Entwicklung auch im Hochwasserschutz zu forcieren, bedarf es einer umfassenden, ganzheitlichen Projektbewertung. Nur in Analyse und Auswertung aller relevanten, durch die Maßnahmen verursachten Wirkungen ist eine zukunftsfähige Entwicklung ausgehend von der Projektumsetzung sicherzustellen. Folglich besteht Bedarf an einer ganzheitlichen Projektbewertung in Evaluierung und Ausweisung der projektbedingten Nachhaltigkeit.

Ziel der Arbeit bildet die Erstellung eines Modells zur Nachweisführung projektbedingter Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen. Hierzu wird ein Modellverfahren entwickelt, das eine ganzheitliche Projektbewertung im Rahmen der durch die Nachhaltigkeit definierten ökonomischen, ökologischen und sozialen Dimension erlaubt. Es sind alle relevanten, durch die Maßnahmen verursachten Wirkungen auf die Umwelt zu erfassen und geschlossen auszuwerten. Im Ergebnis ist ein eindeutiger Wert zu berechnen, der die durch die Projekte verursachte Nachhaltigkeit repräsentiert. Dieser ist sowohl geeignet, die Projekte eigenständig im Rahmen nachhaltiger Entwicklung darzulegen, als auch durch den Vergleich von Alternativen und weiteren standortübergreifenden Projekten Nachhaltigkeitsrangfolgen von Hochwasserschutzmaßnahmen zu gewährleisten. Das zu entwickelnde Modell ist primär für die Beurteilung technischer Schutzmaßnahmen und Maßnahmen zur Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes anzuwenden. Hochwasservorsorge ist entsprechend der grundsätzlich differenzierten Wirkungsweisen der Einzelmaßnahmen nur in begrenzten Ausmaßen in die Modellmethodik zu integrieren. Zudem sind Prozesse und Strukturen so zu konzipieren, dass eine Vergleichbarkeit unabhängig der Anwendungsstandorte möglich ist. Durch die Erstellung eines ganzheitlichen Projektbewertungsmodells wird gewährleistet, Hochwasserschutzmaßnahmen zukünftig nicht nur hinsichtlich des Auswahlumfangs als nachhaltig zu klassifizieren, sondern vielmehr Nachhaltigkeit direkt in der Projektplanung zu verfolgen.

¹⁰ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2008), PFLÜGNER (2010)

¹¹ vgl. StMLU (2002), PFLÜGNER (2010)

¹² vgl. DGNB (2009), SCHWARZ ET AL. (2013A)

¹³ vgl. SCHWARZ ET AL. (2013B)

¹⁴ vgl. EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000), HWRM-RL (2007), UMWELTBUNDESAMT (2008), PFLÜGNER (2010)

¹⁵ Bundeszentrale für politische Bildung: <http://www.bpb.de/apuz/27546/nachhaltigkeit-und-das-recht> (abgerufen: 13.08.2013) – Einleitung

1.3. Gliederung der Arbeit

Die Arbeit ist in acht Kapitel unterteilt. Die Gliederung erfolgte in Anlehnung der Erarbeitung des Bewertungsmodells zur Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen. Im **Kapitel 1** werden Problemstellung, Zielsetzung und die Übersicht der Gliederung der Arbeit dargestellt.

Das **Kapitel 2** dient der Darstellung der Grundlagen und Inhalte der Nachhaltigkeit und des Hochwasserschutzes. Hierzu wird die Nachhaltigkeit in historischer Entwicklung aufgezeigt und die heutigen Inhalte und Zieldefinitionen dargelegt. Zusätzlich werden Verknüpfungspunkte mit der Wasserwirtschaft und dabei insbesondere mit dem Hochwasserschutz evaluiert. Dieser wird anschließend entsprechend der Ursachen der Hochwasserentstehung in der „Drei-Säulen-Konzeption“ erläutert. Hierbei werden auch die Problemstellungen eines nie vollständigen Schutzes erörtert und im Rahmen des Risikomanagement eingeordnet. Abschließend wird der moderne Hochwasserschutz gemäß der bestehenden rechtlichen Verordnungen gewürdigt und eine Übersicht potentieller weiterer Beeinflussungen der Umwelt (Synergien) zusätzlich zu den primären Schutzziele aufzeigt.

Im **Kapitel 3** werden die Grundlagen der Projektbewertung in Form mehrerer Modellverfahren und deren Inhalte dargestellt. Beginnend mit Verfahren zur Auswertung öffentlicher Maßnahmen werden Kostenvergleichsrechnungen, Kosten-Wirksamkeitsanalysen und Nutzen-Kosten-Analysen detailliert erläutert. Es werden dabei sowohl Ziele und Herausforderungen der Methodik, als auch die Strukturen und Prozesse selbst beschrieben. Nachfolgend werden zusätzliche mehrdimensionale Verfahren aufgezeigt, die unabhängig von der Problemstellung für komplexe Bewertungen herangezogen werden können. Aus diesen werden zwei repräsentative Verfahren ausgewählt und detailliert erörtert. Ziel ist die erweiterte Darstellung multikriterieller Auswertungsverfahren zur ganzheitlichen Projektbewertung.

Im **4. Kapitel** erfolgt die Herleitung und Erläuterung der Forschungsfrage der Arbeit. Hierzu wird ein Überblick über bestehende Projektbewertungsverfahren für Hochwasserschutzmaßnahmen mit Stand der Technik und Forschung aufgezeigt. Durch die daraus gewonnenen Erkenntnisse werden Forderungen an eine erweiterte Verfahrensmethodik formuliert. Diese werden zusammengefasst und zum Abschluss in eine hypothetische Fragestellung überführt. Die Fragestellung dient als Zielstellung der Arbeit und wird in den folgenden Kapiteln entsprechend den differenzierten Ansätzen in Form einer geeigneten Modellmethodik ausgestaltet.

„Wie ist die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen in einem Modell ganzheitlich numerisch bewertbar?“

Das **Kapitel 5** umfasst die Erarbeitung des Modells zur Analyse und Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen mit Zielrichtung der Nachhaltigkeit. Hierbei wird die Verfahrensmethodik aufbauend auf den Forderungen aus Kapitel 4 hergeleitet. Zusätzlich werden Methoden zur Definition, Abgrenzung und inhaltlichen Ausgestaltung der maßgeblichen Bewertungskriterien des Modells aufgezeigt. Zielstellung des dabei erarbeiteten modularen Nachhaltigkeitsmodells bildet die grundsätzliche Anwendbarkeit für eine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Die Eignung und Möglichkeiten des Modells werden abschließend an einer Beispielanwendung aufgezeigt. Hierbei wird ein Hochwasserschutzprojekt im Raum Pirna (Sachsen) vollständig im Rahmen des modularen Nachhaltigkeitsmodells analysiert und in projektbedingter Nachhaltigkeit beurteilt.

Im **Kapitel 6** werden die Ergebnisse der Beispielanwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells aus Kapitel 5 analysiert. Hierbei werden Herausforderungen in der gegenwärtigen Anwendung des Modells evaluiert und geeignete Lösungsmöglichkeiten diskutiert. Für die dabei erarbeiteten Lösungsansätze wird ein zusätzliches Bewertungsmodell erstellt. Dieses dient vorrangig der Vervollständigung der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung. Als Grundlagen dienen die Ergebniswerte und Strukturen des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Das darauf aufbauende modifizierte Projektbewertungsmodell erlaubt die Auswertung aller nicht vorab rational quantifizierbaren Wirkungen und Folgen der Projekte auf die Umwelt.

Das **7. Kapitel** dient der Vervollständigung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells. Hierzu werden die aus den beiden Teilmodellen gewonnenen Informationen zusammengeführt und geschlossen dargelegt. Im Ergebnis ist eine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen gegeben. Der Nachweis der Anwendbarkeit wird anhand eines Beispielprojektes erbracht. Dazu werden die beiden Teilmodelle in Auswertung der projektbedingten Nachhaltigkeit am Beispiel der „Freilegung Hachinger Bach“ angewendet. Durch das ganzheitliche Nachhaltigkeitsmodell ist die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen direkt quantifizierbar. Folglich sind Projekte im Hochwasserschutz nicht mehr nur allgemein als nachhaltig zu deklarieren, sondern vielmehr direkt in Zielrichtung nachhaltiger Entwicklung zu planen und umzusetzen.

Den Abschluss der Arbeit bildet das **Kapitel 8**. In diesem erfolgt eine Zusammenfassung der Arbeitsergebnisse. Dabei werden vorrangig die hypothetischen Zielstellungen aus Kapitel 4 mit den in der Arbeit erreichten Ergebnissen verglichen. Zudem werden Herausforderungen, die in der Anwendung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells auftreten oder prognostiziert auftreten können, diskutiert. Es werden zusätzlich auch Ausblicke auf Erweiterungen und zukünftige Nutzungen der Methodik erbracht. Das Kapitel dient als abschließende Zusammenfassung, Rekapitulierung des Erreichten und Ausblick zukünftiger Entwicklungen in der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen.

2. Nachhaltigkeit und Hochwasserschutz

2.1. Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft

Nachhaltigkeit ist ein seit mehreren Jahrhunderten bekannter Begriff, der sich dynamisch den jeweiligen gesellschaftlichen wie auch politischen Zielsetzungen und Ausrichtungen angepasst, über die Zeit bis in die heutige Form entwickelt hat. Beginnend mit der überlieferten erstmaligen Erwähnung Anfang des 18. Jhd., überdauerte der Begriff bis Ende des 20. Jhd. fast ohne nennenswerte inhaltliche Veränderungen¹⁶. Erst ab 1987 erlangte die Nachhaltigkeit und die damit in Einklang befindlichen verschiedenen Definitionsansätze des Begriffes erhöhte Aufmerksamkeit und verstärktes öffentliches Interesse¹⁷. Infolge der Entwicklungen ist Nachhaltigkeit heute je nach Einsatzzweck und Ausrichtung eine im öffentlichen Sprachgebrauch oftmals ersatzmäßige Darstellung von „Umwelt- oder Naturschutz“. Doch bei Betrachtung der ordinären Herkunft des Begriffes aus dem englischen „sustainability“ erscheint eine Verwendung als „zukünftig verträgliche Umweltnutzung“ besser geeignet¹⁸.

2.1.1. Nachhaltigkeit – Begriffsentwicklung

2.1.1.1. Entstehung

Der Begriff Nachhaltigkeit entwickelte sich zu Beginn des 18. Jhd. in der Waldbewirtschaftung. Erstmals niedergeschrieben 1713 in der „Sylvicultura Oeconomica“ von Hans Carl von Carlowitz¹⁹, bestand die Begriffsanwendung in der Zielstellung einer zukunftsorientierten Nutzung forstwirtschaftlicher Erzeugnisse²⁰. Abholzung und verstärkter Verbrauch des Rohstoffes führten zu einer drastischen Abnahme lokaler Forstbestände. Die gleichzeitig steigende Nachfrage erhöhte die Fällungszahlen und führte zu lokal bedingten Kahlschlägen. Als Folge sollte Forstwirtschaft nur insoweit betrieben werden, wie die Regenerierbarkeit des Waldes eine problemlose Nutzung gewährleisten konnte. Die Nachhaltigkeit als Begriff war geboren, wenn auch nur im Rahmen der ökonomischen Nutzbarkeit.

In den folgenden Jahrhunderten blieb, von der öffentlichen Aufmerksamkeit unbemerkt, Nachhaltigkeit grundsätzlich mit der Anwendung in der Forstwirtschaft verbunden. Erst der Bericht des „Club of Rome“ 1972 brachte den Begriff der Nachhaltigkeit der breiten Öffentlichkeit wieder nahe²¹. Es ging hierbei aber nicht mehr nur um forstwirtschaftliche Problemstellungen, sondern vielmehr um die Auswirkungen menschlichen Handelns auf die gesamte Umwelt. Die erarbeitete Strategie zur Lösung der anthropogen begründeten globalen Umweltprobleme folgte damit der ökologischen Dimension der heutigen Nachhaltigkeit. Eigenständige Definitionen und bestimmende Festlegungen hinsichtlich eines eindeutigen Begriffsverständnisses unterblieben jedoch. Bis zur erstmaligen Festlegung einer allgemeinen, unabhängig spezifischer Wissenschaftsgebiete gültigen Definition der Nachhaltigkeit verging noch mehr als ein Jahrzehnt²².

¹⁶ vgl. MEADOWS ET AL. (1974), TURNER (2008)

¹⁷ vgl. BRUNDTLAND (1987)

¹⁸ vgl. AGENDA 21 (1992)

¹⁹ vgl. OTT & DÖRING (2008)

²⁰ vgl. Abbildung 2-1

²¹ vgl. MEADOWS ET AL. (1974), TURNER (2008)

²² vgl. BRUNDTLAND (1987)

Abbildung 2-1: Sylvicultura Oeconomica²³

Nachhaltigkeit als Begriff sowie als Zielstellung im heutigen Verständnis wurde erstmalig durch die Brundtland-Kommission im Jahre 1987 geprägt²⁴.

*„Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“*²⁵

Die dem Bericht der „World Commission on Environment and Development“ (WCED)²⁶ folgend aufkommende öffentliche Diskussion des Themas, förderte das weltweite politische Interesse und ermöglichte die für die globale Umweltpolitik umfangreichste und im Ergebnis relevanteste Konferenz von Rio 1992²⁷.

„Sustainable development“ – Nachhaltige Entwicklung, der Kernkonsens der Konferenz, vereint bei der Zielstellung und Ausrichtung Vertreter aus mehr als 170 Nationen. Die Erklärung zur Förderung nachhaltiger Entwicklung beinhaltet verschiedene Grundprinzipien der Nachhaltigkeit, die zusammengefasst die Agenda 21 bilden²⁸. Inhaltlich wurde dabei erstmals die Verknüpfung ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimensionen als Trias international anerkannt vollzogen. Bestand bis dato Nachhaltigkeit in der Regel aus nur einer der drei Einzeldimensionen, wurden nunmehr allen drei Bereichen eine Wichtigkeit zugewiesen. Es bestand in der Trias der Nachhaltigkeit aber dennoch auch weiterhin ein Ungleichgewicht, vornehmlich zu Gunsten der Ökologie. Doch trotz der nicht vollständigen Gleichbehandlung der drei Grundsäulen, wurde mit Hilfe der Darstellung durch die Agenda 21, Nachhaltigkeit als Begriff wie auch im Sinne einer umweltverträglichen Nutzung durch den Menschen allgemein gesellschaftsfähig. Die Aufwertung des Begriffes ermöglichte eine öffentlichkeitswirksame Verbreitung, ohne jedoch spezifische Inhalte darzulegen. War die Zielstellung in globaler Ausrichtung umfassend und zukunftsorientiert, so war die Umsetzung den einzelnen Ländern vorbehalten. Spezifikationen der Grundsäulen sowie quantifizierbare Vorgaben existierten nicht²⁹.

Aufbauend auf den Nachhaltigkeitszielen von Rio wurden bis 2006 zwölf Nachfolgekongressen geführt, die eine Verschärfung und Detaillausrichtung der Ursprungskonferenz verlangten. Als eine der

²³ Hochschule Pforzheim, Institute for Industrial Ecology – <http://umwelt.hs-pforzheim.de/sonstiges/historisches/carlowitz-titel-inhalt/> (abgerufen: 05.12.2011)

²⁴ vgl. BRUNDTLAND (1987)

²⁵ BRUNDTLAND (1987) – Seite 54

²⁶ vgl. BRUNDTLAND (1987)

²⁷ vgl. AGENDA 21 (1992)

²⁸ vgl. AGENDA 21 (1992)

²⁹ vgl. AGENDA 21 (1992)

dabei bedeutendsten Konferenzen ist die „COP 3“ (1997) zu nennen³⁰. Diese Veranstaltung, nach ihrem Abschluss besser bekannt als „Kyoto Protokoll“, enthielt erstmalig definierte Verpflichtungen hinsichtlich spezifischer ökologischer Grenzwertbestimmungen. Die dadurch eingeführten Präzisierungen waren einmalig und stellten global einen ersten gemeinsamen „Zahlen-Ziel-konsens“ dar, der real umsetzbar erschien³¹.

Nachhaltigkeit als Trias ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimensionen ist in der Gegenwart sowohl öffentlich als auch politisch im allgemeinen Begriffsverständnis. Auf den Ergebnissen der Agenda 21, der Konferenz von Rio und den Anschlusskonferenzen aufbauend, entwickelten sich Nachhaltigkeitsstrategien, die spezifisch auf den Vorgaben einzelner oder zusammengeschlossener Ländervertreter basieren. Die Inhalte sind teils präzisiert und liegen gemäß den jeweiligen Zielstellungen in quantifizierbaren Größen vor. Im europäischen Rahmen wurde hierzu 2006 die überarbeitete Nachhaltigkeitsstrategie erlassen³². Inhaltlich verlangt diese, Schwerpunkte wie zum Beispiel den Klimabereich, den Energieverbrauch und auch den Verkehr mittels spezifisch festgelegter Grenzwerte hinsichtlich einer naturvertretbaren Umweltnutzung zu beschränken. Die Ziele sind je nach Anwendungsgebiet spezifisch quantifiziert und ermöglichen transparente Analyse- und Monitoringprozesse.

2.1.1.2. Nationale Entwicklungstendenzen

Das Nachhaltigkeitsverständnis in Deutschland ist eine maßgebliche Folge der Agenda 21 und wurde in den verschiedenen Anschlusskonferenzen weiterentwickelt. Spätestens mit der Einführung des Artikel 20a des Grundgesetzes (1994) ist Nachhaltigkeit mit den Zielstellungen und Ausrichtungen deutscher Interessen verbunden. Die inhaltliche Festlegung *„Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und Tiere ...“*³³ entspricht hierbei den Zielen eines nachhaltigen Leitbildes, ohne den Grundbegriff spezifisch nennen zu müssen.

Das heute in Deutschland vorliegende Trias-Verständnis der Nachhaltigkeit beruht im Detail auf den Untersuchungen der Enquete-Kommission zum Schutz der Menschen und der Umwelt in Deutschland³⁴. Die Kommission definierte Nachhaltigkeit als dynamischen Prozess, der basierend auf den aktuellen politischen, wirtschaftlichen und sozialen Rahmenbedingungen angepasste Fortschreibung verlangt. In weiterer Ausführung wurde dabei Nachhaltigkeit abweichend der ehemals geprägten einzelnen Schwerpunkte als ausgewogenes Gleichgewicht bestehend aus ökologischen, ökonomischen und sozialen Dimensionen beschrieben. Die Drei-Säulen-Definition bildet in Deutschland die Basis des heutigen Begriffsverständnisses der Nachhaltigkeit. Anschließende Prozesse wie die Einsetzung des Rates für Nachhaltige Entwicklung (2001) und die Aufstellung der Nationalen NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE (2002) führten zu einer inhaltlichen Ausgestaltung der Nachhaltigkeitstrias und zur Formulierung von Leitbildern und Zielstellungen. Der durch das Mitglied des Rates für nachhaltige Entwicklung Konrad Ott (2004) geprägte Ausspruch:

*„Erneuerbare Ressourcen dürfen nur in dem Maße genutzt werden, in dem sie sich regenerieren“*³⁵

³⁰ vgl. KYOTO-PROTOKOLL (1997)

³¹ vgl. KYOTO-PROTOKOLL (1997)

³² vgl. NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE-EU (2006)

³³ Art. 20a Grundgesetz (GG, 2012)

³⁴ vgl. ENQUETE KOMMISSION (1998)

³⁵ OTT & DÖRING (2008) – Seite 170

beinhaltet dabei nur eines der vielfältigen Teilziele der deutschen Nachhaltigkeitsausrichtung.

2.1.2. Definition und Ziele nachhaltiger Entwicklung

Nachhaltigkeit als Begriff ist in der Gegenwart in vielfältigsten Einsatzbereichen vorzufinden. In vielen Fällen nur als Begriff mit öffentlichem Interesse verwendet, sind inhaltliche Ausführungen in unterschiedlichsten Formen anzutreffen.

Die historisch begründete Begriffsentwicklung der Nachhaltigkeit gestattet eine umfangreiche Identifizierung mit den Begriffsgrundzielen und somit eine inhaltliche Anwendung. Doch gerade durch eine derart häufige und nur in Teilbereichen stimmige Begriffsverwendung wird die inhaltliche Grundintention von Nachhaltigkeit verzerrt und inflationär. Heute wird Nachhaltigkeit oftmals als Modewort plakativ und weniger im Sinne einer an der Zukunft orientierten Umweltinanspruchnahme verstanden. Um aber Nachhaltigkeit konsistent anzuwenden, Leitbilder zu verwirklichen und der Gesellschaft Ziele zu vermitteln, muss eine Definition festgelegt werden, die grundlegend den Begriff über alle potentiellen Einsatzspektren erläutert.

Auf der Idee einer allgemeinen Anwendung aufbauend, ist Nachhaltigkeit oder auch nachhaltige Entwicklung in Deutschland am umfassendsten und inhaltlich vollständigsten durch die Festlegungen der Enquete Kommission (1998) definiert.

*„Nachhaltigkeit ist die Konzeption einer dauerhaft zukunftsfähigen Entwicklung der ökonomischen, ökologischen und sozialen Dimension menschlicher Existenz. Diese drei Säulen der Nachhaltigkeit stehen miteinander in Wechselwirkung und bedürfen langfristig einer ausgewogenen Koordination.“*³⁶

Nachhaltigkeit verfolgt in der Zielstellung weniger normative und quantifizierbare Wertentwicklungen, als vielmehr die Errichtung und Etablierung weiterreichender Leitbilder. Jedes Leitbild ermöglicht die Berücksichtigung spezifischer Problemstellungen, die ihrerseits quantifizierbare und reglementierte Wertefestlegungen erlauben. Nachhaltigkeit ist somit in der Grundform als Rahmengerüst zu verstehen, die erst durch die Verwendung eine spezifische und realitätsbezogene Detailausgestaltung finden kann.

2.1.3. Nachhaltigkeitstrias

Das Nachhaltigkeitsleitbild der Enquete-Kommission basiert auf der Trias von gleichgewichteten

- ökonomischen,
- ökologischen und
- sozialen

Dimensionen³⁷. Nur in Zusammenwirken aller drei Teilbereiche ist die Nachhaltigkeit gegeben³⁸.

³⁶ Bundeszentrale für politische Bildung: <http://www.bpb.de/apuz/27546/nachhaltigkeit-und-das-recht> (abgerufen: 13.08.2013) – Einleitung

³⁷ vgl. Abbildung 2-2

³⁸ vgl. Lexikon der Nachhaltigkeit: http://www.nachhaltigkeit.info/artikel/13_bt_ek_mensch_umwelt_664.htm (abgerufen: 24.06.2013)

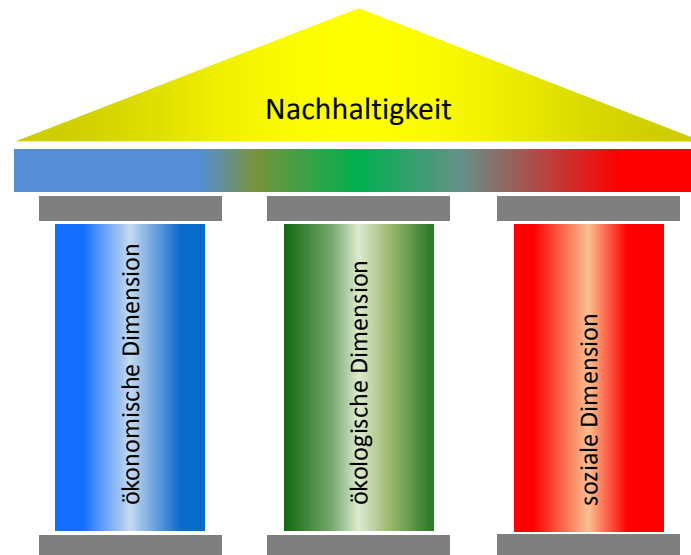


Abbildung 2-2: Grundsäulen der Nachhaltigkeit – Nachhaltigkeitstrias³⁹

Infolge der Definition sind die Grundsäulen der Nachhaltigkeit unter Beachtung eines anthropozentrischen Weltbildes mit den historisch gewachsenen Wertvorstellungen menschlichen Handelns symbolisch gleichzusetzen. Der Mensch bildet den Mittelpunkt der Untersuchungen, so dass die Natur und Umwelt nicht um ihrer selbst willen, sondern nur im Sinne ihrer Ressourcenfunktionen für Menschen schützenswert erscheinen.

2.1.3.1. Ökonomie

Die Ökonomie verfolgt als eigenständiges Ziel eine dauerhafte, dem Wohlstand verpflichtete, umweltangepasste Gesellschaft. Inhaltlich bildet dabei der Mensch den Mittelpunkt der Umwelt, währenddessen die Natur als Ressourcenfunktion der Bedürfnisbefriedigung dient. Der Grundgedanke der Ökonomie ist somit nur durch einen vorausschauenden Ressourcenumgang erreichbar. Nur bei Minderung gegenwärtiger Verbräuche können zukünftige Generationen die heute vorzufindenden natürlichen Ressourcen in einem vergleichbaren Maßstab nutzen. Ökonomie bedeutet hierbei die Beachtung dauerhafter wirtschaftlicher Sicherheit und Nutzungsmöglichkeiten.

2.1.3.2. Ökologie

Die ökologische Dimension der Nachhaltigkeit umfasst die Grundintention einer auch zukünftig noch lebenswerten Umwelt und Natur. Negative anthropogene Eingriffe sowie indirekt implizierte Effekte sind zu vermeiden und die Natur ist hinsichtlich zukünftiger Generationen in einem mindestens der gegenwärtigen Situation gleichwertigen Zustand zu hinterlassen. Jede Handlung ist demzufolge unter Beachtung ökologischer Leitbilder im Sinne der Vermeidung oder zumindest minimalen Beeinflussung der Natur durchzuführen. Der Einsatz und die Nutzung natürlicher Rohstoffe sind grundsätzlich auf regenerierbare Ressourcen zu beschränken und nur so weit nutzbar, wie die Regenerierbarkeit die Verbräuche auszugleichen vermag.

2.1.3.3. Soziales – Kulturelles

Soziale bzw. kulturelle Nachhaltigkeit entstand aus den Grundforderungen menschlichen Lebens nach Wohlbefinden und Gesundheit. Der Mensch als Mittelpunkt der Umwelt verlangt bei zukünftigen Entwicklungen die Berücksichtigung seiner eigenen Bedürfnisse. Jede Planung sowie jedes Leitbild muss den Menschen und seine Bedürfnisse in einem zu definierenden Mindestmaß berücksichtigen. Grundbedürfnisse wie auch subjektiv wahrnehmbare Interessen bilden dabei die Grundintention.

³⁹ in Anlehnung an KLEINE (2008) – Seite 75

nen der sozialen und kulturellen Nachhaltigkeitsdimension und sind für zukünftige Generationen prägend in Bild.

2.1.4. Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft

Die Nachhaltigkeit als Leitbild der Politik ist spätestens seit Erstellung der nationalen Deutschen NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE (2002) sowie der Europäischen NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE-EU (2006) prägender Bestandteil in allen Teilbereichen staatlichen Handelns. Wasserwirtschaft als hoheitliche Aufgabe bildet hierbei keine Ausnahme.

Bis Mitte des 20. Jhd. war der Hochwasserschutz geprägt durch die Bedürfnisbefriedigung des Menschen, unter Berücksichtigung eines angemessenen finanziellen Aufwandes. Die ökologischen Folgen der Vorhaben waren in der Regel von untergeordneter Bedeutung⁴⁰. Mit Beginn der Nachhaltigkeitsentwicklung und dem verstärkten öffentlichen Interesse an ökologisch vertretbaren Nutzungen entstand jedoch auch ein Umdenken in der Wasserwirtschaft. Waren bis dato vor allem technische Lösungen vorgesehen, so entwickelten sich nunmehr verstärkt an die natürliche Umwelt angepasste Wassernutzungen. In KAHLENBORN & KRAEMER (1999) wurden erstmals die Leitbilder einer nachhaltigen Wasserwirtschaft für Deutschland konkretisiert. Hierbei sind bestehende und vergangene Hochwasserschutzanstrengungen analysiert und zukünftige Zielvorstellungen erarbeitet wurden. Doch erst mit der Einführung rechtlicher Rahmendokumente bildete die Nachhaltigkeit in Deutschland einen direkten und maßgeblich zu berücksichtigenden Zielaspekt in der Wasserwirtschaft.

Nachhaltige Wasserwirtschaft in der heutigen Form beruht in Deutschland maßgeblich auf der EUROPÄISCHEN WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000). Die Europäische Gemeinschaft unternahm damit erstmalig den Versuch, durch ein länderübergreifendes rechtliches Grundlagenkonzept, nachhaltige und umweltverträgliche Bewirtschaftungen von Gewässern und Wassernutzungen zu erreichen. Die EUROPÄISCHEN WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) legt für zukünftige Entwicklungen eine grenzübergreifende und flusseinzugsgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung fest. Im Bereich der Ökologie der Gewässer ist zudem eine vernetzte Bewertungsstrategie zu entwickeln, die sowohl den biologischen Prozessen gerecht wird, als auch eine öffentliche Transparenz ermöglicht. Fristen für Bewirtschaftungsänderungen, integrierte Zusammenarbeit und die Berücksichtigung von verschiedensten Instrumenten der ökonomischen und ökologischen Bewertung vervollständigen die EUROPÄISCHEN WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000). Im Ergebnis wird der Begriff Nachhaltigkeit zwar nicht direkt genannt, jedoch entspricht die ökologische und ökonomische Verknüpfung menschlicher Interessen (sozial) den Inhalten und Zielen nachhaltiger Entwicklung.

Im Jahr 2007 entstand als eine von vielen Teilverordnungen der Wasserwirtschaft die Hochwasserrisikomanagementrahmenrichtlinie (HWRM-RL)⁴¹. Sie verlangt durch eine angepasste Hochwasserschutzstrategie inhaltlich die Reduzierung und wenn möglich Vermeidung zukünftiger Risiken für „*die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und die wirtschaftlichen Tätigkeiten ... der Gemeinschaft*“⁴². In der Zusammenfassung der zu berücksichtigenden Schutzgüter ist die HWRM-RL (2007) als Teil der wasserwirtschaftlichen Bestrebungen einer nachhaltigen Entwicklung zu verstehen. Sie ist in Präzisierung und Inhalt in Bezug auf die Nachhaltigkeit weitaus detaillierter wie die rahmengebende Wasserrahmenrichtlinie und infolge ihrer festgelegten und rechtlich fundierten Forderungen und Zeitbezüge gegenwärtig maßgeblich für einen nachhaltigen Hochwasserschutz.

⁴⁰ vgl. HÜTTE (2000)

⁴¹ HWRM-RL (2007)

⁴² Art. 1 HWRM-RL (2007)

Sowohl die Wasserwirtschaft als auch der Teilbereich Hochwasserschutz sind in Ausrichtung und Entwicklung gekennzeichnet von der gesellschaftlich verfolgten Bestrebung nach nachhaltiger Entwicklung. Je nach Anwendungsbereich existieren mehr oder weniger detaillierte Ausführungsbestimmungen, doch die Zielstellung einer nachhaltigen Bewirtschaftung ist übergeordnet vorhanden. Präzisierte Detaillierungen bis hin zu spezifischen Planungen sind basierend auf den Rahmendokumenten noch in nationale Maßstäbe und verbindliche Verordnungen umzusetzen⁴³.

2.2. Hochwasser – Hochwasserschutz

Hochwasserereignisse und der Schutz vor diesen, bilden für Staat und Bevölkerung eine Herausforderung, die sowohl technisch und wirtschaftlich als auch gesellschaftlich höchste Anstrengungen verlangt. Die fortschreitenden Ausweitungen anthropogener Nutzung sowie die auftretenden Klimaveränderungen erhöhen die Anzahl sowie die Wirkungen von Hochwasserereignissen in verschiedensten Regionen⁴⁴. Um Schutz optimal planen und umzusetzen, sind deshalb umfangreiche Kenntnisse über Ursachen der Hochwasserentstehung, Ablauf der Hochwasserereignisse und Möglichkeiten eigenen Handelns notwendig.

2.2.1. Entwicklung des Hochwasserschutzes

Als Hochwasser ist das Anschwellen eines wasserleitenden, eingegrenzten Gewässers innerhalb eines begrenzten Zeitraumes zu bezeichnen, wobei Wasserstand oder Durchfluss einen definierten Schwellwert mindestens erreichen oder überschreiten⁴⁵. Hierbei können sowohl fließende wie auch stehende Gewässer durch Zuführung erhöhter Abflüsse betroffen sein. Ob und in wie weit das Ereignis in Folge des Anstieges einen Schaden oder eine Gefahr darstellt, kann nur durch punktuelle Beachtung der topographischen und regionalen Gegebenheiten sowie der zur Verfügung stehenden anthropogenen Schutzsysteme eingeschätzt werden.

Hochwasser sind als Teil eines wertfreien Naturhaushaltes grundsätzlicher Bestandteil der Umwelt. Sie treten seit jeher auf und bewirken eine Vielzahl an verschiedenen natürlichen Effekten. Schäden oder Gefährdungen im Zusammenhang mit Hochwasser existieren erst durch Einflussnahme des Menschen und Betroffenheit der durch diesen geschaffenen Güter und Werte.

Im Naturhaushalt bilden Hochwasser zum Beispiel durch den Anstieg sowie Ausuferung von Gewässern und durch Anlagerungen von Nährstoffen und Bodensedimenten auf Landflächen, Entwicklungsgrundlage für Flora und Fauna⁴⁶. Als Beispiel kann hierzu die Vielfalt und der Artenreichtum von Flussauen repräsentativ genannt werden. Innerhalb eines Gewässers wird durch das Ansteigen und Absinken des Wasserstandes in Kombination mit der Fließgeschwindigkeit eine stetige Verbindung von Ablagerungs- und Transportvorgängen vollzogen. Infolge der eintretenden Sohländerungen ist die Basis für verschiedene Lebensformen sowie der jeweils vorliegenden strukturellen Vielfalt in den Gewässern gegeben. Hochwasser sind als punktuelle zeitliche und regionale Einwirkungen der Natur für Reglementierung, Neuordnung und Stabilisierung der Ökosysteme mitverantwortlich⁴⁷.

Werden Hochwasserereignisse aus Sicht der Natur in der Regel als „neutral“ oder „positiv“ verstanden, so sind die Ereignisse in Verbindung mit dem Menschen meistens als „negativ“ zu werten. Wurden Hochwasser im Zeitalter der Antike bis zum Ende des 19. Jhd. vereinzelt zur Verbesserung des

⁴³ vgl. PFLÜGNER (2010)

⁴⁴ vgl. BMVBS (2008A), HEINISCH (2010)

⁴⁵ vgl. DIN 4049-3 (1994), FRENZEL & DUNGER (1999)

⁴⁶ vgl. PATT & JÜPNER (2013)

⁴⁷ vgl. PATT & JÜPNER (2013)

landwirtschaftlichen Ertrages positiv genutzt, sind seit Beginn der Mechanisierung der Landwirtschaft sehr häufig nur negative Auswirkungen der ehemals nutzbaren Natureffekte vorzufinden. Der Mensch als Teil des Naturhaushaltes hat durch Siedlung, Bewässerung und andere anthropogene Eingriffe die Wirkungsbereiche des Wassershaushaltes und der Gewässer derart eingeschränkt, dass schon kleinste Veränderungen relevante Auswirkungen auf den Menschen und seine erzeugten Güter und Wertvorstellungen ausüben.

Für Deutschland entwickelten sich durch zunehmenden Platzbedarf und den immer wichtiger werdenden Fluss- und Seetransport vermehrt Schäden durch Hochwasserereignisse⁴⁸. Um diesen gefährdenden und wirtschaftshindernden natürlichen Ereignissen zu begegnen, fanden weitgehend technische Hochwasserrückhaltmaßnahmen, Begradigungen und Sohlbereinigungen an verschiedenen Gewässern Anwendung. Das Resultat war kurzfristig gesehen eine täuschende Sicherheit für alle direkten und ehemals hochwasserbetroffenen Gewässeranlieger. Bei der Betrachtung der Maßnahmen nach heutigem Wissenstand aber, leisten alle diese anthropogenen Hochwasserschutzmaßnahmen nur einen direkten Schutz für ein maximal definiertes Hochwasserereignis. Übersteigt der Hochwasserabfluss die zu Grunde gelegten Berechnungen, wird in der Regel ein mindestens vergleichbares, wenn nicht um ein vielfaches höheres Schadensmaß erreicht⁴⁹. Zudem provoziert Sicherheit, wenn auch nur suggeriert, verstärkte Werteakkumulationen und Nutzungen vormals bekannter Gefährdungsbereiche⁵⁰.

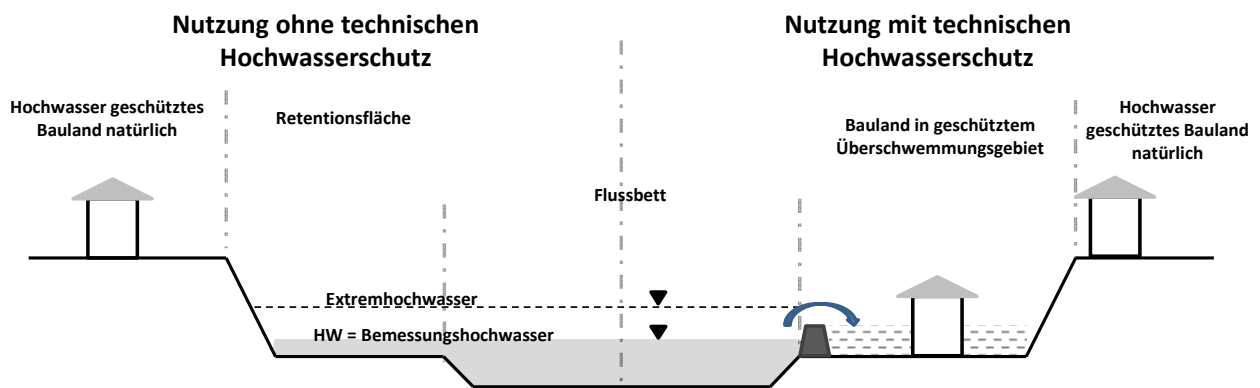


Abbildung 2-3: veränderte Hochwasserbetroffenheit infolge eines suggerierten umfassenden Schutzes⁵¹

Umweltveränderungen wie etwa der Klimawandel werden zukünftig zu Verschiebungen der bis dato gemessenen Größenordnungen, aber auch der Abläufe und Randbedingungen von Hochwasserereignissen beitragen. So ist in Zukunft davon auszugehen, dass die in Deutschland gegenwärtig vorrangig vorherrschenden langen, gleichmäßig andauernden Regenfälle als Primärursache von Hochwasserereignissen, um kurze, aber umso stärkere Niederschläge erweitert werden⁵². Infolge der Vielzahl an Umweltveränderungen sind rein technische Lösungen des Schutzes mehrfach nicht mehr in der Lage, Ereignisse umfangreich zu kontrollieren und Gefahren abzuwenden. Um diesen potentiellen zukünft-

⁴⁸ vgl. BISMUTH ET AL. (1998)

⁴⁹ vgl. NIEMEYER (2007)

⁵⁰ vgl. Abbildung 2-3

⁵¹ in Anlehnung an BMVBS (2008A) – Seite 28, PATT & JÜPNER (2013) – Seite 341

⁵² Gegenwärtig sind in Deutschland neben den langen und ergiebigen Niederschlägen auch kurze intensive Ereignisse vorliegend, die eine Hochwassergefahr verursachen können. Die kurzen Niederschläge bilden aber nur eine geringe Anzahl an Ereignissen, die zukünftig in Prognoseszenarien eine deutliche Zunahme erfahren. – vgl. BMVBS (2008A), HEINISCH (2010)

tigen Entwicklungen Rechnung zu tragen, muss vermehrt auf kombinierte Maßnahmen des Schutzes zurückgegriffen werden⁵³.

2.2.2. Hochwasserarten

Hochwasser weisen spezifische Eigenschaften auf. Die Fachwelt kennt hierzu vier verschiedene Gruppen von Hochwassern, die gemäß ihres Auftretens und ihrer Entstehungsprozesse zu differenzieren sind⁵⁴:

- Flussüberschwemmungen,
Flussüberschwemmungen sind im allgemeinen Verständnis die grundlegende Hochwasserart, die mit dem Begriff Hochwasser verbunden wird. Sie entstehen durch Erhöhung des Abflusses von Fließgewässern durch Zuflussänderung aus den Einzugsgebieten. Im Auftreten sind Flussüberschwemmungen maßgeblich gekennzeichnet durch einen vorhersagbaren und in Relation langsam ansteigenden Wasserstand.
- Überschwemmungen aus Starkniederschlägen,
Überschwemmungen aus Starkniederschlägen sind entgegen Flussüberschwemmungen plötzlich und in der Regel punktuell im Auftreten. Sie entstehen aus deutlich verstärkten Regenereignissen und können sowohl in Gewässern wie auch auf Landflächen zu Hochwasserereignissen beitragen.
- Sturzfluten und
Sturzfluten sind Hochwasser, die durch erhöhte Abflüsse in steilen topographischen Regionen zu erwarten sind. Sie entstehen plötzlich und verursachen hohe bis sehr hohe Fließgeschwindigkeiten. Als Schadensereignisse sind Sturzfluten weitaus gefährdender, da eine Vorwarnung zeitlich nur mit geringem Vorlauf möglich und die hydrodynamischen Belastungen sehr hoch sind.
- Sturmfluten.
Sturmfluten sind Hochwasser, die in der Regel an Küsten oder in sehr großen Binnengewässern auftreten können. Sie entstehen durch hohe Windgeschwindigkeiten unter vergleichsweise geringem Einfluss einer Abflusserhöhung. In Fließgewässern sind Sturmfluten nur die Ausnahme und hierbei primär in Mündungsbereichen zu erwarten.

2.2.3. Ursachen von Hochwassern

Hochwasserereignisse entstehen durch unterschiedliche Ursachen. Grundsätzlich werden Hochwasser durch natürliche Effekte der Umwelt begründet. Anthropogene Eingriffe des Menschen sind jedoch für Intensitätsänderungen sowie Verlagerungen im Auftreten der Hochwasser mitverantwortlich⁵⁵.

Um Ursachen von Hochwasserereignissen geschlossen darzustellen und später mittels optionaler Schutzlösungen umfassend zu bewirtschaften, bedarf es der Beachtung von natürlichen und anthropogenen Auslösern und Verstärkern⁵⁶. Nur durch Berücksichtigung der beiden Ursachenklassen ist

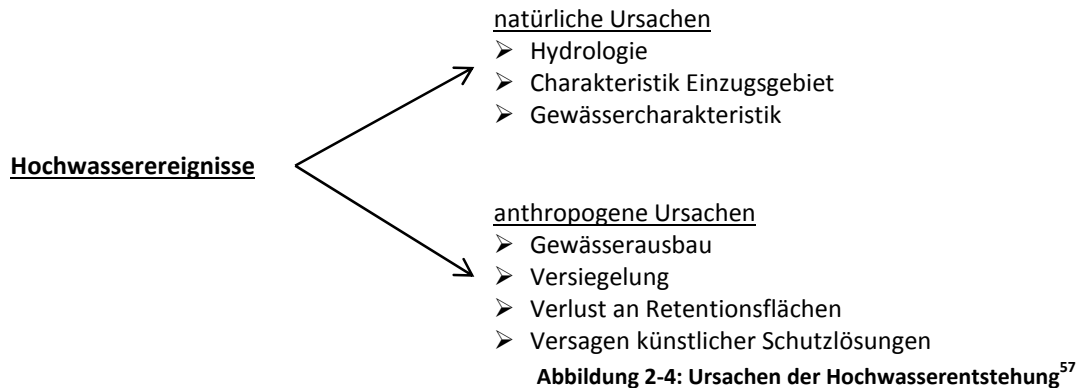
⁵³ Hochwasserrisikomanagement – Abschnitt 2.2.6 – vgl. MÜLLER (2010)

⁵⁴ vgl. DEUTSCH & PÖRTGE (2003), PFANNSCHMIDT (2008), PATT & JÜPNER (2013)

⁵⁵ vgl. Abbildung 2-4

⁵⁶ vgl. PFANNSCHMIDT (2008)

eine zukünftige (den Ereignissen angepasste) hohe Risikominimierung bei Hochwasserereignissen sicherzustellen.



2.2.3.1. Natürliche Ursachen

Die Natur beinhaltet eine schier unendliche Anzahl verschiedenster Wirkungen und damit verbunden auch Ursachen, die Hochwasser begründen und fördern können. Abweichend von den detaillierten Wirkungsbeziehungen der Natur, kann die natürliche Entstehung und Ausbildung von Hochwasserereignissen in Form von drei Ursachenklassen Darstellung finden. Es ist zwischen hydrologischen, gebietscharakteristischen und gewässerbezogenen Ursachen zu unterscheiden⁵⁸.

Hydrologische Ursachen

Niederschläge (inklusive Schnee) sind für die Entstehung von Hochwasser grundlegend und bilden je nach Intensität, aber vor allem durch die Fläche des Auftretens, den Primärauslöser eines Hochwasserereignisses. Alle weiteren natürlichen Parameter können ohne Niederschläge maßgeblich keine Hochwasser auslösen, aber wie zum Beispiel in Form der Vorfeuchte eine relevante Einflussnahme auf die Umfänge der Hochwasserereignisse ausüben.

Gebietscharakteristische Ursachen

Die Struktur des Einzugsgebietes erlaubt durch natürliche Prozesse Wasser zu speichern oder verlangsamt abzugeben. Je schneller Niederschlagswasser durch das Einzugsgebiet in das Gewässer gelangen kann, desto höher ist die Gefahr der Abflussüberlagerung und der Hochwasserbildung. Als Einflussquellen zur Regulierung von Hochwasserereignissen sind folgende Charakteristika des Einzugsgebietes maßgebend⁵⁹:

- Größe,
- Form,
- Gefälle,
- Bewuchs und
- geologische Struktur.

Gemäß der Ausbildung der einzelnen Parameter ist die Charakteristik der Einzugsgebiete maßgeblich für den Umfang der Abflussbildung eines Hochwasserereignisses.

⁵⁷ vgl. DEUTSCH & PÖRTGE (2003)

⁵⁸ vgl. DEUTSCH & PÖRTGE (2003)

⁵⁹ vgl. DEUTSCH & PÖRTGE (2003), PFANNSCHMIDT (2008)

Gewässerbezogene Ursachen

Hochwasser entstehen durch Niederschlagsakkumulation in Gewässern. Die Struktur und Form des Gewässers ist dabei maßgeblich verantwortlich, den Abfluss des Einzugsgebietes innerhalb der Begrenzung des Gewässerbettes abzuleiten. Je nach Gewässer existieren verschiedene Einflussmöglichkeiten auf ein Hochwasserereignis. Als hierbei maßgebliche Parameter sind

- Gefälle,
- Flussbettlänge,
- Geometrie und
- Sohlbeschaffenheit

zu nennen⁶⁰. Ist die maximale hydraulische Leistungsfähigkeit der Gewässer überschritten, so bildet die überströmende nicht mehr abführbare Menge Wasser das gefährdende Hochwasserereignis.

2.2.3.2. Anthropogene Ursachen

Der Mensch als Urheber des Schutzes vor Hochwasser ist durch unterschiedlichste Eingriffe in die Ökosysteme ein Mitverursacher der vermehrt auftretenden Hochwasserereignisse. Jeder anthropogene Eingriff in den Naturhaushalt hat unterschiedliche Konsequenzen, die im Ergebnis bezüglich Hochwasser den Menschen selbst betreffen und gefährden können.

In Folge der unzähligen anthropogenen Naturveränderungen und der daraus ableitbaren Wirkungen auf den Hochwasserentstehungsprozess, stellen die im Folgenden auszugsweise dargelegten und erläuterten Eingriffe eine Auswahl maßgeblich durch den Menschen ausgelöster Verstärkungsursachen von Hochwasserereignissen dar.

Gewässerausbau

Begradigungen und Verkürzungen von Fließgewässern sind Folgen der ständigen Expansion menschlicher Nutzungen und damit in Verbindung stehender Flächen. Diese ermöglichen primär erweiterte wirtschaftliche Nutzungen. Für die Hochwasserverstärkung ist der Gewässerausbau durch kürzere Fließzeiten und fehlende Retentionsflächen aber höchst begünstigend.

Versiegelung

Die Bundesrepublik Deutschland mit ihrer Gesamtfläche von 357.093 km² weist einen versiegelten Flächenbereich von zirka 6 % auf⁶¹. Jeden Tag steigt der Anteil der versiegelten Flächen um zirka 95 ha⁶². Der Niederschlag, der auf versiegelte Flächen fällt, wird zu nahezu 100 % direkt abflusswirksam. Je mehr versiegelte Fläche entsteht, desto stärker werden Oberflächenabfluss und potentielle Hochwasserereignisse.

Versiegelung und die Abnahme infiltrationsfähiger Flächen bilden maßgebliche Gründe der Zunahme und Verstärkung von Hochwasserereignissen. Nicht zu Letzt die direkten Versiegelungen und Nutzungen an Gewässern stellen, je nach Form und Größe der Einzugsgebiete, ein zusätzliches erhöhtes Hochwasserrisiko dar.

Verlust natürlicher Retentionsräume

Retentionsräume sind natürliche Flächen, die bei Hochwasser überschwemmt werden, die aber basierend auf ihrer Entwicklung, auf derartige Prozesse vorbereitet sind. Sie können Wasser aufnehmen

⁶⁰ vgl. DISSE in PATT & JÜPNER (2013)

⁶¹ vgl. GUNREBEN ET AL. (2007)

⁶² vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT (2008, 2010A)

oder ableiten, ohne oder nur mit geringen Einschränkungen der bestehenden Ökosysteme⁶³. Das gesteigerte menschliche Interesse, Gewässer und deren anschließende Landflächen möglichst vollständig zu nutzen, verringert die Anzahl und Flächen von Retentionsräumen maßgeblich.

Versagen künstlicher Schutzlösungen

Künstliche Schutzmaßnahmen werden als anthropogene Lösungen des Menschen gegenüber Hochwasserereignissen geplant. Doch versagen Schutzmechanismen oder übersteigt das Hochwasser die den Planungen zu Grunde liegenden Bemessungswerte, so wird im Resultat die Gefährdung sowie der Effekt des Hochwassers verstärkt⁶⁴. Neben einem Versagen sind zudem künstliche Schutzvorkehrungen, wie zum Beispiel Deiche oder Mauern, durch Einengung des Fließgewässerbettes und Fließgeschwindigkeitserhöhungen für punktuelle Verstärkungen von Hochwassereffekten in Richtung Unterstrom mit verantwortlich. Hochwasserschutz ist in allen seinen Facetten immer nur insoweit für eine Verringerung gefährdender Effekte geeignet, wie die Bemessung den jeweiligen Ereignissen entspricht.

2.2.4. Moderner Hochwasserschutz

Moderner Hochwasserschutz vereint verschiedenste Formen und Ausprägungen von Maßnahmen zur maximalen Begrenzung der Gefahren und Risiken eines Hochwasserschadensereignisses. Ausgehend von der Vielzahl an potentiellen Schutzmaßnahmen sind in der Wasserwirtschaft für den Hochwasserschutz verschiedene Handlungsbereiche definiert⁶⁵.

- Vermeidung neuer Risiken im Hochwasserrisikogebiet
- Reduktion bestehender Risiken im Hochwasserrisikogebiet
- Reduktion nachteiliger Folgen während eines Hochwassers
- Reduktion nachteiliger Folgen nach einem Hochwasser

Die vier Handlungsbereiche umfassen inhaltlich die Schutzmaßnahmen, wie diese im Rahmen des modernen Hochwasserschutzes im „Drei-Säulen-Modell“ dargestellt sind⁶⁶. Dieses dient in der Arbeit als Grundlage der Maßnahmentypisierung zur Nachweisführung der projektbedingten Nachhaltigkeit⁶⁷.

⁶³ vgl. HÜTTE (2000)

⁶⁴ vgl. NIEMEYER (2007)

⁶⁵ vgl. LAWA (2010)

⁶⁶ Eine Übersicht moderner Schutzmaßnahmen ist im Anhang A1 „Moderner Hochwasserschutz – Möglichkeiten anthropogenen Handelns“ dargestellt.

⁶⁷ vgl. Abbildung 2-5, Anhang A1 „Moderner Hochwasserschutz – Möglichkeiten anthropogenen Handelns“

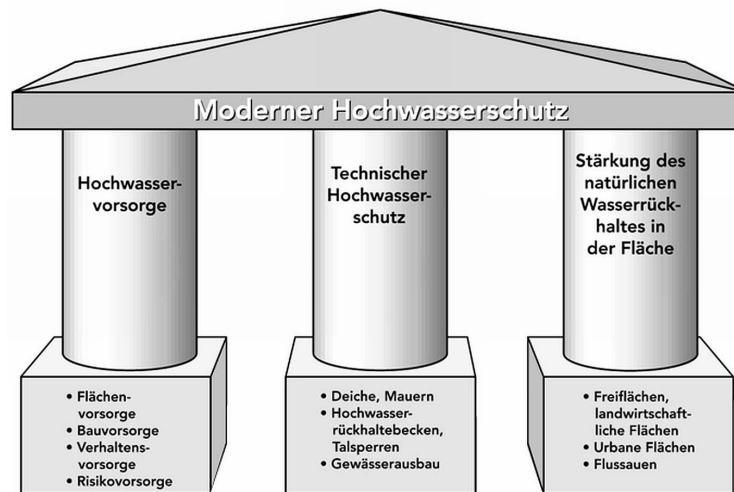


Abbildung 2-5: Moderner Hochwasserschutz – Drei-Säulen-Modell⁶⁸

Jede Grundsäule des Hochwasserschutzes bildet für sich einen Teil des Schutzes und ist nur in Kombination aller geeignet, maximalen Schutz vor Hochwasser und deren Gefährdung zu gewährleisten⁶⁹.

2.2.4.1. Hochwasservorsorge

Hochwasserschutz ist nur dafür geeignet, bisher bekannte und voraussagbare Ereignisse, gemäß der verwendeten Bemessungswerte, zu bewirtschaften. Ein hundertprozentiger und damit vollständiger Schutz ist niemals möglich. Unvorhergesehene Ereignisse können auch maximal vorhergesagte Abflüsse übersteigen und somit trotz bestmöglicher Planung Schäden verursachen. Um den damit verbundenen wirtschaftlichen Risiken zu begegnen und Menschen vor der Gefährdung des Verlustes von Leib und Leben zu bewahren, sind vorausschauende Vorsorgemaßnahmen für einen Ereigniseintritt zu treffen.

Hochwasservorsorge als Teil des Hochwasserschutzes umfasst verschiedene Ideen und Inhalte, die sowohl präventiv vor einem Ereignis, als auch während und zur Bewältigung nach einem Hochwasser Einsatz finden können⁷⁰.

➤ Flächenvorsorge

Die Flächenvorsorge umfasst die Festsetzung und Ausweisung von hochwasser- und überschwemmungsgefährdeten Flächen. Ziel ist es, aufgrund beschränkter anthropogener Flächennutzbarkeiten, eine Risikominimierung von Ereigniseintritten, aber auch der potentiellen Folgen zu erreichen.

➤ Bauvorsorge

Bauvorsorge stellt Maßnahmen an Wertegütern dar, die baulich den Widerstand von Objekten gegenüber Hochwassereinwirkungen verbessern. Dies betrifft zum Beispiel abgedichtete und gegen Auftrieb gesicherte Bodenplatten bzw. Keller oder den kompletten Verzicht auf Kellerbauten in hochwassergefährdeten Gebieten.

➤ Verhaltensvorsorge

Zur Vermeidung von Verlusten oder Einschränkungen an Leib und Leben ist es notwendig, für den Fall eines Ereigniseintrittes, eine Planung bezüglich des Einsatzes von Evakuierungen und

⁶⁸ Drei-Säulen-Modell verändert nach www.sachsen-anhalt.de/index.php?id=13429 (abgerufen: 10.08.2011)

⁶⁹ vgl. StMLU (2002), MÜLLER (2010), PATT & JÜPNER (2013)

⁷⁰ vgl. DKKV (2003), LAWA (2010)

weiteren Sofortmaßnahmen zu erstellen. Ohne Kenntnisse und geordnete Maßnahmen ist das Risiko der Gefährdung von Menschen bei Eintritt eines Schadensszenarios deutlich erhöht.

➤ Risikovorsorge

Die Risikovorsorge dient im Hochwasserschutz der Absicherung ökonomischer Verluste, die aus potentiellen Schädigungen durch Hochwasserereignisse entstehen. Im Falle der Überschreitung der Schutzkonzeptionen ist die Risikovorsorge die einzige Möglichkeit von Betroffenen, ihre finanzielle Existenz trotz potentieller Totalverluste (finanziell) wirtschaftlich abzusichern.

Hochwasservorsorge bildet im modernen Hochwasserschutz die maßgebliche Komponente, um den Restrisiken der Planung mittels angepassten Lösungen zu begegnen. Sie sind in Umfang und Möglichkeiten nur begrenzt geeignet, Hochwasser direkt zu beeinflussen, aber in Ausrichtung der Zielstellungen eines angepassten Risikomanagements unverzichtbar⁷¹.

2.2.4.2. Technischer Hochwasserschutz

Technischer Hochwasserschutz bildet die primäre Basis heutiger und vergangener Strategien bei der Bewirtschaftung und Vermeidung von seltenen Hochwasserereignissen. Die verschiedenen inhaltlichen Maßnahmen basieren auf einem dem Gewässer direkt zugehörigen Wirkungsverbund, inklusive der im Nahbereich befindlichen Nutzflächen. Gekennzeichnet durch umfangreiche Berechnungen, bestehen technische Hochwasserschutzmaßnahmen aus baulichen Lösungen. Sie wirken den hydrologischen und hydraulischen Folgen von Hochwassern entgegen und basieren in Umfang und Größe auf den regional berechneten und festgelegten Schutzniveaus.

Im Hochwasserschutz sind technische Maßnahmen zur Verringerungen und Rückhaltung großer Abflussmengen geeignet, weisen aber bei Überschreitung der Bemessungswerte ein Höchstmaß an Gefahr auf⁷². Werden die Bemessungsgrößen überschritten, so ist der Schutz technischer Lösungen schlagartig nicht mehr gegeben. Bei Eintritt eines Versagensfalls sind Gefährdungen sowie der zu prognostizierende Schaden mehrfach deutlich höher, als dies ohne Maßnahmen der Fall wäre.

Technischer Hochwasserschutz ist geeignet, häufige bis seltene Hochwasserereignisse zu bewirtschaften. Als Maßnahmen technischen Schutzes sind, neben vielfältigen lokalen Kleinlösungen, die folgenden sechs maßgebend⁷³:

- Hochwasserrückhaltebecken (HWRB),
- Talsperren,
- Polder,
- Deiche,
- Wehre und
- Schutzwände.

Nach wie vor bildet der technische Schutz die maßgebliche Grundlage moderner Hochwasserschutzkonzepte. Aber durch stetig steigende und sich verändernde Ereignisse sind technische Maßnahmen allein nicht mehr für einen umfassenden Schutz ausreichend. In der Vergangenheit als „Allzweckwaf-

⁷¹ vgl. Abschnitt 2.2.6

⁷² vgl. NIEMEYER (2007)

⁷³ vgl. PATT & JÜPNER (2013)

fe“ gegen die Hochwassergefahr fast ausschließlich verwendet, bildet der technische Schutz im heutigen Verständnis nur eine der Grundsäulen der modernen Schutzanstrengungen⁷⁴.

2.2.4.3. Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes in der Fläche

Hochwasser entstehen durch Niederschläge und des sich anschließend bildenden Abflusses im Einzugsgebiet der Gewässer. Während der Niederschlag als natürlicher Effekt nicht steuer- oder beeinflussbar ist, kann die Abflussbildung durch anthropogene oder naturnahe Eingriffe im Einzugsgebiet verändert werden. Vor allem Flora und Fauna sind in Folge ihrer Wirkungen auf die Infiltrationsfähigkeit der Böden geeignet, Niederschläge zwischen zu speichern und Abflüsse erst mit Verzögerung über Basis- und/oder Zwischenabflüsse abzuführen.

Die natürlichen Wasserrückhaltmaßnahmen sind in Hochwasserschutzfunktionen deutlich geringer prägend, als die in Zielstellung vergleichbaren technischen Lösungen. So ist zum Beispiel für relevante Retentionsvolumina von Kleinrückhalten eine Vielzahl an Maßnahmen notwendig, um das Leistungsvermögen eines technischen Hochwasserrückhaltebeckens auszugleichen⁷⁵. Gleichzeitig aber sind naturschonende Maßnahmen durch ihren verbreiteten Einsatz im Einzugsgebiet geringer anfällig gegenüber dem Versagen einzelner Projekte und für das Ökosystem in der Regel unauffällig. Negative Begleiterscheinungen, wie zum Beispiel erhöhte Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten durch Begradigungen und Fließbettbegrenzungen oder veränderte Ökosystemstrukturen bei technischen Schutzmaßnahmen, sind bei naturschonender Planung und Projektausführung nicht oder nur äußerst eingeschränkt zu registrieren⁷⁶. Im Folgenden werden Maßnahmen des natürlichen Wasserrückhaltes in der Fläche genannt⁷⁷:

- Flächenvorsorge (Retentionsflächen),
- Kleinrückhalte,
- Naturschonende Landwirtschaft,
- Forstwirtschaft/Flächenumwandlung,
- Renaturierung sowie
- Weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten.

Natürlicher Wasserrückhalt in der Fläche entspricht in Wirkung und Funktion dem Sinnbild einer ökologisch verträglichen Hochwasserschutzplanung. Da aber derartige Maßnahmen im Wirkungsumfang beschränkt und im Flächenanspruch hoch sind, können sie allein im Regelfall keine eigenständige Schutzstrategie gegen mittlere bis seltene Hochwasserereignisse darstellen. Erst in Verbindung mit technischen und vorsorglichen Maßnahmen sind naturnahe Schutzlösungen geeignet, auch bei Ereignissen höherer Jährlichkeit Hochwasserschutz zu ermöglichen.

2.2.5. Zentraler und dezentraler Hochwasserschutz

Neben der allgemeinen Definition und Festlegung von Hochwasserschutzmaßnahmen nach moderner Konzeption, ist in der Fachwelt eine weitere Unterteilung der Maßnahmen hinsichtlich ihres Anwendungsstandortes vorzufinden. Im Hochwasserschutz wird hierzu zwischen zentralen und dezent-

⁷⁴ vgl. StMLU (2002), DKKV (2003)

⁷⁵ vgl. ASSMANN (1998), TÖNSMANN (1999), RÖTTCHER (2005), KREITER (2007), RIEGER (2012)

⁷⁶ vgl. LEICHT (2008)

⁷⁷ vgl. ATV-DVWK (2006), DWA (2006), ASSMANN ET AL. (2006); DISSE & RIEGER (2008); RIEGER (2012)

ralen Schutzmaßnahmen unterschieden, die sich basierend auf ihrer Verwendung am oder abseits der Gewässer ergeben⁷⁸.

Zentrale Hochwasserschutzmaßnahmen

Der zentrale Hochwasserschutz umfasst alle Arten von Maßnahmen die direkt im oder am Gewässerlauf erstellt oder verwendet werden. Alle Maßnahmen sind dabei in Wirkung Bestandteil der Abflussbewirtschaftung des Gewässers und beeinflussen im Regelfall nicht direkt die Abflussbildung. Das Ziel des zentralen Hochwasserschutzes besteht in einem wirksamen Schutz von gebündelten Güterwerten in direkter topographischer Zugehörigkeit.

Dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen

Der Begriff dezentrale Hochwasserschutzmaßnahmen umfasst alle Maßnahmen des Hochwasserschutzes in der Fläche⁷⁹. Hierbei besteht der Grundgedanke hauptsächlich in der Verringerung der Abflussbildung und -konzentration. Dezentrale Maßnahmen sind in Einzelwirkung beschränkt im Vergleich zu zentralen Schutzmaßnahmen. Um einen vergleichbaren Wirkeffekt zu erzielen, ist im Regelfall flächendeckend eine Vielzahl dezentraler Maßnahmen notwendig.

2.2.6. Hochwasserrisikomanagement

Der Schutz vor Hochwasser ist historisch bedingt durch vornehmlich bewirtschaftende Maßnahmen wie den technischen Hochwasserschutz geprägt. Diese suggerieren potentiell Betroffenen einen umfassenden und vollständigen Schutz vor jedem nur denkbaren Hochwasserereignis. Doch spätestens seit den verheerenden Hochwasserereignissen Ende des 20. Jhd. und Anfang des 21. Jhd. wurde deutlich, dass technische Schutzmaßnahmen allein nicht alle Hochwasserereignisse verhindern oder schadlos abführen können⁸⁰. Punktuelle Extremereignisse mit Auswirkungen über denen der Planung zu Grunde liegenden Berechnungen, Veränderungen des Klimas aber auch Werteakkumulationen in Gefährdungsbereichen⁸¹ führten zu hohen Schadensszenarien. Um erweiterte Sicherheit auch über historisch belegte maximale Ereignisse zu ermöglichen und zukünftige Entwicklungen zum Beispiel in Siedlungsgebieten zu berücksichtigen, ist es notwendig, das verbleibende Risiko eines Ereigniseintrittes und Möglichkeiten des Umganges mit den weiterhin bestehenden Gefahren zu analysieren.

2.2.6.1. Risiko

Risiko als eigenständiger Begriff umfasst im Verständnis unterschiedlichste Inhalte und Zielstellungen. Eine übergeordnete vollständige und allgemeine Definition für differenzierte Anwendungen existiert aber nicht. Einzig die Grundidee, wonach Risiko als Ereignis mit der Möglichkeit einer Auswirkung charakterisiert werden kann, ist bei verschiedensten Definitionen gleichermaßen vorherrschend. Risiko kann sowohl Gefahr als auch Chance sein⁸². Erst die Begriffsanwendung auf eine spezifische Problemstellung ermöglicht eine detaillierte Festlegung.

⁷⁸ vgl. ASSMANN (1998), Dohm & Kreiter (1999), TÖNSMANN (1999), RÖTTCHER (2005), ATV-DVWK (2006), DWA (2006, 2007), ASSMANN ET AL. (2006), DITTRICH & WORM (2006), KREITER (2007), RIEGER (2012)

⁷⁹ vgl. ASSMANN (2006)

⁸⁰ z. B.: Elbehochwasser 2006, Oderhochwasser 2010

⁸¹ vgl. Abbildung 2-3

⁸² vgl. SANDOVAL-WONG (2012)

Abbildung 2-6: Risikodefinition im Hochwasserschutz⁸³

Im Hochwasserschutz ist Risiko als Produkt von Gefährdung und der zugehörigen vulnerablen Werte bzw. Güter definiert⁸⁴.

Gefährdung

Die Gefährdung als Teil der Risikodefinition beinhaltet die Ereignisintensität und die Ereigniswahrscheinlichkeit.

Die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Ereignisses im Hochwasserschutz basiert auf der statistischen Wiederkehrjährlichkeit. Durch Auswertung historisch bekannter Ereignisse werden Eintrittshäufigkeiten ermittelt, die durch Anpassung geeigneter Verteilungsfunktionen die Einordnung statistisch begründeter Extremereignisse in Form von Unter- und Überschreitungswahrscheinlichkeiten ermöglichen.

Die Intensität beschreibt die durch die gefährdenden Hochwasserereignisse ausgelösten physikalischen Wirkungen auf potentiell bedrohte Güter bzw. Werte.

Vulnerabilität

Güter und Werte können durch ein Hochwasserereignis einer direkten oder indirekten Betroffenheit unterliegen. Ist der Widerstand der Werte und Güter dabei geringer den Belastungen, ist ein Schaden zu prognostizieren. Die Vulnerabilität ist dabei die Darstellung der Verletzbarkeit potentiell beeinträchtigter Werte und Güter. Sie charakterisiert ob und wenn ja, ab welchen Belastungen Werte bzw. Güter beeinträchtigt werden und wie sich die daraus einstellenden Folgen entwickeln.

2.2.6.2. Risikokultur

In der heutigen Zeit wird in jedem Lebensbereich der Versuch unternommen, Risiken jedweder Art mittels unterschiedlicher Ansätze vollständig auszuschließen. Das damit geschaffene Sicherheitsdenken kann in verschiedenen Ereignis-Folge-Beziehungen zu einer Unterschätzung der möglichen Wirkungen und zu einem sorglosen Umgang mit dem Risiko selbst führen. Es existieren Risiken, die nach heutigem Standard nicht oder nur geringfügig beherrschbar sind. Dazu zählt zum Beispiel auch der Schutz vor Naturkatastrophen und Hochwasserereignissen⁸⁵. Durch verschiedenste mediale Darstellungen von Schutzkonzepten hat der Betroffene aber das Gefühl der Beherrschbarkeit und der Sicherheit seines Lebens und seiner Güter, ohne Gedanken dafür zu verschwenden, eine „Was-Wäre-Wenn“ – Untersuchung bezüglich des Versagens der Schutzlösung zu führen. Auch infolge dessen ist in der heutigen Zeit eine überproportional verstärkte Zunahme der Schäden durch Werteakkumulationen in risikogefährdeten Gebieten erkennbar⁸⁶. Eine Abkehr der Philosophie des Sicherheitsdenkens hin zu einer Risikokultur ist grundlegend notwendig, um eine gesellschaftliche Anpassung an nicht vollständig beherrschbare Ereignisse zu erreichen. Risikokultur bedeutet dabei, das Leben mit

⁸³ vgl. MÜLLER (2010)

⁸⁴ vgl. Abbildung 2-6

⁸⁵ vgl. STMLU (2002), DKKV (2003), MÜLLER (2010)

⁸⁶ vgl. MÜNCHNER RÜCK (2009)

dem Risiko und damit weitestgehend die Anpassung des Lebens und der Güter an die Gefahr selbst. Jeder hat hierbei selbst zu realisieren, dass der gegebene Schutz nicht immer eine Schädigung verhindert und somit eine Bereitschaft eine Schädigung hinzunehmen existieren muss.

In der Bewirtschaftung von Hochwasserereignissen ist ein Schutz immer nur insoweit möglich, wie das Ereignis innerhalb der Berechnungsgrundlagen der jeweiligen Schutzkonzeption vorliegt. Überschreiten Ereignisse die Schutzkonzeption, ist ein Schaden im Regelfall unausweichlich. Um die Risiken einer Bemessungsüberschreitung wirkungsvoll zu beschränken und zu verringern, ist es notwendig, Risiken zu kommunizieren, um Maßnahmen der Eigenvorsorge, aber im Notfall auch der Schadenskompensation zu ermöglichen⁸⁷.

Eine offene Risikokultur ermöglicht speziell im Hochwasserschutz eine umfangreiche und konstruktive Auseinandersetzung mit der Gefahr und Verletzbarkeit der eigenen Güter. Da die Wirkung von Hochwasserschutz immer begrenzt sein wird und zukünftige Ereignisse auch Intensitäten jenseits der bis dato bekannten Grenzgrößen aufweisen können, ist das Leben mit der Gefahr allgegenwärtig.

2.2.6.3. Risikomanagement

Der rationale Umgang mit Risiken verlangt eine konstruktive und geordnete Erfassung, Bewertung und Steuerung. Nur durch integrative Kombination der drei Teilbereiche ist eine Begrenzung, Verringerung oder sogar Vermeidung potentieller Risiken möglich. Dieser Vorgang wird in der Fachwelt als Risikomanagement, der Umgang mit dem Risiko, bezeichnet⁸⁸.

Die Erfassung potentiell zu berücksichtigender Risiken bildet die Grundlage des Risikomanagements. Aufbauend auf ermittelten Gefährdungsszenarien und Ereigniswahrscheinlichkeiten sind Folgen zu quantifizieren und im Anschluss geschlossen zu beurteilen. Im Ergebnis sind Schlussfolgerungen zu erarbeiten, die Planungen von Maßnahmen und/oder Handlungsanweisungen zur Risikobegrenzung ermöglichen.

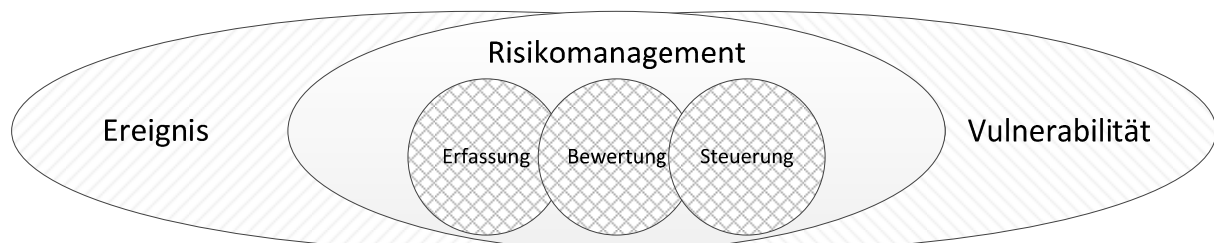


Abbildung 2-7: Risikomanagement im Rahmen der Risikodefinition im Hochwasserschutz

Die Steuerung des Risikos in Form von Planungsvorhaben und Handlungsanweisungen bildet den Schwerpunkt des Risikomanagements. Je nach Aufgabenstellung, beeinträchtigten Gütern und weiteren Randbedingungen ist eine angepasste Strategie zum Umgang mit dem Risiko notwendig. Als strategische Steuerungsmöglichkeiten existieren zum Beispiel⁸⁹:

- Risikovermeidung,
- Risikoverminderung,
- Risikobegrenzung,
- Risikoübertragung und
- Risikoakzeptanz.

⁸⁷ vgl. DKKV (2003), MÜLLER (2010)

⁸⁸ vgl. Abbildung 2-7

⁸⁹ vgl. WOLKE (2007); MÜLLER (2010); PATT & JÜPNER (2013)

Die Wahl der Steuerung beeinflusst maßgeblich die bei Eintritt eines Risikoereignisses zu erwartenden Gefährdungen. Gemäß der gewählten Ansätze sind neben Verringerung und Vermeidung, bei Fehleinschätzungen oder ungenauen Steuerungsansätzen, Verstärkungen der Gefährdungen möglich.

2.2.6.4. Risikomanagement in der Wasserwirtschaft

Im Sinne der immer wiederkehrenden Gefährdung durch Hochwasser, der möglichen Änderungen der Intensität und der Vielzahl primärer und sekundärer Entstehungs- und Verstärkungsursachen, muss das Management der Hochwasserrisiken als iterativer Prozess mit interdisziplinären inhaltlichen Verknüpfungen verstanden werden⁹⁰.

„Nach dem Hochwasser ist immer vor dem Hochwasser!“⁹¹

Um Hochwasserrisiken trotz ihrer integrierten Vielzahl verschiedenster Ursachen und Folgen im Gesamtkontext zu bearbeiten, muss ein angepasstes Maßnahmenkonzept Erstellung finden. Der dazu erforderliche Planungsprozess ist durch seine verschiedenen inhaltlichen Ausgestaltungen und der im Regelfall großen Anzahl möglicher Lösungen als Managementprozess in einer der direkten Realanwendung übergeordneten Ebene zu beschreiben.

Das Hochwasserrisikomanagement verfolgt die Auswertung und Erstellung von Handlungsmöglichkeiten zur Beschränkung der Hochwassergefahren⁹². Die inhaltlichen Teilprozesse können hierbei zum Beispiel in Form der folgenden drei Oberbegriffe Zuordnung finden⁹³:

- Risikoanalyse,
- Risikokontrolle und
- Risikonachbetrachtung.

Das Risikomanagement ist spezifisch der Hochwasserschutzthematik in Form eines Kreislaufsystems darstellbar⁹⁴.



Abbildung 2-8: Hochwasserrisikomanagementkreislauf – Beispiel Bayern⁹⁵

Hochwasserrisikomanagement als mehrheitliche Landesaufgabe ist in verschiedenen Formen und Darstellungen innerhalb Deutschlands vorzufinden. Gleichbedeutend über alle Planungen und poten-

⁹⁰ vgl. MÜLLER (2010)

⁹¹ MÜLLER (2010) – Vorwort

⁹² vgl. HWRM-RL (2007)

⁹³ vgl. STEMPKOWSKI (2004)

⁹⁴ vgl. Abbildung 2-8

⁹⁵ http://www.lfu.bayern.de/wasser/hw_risikomanagement_plaene/ (abgerufen: 17.12.2010)

tiellen Umsetzungen ist dabei das Ziel, eine Risikoakzeptanz sowie eine größtmögliche Vermeidung, Verringerung oder Begrenzung potentiell gefährdender Hochwasserwirkungen zu erreichen. Hochwasserrisikomanagement bildet in Form und Inhalt die maßgebliche Kompetenz im Hochwasserschutz, abseits des Sicherheitsdenkens, die Risikokultur und die dabei maßgeblich nicht immer bewirtschaftbaren Hochwasserereignisse in einem geringstmöglichen Schadensszenario zu begrenzen.

2.2.6.5. Rechtliche Vorgaben und Möglichkeiten des Hochwasserrisikomanagements

Das Hochwasserrisikomanagement entwickelte sich parallel zu den gravierenden Katastrophen der letzten Jahrzehnte. Es wurde dabei ersichtlich, dass selbst herausragende Schutzkonzeptionen nicht in der Lage waren, jedem Ereignis mit einer angemessenen Reaktion in Form eines umfassenden und vollständigen Schutzes zu begegnen. Die Risikokultur und das Verständnis eines Lebens mit der Gefahr begründet die Einführung der europäischen Hochwasserrisikomanagementrahmenrichtlinie (HWRM-RL)⁹⁶. Sie bildet die Grundlage der heutigen Bewirtschaftungsansätze in Bezug auf Hochwasserrisiken in Europa.

Das Ziel der HWRM-RL (2007) besteht in der Vermeidung und Verringerung „... *hochwasserbedingter nachteiliger Folgen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftliche Tätigkeiten* ...“⁹⁷. Im Sinne der Risikobewirtschaftung verlangt die Europäische Gemeinschaft die kooperative Planung und Bewältigung der Hochwasserschutzproblematik über Staatsgrenzen hinweg. Die Flussgebietseinheit bildet dabei die Grundlage der Bewirtschaftung und nicht die Zugehörigkeit der Bedarfsträger. Neben hoheitlich festgelegten Einzelbestimmungen der Mitgliedstaaten werden inhaltlich drei Maßnahmenbereiche thematisiert, die gemäß einer definierten zeitlichen Rahmgebung Umsetzung finden müssen:

➤ Vorläufige Hochwasserrisikobewertung (Art. 4–5 HWRM-RL, 2007)

Als erste Maßnahme verlangt die HWRM-RL (2007) die Erfassung und Auswertung gegenwärtiger Risiken. Hierzu ist auf bestehende und bekannte Informationen zurückzugreifen. Der Umfang sowie der Inhalt sind spezifisch der begrenzten Informationen übersichtlich, aber zu einer ersten Abschätzung auch mindestens ausreichend zu konzipieren.

Das Ziel der vorläufigen Risikobewertung besteht primär in der Darstellung gefährdeter Gebiete und der Abschätzung zukünftiger Aus- und Bewertungsumfänge.

➤ Hochwassergefahren- und -risikokarten (Art. 6 HWRM-RL, 2007)

Die Kartierung hochwassergefährdeter Gebiete beinhaltet die visuelle Abbildung verschiedener physikalischer Parameter der Belastung, sowie mögliche vulnerable Werte. Basierend auf historisch bekannten Ereignissen und numerischen Modellen sind hochaufgelöste potentielle Gefährdungsgebiete darzustellen.

Hochwassergefahren- und -risikokarten sind als Teile der Risikomanagementplanung für die Aufklärung und Darstellung potentiell gefährdeter Bereiche zu erstellen. Die Notwendigkeit der Umsetzung leitet sich hierbei aus der Verwendung der Kartierungen zur Festlegung und Bestimmung zukünftiger Handlungsabläufe und Maßnahmen im Sinne der Managementpläne ab.

⁹⁶ Hochwasserrisikomanagement-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2007/60/EG) – HWRM-RL (2007)

⁹⁷ Art. 1 HWRM-RL (2007)

➤ Hochwasserrisikomanagementpläne (Art. 7–8 HWRM-RL, 2007)

Hochwasserrisikomanagementpläne analysieren mögliche Szenarien von Einwirkungen und entwickeln potentielle Antwortmaßnahmen auf deren Auswirkungen. Im Hochwasserschutz sind hierbei als Maßnahmen Schutzbauten, aber auch Pläne für beispielsweise die Evakuierung und das Krisenmanagement notwendig. Gleichzeitig sind bei Managementplanungen eine Vielzahl verschiedener Restriktionen und Bedingungen zu beachten, die in Teilbereichen als nachhaltige Entwicklungsleitbilder bezeichnet werden können. Das Planungsziel besteht in einem zukünftig angepassten Umgang mit dem Hochwasser, so dass künftige Generationen, neben dem Schutz, nur minimale Einschränkungen der Umwelt und ihres Lebens befürchten müssen.

Die Hochwasserrisikomanagementplanung bildet die Basis für zukünftige Schutzszenarien, durch eine größtmögliche Risikominimierung oder -vermeidung. In der Umsetzung und inhaltlichen Ausgestaltung ist sie auf Grund ihrer breitgefächerten Zielausrichtung⁹⁸ höchst anspruchsvoll und bildet damit im Planungsprozess von Hochwasserschutzmaßnahmen die maßgebliche Basis einer nachhaltigen Entwicklung.

Die HWRM-RL (2007) ist in der Form, den Beteiligung und dem Umfang bis dato einzigartig im Hochwasserschutz. Sie verbindet bestehende Schutzmöglichkeiten mit dem Verständnis der Risikobereitschaft und ermöglicht zukünftigen Extremereignissen angepasst, mit nur geringen Gefährdungen zu begegnen.

2.2.7. Gesetze und Verordnungen

Die Bewirtschaftung von Hochwasserereignissen und der Schutz vor deren negativen Folgen ist ein durch historische Entwicklungen geprägter Prozess, der durch vielfältige Gesetzgebungen und Verordnungen beeinflusst wurde und wird. Gegenwärtige Konzeptionen, Planungen und Umsetzungen von Hochwasserschutzmaßnahmen müssen den unterschiedlichsten rechtlichen Grundlagen gerecht werden. Je nach Maßnahme sind Umsetzungen nur unter Beachtung spezifischer Vorgaben möglich.

Die im Folgenden genannten und kurz erläuterten rechtlichen Dokumente stellen die Grundlagen des heutigen Verständnisses von Hochwasserschutz inklusive seiner Rahmenbedingungen und Restriktionen in Deutschland dar. Sie sind anzahlmäßig nicht vollständig, repräsentieren aber beispielhaft eine Übersicht maßgeblicher und bedeutender Verordnungen.

Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2010)

Als Grundlagendokument der Wasserwirtschaft ist in Deutschland die aktuelle Fassung des Wasserhaushaltsgesetzes maßgebend. Inhaltlich wird hierbei der Wasserhaushalt durch Vorgaben der Bewirtschaftung und des Eingriffes im deutschen Hoheitsgebiet reglementiert. Der Hochwasserschutz als Teil der Wasserbewirtschaftung umfasst dabei nur einen geringen spezifischen Anteil des Gesamtdokumentes und wird infolge der föderalistischen Staatsordnung fast vollständig den Befugnissen der Länder unterstellt⁹⁹. Die Rahmgebung des WHG begründet in der Formulierung „*Gewässer sind nachhaltig zu bewirtschaften*“¹⁰⁰ und durch

⁹⁸ vgl. Art. 1 HWRM-RL (2007)

⁹⁹ Ausnahme: Bundeswasserstraßen – vgl. § 4 Nr. 1 WHG (2010)

¹⁰⁰ § 6 Nr. 1 WHG (2010)

die Zielstellung, „zum Wohl der Allgemeinheit“¹⁰¹ maßgeblich die staatlichen Interessen einer gesellschaftlichen und nachhaltigen Wasserbewirtschaftung.

Landesspezifische Wassergesetzgebungen

Die Bewirtschaftung des Wasserhaushaltes ist in Deutschland mehrheitlich föderalistische Aufgabe und untersteht in Trägerschaft den Ländern¹⁰². Jedes Bundesland erlässt, spezifisch der rahmenstellenden Gesetzgebung des WHG, eigene Regelungen, die den Umgang sowie die detaillierte Zuständigkeit der Bedarfsträger beinhalten. Im Folgenden werden die Wassergesetzgebungen der Bundesländer Bayern und Sachsen, vor allem hinsichtlich des Hochwasserschutzes und der -bewirtschaftung in Ausschnitten beispielhaft skizziert.

Bayerisches Wassergesetz (BAYWG, 2010)

In Bayern ist das Bayerische Wassergesetz für die Umsetzung und Spezifizierung des WHG und zur Regelung aller Grundfragen der Bewirtschaftung von Gewässern im Hoheitsbereich des Landes zuständig. Das Gesetz dient dabei der Festlegung verschiedenster Themen, von der Bewirtschaftung von Gewässern¹⁰³ bis hin zu Bußgeldbestimmungen¹⁰⁴. Der Hochwasserschutz wird speziell im Teil 2 Abschnitt 6 BAYWG (2010) durch Grundlagen baulicher Maßnahmen, Darstellungen von Gefährdungen und Verpflichtungen der Bedarfsträger bestimmt.

Das Bayerische Wassergesetz begründet Umfang und Inhalte der landesbezogenen Wasserwirtschaft. Es definiert neben Trägern der Gewässerbewirtschaftung, die differenzierten Zuständigkeiten in den Bereichen des Hochwasserschutzes. Doch hierbei zeigt sich die Gesetzgebung nur rahmenskizzierend, nicht aber detailliert für differenzierte Schutzmaßnahmen. Es werden Umfänge gemäß den Forderungen der Hochwasserrisikomanagementrahmenrichtlinie inklusive der jeweiligen Zuständigkeitsaufgaben erläutert¹⁰⁵, aber einzelne Schutzmaßnahmen werden bezüglich Hochwasserbewirtschaftung nicht näher beschrieben.

Sächsisches Wassergesetz (SÄCHSWG, 2012)

Das in Sachsen geltende Sächsische Wassergesetz ist im Grundsatz vergleichbar mit der bayerischen Wassergesetzgebung. Es definiert spezifische Zuständigkeiten von Bewirtschaftungen, Grundbegriffe der Wasserwirtschaft und Maßnahmen sowie Umfänge des Hochwasserschutzes. Die Hochwasserschutzmaßnahmen werden aber, vor allem in Vergleich mit der bayerischen Wassergesetzgebung, detaillierter erläutert. So werden neben allgemeinen Definitionen und Zuständigkeitsfestlegungen des Hochwasserschutzes¹⁰⁶, einzelne Maßnahmen gemäß der jeweiligen Inhalte definiert und deren Spezifikationen der Trägerlast sowie der zu berücksichtigenden Besonder-

¹⁰¹ § 6 Nr. 1 Abs. 3 WHG (2010)

¹⁰² vgl. § 4 Nr. 5 WHG (2010)

¹⁰³ Teil 2 BAYWG (2010)

¹⁰⁴ Teil 7 BAYWG (2010)

¹⁰⁵ vgl. HWRM-RL (2007)

¹⁰⁶ vgl. § 99 SÄCHSWG (2012)

heiten dargelegt. Im Detail sind Maßnahmen der Renaturierung¹⁰⁷, Talsperren und Rückhaltebecken¹⁰⁸, Deiche¹⁰⁹ und sonstige Schutzmaßnahmen¹¹⁰ erläutert.

Das Sächsische Wassergesetz bildet die Basis der Wasserwirtschaft in Sachsen. Es enthält dazu rahmende Verordnungen entsprechend spezifischer Definitionen und Zuständigkeiten, so dass ausführende und umsetzende Institutionen über ihren jeweils zu erbringenden Leistungsumfang eindeutig unterrichtet werden.

Neben primären Gesetzen über die Bewirtschaftung von Gewässern ist für die Planung und Umsetzung des Hochwasserschutzes eine Vielzahl weiterer rechtlicher Verordnungen maßgebend. Diese Regelungen umfassen Teilbereiche der Maßnahmenumsetzung, basieren aber auf weiteren der ursprünglichen Zielsetzung abweichenden gesellschaftlichen Interessen.

Bundesnaturschutzgesetz (BNATSchG, 2009)

Das Bundesnaturschutzgesetz als eine rechtliche Verordnung, die nur indirekt Hochwasserschutz und dessen Konzeption beeinflusst, verfolgt primär den Schutz der Natur vor negativen Eingriffen menschlichen Handelns. Hochwasserschutz als Teil der anthropogenen Eingriffe ist hierbei immer dann betroffen, wenn die zu planenden Maßnahmen den Naturhaushalt und/oder die Ökosysteme beeinträchtigen können. Beeinflusst Hochwasserschutz die Natur (in der Regel grundsätzlich gegeben bei technischen Maßnahmen), so ist deren Beeinträchtigung zu bestimmen und inhaltlich über Beachtung der rechtlichen Reglementierungen zu beurteilen. Ist eine Maßnahme für den Hochwasserschutz unbedingt notwendig, der Naturschutz aber verletzt, so muss übergeordnet den Regelungen im gesamtgesellschaftlichen Verständnis ein Kompromiss geschaffen oder basierend auf einem absoluten Wirkverbot eine Neuausrichtung des Hochwasserschutzkonzeptes erarbeitet werden.

Das Bundesnaturschutzgesetz beinhaltet keine direkten Vorgaben hinsichtlich des Hochwasserschutzes, beeinflusst diesen bei allen Eingriffen in den Naturhaushalt aber maßgeblich sekundär.

Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG, 2010)

Das Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung ist Teil einer nachhaltigen Umweltvorsorge. Als unselbstständiger Teil innerhalb verwaltungsbestimmter Trägerverfahren ist eine Anwendung immer dann gegeben, wenn zukünftige Planungen oder Projekte die Möglichkeit beinhalten, die Umwelt nachteilig zu beeinträchtigen.

Unter Berücksichtigung der vielfältigen Folgen für die Umwelt sind Maßnahmen des Hochwasserschutzes entsprechend der Vorgaben des UVPG im Regelfall einer grundsätzlichen Prüfung zu unterziehen¹¹¹. Hierbei ist zu prognostizieren, inwieweit die Projekte schädliche Umweltfolgen verursachen, wie diese vermieden oder minimiert werden können und in wie weit ausgleichende Maßnahmen standortnah oder -fern als Umweltausgleich notwendig sind.

¹⁰⁷ vgl. § 78-83 SÄCHSWG (2012)

¹⁰⁸ vgl. § 84-86 SÄCHSWG (2012)

¹⁰⁹ vgl. § 87-90 SÄCHSWG (2012)

¹¹⁰ vgl. § 90a SÄCHSWG (2012)

¹¹¹ vgl. Anlage 1 UVPG (2010)

Das UVPG bildet einen maßgeblichen Teilbereich der Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Nur unter Einhaltung der Umweltverträglichkeit sind Maßnahmen des Hochwasserschutzes grundsätzlich genehmigungsfähig.

Hochwasserschutz ist durch vielfältige Verordnungen und Gesetze geprägt. Als grundlegende Randbedingungen des Hochwasserschutzes entsprechen die oben genannten rechtsverbindlichen Vorgaben den nationalen Interessen Deutschlands. Internationale Verordnungen, wie die Europäische Hochwasserrisikomanagementrahmenrichtlinie¹¹², werden zudem vermehrt in die deutsche Rechtsprechung aufgenommen. Infolge der internationalen Verflechtungen werden in Zukunft vermehrt europäische Regelungen den deutschen Hochwasserschutz neben bislang vorherrschenden nationalen Vorgaben ergänzen und prägen.

2.2.8. Synergieeffekte des Hochwasserschutzes

Hochwasserschutz verfolgt in der primären Zielstellung den Schutz des Menschen und seiner ihm wertvollen Güter. Doch neben den direkten Wirkungen erzeugt Hochwasserschutz durch seine Umsetzung vielfältigste Einflüsse auf weitergehende Parameter der Umwelt. Je nach Schutzkonzept ergeben sich verschiedene Synergien in unterschiedlichsten Wirkungsbereichen der Umwelt. Der primäre Schutz bildet dabei nur einen Teilbereich der Wirkungen von Hochwasserschutzkonzepten.

Synergieeffekte von Hochwasserschutzmaßnahmen entstehen maßgeblich infolge der Vielzahl differenzierter Maßnahmen, der Spezifikationen der Anwendungsstandorte und daraus resultierender Umweltfolgen. Im Ergebnis existieren Wirkungsketten die neben dem Hochwasserschutz für Menschen und Güter zum Beispiel Einflüsse auf das Grundwasser, die Erholung und den Naturschutz ausüben. Die Vielzahl an sekundären Wirkeffekten ist dabei derart groß, dass nur mittels geeigneter Methoden eine Abschätzung der Wirkungsumfänge und -folgen möglich ist. Die in Abbildung 2-9 dargestellten Effekte entsprechen beispielhaft einer Vielzahl von Umweltwirkungen und repräsentieren relevante Inhalte primärer und sekundärer Folgen von differenzierten Hochwasserschutzmaßnahmen.

¹¹² vgl. HWRM-RL (2007)

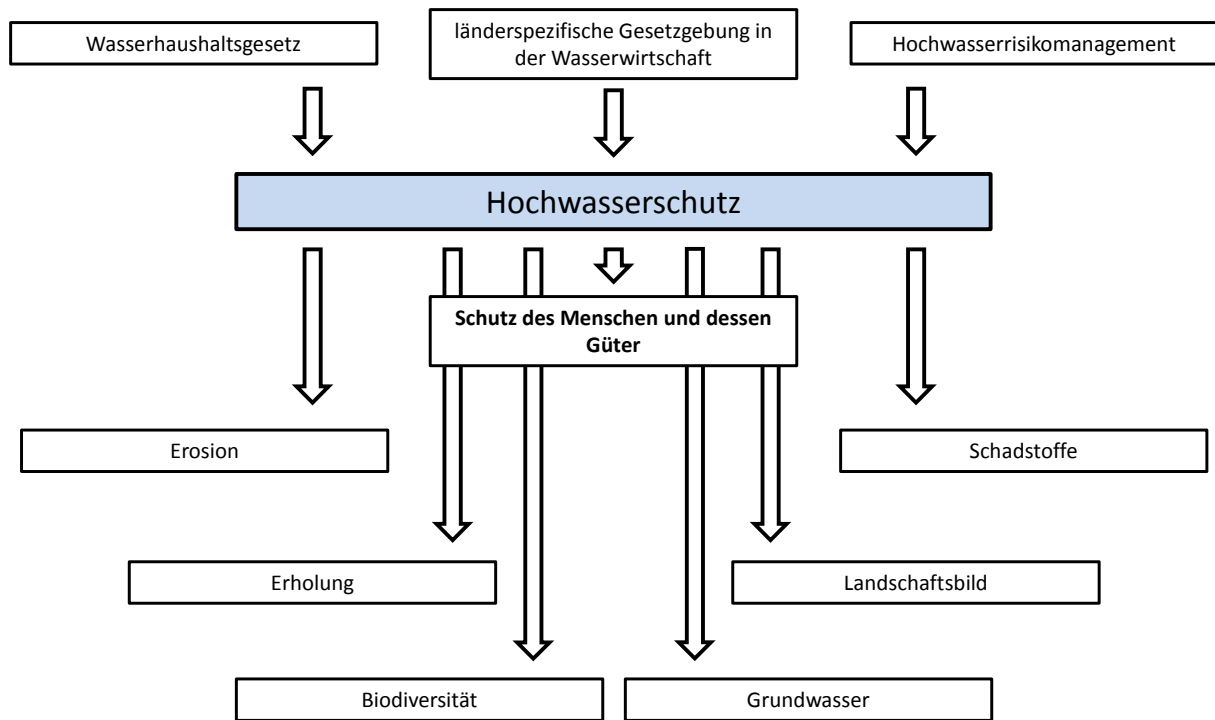


Abbildung 2-9: Synergieeffekte von HWSM auf die Umwelt

3. Verfahren zur Projektbewertung

Verfahren zur Auswertung mehrdimensionaler Problemstellungen existieren in verschiedenen Formen. Sie sind in Verwendung dabei primär abhängig von den spezifischen Vorhaben bzw. Maßnahmen und den übergeordneten Zielstellungen der Analyse. In Auswahl und Anwendung sind Maßnahmenbewertungsverfahren grundlegend in öffentliche und privatwirtschaftliche Verfahren zu differenzieren. Während privatwirtschaftliche Projekte hierbei durch eine Vielzahl unterschiedlichster multikriterieller Bewertungen oder auch ohne Nachweise Planung und Umsetzung finden können, unterliegen staatliche Maßnahmen, gemäß den ausgewählten Zielstellungen, definierten öffentlichen Bewertungsrahmen.

3.1. Öffentliche Bewertungsverfahren

Die Planung öffentlicher oder staatlicher Maßnahmen erfolgt im Regelfall durch eine gesellschaftliche Notwendigkeit. Es ist Aufgabe des Staates, alle Bereiche des Lebens insoweit mit Maßnahmen zu versehen, wie die gesellschaftlichen Grundforderungen und -leistungen durch privatwirtschaftliche Anstrengungen nicht erbracht oder dauerhaft gesichert werden können. Zum Beispiel entspricht Hochwasserschutz einer staatlichen Grundaufgabe hinsichtlich des Rechtes auf unversehrtes Leben¹¹³. Der Beleg gesellschaftlicher Notwendigkeit ist in Abhängigkeit der Projekte, der jeweils maßgeblich involvierten Zielstellungen und der maßnahmenbedingten gesellschaftlichen Mittel zu erbringen. So ist zum Beispiel bei finanzwirksamen Maßnahmen ein Nachweis der Wirtschaftlichkeit notwendig¹¹⁴. In Projekten mit relevantem Einfluss auf die Umwelt ist eine ökologische Verträglichkeit der Maßnahmen und Vorhaben nachzuweisen¹¹⁵. Für die Beurteilung öffentlicher Projekte existieren Bewertungsverfahren, bei deren Anwendung Entscheidungen über die Umsetzung und Auswahl differenzierter Maßnahmen und Vorhaben getroffen werden. Als öffentliche Bewertungsverfahren sind in Deutschland die folgenden drei maßgeblich:

- Kostenvergleichsrechnung,
- Kosten-Wirksamkeitsanalyse und
- Nutzen-Kosten-Analyse.

Die Auswahl der zur Verwendung heranzuziehenden Bewertungsverfahren muss entsprechend den Zielstellungen der Maßnahmenplanung und den inhaltlichen Möglichkeiten der Bewertungsmethoden im Einzelfall erfolgen. Je nach Planungsmaßnahme sind dabei die Verfahren mehr oder weniger geeignet. Für die Wahl eines aufgabenspezifischen Bewertungsmodells werden im Folgenden die vorab genannten öffentlichen Verfahren detailliert erläutert. Es werden dabei, neben Grundlagen und Zielausrichtungen, spezifische Verfahrensabläufe der Anwendung und deren zu prognostizierende Folgen und Sekundärwirkungen erörtert.

3.1.1. Kostenvergleichsrechnung (KVR)

Die Kostenvergleichsrechnung bildet in öffentlichen Bewertungsverfahren die einfachste Möglichkeit, Vorhaben zu analysieren und geschlossen zu beurteilen. Das Verfahren beruht auf der Erfassung, Auswertung und Gegenüberstellung verschiedener Alternativen ausschließlich hinsichtlich ihrer Kos-

¹¹³ vgl. Art. 2 Abs. 2 GG (2012)

¹¹⁴ vgl. § 7 BHO (2010)

¹¹⁵ vgl. § 3 UVPG (2010)

ten¹¹⁶. In Abgrenzung zu den weiteren öffentlichen Bewertungsmethoden verlangen KVR zwei maßgebliche und restriktive Randbedingungen.

➤ Eindeutige Zielvorgabe

Die Anwendung einer KVR zur Beurteilung verschiedener Alternativen setzt eine zwingend zu erbringende Primärleistung der zu bewertenden Vorhaben voraus. Ohne eindeutig zu erreichende Zielvorgabe sind Bewertungen mittels KVR nicht möglich.

➤ Nutzengleichheit

Durch Verwendung des Vergleichsparameters Kosten sind alle zu analysierenden Alternativen neben der Erfüllung der Zielvorgabe als gleich in ihren Nutzen zu beurteilen. Zusätzliche sekundäre Nutzen der Maßnahmen können verfahrensbedingt nicht berücksichtigt werden.

Die KVR ist in Anwendung geeignet verschiedene Alternativen eines Vorhabens eindimensional zu beurteilen. Ihr Ergebnis entspricht der Darstellung einer absoluten Vorteilhaftigkeit der untersuchten öffentlichen Vorhaben. Unter Vernachlässigung sekundärer projektbedingter Nutzen entspricht das Beurteilungsergebnis der kostengünstigsten Umsetzungsmöglichkeit. Eine gesellschaftliche Vorteilhaftigkeit durch Vergleich der Kosten und Nutzen ist mittels einer KVR nicht möglich.

Aufbau und Durchführung von KVR sind vergleichbar den Kostennachweisen einer NKA oder einer KWA. Sie beruhen auf vier Stufen, die je nach Vorhaben bzw. Maßnahmen verschiedene inhaltliche Auswertungsprozesse verlangen¹¹⁷:

- Kostenermittlung,
- finanzmathematische Aufbereitung,
- Kostengegenüberstellung und
- Gesamtbeurteilung.

Die KVR zur Beurteilung öffentlicher Vorhaben ist durch ihre einfache Durchführung und ihrer im Regelfall immer bestehenden grundsätzlichen Anwendbarkeit weit verbreitet¹¹⁸. Da aber ihr Ergebniswert keine vollständige Vorteilhaftigkeit der Maßnahmen nachweist, sind vor Verwendung Vorabanalysen zu führen. Hierbei ist die als Randbedingung vorausgesetzte Nutzengleichheit nachzuweisen sowie das Ziel der Erfassung der kostengünstigsten Alternative zu belegen.

KVR sind einfache Bewertungsmethoden, die immer dann Anwendung finden, wenn die kostengünstigste Ausführung gesucht wird und der weitere sekundäre Projektnutzen nur nachgeordnetes gesellschaftliches Interesse genießt. Bei komplexen weitreichenden Vorhaben und Aufgabenstellungen (z. B. Nachhaltigkeitsanalysen) sind, verursacht durch die fehlenden sekundären Nutzenbeurteilungen, zusätzliche oder abweichende Bewertungsverfahren notwendig.

3.1.2. Kosten-Wirksamkeitsanalyse (KWA)

Die Kosten-Wirksamkeitsanalyse (KWA) bildet neben der NKA das bedeutendste und im Ergebnis umfangreichste, öffentliche Bewertungsverfahren. Die Zielstellung entspricht dabei, vergleichbar mit der NKA, der Findung der gesellschaftlich vorteilhaftesten Vorhabenumsetzung. Die Beurteilung eines Vorhabens erfolgt, entsprechend der Gliederung hinsichtlich Kosten und Wirkungen, getrennt¹¹⁹.

¹¹⁶ vgl. LAWA (2005)

¹¹⁷ vgl. HANUSCH (1994), LAWA (2005)

¹¹⁸ vgl. LAWA (2005)

¹¹⁹ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

Während Kosten dabei eindimensionale Gesamtbewertung finden, sind Wirkungen bezüglich ihres zeitlichen und räumlichen Auftretens sowie ihrer Interaktions- und Folgenbeziehungen getrennt darzustellen.

KWA beurteilen alle Auswirkungen eines Vorhabens unter Berücksichtigung der jeweils spezifisch nachweisbaren Effekte im Rahmen einer primären Aufgabenstellung. Geschlossene und zusammengefasste Bewertungen erfolgen dabei nicht. Vielmehr besteht das Ziel in der unverzerrten und ungewichteten Darstellung möglichst aller Projektwirkungen.

3.1.2.1. Allgemeiner Verfahrensablauf

Die Verwendung einer KWA zur Bewertung öffentlicher Vorhaben ist grundsätzlich bei fast allen Projekten und hinsichtlich vieler verschiedener Aufgabenstellungen möglich. Maßgebliche Einschränkungen sind nur durch die fehlende Gesamtbewertung zu erwarten. Der Aufbau einer KWA basiert auf einem zwei Klassensystem durch die Differenzierung von Kosten und Wirkungen.

In KWA sind alle relevanten vorhabenbedingten Wirkungen zu erfassen und hinsichtlich der spezifisch zu untersuchenden Zielstellungen zu analysieren¹²⁰. Das Ergebnis einer KWA entspricht der Gegenüberstellung zeitlich homogenisierter Kosten und aller zielstellungsspezifisch ermittelten Wirkungen des Vorhabens. Gesamtbewertungen und Kombinationen hinsichtlich der Darstellung einer geschlossenen vorteilhaften Alternative unterbleiben. Das Ziel der Anwendung bildet die realitätskonforme Abbildung von Vorhaben im Sinne ihrer Wirkungen. Wertungen und Gewichtungen obliegen nicht der KWA, sondern sind entsprechend der Aufgabenstellung dem jeweiligen Entscheidungsträger überlassen¹²¹.

3.1.2.2. Wirkungsanalyse

Die Wirkungsanalyse von KWA basiert auf der Erfassung, Auswertung und Darstellung der Wirkungen eines Vorhabens parallel zu der Nachweisführung der Kosten. In Zielstellung des Nachweises der vorteilhaftesten Vorhabenumsetzung sind alle relevanten Wirkungen zu sichten und hinsichtlich ihrer typisierten Einflüsse zu analysieren. Im Ergebnis entsteht eine Übersicht der Vorhabenwirkungen, die Beteiligten und Entscheidungsträgern ein Höchstmaß an realitätskonformer Entscheidungsunterstützung ermöglicht.

Wirkungsabbild – Indikatoren

Jedes öffentliche Vorhaben bedingt gemäß definierter oder abgeleiteter Zielstellungen spezifische Wirkungen. Diese können in unterschiedlichsten Formen und Ausprägungen die Umwelt beeinflussen. Je nach Wirkung ist eine Erfassung dabei nicht immer direkt möglich. So können zum Beispiel Faktoren wie die Biodiversität nur unter Berücksichtigung verschiedener quantifizierbarer Parameter erhoben werden. Eine Nachweisführung der Biodiversität als Einzelfaktor ist nicht möglich. Um alle Wirkungen zu erfassen und später für eine Bewertung aufzubereiten, sind entsprechend der jeweiligen Spezifikationen angepasste Indikatoren zur Darstellung zu wählen (Sachbilanzindikatoren).

¹²⁰ vgl. HANUSCH (1994)

¹²¹ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

Klassifizierung von Indikatoren

Indikatoren repräsentieren Abbildungen von Wirkungen in vereinfachten Zusammenhängen. Eine Darstellung ist dabei grundsätzlich mit einer der folgenden drei Klassifizierungsskalen möglich¹²².

Nominalskalen:	einfache Klasseneinteilungen – z. B.: „Ja-Nein“
Ordinalskalen:	Messung kann als Vergleich in argumentativer Weise stattfinden – z. B.: „höher als“, „gering“
Kardinalskalen:	Erfassung von quantifizierbaren Werten – Zahlen

Je nach Wirkung und verwendetem Indikator ist eine problemstellungsangepasste Nachweisskala zu wählen. Sie entspricht dabei den jeweiligen Möglichkeiten der Nachweisführung. Kann mehr als eine Bewertungsskala Berücksichtigung finden, so ist im Regelfall diejenige zu verwenden, die die höchsten Auswertungsgenauigkeiten gewährleistet.

Die Analyse und Abbildung der Wirkungen öffentlicher Vorhaben erfolgt in KWA unabhängig potentieller Wertakkumulationen. Jede Wirkung ist entsprechend der verwendeten Indikatoren zu erfassen und darzustellen¹²³. Die Mehrdimensionalität ist dabei grundsätzlich gewünscht. KWA verstehen ihre Wirkungsanalysen als realitätsnahe Wertabbildungen, die wenn immer technisch möglich, in keiner Form durch Gewichtungen und/oder subjektive Präferenzen verändert werden dürfen.

3.1.2.3.Kosten-Wirksamkeits-Matrix

Den Abschluss der Erfassung und den Beginn der Auswertung aller Kosten und Wirkungen bildet in KWA die Erstellung der Kosten-Wirksamkeits-Matrix¹²⁴. Diese gewährleistet in einer übersichtlichen Aufarbeitung, die Visualisierung aller nachweislichen Untersuchungswirkungen. Gemäß den vorliegenden und zu beurteilenden Vorhaben sind die Struktur und der Aufbau der Matrix projektspezifisch zu wählen. Einzig die Übersichtlichkeit und die ungewichtete Darstellung (ausgenommen homogenisierte Kosten) aller Wirkungen sind als allgemeine methodische Vorgaben einzuhalten.

Tabelle 3-1: Beispieldarstellung Kosten-Wirksamkeits-Matrix¹²⁵

Alternativen	Kosten	Ergebnisse Wirkungsanalyse (Indikatoren)			
		W ₁	W ₂	...	W _n
A ₁	K ₁	W ₁₁	W ₁₂	...	W _{1n}
A ₂	K ₂	W ₂₁	W ₂₂	...	W _{2n}
...
A _m	K _m	W _{m1}	W _{m2}	...	W _{mn}

3.1.2.4.Auswertung – Bewertung

KWA dienen dem Nachweis der Findung gesellschaftlich vorteilhafter Umsetzungen öffentlicher Vorhaben. Zur Durchführung dieser Aufgabe werden Kosten unter Berücksichtigung der sozialen Wohl-

¹²² vgl. HANUSCH (1994), OBLOZINSKA (2005)

¹²³ vgl. HANUSCH (1994), LAWA (2005)

¹²⁴ vgl. Tabelle 3-1

¹²⁵ in Anlehnung an HANUSCH (1994) – Seite 167

fahrt erfasst und den Wirkungen des Vorhabens gegenübergestellt. Eine Gesamtauswertung ist in KWA grundsätzlich nicht vorgesehen¹²⁶. Vielmehr endet die Analyse mit der Aufstellung aller Kosten und Wirkungen und überlässt den Betrachtern bzw. Entscheidungsträgern eine jeweils eigene Gesamtbeurteilung.

Um dennoch im Anschluss an die Visualisierung aller Kosten und Wirkungen rationale und eindeutige Entscheidungen zu treffen, gibt es zusätzliche Verfahrensmethoden. Im Folgenden werden dazu drei einfache multikriterielle Entscheidungsansätze genannt¹²⁷.

➤ Dominante Projekte

Das Verfahren der dominanten Projekte ermittelt aus allen Alternativen für jede Einzelwirkung die jeweils höchsten Skalenwerte (Nutzen) und den insgesamt geringsten Kostenwert. Wenn eine Alternative alle dominanten Werte in sich vereint, kann sie gemäß dieser Verfahrensrichtlinie als gesellschaftlich vorteilhafteste und verwendbare Maßnahme im Entscheidungsprozess Berücksichtigung finden¹²⁸.

➤ Wirksamkeits-Kosten-Verhältnisse

Können innerhalb der KWA alle Wirkungen mittels eines identischen Maßstabes Bewertung finden (eindimensional – gleiche Einheit), so kann durch Vergleich der Kosten und der geschlossenen Wirkungen ein Bewertungsverhältnis erstellt werden. Das Ergebnis ermöglicht dem Auftraggeber die Abbildung einer eindeutigen und geschlossenen Rangfolge aller Alternativen. Das Verfahren ist dabei vergleichbar mit der Gesamtauswertung von NKA¹²⁹ oder NWA¹³⁰.

➤ Zusätzliche Bewertungsrandbedingungen

Öffentliche Vorhaben beinhalten zur Umsetzungsentscheidung neben den Wirkungen des Projektes weitere Randbedingungen, die eine Umsetzung fördern oder verhindern können. Zum Beispiel werden öffentliche Vorhaben durch Budgetgrenzen reglementiert oder durch politische Interessenbildungen gefördert. Unter der Berücksichtigung der zusätzlichen Randbedingungen ist es möglich, aus allen Alternativen diejenigen zu extrahieren, die neben der allgemeinen Kosten-Wirksamkeits-Darstellung auch den weiteren Randbedingungen entsprechen. Infolge der sich einstellenden Verringerung geeigneter Alternativen sind Entscheidungen über die vorteilhafteste Umsetzung in begrenzten Umfängen vereinfacht möglich. Eine absolute Auswertung vergleichbar einer Rangfolge ist durch die Verwendung von Randbedingungen aber nur in Ausnahmen gegeben¹³¹.

KWA können gemäß ihrer Inhalte grundsätzlich jedes öffentliche Projekt und Vorhaben umfassend und vollständig analysieren. Da aber eine absolute Auswertung in Form eines Gesamtwertes nicht in der allgemeinen Verfahrensmethodik vorgesehen ist, können Ergebnisse einer KWA nicht allein als Darstellungen einer gesellschaftlichen Vorteilhaftigkeit oder einer vollständigen rationalen Problemlösung verstanden werden. Vielmehr entsprechen ihre Ergebnisse einer wertfreien Aufbereitung der Projektwirkungen.

¹²⁶ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

¹²⁷ vgl. Abschnitt 3.2

¹²⁸ vgl. STEPKEN (2006)

¹²⁹ vgl. Abschnitt 3.1.3

¹³⁰ vgl. Abschnitt 3.2.4

¹³¹ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

3.1.3. Nutzen-Kosten-Analysen (NKA)

Nutzen-Kosten-Analysen bilden im Rahmen öffentlicher Bewertungen das bekannteste Analyseverfahren. Das aus dem englischen „cost-benefit analysis“ hervorgehende Verfahren verbindet dabei die Vorstellungen der Wohlfahrtstheorie mit denen der privatwirtschaftlichen Investitionsrechnung. In Funktion und Wirkung ist es für eine Vielzahl an Projekten als mögliches und teilweise maßgebliches Bewertungsverfahren anwendbar.

Die NKA ist in Inhalt und Form allgemein gültig und verwendbar für unterschiedlichste Fragestellungen der Bewertung. Eine Anwendung ist dabei zum Beispiel immer zu favorisieren, wenn folgende Fragen eine Beantwortung verlangen.

- „Ist es aus ökonomischer Sicht sinnvoll, staatliche Projekte, auf Kosten des Entzugs finanzieller Mittel aus dem privaten Sektor, durchzuführen?“¹³²
- „Welches oder welche staatlichen Vorhaben sollen aus einer Anzahl potentieller Alternativen ausgewählt und in die Praxis umgesetzt werden?“¹³²

3.1.3.1. Grundlagen

NKA basieren auf dem Grundprinzip der Wohlfahrtstheorie und der privatwirtschaftlichen Investitionsrechnung. In Verknüpfung beider Ansätze ist es möglich, Maßnahmen und Projekte hinsichtlich ihrer gesellschaftlichen Vorteilhaftigkeit zu analysieren und ihre Gesamtnutzen darzustellen¹³³.

Ökonomische Wohlfahrtstheorie

Die ökonomische Wohlfahrtstheorie basiert auf den Ideen und Ansätzen der Neoklassik und der Philosophie des Utilitarismus Englands Ende des 19. Jhd. In der Beurteilung öffentlicher Vorhaben ist eine ökonomische Wohlfahrt immer dann möglich, wenn der aggregierte individuelle Nutzen eines jeden Betroffenen zu einer Steigerung der sozialen Wohlfahrt beiträgt¹³⁴. Im Detail müssen dazu alle individuellen Wirkungen des Vorhabens einzeln erfasst und kombiniert über alle Betroffenen beurteilt werden.

Für die Auswertung der Ergebnisse der ökonomischen Wohlfahrt ist unter Berücksichtigung aller Vorhaben und Wirkungen ursprünglich das Pareto-Kriterium zu verwenden¹³⁵. In Beachtung der Zielstellung der sozialen Wohlfahrt ermöglicht es, unter Verwendung einer einheitlichen konsistenten Bewertungsmethode, eine vereinfachte Bewertung unterschiedlichster Alternativen. Die Anwendung des Pareto-Kriteriums verlangt die Analyse aller positiven und negativen Wirkungen des öffentlichen Vorhabens. Das Pareto-Optimum ist dabei immer erreicht, wenn die Steigerung des positiven Nutzen mindestens eines Betroffenen, negative Veränderungen eines Anderen verlangt. Im Ergebnis sind somit alle Vorhaben gemäß sozialer Wohlfahrt erstrebenswert, bis positive Veränderungen negative Folgen nach sich ziehen. Das Pareto-Kriterium entspricht der Grundidee der ordinalen Neoklassik, ist aber durch seinen stringenten Bewertungsbezug im Regelfall nur in der Theorie und unter Ausschluss kardinaler Bewertungen anwendbar¹³⁶.

¹³² Hanusch (1994) – Seite 1

¹³³ vgl. HANUSCH (1994)

¹³⁴ vgl. HANUSCH (1994)

¹³⁵ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

¹³⁶ vgl. HANUSCH (1994)

Ordinale Bewertung

Ordinale Bewertungen basieren auf einfachen numerischen Vergleichen, inklusive möglicher verbal argumentativer Abwägungen¹³⁷. Sie können zum Beispiel als Prozenterfüllungsgrade der Alternativen oder durch Erstellung und Anwendung einer Index-Bewertung Umsetzung finden.

Kardinale Bewertung

Kardinale Bewertungen sind anspruchsvolle und höchstdetaillierte Bewertungsmöglichkeiten. Sie sind, je nach Wahl des Verfahrens, geeignet, Vergleiche und Auswertungen realitätsnah abzubilden. Die kardinalen Vergleichswerte existieren in quantitativen Formen und hierbei im Regelfall als eindeutig numerische Kenngrößen¹³⁸. Bei optimaler Wahl ist eine Verwendung für fast jede Aufgabenstellung möglich. Die Umfänge und Inhalte der Verfahren sind durch ihre hohe Detaillierungen höchst anspruchsvoll und aufwendig. Eine Anwendung ist dadurch immer nur dann durchzuführen, wenn die zu erfüllenden Zielstellungen umfangreiche Analysen und Auswertungen rechtfertigen.

Besser geeignet als Bewertungsmethode und zusätzlich in der Anwendung vereinfacht, ist das Verfahren nach Kaldor und Hicks¹³⁹. Für die Lösung der Unzulänglichkeit des Pareto-Kriteriums entwickelten beide Verfasser eine Methode, die ein Optimum der Vorhabenbewertung unter Beachtung kardinaler Bezüge ermöglicht. Öffentliche Vorhaben sind dabei positiv in sozialer Wohlfahrt, soweit der aggregierte Nutzen aller Betroffenen alle negativen Wirkungen übertrifft. Ein Ausgleich ist dabei gesellschaftlich zu unterstellen und nicht bei jedem Individuum nachzuweisen.

Privatwirtschaftliche Investitionsrechnung

Öffentliche Projekte finden auf dem privatwirtschaftlichen Sektor oftmals keine Anbietung und stehen im Regelfall in keinerlei Konkurrenzverhalten zueinander. Um staatliche Projekte aber dennoch einer angemessenen ökonomischen Bewertung zu unterziehen, muss neben der ökonomischen Wohlfahrtstheorie auch die privatwirtschaftliche Investitionsrechnung in die Bewertung implementiert werden¹⁴⁰. Die privatwirtschaftliche Investitionsrechnung umfasst dabei, neben Randbedingungen der Zins- und Finanzberechnung, vornehmlich Verfahren zur Kosten- und Nutzenerfassung und deren Auswertung. Nur durch diese sind gesellschaftliche Gesamtbewertungen einzelner oder mehrerer öffentlicher Vorhaben im Kontext allgemein anerkannter Analysenmethoden möglich.

Die privatwirtschaftliche Investitionsrechnung bildet zusätzlich zum Bewertungsmaßstab und zur Zielstellung der sozialen Wohlfahrtstheorie das inhaltlich maßgebliche Anwendungswerkzeug von NKA. Ohne die implementierten Routinen und Vorgaben der Investitionsrechnung sind NKA nicht erstell- und gesellschaftliche Wohlfahrtsbewertungen nur unzureichend durchführbar.

3.1.3.2. Nutzen – Formen und Klassifizierungen

Anthropogene Handlungen und Vorhaben erzeugen Wirkungen auf die Umwelt die, im Rahmen direkter oder indirekter Betroffenheit von Menschen, als Nutzen zu beschreiben sind. Hierbei ist es irrelevant, ob die dabei zu erfassenden Wirkungen positive oder negative Umweltfolgen aufweisen. Beide Formen sind unter Voraussetzung der menschlichen Bedürfnisbeeinflussung gleichermaßen als

¹³⁷ vgl. OBLOZINSKA (2005)

¹³⁸ vgl. OBLOZINSKA (2005)

¹³⁹ vgl. HICKS (1939), KALDOR (1939), HANUSCH (1994)

¹⁴⁰ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

Nutzen zu definieren¹⁴¹. Lediglich die Differenzierung von Nutzen und Kosten ist bei der Erhebung und Nachweisführung von Folgen anthropogener Handlungen und Vorhaben zu beachten. Zudem sind Vermischungen und doppelte Verwendungen in der Wirkungsnachweisführung zu vermeiden.

Öffentliche Maßnahmen und Vorhaben haben eine Vielzahl an Alternativen, die zahlreiche Wirkungen und damit verbundene Nutzen auf Betroffene ausüben können. Um diese umfassend und konsistent zu ermitteln, bedarf es der Verwendung einer geeigneten Grundklassifizierung. Entsprechend spezifischer Problemstellungen und zu analysierender und höchst differenzierter Alternativen, erscheint nur durch Ordnung der Wirkungen eine umfassende (vollständige) Beurteilung möglich. In NKA sind grundlegend drei Klassen von Nutzeneffekten zu unterscheiden¹⁴².

➤ Direkte und indirekte Effekte

Direkte (primäre) Effekte umfassen Wirkungen die in Absicht der Grundidee der Maßnahmen durch den Auftraggeber gewollt und geplant sind. Die Wirkungen entsprechen dabei primär den Zielstellungen der jeweiligen Anwendung.

Indirekte (sekundäre) Effekte umfassen alle Wirkungen die im Vorgriff der Vorhabenplanung durch den Auftraggeber nicht gewollt und/oder beachtet wurden. Sie sind damit auch als Nebenfolgen oder als Wirkungen auf Dritte zu bezeichnen.

➤ Tangible und intangible Effekte

Tangible und intangible Effekte unterscheiden sich inhaltlich durch die Möglichkeit der Messung und numerischen Erfassung. Während tangible Effekte in einer kardinalen Skala vorliegen, sind intangible Effekte nur qualitativ, zum Beispiel in Form nominaler oder ordinaler Vergleichswerte, nachweisbar.

➤ Reale und pekuniäre Effekte

Reale und pekuniäre Effekte unterscheiden sich grundsätzlich in ihren Wirkungsfolgen auf die Gesellschaft. Während reale Effekte Veränderungen der sozialen Wohlfahrt hervorrufen können, entsprechen pekuniäre Effekte nur der inhaltlichen Verschiebung potentiell berücksichtigungsfähiger Wirkungen. Pekuniäre Effekte verursachen keine sozialen Wohlfahrtsänderungen, sondern entsprechen lediglich Verschiebungen individueller Konsumwerte.

Die Klassifizierung von Wirkungen ermöglicht eine erste Gliederungshierarchie und bildet damit Basis einer strukturierten Problemaufbereitung. Bis auf pekuniäre Effekte sind alle klassifizierten Wirkungen in NKA berücksichtigungsfähig. Pekuniäre Effekte sind grundsätzlich in NKA auszuschließen und repräsentieren damit eine restriktive Randbedingung¹⁴³.

3.1.3.3. Verfahrens-/Bewertungsablauf

Um NKA konsistent und rational durchzuführen, stehen verschiedene Teilstufen der Beurteilung zur Verfügung. Jede Stufe baut dabei auf der vorherigen auf und ermöglicht in Kombination eine objektive und umfassende Problemstellungsbearbeitung. Die im Folgenden skizzierten und erläuterten Verfahrensschritte entsprechen einer allgemeinen NKA¹⁴⁴.

¹⁴¹ vgl. HANUSCH (1994)

¹⁴² vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994), WORCH (1996)

¹⁴³ vgl. HANUSCH (1994)

¹⁴⁴ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994), WORCH (1996)

I. Festlegung des Entscheidungs-/Bezugsraumes

Für die Erfassung und Bewertung möglichst aller gesellschaftsrelevanter Nutzen eines Vorhabens sind die räumlichen und temporalen Wirkungsausdehnungen der Projekte zu erfassen.

Räumlicher Bewertungsbereich

Der räumliche Bewertungsbereich wird durch die Individuen charakterisiert, bei denen Nutzen auf Grundlage der Maßnahmen und Alternativen zu erwarten sind. Da zum Zeitpunkt der Festlegung noch keine detailnahe Bestimmung und Auswertung einzelner Nutzen vorliegt, muss dies auf Basis einer groben Schätzung großräumig erfolgen. Eine gesamtgesellschaftliche Bewertung („Große Vorhaben“)¹⁴⁵ wird nur in Ausnahmefällen bei einzelnen Problemstellungen angestrebt¹⁴⁶.

Temporaler Bewertungsbereich

Der temporale Bewertungsraum eines Vorhabens entsteht unter Beachtung aller Nutzen und deren zugehörigen zeitlichen Entstehung und Wirkung. Als Grenzbereich der Bewertung ist dabei neben den spezifischen Nutzungs- und Lebensdauern die Planungshorizontvorgabe der beauftragenden staatlichen Institutionen zu berücksichtigen. Je länger Nutzen in zeitlicher Anwendung in der Analyse erfasst und bewertet werden, desto höher sind die durch unvorhersehbare Ereignisse zu erwartenden Unsicherheiten. Um Bewertungen zeitlich umfassend, aber dennoch im Ergebnis realitätsnah zu führen, ist der zeitliche Analysezeitraum möglichst ≤ 100 Jahre zu begrenzen¹⁴⁷.

II. Erfassung der Nutzen

Die Bewertung eines Vorhabens hinsichtlich sozialer Wohlfahrt erfordert die Nachweisführung aller Nutzen. Diese sind entsprechend der jeweiligen Wirkungen der Vorhaben zu bestimmen. Für jede Wirkung und folglich jeden Nutzen sind dabei gesondert, eine oder mehrere wissenschaftlich fundierte Berechnungsmethoden zu erstellen. Die Beantwortung der Frage nach der jeweiligen Form und Methodik der Darstellung ist dabei einzigartig.

Um öffentliche Vorhaben vollständig gemäß ihrer Wirkungen zu beurteilen, ist die Abgrenzung und Erhebung aller Nutzen notwendig. Hierzu sind alle relevanten Wirkungseffekte der Vorhaben zu berücksichtigen und die nutzenimplizierenden Auswirkungen auf die betroffenen Individuen zu erfassen. Die Kenngrößen und Einheiten der Bewertung sind dabei unter Berücksichtigung der jeweiligen Fragestellungen, der nachweisbaren Wirkungen und der Möglichkeiten der Forschung (Verfahren zur Nachweisführung) zu wählen.

Die Erfassung der bewertungsrelevanten Nutzen bildet die Basis der Nutzenanalyse und der anschließenden monetarisierten Auswertung. Nur durch Festlegung der zu untersuchenden Wirkungen und der daraus ableitbaren Nutzeneffekte sind Problemstellungen umfassend und konsistent durch NKA bearbeitbar. Fehlende oder fehlerhafte Nutzen unterstützen instabile Bewertungsergebnisse.

III. Nutzen-Gruppen

Vorhaben beinhalten je nach Ausrichtung und Zielstellung unterschiedliche Anzahlen und Formen von Nutzen. Um dabei alle Nutzen entsprechend ihrer Wirkungen eindeutig zu analysieren, müssen alle erfassten Werte einer Klassifizierung unterzogen werden. Im Rahmen von NKA sind dabei grund-

¹⁴⁵ vgl. HANUSCH (1994)

¹⁴⁶ z.B.: verteidigungsspezifische Maßnahmen

¹⁴⁷ vgl. SCHMIDTKE (2010)

sätzlich Gliederungen gemäß Nutzen (positiv – negativ) – Kosten und hinsichtlich direkter – indirekter Effekte zu berücksichtigen. Zusätzliche Klassifizierungen ermöglichen vereinfachte Analysen. Sie sind je nach Problemstellung und Randbedingungen der Vorhaben und Maßnahmen angepasst festzulegen und zu begründen. Als Beispiele können Klassifizierungen von Nutzen durch die folgenden Vergleichsmerkmale dargestellt werden:

- temporale Referenzen (z. B. Nutzenanfall, Dauer der Nutzenbeeinflussung),
- topographische Referenzen und
- real messbare Indikatoren.

IV. Monetarisierung

Die Nutzen öffentlicher Vorhaben und Maßnahmen entsprechen den projektbedingt ausgelösten Wirkungen, die eine Beeinflussung von Individuen und deren Güter verursachen. Unter Beachtung der tendenziell möglichen Vielfalt unterschiedlichster Nutzen sind innerhalb geschlossener Bewertungen differenzierte Werte und Einheiten erfassbar. Um allen Nutzen einen Wert innerhalb der sozialen Wohlfahrt objektiv und nachvollziehbar zuzuordnen, ist es notwendig, eine Referenzkenngröße zur Darstellung zu verwenden. In NKA sind dazu grundsätzlich finanzielle Aufwandswerte als Bezugseinheiten zu berücksichtigen. Alle Nutzen müssen dazu entsprechend ihrer Wirkungen und Funktionen hinsichtlich eines finanziellen Vergleichsparameters umgerechnet werden.

Die Monetarisierung hinsichtlich eindeutiger prognostizierbarer Folgen in Form finanzieller Vergleichsgrößen entspricht dem Gewichtungswert von mehrdimensional vorliegenden Nutzen. Durch Anwendung der Verfahren sind nur Nutzen zu monetarisieren, deren quantifizierte Indikatoren nicht in finanziellen Bezugseinheiten vorliegen.

Monetarisierungen sind mittels verschiedenster Verfahren möglich. Eine Auswahl ist dabei immer spezifisch der vorliegenden Nutzen und der zur Verfügung stehenden Abbildungsmöglichkeiten zu treffen. Im Ergebnis ist die Monetarisierung dann erfolgreich, wenn die Ergebnisse eindeutigen und objektiven Darstellungen der projektbedingten sozialen Wohlfahrt der Betroffenen entsprechen. Verfahren zur Monetarisierung sind zum Beispiel¹⁴⁸:

- Kontingente Bewertungen,
- Marktanalysen,
- Produktivitätsänderungen,
- benefit transfers,
- Schadenskosten,
- Hedonischer Ansatz und
- Ersatzkostenmethoden¹⁴⁹.

Die Wahl der Monetarisierungsverfahren ist abhängig vom jeweiligen Projektnutzen. Sie basiert auf den Möglichkeiten der finanziellen Folgenbeurteilung (Gewichtung) der bis dato ermittelten mehrdimensionalen Nutzenwerte. Allgemeine Zuordnungen von Verfahren sind ohne Kenntnis der Aufgabenstellung und der potentiell zu berücksichtigenden Wirkungen nicht möglich.

¹⁴⁸ Auswahl nach MÜHLENKAMP (1994), HANUSCH (1994, 2004), HANUSCH & KUHN (1994), BfN (2005), KUTSCHERA (2008)

¹⁴⁹ Detaillierte Erläuterungen zu den einzelnen Monetarisierungsverfahren sind dem Abschnitt 5.3.4.2 „Indirekt bewertbare Kriterien“ zu entnehmen.

V. Akkumulation der Nutzen – dynamische Wertstellung

Die Bewertung eines öffentlichen Vorhabens in Form einer NKA erfordert die Berücksichtigung der Nutzen aller betroffenen Individuen. Hierzu ist eine Akkumulation der Wirkungen notwendig. Entsprechend der eindimensionalen Bezugseinheit der Nutzen in Form monetärer Werte ist eine statische Aufsummierung für eine Zusammenführung aller Wirkungen im Regelfall nicht geeignet¹⁵⁰. Vielmehr müssen alle Nutzen entsprechend ihrer temporalen Relevanz spezifische Gewichtung erfahren. Die dynamische Anpassung aller Nutzen muss, basierend auf den Prinzipien der privatwirtschaftlichen Investitionsrechnung, bezogen auf einen Bewertungsstichtag erfolgen. Hierbei sind alle monetären Nutzenwerte mittels Gewichtung durch Zinseszinsrechnungen anzupassen.

Für die temporale Nutzensgewichtung gibt es in der Wirtschaftlichkeitsrechnung dynamische Wertstellungsverfahren. Diese ermöglichen die Bestimmung eines vergleichbaren Gegenwartwertes. Im Ergebnis einer derartigen Berechnung sind monetäre Kennwerte einheitlich an einem Stichtag oder zyklisch summierbar und erfüllen damit die Voraussetzungen einer eindeutigen und geschlossenen Gesamtauswertung.

Gegeben: K Zeitachse 0 Jahre n Gesucht: X = K • Faktor		Finanzmathematischer Umrechnungsfaktor	
		Faktor	Bezeichnung
	$AFAKE(i;n) = (1+i)^n$	AkkumulationsFAKtor für Einmalige Kostengröße	
	$DFAKE(i;n) = \frac{1}{(1+i)^n}$	DiskontierungsFAKtor für Einmalige Kostengröße	
	$KFAKR(i;n) = \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$	KapitalwiedergewinnungsFAKtor	
	$AFAKR(i;n) = \frac{(1+i)^n - 1}{i}$	AkkumulationsFAKtor für eine gleichförmige jährliche Kostenreihe	

Abbildung 3-1: dynamische Wertstellungsfaktoren¹⁵¹

Die dynamische Wertstellung erfordert die Berücksichtigung der Grundlagen der Zinseszinsrechnung und eines anwendbaren Zinssatzes. Während die Zinsrechnung allgemeiner Anerkennung unterliegt¹⁵², ist der Zinssatz je nach Aufgabenstellung und zu untersuchenden öffentlichen Vorhaben differenziert zu erheben. Eine Berechnung kann im Wesentlichen durch Bestimmung der sozialen Zeitpräferenz und/oder der sozialen Opportunitätskostenrate des Projektes erfolgen¹⁵³.

¹⁵⁰ vgl. HANUSCH (1994), LAWA (2005)

¹⁵¹ DWA (2012) – Seite 71

¹⁵² vgl. Abbildung 3-1

¹⁵³ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

Soziale Zeitpräferenzrate

Die soziale Zeitpräferenz entspricht der Bewertung von Nutzen aus Sichtweise der Konsumenten. Sie ermöglicht die konsistente und stabile Wertbeurteilung temporal differenter Nutzen.

In Anwendung der sozialen Zeitpräferenz entspricht die entwickelte Kontierungsrate der Darstellung des Konsumverhaltens Betroffener in zeitlicher Abhängigkeit. Die Zinsrate ist bei Vorlage eines vollkommenen Marktes gleichbedeutend der Wertigkeit von Geldanlagen und Krediten. Da Märkte aber in den seltensten Fällen vollkommen vorliegen, sind soziale Kontierungsraten unter Beachtung der Zeitpräferenz nur schwer erstell- und nachweisbar. In der Praxis sind sie basierend auf den vielfältigen am Markt vorliegenden Marktzinssätzen zu entwickeln oder abzuleiten. Da aber hierbei durch Randbedingungen und weitere Einflüsse auf und durch den Markt keine vollständige Gleichgewichtung von Sparen und Krediten nachgewiesen werden kann, sind alle damit bestimmten Zinsraten nur in Form einer Näherung als allgemein gültige Zeitpräferenzraten zu beurteilen.

Soziale Opportunitätskostenrate

Die sozialen Opportunitätskosten entsprechen der Bewertung der temporal differenzierten Nutzen aus Sicht der Produzenten (Privatwirtschaft). Inhaltlich wird hierbei unterstellt, dass die Mittelinvestitionen des Staates die Investitionsmöglichkeiten der Privatwirtschaft behindern.

Opportunitätskostenraten entsprechen in Inhalt und Umfang den privatwirtschaftlich entgangenen Wertsteigerungen (Produktivität) bei vergleichbaren Vorhabenkonzeptionen. Für die Nachweisführung sind alle potentiell verdrängten privatwirtschaftlichen Leistungen zu analysieren und in Form ihrer verhinderten Produktivitätszuwächse darzustellen. Da aber zum einen eine Vergleichbarkeit öffentlicher und privater Vorhaben nur schwer möglich erscheint und zum anderen Kenngrößen der privatwirtschaftlichen Produktivität nur selten öffentlich zugänglich vorliegen, ist die Erhebung von Opportunitätsraten nur in Ausnahmefällen vollständig gegeben. Im Regelfall sind Opportunitätskostenraten über genäherte durchschnittliche Produktivitätsraten der Privatwirtschaft zu ermitteln¹⁵⁴. Die potentiellen Einschränkungen in den Wertstabilitäten sind dabei durch geeignete Sensitivitätsuntersuchungen zu analysieren und wenn möglich zu optimieren¹⁵⁵.

Die temporale Homogenisierung aller Nutzen ist in NKA grundlegend. Nur durch deren Anwendung ist eine geschlossene Bewertung aller Nutzen in Beachtung der Zielstellung der sozialen Wohlfahrt möglich. Ohne Berücksichtigung temporaler Gewichtungen sind NKA nur geeignet, punktuelle Nutzen-Kosten-Vergleiche abzubilden. Komplexe und vollständige Nutzenbewertungen sind ohne temporale Homogenisierungen nicht durchführbar.

VI. Bewertung tangibler Nutzen

In Anlehnung verschiedener Auswertungsmöglichkeiten der Wirtschaftswissenschaften sind in NKA drei allgemeine Verfahrensmethoden zur Auswertung tangibler Nutzenwerte bekannt. Es wird zwischen

- Nettogegenwartswert,

¹⁵⁴ vgl. MUSGRAVE ET AL. (1990)

¹⁵⁵ vgl. HANUSCH (1994)

- Nutzen-Kosten-Verhältnis und
- internem Zinsfuß

unterschieden¹⁵⁶. Alle Verfahren basieren auf privatwirtschaftlichen Investitionsrechnungen und ermöglichen eine geschlossene Gesamtauswertung gesellschaftlicher Nutzen eines Vorhabens. Entsprechend der Zielstellung der Bewertung und der zu beurteilenden Vorhaben sind die Verfahren angemessen anzuwenden. Es ist dabei immer zu berücksichtigen, dass sich nicht jedes Verfahren in gleichem Umfang für eine spezifische Bewertungsfrage eignet. Bewertungen von Nutzen erfolgen immer abhängig von der Aufgabenstellung und unter Berücksichtigung der Eigenschaften der jeweiligen Auswertungsverfahren¹⁵⁷.

VII. Bewertung intangibler Nutzen

NKA sind allgemein als allumfassende und objektive Entscheidungsverfahren zu verstehen. Durch Verwendung aller projektbedingten Nutzen sind Analysen nicht auf rein monetäre oder quantifizierbare Messgrößen zu beschränken. Vielmehr sind alle Nutzen, auch intangible Nutzen, in der sozialen Wohlfahrtsbeurteilung der Vorhaben zu berücksichtigen.

Jede NKA besitzt neben ihrem monetären Bewertungsabschnitt einen vor der endgültigen Entscheidung durchführbaren Prozess der Erfassung und Bewertung von intangiblen Wirkungen. Innerhalb dieses Bewertungsabschnittes hat eine vollständige und tiefgründige Darstellung einer jeden intangiblen (nominalen – ordinalen) Umweltwirkung zu erfolgen. Da dabei eine monetäre numerische Bewertung nicht möglich ist, muss der Nutzen zum Beispiel durch verbal-argumentative Wertcharakterisierung dargestellt werden. Die zusammengefassten positiven und negativen intangiblen Nutzen sind der monetären Bewertung beizustellen und zusätzlich in den abschließenden Entscheidungsprozess als Inhaltsgrößen zu implementieren¹⁵⁸.

VIII. Gesamtbeurteilung – Entscheidungsvorbereitung

Die Gesamtbewertung einer NKA erfolgt unter Zielstellung der sozialen Wohlfahrt des jeweils zu beurteilenden Vorhabens. In Anlehnung der beiden ermittelten Nutzenklassen (intangible/tangible) ist eine Zusammenführung der Ergebnisse für eine Gesamtbewertung notwendig. Entsprechen die Teilergebnisse grundsätzlich nur tangiblen Nutzenwerten, so ist eine Bewertung immer dann positiv, wenn entsprechend der Wirkungen die Nutzen die Kosten übersteigen. Da aber im Regelfall jedes Vorhaben sowohl tangible wie auch intangible Nutzen verursacht, ist eine Bewertung in Kombination der Nutzenformen notwendig. Die hierzu benötigte Kombination beider Teilbereiche ist wegen der unterschiedlichen Ergebnisformen nicht immer eindeutig zu gewährleisten. Vielmehr besteht die Notwendigkeit der übersichtlichen und objektiven Aufbereitung beider Teilbereiche für den Entscheidungsträger. Nur dieser kann, unter Kenntnis der Analyseergebnisse und weiterer Parameter und Randbedingungen, eine Entscheidung treffen.

NKA sind vorrangig für komplexe Vorhaben und Maßnahmen zu verwenden, deren Ergebnis eine geschlossene Gesamtauswertung darstellen soll. Durch ihre Eigenschaften und Möglichkeiten sind NKA dazu bei fast beliebigen Problemstellungen einsetzbar. Lediglich der hohe Aufwand bei Analyse und Bewertung begründet ein begrenztes Einsatzspektrum. Nicht jede Zielstellung oder jedes Vorha-

¹⁵⁶ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

¹⁵⁷ Detaillierte Erläuterungen der drei Bewertungsverfahren sind dem Abschnitt 5.2.6 „Maßnahmenbewertung – Gesamtbewertung“, unter Berücksichtigung der spezifischen Anwendung bei Hochwasserschutzmaßnahmenbewertungen, zu entnehmen.

¹⁵⁸ vgl. HANUSCH (1994)

ben verlangt umfassende Auswertungen vergleichbar einer vollständigen NKA. Werden durch den Auftraggeber aber hohe Anforderungen an Umfang und Inhalt der Auswertungen gestellt und ist der Analyseumfang als verhältnismäßig in Vergleich zu den Vorhaben bzw. Projekten einzuordnen, so ist eine NKA bevorzugt anwendbar.

3.2. Multikriterielle Bewertungsverfahren

3.2.1. Entscheidungsunterstützung – Theorie und Methodik

Multikriterielle Entscheidungsunterstützungsverfahren dienen der Bearbeitung verschiedenster Problemstellungen. Das Ziel bildet hierbei nicht zwingend die soziale Wohlfahrt, vergleichbar öffentlicher Bewertungsverfahren, sondern vielmehr die jeweils spezifischen Absichten der jeweiligen Aufgabenstellung. So ist es möglich, vielfältigste Aufgaben, zum Beispiel im Alltag, aber auch bei öffentlichen Vorhaben, mittels multikriterieller Entscheidungsunterstützungsverfahren zu bearbeiten und zu lösen.

Vorhaben benötigen zur Umsetzung den Entschluss entscheidungsbefugter Träger. Diese müssen unter Abwägung differenzierter Randbedingungen und Parameter Entscheidungen treffen und mindestens für sich selbst begründen. Doch Entscheidungen erfordern im Regelfall mehr als ein Kriterium der Beurteilung und bedürfen damit der Verwendung geeigneter Entscheidungstechniken. So ist zum Beispiel der Kauf von Obst und Gemüse abhängig von den jeweiligen Kosten, vom visuellen Erscheinungsbild, von der Qualität und weiteren zusätzlichen Parametern. Diese werden von jedem potentiellen Käufer unterschiedlich kombiniert und im Ergebnis für die Entscheidungsfindung ausgewertet. Die innerhalb dieses Prozesses stattfindenden Bewertungen entsprechen der allgemeinen Methodik multikriterieller Entscheidungen.

Die multikriterielle Entscheidungstheorie bildet ein zentrales Forschungsthema innerhalb differenzierter Wissenschaftsgebiete. Vormalig als Methodik der Betriebswirtschaft entwickelt¹⁵⁹, existieren gegenwärtig Anwendungen in unterschiedlichsten Wissenschaftszweigen, zum Beispiel in der Raumordnung und dabei insbesondere in der Flurneuordnung¹⁶⁰, im Risikomanagement¹⁶¹ oder auch in der Wasserwirtschaft¹⁶². Das Ziel multikriterieller Entscheidungstheorien besteht in der Ermittlung und/oder der Voraussage menschlicher Entscheidungen durch rationale und realitätsnahe Problemanalysen¹⁶³. Nur unter Verwendung von entscheidungsfindenden oder -unterstützenden Modellen sind mehrfach komplexe Entschlüsse und folglich Handlungen nachvollziehbar und rational konsistent möglich.

Gemäß ihrer Verwendung können multikriterielle Entscheidungsmodelle der Gruppe der deskriptiven oder präskriptiven Entscheidungstheorie zugeordnet werden¹⁶⁴. Beide Formen beinhalten in Kombination eine Vielzahl möglicher Entscheidungsverfahren.

Deskriptive (reale) Entscheidungstheorie

Die deskriptive Entscheidungstheorie analysiert vergangene Ereignisse und ermittelt zukünftige Verhaltensmodelle. Das Ziel bildet die Vorhersage menschlicher Entscheidungen im Sin-

¹⁵⁹ vgl. LAUX (2005)

¹⁶⁰ vgl. JACOBY & KISTENMACHER (1998), HARTH (2006)

¹⁶¹ vgl. SANDOVAL-WONG (2012)

¹⁶² vgl. HEINISCH (2010)

¹⁶³ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

¹⁶⁴ vgl. SCHNEEWEIß (1991), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005), HARTH (2006)

ne des zu prognostizierenden Entschlussverhaltens. Deskriptive Entscheidungen sind gekennzeichnet durch die Verwendung empirischer Hypothesen und Modellbeziehungen und gewährleisten den Nachweis der menschlichen Entschlussfindung¹⁶⁵. Da aber die deskriptive Entscheidungstheorie in Zielstellung die Vorhersage menschlicher Entscheidungen verfolgt, ist nicht immer jeder Entschluss als rational zu bezeichnen. Vielmehr werden durch nachgewiesene Entschlusszusammenhänge Präferenzen des Entscheidungsklientels primär berücksichtigt und somit maßgebliche subjektive Inhalte in den Entscheidungsunterstützungsprozess implementiert. Das Ergebnis entspricht im Regelfall den Zielen der Entscheidungsträger und gewährleistet die Vorhersage zukünftiger Entschlusszenarien unter Beibehaltung der subjektiven Wertvorstellungen.

Präskriptive (normative) Entscheidungstheorie

Die präskriptive Entscheidungstheorie ermittelt potentielle Entscheidungsszenarien basierend auf rationalen Zusammenhängen. Das Verfahren beruht auf der Beurteilung der verschiedensten Wirkungen und Beziehungen der jeweiligen Handlungen und Vorhaben. Durch die Zielstellung der Rationalität erfolgt dabei, in Abhängigkeit eines vorab festgelegten und definierten Zielsystems, eine Auswahl an zu untersuchenden Faktoren¹⁶⁶. Diese werden möglichst objektiv und wertfrei ermittelt. In Kombination der Beurteilungsfaktoren und der Inhalte sind rationale Entscheidungen zu treffen. Da innerhalb der Methodik mehrheitlich wissenschaftliche Grundlagen Verwendung finden, ist die präskriptive Entscheidungstheorie auch als Formalwissenschaft zu bezeichnen¹⁶⁷.

Entscheidungstheorien unterstützen in ihren beiden Grundformen bei der Lösung multikriterieller Wahlprobleme. Sie sind geeignet, in Abhängigkeit der Aufgabenstellungen, Bewertungen unter Sicherheit oder Unsicherheit zu gewährleisten.

Entscheidungen unter Sicherheit – Ungewissheit

Multikriterielle Entscheidungsunterstützungsverfahren können unter Sicherheit oder Unsicherheit der zu analysierenden Daten durchgeführt werden¹⁶⁸. Entscheidungen unter Sicherheit setzen voraus, dass alle relevanten Daten und Wirkungen in allen ihren Ausprägungen und Formen bekannt sind. Temporale Variationen oder unvorhersehbare Entwicklungen werden nicht berücksichtigt. Unsicherheit beinhaltet die Zustände der Ungewissheit und des Risikos. Während Entscheidungen bei Risiko mittels Wahrscheinlichkeiten im Auftreten und Folgenabschätzung Vorhersage finden, sind Entscheidungen bei Ungewissheit ohne Kenntnis der Wahrscheinlichkeit eines Eintrittes und der Folgen durchzuführen.

3.2.2. Entscheidungsunterstützung als Prozess

Entscheidungen bilden einen allgemeinen Bestandteil des menschlichen Lebens. Sie sind vor jeder Handlung zu treffen. So verlangt zum Beispiel nicht nur die Frage nach dem Transportmittel zur Arbeit eine Entscheidung, sondern täglich schon vorher die Wahl des Aufstehens oder Liegenbleibens. Da im Regelfall persönliche Einzelentscheidungen vereinfacht, durch wenige Wahlmöglichkeiten, vorliegen, sind Modelle und Methoden zur Erfassung und Auswertung hierbei nur in Ausnahmen notwendig. Werden zusätzliche Alternativen und Parameter der Bewertung dem Wahlspektrum hin-

¹⁶⁵ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005), HARTH (2006)

¹⁶⁶ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005), HARTH (2006)

¹⁶⁷ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

¹⁶⁸ vgl. SCHNEEWEIß (1991), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

zugefügt, so wächst die Anzahl potentieller Entscheidungsmöglichkeiten um ein Vielfaches. Bereits ab zirka sieben Alternativen (± 2) ist der menschliche Verstand ohne Unterstützung geeigneter Modelle nicht mehr in der Lage, umfassende Entscheidungen rational zu treffen¹⁶⁹. Es ist dabei nicht mehr möglich, alle Varianten vollständig zu analysieren und deren Wertigkeiten gegeneinander überlegt abzuwägen. Derartige Auswahlprobleme sind nur rational unter zu Hilfenahme von Entscheidungsmodellen lösbar.

Entscheidungsmodelle beinhalten, neben der Unterstützung der Entschlussbildung, unterschiedliche Methoden der Auswertung und Beurteilung der jeweils zu berücksichtigenden Alternativen und Bewertungsfaktoren im Rahmen der Problembearbeitung. Durch die Kombination aus Entschluss und Durchführung sind Entscheidungen als Prozesse im engeren Sinne zu definieren¹⁷⁰.

Prozess¹⁷¹

Ein Prozess ist eine logische Folge verschiedener zusammenhängender Vorgänge, die zu einem Ergebnis beitragen. Jeder Prozess besitzt einen definierbaren Ausgangspunkt und ein abgrenzbares Ende. Das Hauptziel eines Prozesses besteht in der rationalen Aufbereitung und Darstellung eines Ablaufes, von zum Beispiel Idee bis Umsetzung.

Der Entscheidungsprozess ist allgemein in Form eines fünfstufigen Verfahrensmodells charakterisierbar¹⁷²:

- Problemerkfassung,
- Erstellung des Zielsystems,
- Alternativenermittlung,
- Analyse und Bewertung und
- Entschluss.

Die Prozessstufen sind grundsätzlich in jedem Entscheidungsprozess vorzufinden. Je nach Modell und Anwendung sind die Inhalte auszugestalten und ein potentieller Entschluss mittels einer gewählten Auswertungsmethodik zu begründen.

Problemerkfassung

Entscheidungsprozesse entstehen durch differenzierte Wahlmöglichkeiten zur Lösung einer oder mehrerer Problemstellungen. Hierbei ist es ausreichend, dass die Lösung eines Problems durch die Wahl der Möglichkeit einer Tätigkeit oder der Unterlassung gegeben ist. Die Problemerkfassung bildet den ersten Schritt, um eine eindeutige Abgrenzung der Entscheidungsaufgabe zu gewährleisten. Nur wenn die Aufgabenstellung in Form eines eindeutig beschriebenen Problems vorliegt, können im Folgenden Ziele definiert und rationale Entscheidungen getroffen werden¹⁷³.

Die Problemerkfassung beschreibt die zu erfüllenden Aufgabenstellungen und dient dabei als definierter Prozessbeginn. Alle weiteren Bearbeitungsphasen werden entsprechend der hierbei dargelegten Ziele ausgestaltet und präzisiert.

¹⁶⁹ vgl. MILLER (1955), MEIXNER & HAAS (2009)

¹⁷⁰ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005)

¹⁷¹ vgl. Gabler-Wirtschaftslexikon: <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Definition/prozess.html> (abgerufen: 21.08.2012), Duden: <http://www.duden.de/rechtschreibung/Prozess> (abgerufen: 21.08.2012)

¹⁷² vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005), HARTH (2006)

¹⁷³ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005)

Zielsystem

Während die Problemerkfassung die Aufgabe des Entscheidungsprozesses im Regelfall verbal argumentativ beschreibt, ist für eine Entscheidungsunterstützung eine weitere Spezifizierung der beabsichtigten Zielstellung des Entschlusses notwendig. Das Zielsystem begründet dabei die Festlegung der zu erreichenden Zielstrukturen und weitergehender Bewertungsrandbedingungen. Ohne Formulierung detaillierter Teilziele und Strukturen ist eine Analyse unterschiedlicher Alternativen nicht problemspezifisch möglich. Vielmehr wären derartige Entscheidungsprozesse ungerichtet und somit im Entschluss weder rational-konsistent noch nachvollziehbar.

Das Zielsystem präzisiert die Problemstellung und gewährleistet durch Erstellung differenzierter Beurteilungsmaßstäbe zielgerichtete Analysen und Beurteilungen¹⁷⁴. In Anlehnung der Festlegung des Zielsystems ist diejenige Alternative zu befürworten, deren Kenngrößen die geforderten Zielsetzungen am vorteilhaftesten erfüllen.

Alternativenermittlung

Alternativen bilden die Voraussetzungen für die Durchführung von Entscheidungen. Ohne Alternativen sind Entscheidungen auf ein Ziel beschränkt und folglich überflüssig. Da aber schon einfachste Aufgaben die Auswahlmöglichkeiten „Umsetzung oder Vernachlässigung“ beinhalten, sind Alternativen immer gegeben.

Als Alternativen im Entscheidungsprozess werden alle Handlungsmöglichkeiten bezeichnet, deren Umsetzung möglich erscheint und deren Ziele in tendenzieller Absicht der Problemstellung einzuordnen sind. Grundsätzlich nicht realisierbare Wahlmöglichkeiten sind nicht als Alternativen zu beschreiben¹⁷⁵.

„Es ist nicht sinnvoll, Alternativen gegeneinander abzuwägen, die gar nicht realisiert werden können.“¹⁷⁶

Die Ermittlung von Alternativen bildet die Basis der Analyse und Bewertung. Nur bei Vorlage umfassender Alternativenspektren sind Entscheidungen stabil möglich. Fehlende Alternativen können je nach Form der bis dato ermittelten Inhalte und der nicht beurteilten Alternativen zu deutlichen Beschränkungen und Verschiebungen im Entscheidungsprozess beitragen.

Analyse und Bewertung

Ist neben der Problemerkfassung und Zielsetzung eine umfassende Alternativenauswahl erstellt, so bedarf der Entscheidungsprozess der Analyse und Bewertung der jeweiligen Wahlmöglichkeiten¹⁷⁷. Hierbei ist es notwendig, spezifische Auswertungsverfahren zu verwenden. Je nach Aufgabenstellung ist dabei zwischen einfachen Verfahren, wie zum Beispiel dem Dominanz-Verfahren oder hoch komplexen Verfahrensstrukturen, wie der Nutzwertanalyse zu unterscheiden¹⁷⁸.

Die Analyse und Bewertung bildet den Hauptteil des Entscheidungsprozesses. Je nach Anwendung sind Modellstrukturen zu erstellen und/oder zu wählen, um alle Alternativen ein-

¹⁷⁴ vgl. LAUX (2005)

¹⁷⁵ vgl. LAUX (2005)

¹⁷⁶ Laux (2005) – Seite 10

¹⁷⁷ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

¹⁷⁸ Eine Übersicht multikriterieller Entscheidungsverfahren ist dem Abschnitt 3.2.3 zu entnehmen.

heitlich vergleichbar und vollständig zu analysieren. Fehlerhafte oder nicht umfassend beurteilende Verfahren, im Sinne des beabsichtigten Zielsystems, können rationale Entscheidungen verhindern und nachteilige Alternativen stärken.

Entschluss

Der Entschluss bildet den Abschluss des Entscheidungsprozesses und ist zugleich Beginn der Umsetzung. Im Entschluss ist diejenige Alternative zu favorisieren, deren Zielspektrum mit dem Zielsystem der Problemstellung am besten übereinstimmt. Es ist nicht notwendig und im Regelfall auch nicht möglich, eine vollständige Übereinstimmung zwischen geeigneten Alternativen und dem Zielsystem nachzuweisen. Vielmehr entspricht der Entschluss einer Wahl der bestmöglichen Alternative, unter Berücksichtigung der auch dabei vorliegenden Einschränkungen¹⁷⁹.

Der Entscheidungsprozess verlangt bei mehreren Alternativen oder Bewertungskriterien die Verwendung einer prozessorientierten Methodik. Nur durch den Ansatz gestaffelter differenzierter Analyse- und Bewertungsmethoden ist es möglich, Entscheidungen umfassend begründet und nachvollziehbar zu treffen. Spezifische Ausgestaltungen sind in Anlehnung an die jeweilige Problemstellung und der zur Verfügung stehenden Mittel separat zu entwickeln und/oder zu wählen.

3.2.3. Klassifizierung multikriterieller Entscheidungsunterstützungsverfahren

Multikriterielle Entscheidungsunterstützungsverfahren sind in Klassen einzuordnen. Es ist allgemein zwischen MADM¹⁸⁰ und MODM¹⁸¹ zu differenzieren¹⁸². Beide Verfahrensklassen unterscheiden sich in der Struktur des Entscheidungsprozesses und in den Ergebnissen der Entschlussfindung. Während bei MADM-Verfahren der Entschluss aus einer vorab definierten Alternativenanzahl spezifische Auswahl findet, berechnen MODM-Verfahren eine optimale Alternative aus gegen unendlich tendierenden Möglichkeiten. Neben den beiden historisch begründeten Klassifizierungen existiert eine weitere Verfahrensklasse. Die sogenannten „entscheidungstechnologischen Ansätze“ stellen Möglichkeiten und Formen für die Informationsauswertung bereit, um Entscheidungen, vor allem bei Unsicherheit, zu unterstützen¹⁸³. Gleichzeitig sind sie aber durch ihre spezifischen inhaltlichen Strukturen weniger geeignet, Entscheidungen direkt zu begründen, sondern überlassen im Regelfall den Entscheidungsträgern den maßgeblich abschließenden Bewertungsprozess¹⁸⁴.

3.2.3.1. Multi-Attribute-Decision-Making (MADM)

MADM-Verfahren ermöglichen Entscheidungen ausgehend von einer vorab definierten und beschränkten Anzahl an Alternativen. Diese werden unter Berücksichtigung der Problemstellung ermittelt und der Untersuchung zugeführt. Die Anzahl ist beschränkt auf realisierbare Alternativen, deren Abgrenzung eindeutig möglich ist. Die abschließende Entscheidung für eine Alternative entspricht durch Vorgabe einer maximalen Anzahl an Wahlmöglichkeiten einer diskreten Lösung¹⁸⁵.

¹⁷⁹ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005)

¹⁸⁰ MADM – Multi Attribute Decision Making

¹⁸¹ MODM – Multi Objective Decision Making

¹⁸² vgl. HWANG & YOON (1981)

¹⁸³ vgl. PFOHL (1976)

¹⁸⁴ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

¹⁸⁵ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

Anwendungen von MADM-Verfahren können grundsätzlich bei jeder Problemstellung mit Zielausrichtung einer Entscheidungsfindung erfolgen. Es sind sowohl Entscheidungen mit kompensatorischen als auch nichtkompensatorischen Inhalten möglich.

3.2.3.2. Multi-Objective-Decision-Making (MODM)

MODM-Verfahren begründen Entscheidungen durch Berechnungen optimaler Alternativen. Diese verlangen eine gegen unendlich tendierende Alternativenmenge, deren Inhalte nur durch begrenzende Randbedingungen Einschränkungen erfahren. Durch die Vorlage unendlicher Alternativräume sind MODM-Verfahren geeignet, Ergebnisse aus stetigen Lösungsräumen zu generieren¹⁸⁶.

Anwendungen von MODM-Verfahren sind sowohl bei kompensatorischen als auch nichtkompensatorischen Kriterieninhalten möglich. Jedoch verlangen MODM-Anwendungen nach eindeutigen und quantifizierbaren Zielfunktionen. Ungenaue Abwägungen, wie zum Beispiel die Anwendung verbal argumentativer Kriterien, sind im Regelfall nicht geeignet, in MODM-Verfahren Verwendung zu finden. Vielmehr müssen die Beurteilungsinhalte so dargestellt sein, dass eine optimierte Alternative eindeutig berechnet werden kann.

3.2.3.3. Entscheidungstechnologische Ansätze

Entscheidungstechnologische Ansätze sind weniger Verfahren eines eindeutigen Entscheidungsprozesses als vielmehr Möglichkeiten der Informationsverarbeitung. Es werden durch entscheidungstechnologische Ansätze im Regelfall Effizienzsteigerungen der Auswertung und Analyse durch angepasste Strukturen und Bewertungsmethoden erreicht¹⁸⁷.

Die Anwendung von entscheidungstechnologischen Ansätzen ist immer dann gegeben, wenn Alternativen oder inhaltliche Bewertungskriterien mit großen Unsicherheiten oder sogar widersprüchlich vorliegen. Die Verfahren sind dabei in der Lage mittels spezialisierten Methoden Auswertungen in Hinblick auf effiziente Entscheidungen durchzuführen. Jedoch ist es nicht möglich, nur eine Entscheidung infolge der Anwendung entscheidungstechnologischer Ansätze zu favorisieren. Die Ansätze befürworten im Regelfall eine Gruppe potentieller Alternativen in Abhängigkeit der unscharfen Entscheidungsrandbedingungen¹⁸⁸.

3.2.3.4. Verfahrensmodelle in Abhängigkeit der Klassifizierung

Jede der drei Klassifizierungsgruppen beinhaltet spezifische Modellverfahren, um Entscheidungen zu unterstützen und geeignete problemstellungsoptimierte Alternativen zu finden. Da jedoch jede Klasse differenzierte Inhalte und Ziele verfolgt, sind Verfahren grundsätzlich klassengebunden zu wählen. Hierzu ist gemäß der Problemstellung erst die Klassenwahl zu führen und anschließend ein Modellverfahren zu verwenden.

Im Folgenden ist eine Übersicht von Entscheidungsmodellen aller drei Klassen dargestellt¹⁸⁹. Die Verfahren entsprechen einer eigenen Auswahl und können an Hand differenzierter Literaturquellen Ergänzung finden¹⁹⁰.

¹⁸⁶ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

¹⁸⁷ vgl. PFOHL (1976), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

¹⁸⁸ vgl. PFOHL (1976), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

¹⁸⁹ vgl. Abbildung 3-2

¹⁹⁰ z. B.: PFOHL (1976), HWANG & YOON (1981), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005), OBLOZINSKA (2005), STEPKEN (2006), HARTH (2006), MEIXNER & HAAS (2009), SANDOVAL-WONG (2012)

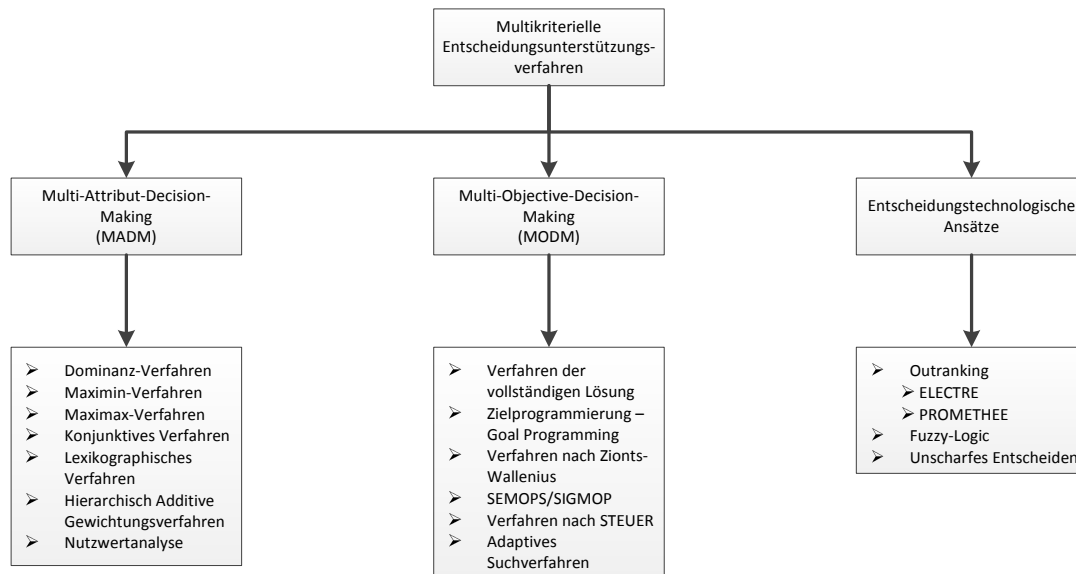


Abbildung 3-2: Übersicht multikriterieller Entscheidungsunterstützungsverfahren¹⁹¹

In den folgenden Abschnitten werden zwei Verfahren multikriterieller Entscheidungsunterstützung detailliert erläutert. Hierzu sind aus den existierenden Verfahren die beiden extrahiert, deren Möglichkeiten in Bezug auf die Aufgabenstellungen dieser Arbeit am besten geeignet erscheinen. Die Wahl erfolgt dabei primär in Kenntnis der Übersicht multikriterieller Entscheidungsverfahren von SANDOVAL-WONG (2012). In Kombination der dabei dargelegten Inhalte und dem Auswahlprozess zur geeigneten Anwendbarkeit multikriterieller Entscheidungsverfahren durch MOFFETT & SARKAR (2006), werden die Verfahren „Nutzwertanalyse“ und „Hierarchisch Additive Gewichtungungsverfahren“ detailliert erläutert. Beide besitzen grundlegende Eignung, Hochwasserschutzmaßnahmen im Kontext der Nachhaltigkeit umfassend zu analysieren und zu beurteilen. Ihre Spezifikationen in Anwendung und Durchführung werden in den beiden anschließenden Teilabschnitten dargelegt und verfahrensbedingte Möglichkeiten und Herausforderungen erörtert.

3.2.4. Nutzwertanalyse (NWA)

Die Nutzwertanalyse ist ein multikriterielles Entscheidungsunterstützungsverfahren, welches „Multi Attribut“ aus einer definierten Anzahl Alternativen, die am besten geeignete Lösungsmöglichkeit bestimmt. Das Verfahren kann grundsätzlich bei jeder Entscheidungsproblemstellung, unter Voraussetzung erfass- und differenzierbarer Kriterien und begrenzter Alternativen, Anwendung finden. Es wird durch seine Vielfältigkeit in verschiedensten Wissenschaftsgebieten, angefangen beispielsweise von der Betriebswirtschaftslehre bis hin zur Nachhaltigkeitsbeurteilung von Immobilien, eingesetzt¹⁹².

Nutzwertanalysen dienen der Ermittlung eindimensionaler Gesamtwerte unter Analyse und Beurteilung aller Wirkungen eines Vorhabens in Beachtung der Zielrichtung der jeweiligen Aufgaben- bzw. Problemstellung¹⁹³. In Inhalt nicht analysier- oder bewertbare Wirkungen (Nutzen) sind durch die Verschiedenartigkeit der multidimensionalen Bewertungsansätze grundsätzlich ausgeschlossen. Die NWA ist geeignet, Entscheidungen umfassend zu begründen.

¹⁹¹ eigene Auswahl nach: PFOHL (1976), HWANG & YOON (1981), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005), OBLONZINSKA (2005), STEPKEN (2006), HARTH (2006), MEIXNER & HAAS (2009), SANDOVAL-WONG (2012)

¹⁹² vgl. DGNB (2009)

¹⁹³ vgl. HANUSCH (1994)

3.2.4.1. Aufbau – Durchführung

Der Aufbau und Ablauf einer Nutzwertanalyse erfolgt mehrstufig unter Berücksichtigung des Prozesscharakters¹⁹⁴. Das Verfahren beginnt mit der Festlegung der Problemstellung und der Erarbeitung der gewünschten Zielsysteme¹⁹⁵. Anschließend wird, aufbauend auf den Alternativen und dem Zielsystem, eine zu beurteilende Anzahl definierbarer Indikatoren festgelegt. Diese sind geeignet, Wirkungen und Effekte unter Berücksichtigung der Entscheidungszielstellung abzubilden. Da aber im Regelfall unterschiedlichste Einheiten verschiedenste Analysemethoden erfordern, ist für eine eindeutige Gesamtauswertung eine eindimensionale Wertanpassung notwendig¹⁹⁶. Entsprechend den verwendeten Zielerfüllungsgraden werden dazu verschiedene mehrdimensionale Nutzen in eine eindimensionale Vergleichseinheit umgerechnet. Doch auch bei einheitenkonformen Nutzenwerten ist es notwendig, die jeweiligen Nutzen in Wertigkeit zueinander und auf die jeweilige Problemstellung zu beurteilen. Nicht jeder Nutzen ist vergleichbar in Wertigkeit eines anderen. So können Wirkungen bestehen, deren Nutzeneffekte ein Vielfaches anderer Wirkungen aufweisen. Um dieser Problematik Rechnung zu tragen, sind die jeweiligen Nutzen in ihren Wertgewichten zu definieren¹⁹⁷. Im Ergebnis der Kombination aus messbaren Indikatoren, Zielerfüllungsgraden und Zielgewichten ist für jede Alternative ein rationaler Nutzwert berechenbar. Der Nutzwert entspricht den Zielen der Problemstellung und repräsentiert die Vorteilhaftigkeit der jeweiligen Alternative¹⁹⁸. Gleichzeitig ist die zu bevorzugende Alternative nicht als Optimum, sondern im Regelfall nur als beste Auswahlentscheidung der Alternativen zu charakterisieren.

3.2.4.2. Zielerfüllungsgrad – Bewertungsskala

Entscheidungen verlangen die Aus- und Bewertung verschiedener Nutzen und Alternativen. Insbesondere die Nutzen liegen dabei durch ihre Indikatoren in höchst differenzierten Einheiten vor. Da eindeutige Gesamtbewertungen die geschlossene Wertkombination aller Teilwerte verlangen, ist ein multipler Einheitenansatz nicht geeignet, eine Gesamtbeurteilung zu begründen. Um eine geschlossene Gesamtbewertung zu generieren, ist in der NWA die Erstellung einer eindimensionalen Bewertungsskala unter Verwendung zugehöriger Zielerfüllungsgrade der jeweiligen Nutzen notwendig¹⁹⁹.

Die Bewertungsskala ist als eindeutig charakterisierbarer Wertebereich zu definieren. Sie muss für alle Nutzen eine Abbildung der jeweiligen Indikatoren ermöglichen und eine im späteren Verlauf der Verfahrensdurchführung zusätzliche Gewichtung gewährleisten. Im Regelfall wird die Bewertungsskala als einheitenloser Werteraum zum Beispiel in Form eines Punktespektrums von 0 bis 100 Punkte konzipiert²⁰⁰. Typisierte Bewertungsskalen hinsichtlich eines Nutzenindikators bilden Ausnahmen und verlangen bei der späteren Nutzensgewichtung ein absolutes Höchstmaß an Rationalität und Nutzenverständnis.

Die Überführung von mehrdimensionalen Indikatoren auf die zur Gesamtauswertung notwendige Bewertungsskala erfordert Umrechnungsfaktoren. Die so genannten Zielerfüllungsgrade beschreiben dabei, in wie weit die Alternative die Anforderungen der Bewertungsskala erfüllt²⁰¹. Die Zielerfüllungsgrade basieren je Kriterium auf einer zuzuordnenden Transformationsfunktion. Diese beschreibt

¹⁹⁴ vgl. Abschnitt 3.2.2

¹⁹⁵ vgl. SCHNEEWEIß (1991)

¹⁹⁶ vgl. HANUSCH (1994)

¹⁹⁷ vgl. SCHNEEWEIß (1991), HANUSCH (1994)

¹⁹⁸ vgl. HANUSCH (1994)

¹⁹⁹ vgl. SCHNEEWEIß (1991), HANUSCH (1994)

²⁰⁰ vgl. HANUSCH (1994)

²⁰¹ vgl. MUNDA (2008), MEIXNER & HAAS (2009)

detailliert die Abhängigkeit der Indikatorenwerte im Verhältnis zur Bewertungsskala. Die Funktion ist je nach Anwendung einzigartig zu entwickeln. Zum Beispiel können Transformationsfunktionen in konstanter oder linearer Verlaufsform, aber auch mehrparametrig in Form differenzierter Funktionen vorliegen²⁰². Für die Entwicklung der Funktionen können je nach Indikator und Bewertungsskala verschiedene Verfahren Anwendung finden²⁰³. So bildet das Benchmarking²⁰⁴ eine gegenwärtig äußerst beliebte Form zur Beschreibung von Zielerfüllungsgraden, zum Beispiel vornehmlich bei der Nachhaltigkeitsbewertung von Gebäuden²⁰⁵. Als weitere potentiell verbreitete Funktionsformen sind die Alternativenbandbreiten der jeweiligen Indikatoren zu nennen²⁰⁶. Hierzu sind die jeweils minimalen und maximalen Alternativen als Grenzwerte festzulegen und die nachzuweisenden Alternativen in prozentualem Vergleich zu diesen einzuordnen. Die Form der Transformationsfunktion kann dabei für jedes Kriterium neue Festlegung erfahren, muss aber innerhalb der Alternativenvergleiche unveränderte Anwendung finden.

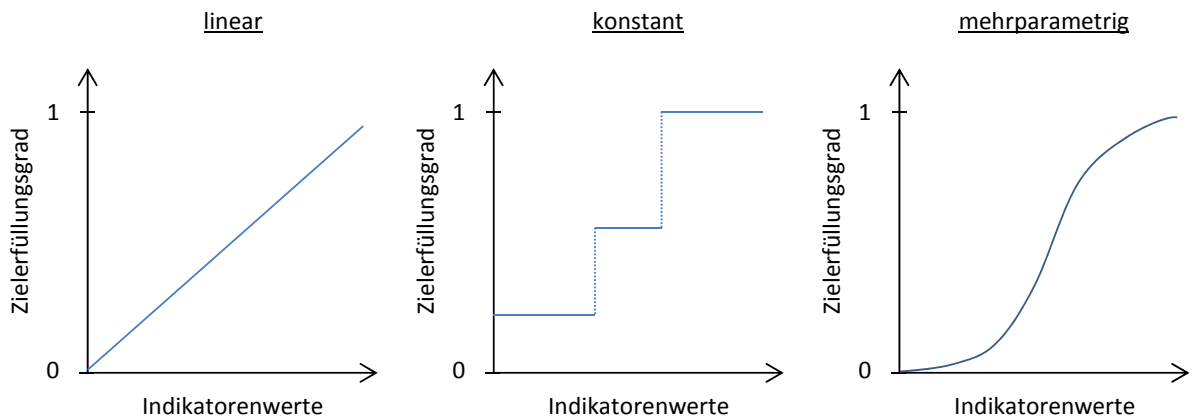


Abbildung 3-3: Beispieldarstellungen von Transformationsfunktionen

Die Zielerfüllungsgrade gewährleisten unter Verwendung indikatorenspezifischer Transformationsfunktionen die Umrechnung mehrdimensionaler Nutzen auf eine eindimensionale Bewertungsskala. Sie bilden damit die Basis der anschließenden Akkumulation aller Kriterienergebnisse und der dabei analysierten Nutzen. Ohne eindimensionale Bewertungsskalen und Zielerfüllungsgrade sind Auswertungen nur in Form übersichtlicher Aufarbeitungen aller Nutzen²⁰⁷, nicht aber im Sinne eines rationalen Rankings der geeignetsten Alternativen und der Bestimmung eines Gesamtauswertungsergebnisses möglich.

3.2.4.3. Nutzensynthese (Gewichtung)

Die Umrechnung differenzierter Indikatoren auf eine einheitenkonforme Bewertungsskala erfolgt durch transformierte Zielerträge. Da aber alle transformierten Zielerträge identische Einheiten besitzen, entspricht eine Akkumulation zur Entscheidungsunterstützung, der direkten Gleichbeurteilung aller Nutzen. Doch nicht jeder Nutzen ist in Wertigkeit unverändert vergleichbar mit einem anderen. Es existieren bei jeder Entscheidungsfindung Nutzen mit erhöhten oder geringeren Wertzuweisun-

²⁰² vgl. Abbildung 3-3

²⁰³ Eine erweiterte Übersicht von Transformationsfunktionsformen ist MUNDA (2008) zu entnehmen.

²⁰⁴ Benchmarking: Orientierung am Besten

²⁰⁵ vgl. DGNB (2009)

²⁰⁶ vgl. MUNDA (2008), MEIXNER & HAAS (2009)

²⁰⁷ z. B. in Form einer KWA

gen. Um diese Unterschiede auch inhaltlich in der Bewertung zu berücksichtigen, ist es notwendig, Gewichtungen der transformierten Zielerträge vorzunehmen²⁰⁸.

Gewichtungen entsprechen den Zuweisungen von Wertvorstellungen in Hinblick auf die den Nutzen übergeordneten Zielsysteme. Alle transformierten Zielerträge sind pro Ebene untereinander zu beurteilen. Im Regelfall können die Gewichtungen durch die höchst differenzierten Nutzen dabei nur in Ausnahme aufbauend auf rationalen Daten Festlegung erfahren. Vielmehr sind durch den Entscheidungsträger Präferenzen seiner Wertigkeitsvorstellungen bei der Gewichtung zu verarbeiten²⁰⁹. In der Praxis erfolgt dies mehrheitlich durch Zuordnung von Wichtungspunkten und der anschließenden Errechnung der Zielertragsgewichte. Zur Stärkung der Rationalität sind Erweiterungen bei der Wichtungsverteilung durch Expertengruppen und Vergleichsentscheidungen möglich²¹⁰.

Die Gewichtung der transformierten Zielerträge ist in NWA grundlegender Bestandteil der Ergebniswertbildung. Ohne nachweisliche Einbeziehung der differenzierten Wertigkeiten von Nutzen sind Entscheidungsfindungen nicht nachvollziehbar, noch rational zu begründen und entsprechen immer einer stetigen Wirkungsgleichgewichtung bei Akkumulation aller Teilnutzen.

3.2.4.4. Nutzwert – Bewertung

Den Abschluss der NWA bildet die Erstellung und Visualisierung des Gesamtnutzwertes²¹¹. Dieser entspricht der akkumulierten Darstellung aller Nutzen unter Berücksichtigung der transformierten Zielerträge und Gewichtungen²¹². Als eindimensionaler Wert erstellt, repräsentiert er inhaltlich die vielfältigen Ergebnisse der vorab erfolgten Analysen. Er ist geeignet verschiedenste Alternativen gegeneinander abzuwägen und eine Rangfolge bezüglich des analysierten Zielsystems zu generieren. Das Ergebnis selbst ist nur für die Bewertung geeignet und kein allgemeiner Ausdruck der absoluten Nutzen. Er repräsentiert lediglich die Zielstellung der Auswertungsuntersuchungen, ist aber keine Abbildung eines realitätsnahen und in dieser Form vorzufindenden oder messbaren Nutzeneffektes.

Kriterien	Alternativen						
	P	Alternative 1		Alternative 2		Alternative 3	
		B1	P*B1	B2	P*B2	B3	P*B3
Kriterium 1	p1	b1.1	p1*b1.1	b2.1	p1*b2.1	b3.1	p1*b3.1
Kriterium 2	p2	b1.2	p2*b1.2	b2.2	p2*b2.2	b3.2	p2*b3.2
Kriterium 3	p3	b1.3	p3*b1.3	b2.3	p3*b2.3	b3.3	p3*b3.3
Kriterium 4	p4	b1.4	p4*b1.4	b2.4	p4*b2.4	b3.4	p4*b3.4
Summen			sum1		sum2		sum3

Legende:
p: Gewichte
B: transformierte Zielerträge
*p*B: Teilnutzwert*
sum: Nutzwert

Abbildung 3-4: Beispiel eines Alternativenvergleiches einer NWA²¹³

NWA gewährleisten Anwendungen bei beinahe allen Aufgabenstellungen der Entscheidungsunterstützung. So ist es möglich, neben einfachen Wahlentschlüssen auch Problemstellungen, zum Beispiel bei Umweltbeeinträchtigungen mittels NWA, zu lösen. Es ist hierbei jedoch immer zu berücksichtigen, dass der Ergebnismutzwert nur der Relation der jeweiligen Alternativenbevorzugung in Vergleich zur Problemstellung entspricht. Der Ergebniswert beinhaltet keine reale Aussagekraft über spezifisch messbare Wirkungen. Er beschreibt nur die Wertigkeiten und Erfüllungsgrade der Alternative im Vergleich zur Zielstellung der Untersuchungsaufgabe.

²⁰⁸ vgl. SCHNEEWEIß (1991), HANUSCH (1994)

²⁰⁹ vgl. HANUSCH (1994)

²¹⁰ vgl. HANUSCH (1994)

²¹¹ vgl. Abbildung 3-4

²¹² vgl. SCHNEEWEIß (1991), HANUSCH (1994)

²¹³ in Anlehnung an: www.teialehrbuch.de/Kostenlose-Kurse/Projektplanung-mit-MS-Project-2003/31163-Vorgehensweise-Nutzwertanalyse.html (abgerufen: 15.07.2011)

3.2.5. Hierarchisch Additive Gewichtungsverfahren

Hierarchisch Additive Gewichtungsverfahren unterstützen Entscheidungsfindungen durch die Bildung eines hierarchischen Bezugssystems und eines numerischen Entscheidungsalgorithmus. Derartige Verfahren sind geeignet, komplexe Aufgabenstellungen durch stufenweise Analysen zu vereinfachen und Ergebnisse durch Vergleiche zu begründen.

3.2.5.1. Analytisch Hierarchischer Prozess (AHP) – Idee und Zielstellung

Der Analytisch Hierarchische Prozess (AHP) als Modellverfahren multikriterieller Entscheidungsfindung basiert auf den Ideen und Festlegungen von Thomas L. Saaty zu Beginn der 1970 Jahre. Saaty entwickelte das Verfahren unter der Prämisse, Entscheidungssituationen verständlich und in Relation einfach zu analysieren und dennoch Ergebnisse nachweislich rational zu begründen. Das Verfahren verbindet dazu analytische Arbeitsweisen mit hierarchischen Strukturen, unter Verwendung eines einheitlichen Prozesscharakters²¹⁴.

Analytisch

Innerhalb des AHP ist die Arbeitsweise als analytisch zu bezeichnen, da das Verfahren auf numerischen Zahlenbezügen basiert. Es verwendet rationale Zahlen um unter Einbeziehung logischer Schlüsse Entscheidungen zu begründen²¹⁵. Das Ergebnis entspricht keiner verbal argumentativen Darstellung geeigneter Alternativen, sondern einem repräsentativen numerischen Ergebniswert, im Sinne der übergeordneten Problemzielstellung.

Hierarchisch

Entscheidungen beinhalten je Problemstellung eine Vielzahl bewertbarer Wirkungen und Funktionen, die in Form von Kriterien und Alternativen Darstellung finden. Da durch den menschlichen Verstand ab einer durchschnittlichen Vergleichszahl von zirka sieben Alternativen eine Beurteilbarkeit nur noch eingeschränkt möglich erscheint, ist es notwendig, mehrere Beurteilungsebenen bei komplexen Entscheidungen zu verwenden²¹⁶. Diese Ebenen sind hierarchisch zu strukturieren. Die hierarchische Struktur basiert dabei auf übergeordneten Zielen die durch nachgeordnete Kriterien Beschreibung finden. Im Ergebnis entspricht der hierarchische Strukturaufbau der Abbildung einer auf jeder Ebene unabhängigen Kriterienanzahl, unter Berücksichtigung deren Abhängigkeit zu der jeweils übergeordneten Zielebene.

Prozess

Der Prozesscharakter von AHP-Verfahren basiert auf zwei Ursachen. Zum einen können Entscheidungen bei komplexen Problemstellungen nur durch Einbeziehung mehrerer Entscheidungsträger bzw. Experten unter Bildung eines Konsenses entstehen und zum anderen erfordern Vergleiche die Einhaltung rationaler Transitivität²¹⁷. Beide Ursachen begründen Neubewertungen oder veränderten Wertigkeiten in Form von Rückkopplungen und folglich einen Kreislaufprozess²¹⁸.

²¹⁴ vgl. HARKER & VARGAS (1987), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), WEBER (1993), GÖTZE (2008)

²¹⁵ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

²¹⁶ vgl. MILLER (1955), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), WEBER (1993), MEIXNER & HAAS (2009)

²¹⁷ Transitivität beschreibt in der Mathematik eine konsistente Kettenschlussregel bei der, bei mindestens zwei Vergleichen, Analogien in der Relationsabbildung eingehalten werden müssen. – vgl. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Definition/transitivitaet-der-praeferenzordnung.html> (abgerufen: 07.06.2012)

²¹⁸ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), MEIXNER & HAAS (2009),

3.2.5.2. Voraussetzung der Anwendung

AHP begründen Entscheidungen durch mathematische Berechnungen. Hierzu sind Kriterien und Alternativen ebenenbezogen zueinander mit numerischen Wertgewichten zu versehen. Das Ziel ist die lückenlose Aufstellung der für die Entscheidung zu berücksichtigenden Wertigkeiten und Wertvorstellungen. Für die rationale (stabile) Entscheidungsfindung ist es dabei notwendig, mindestens vier Restriktionen der Bearbeitung einzuhalten. Die sogenannten Axiome gehen zurück auf den Verfahrensbegründer Saaty und wurden in späteren Forschungsarbeiten präzisiert²¹⁹. Die vier Axiome bilden die Grundlage des multikriteriellen Bewertungsverfahrens und sind bei einer jeden Anwendung zwingend einzuhalten²²⁰.

1. Axiom

Wertgewichte innerhalb des AHP erfolgen unter Verwendung paarweiser Alternativen- und Kriterienvergleiche. Hierzu existieren definierbare Mengen endlicher Alternativen und Kriterien. Bei Vorlage zweier unabhängiger Alternativen (A) oder Kriterien (K) i und j erfolgt der jeweilige Vergleich mittels kardinaler oder quasi-kardinaler Skalen unter Berücksichtigung der Reziprozität²²¹.

$$a_{ij} = \frac{1}{a_{ji}} \quad \text{für alle } i, j \in A, K$$

Formel 3-1: 1. Axiom – AHP

2. Axiom

Es existieren keine Alternativen oder Kriterien deren Werte unendlich bessere Beurteilung finden.

$$a_{ij} \neq \infty \quad \text{für alle } i, j \in A, K$$

Formel 3-2: 2. Axiom – AHP

3. Axiom

Entscheidungsprobleme begründen hierarchische Strukturen, in denen innerhalb der Ebenen Unabhängigkeit zwischen Kriterien besteht.

4. Axiom

Für Entscheidungsunterstützungen mittels AHP sind vorab der Durchführung alle Kriterien und Alternativen darzustellen.

Die vier Axiome bilden die Basisrestriktionen eines jeden AHP. Sie gewährleisten einen konsistenten Bewertungsalgorithmus unter Verwendung mathematischer Rechenbeziehungen. Eine Verletzung der Randbedingungen behindert im Regelfall eine rationale und vor allem stabile Entscheidungsfindung.

3.2.5.3. Verfahrensablauf

AHP erfahren Durchführung unter Berücksichtigung der allgemeinen Prozessinhalte multikriterieller Entscheidungsverfahren²²². So beinhalten AHP vorrangig neben der Problemstellung, die Festlegungen der übergeordneten Zielsysteme sowie die zu verwendenden Alternativen und Entscheidungskriterien. In Zusammenfassung aller Randbedingungen erfolgt der für AHP spezifische Verfahrensablauf²²³. Beginnend mit der hierarchischen Strukturierung werden Kriterien pro Ebene infolge Präfe-

²¹⁹ vgl. HARKER & VARGAS (1987), SAATY T.L. (1987), SAATY R.W. (1987)

²²⁰ vgl. SAATY R. W. (1987), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), WEBER (1993), MEIXNER & HAAS (2009), HEINISCH (2010)

²²¹ Umkehrbarkeit der Wertbeziehungen

²²² vgl. Abschnitt 3.2.2

²²³ vgl. Abbildung 3-5

renzen und/oder quantitativer Daten im Paarvergleich gewichtet. Sind alle Wertvergleiche konsistent, so werden die numerisch bestimmten Attributgewichte zusammengefasst. Hierbei wird jede Alternative bzw. Kriterium im Sinne des Zielsystems beurteilt. Da aber trotz Konsistenz, Instabilitäten eine abschließende Rangfolgenpriorisierung zur Entscheidungsunterstützung beschränken können, müssen alle Werte einer Sensitivitätsanalyse unterzogen werden. Bei Nachweis der Stabilität ist es abschließend möglich, die Alternativen im Sinne des Zielsystems in einer Rangfolge darzustellen.

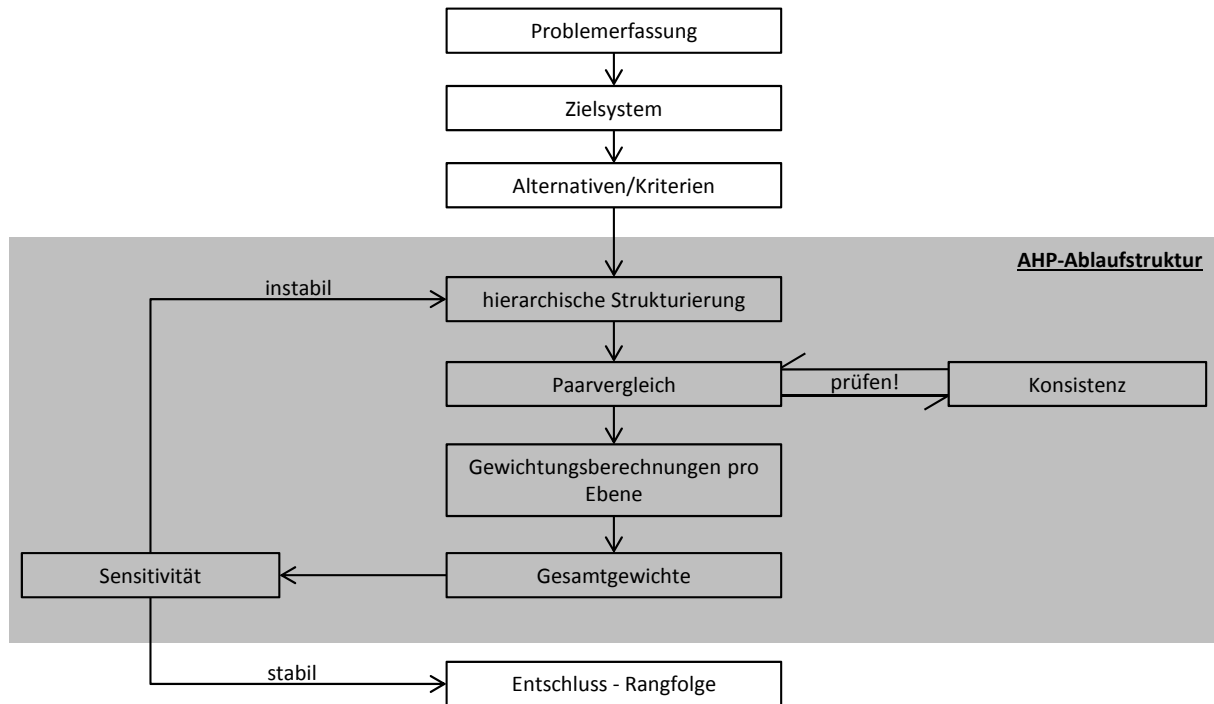


Abbildung 3-5: Verfahrensablauf von AHP-Verfahren in Einordnung in das allgemeine Entscheidungsprozessmodell²²⁴

Im Folgenden werden die Teilprozesse des AHP-Verfahrens genannt und erläutert. Detaillierte Anwendungen mit komplexen Beispielen sind der Fachliteratur zu entnehmen²²⁵.

I. Hierarchische Strukturierung

Diskrete Entscheidungen basieren auf projektabhängigen Anzahlen verschiedener Alternativen. Um diese im Sinne des AHP in ihren zugehörigen Wertigkeiten untereinander abzubilden, erfolgt ein paarweiser Vergleich. Für jede Beurteilungsebene und entsprechend der Verfahrensaxiome entstehen dabei $\left[\frac{1}{2} n * (n - 1) \right]$ Wertgewichtungen²²⁶. Die Beurteilung der Wertigkeiten pro Ebene untereinander kann mittels des Einsatzes quantitativer Daten oder Präferenzen erfolgen. In Vergleichsgewichtungen bilden quantitative Bewertung aber im Regelfall nur Ausnahmen. Wertbeurteilungen erfolgen mehrheitlich durch präferenzgestützte Wertzuweisungen. Egal welche Form der Wichtung Anwendung erfährt, so müssen die Inhalte pro Ebene Transitivität aufweisen. Hierbei ist vor allem auf die Präferenzen und ihre inhaltliche Konsistenz zu achten. Der menschliche Verstand ermöglicht durch seine kognitiven Fähigkeiten nur die Verarbeitung eines begrenzten Umfanges an verschiedenen Informationen. Aus unterschiedlichen psychologischen Studien ist bekannt, dass ab zirka sieben Paarvergleichen, Transitivität der Wertzuweisungen durch den menschlichen Verstand nur noch ein-

²²⁴ vgl. Abschnitt 3.2.2

²²⁵ vgl. HWANG & YOON (1981), HAEDRICH ET AL. (1986), HARKER & VARGAS (1987), SAATY R.W. (1987), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), WEBER (1993), GÖTZE (2008), MEIXNER & HAAS (2009), HEINISCH (2010), SANDOVAL-WONG (2012)

²²⁶ vgl. HARKER & VARGAS (1987), SAATY R.W. (1987), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), SCHNEEWEIß (1991)

geschränkt sichergestellt werden kann²²⁷. Da aber vor allem Präferenzen für die Gewichtung mehrdimensionaler Kriterien Verwendung finden, sind Entscheidungsfindungen durch Überschreitung der Anzahl an kognitiven Wertzuweisungen ohne zusätzlich Hilfestellungen mehrfach nicht stabil möglich. Zur Lösung dieser Einschränkung ist das AHP-Verfahren als hierarchischer Entscheidungsalgorithmus zu strukturieren²²⁸. Hierbei werden die Anzahlen benötigter Paarvergleiche durch Bildung über- und untergeordneter Ebenen verringert²²⁹. Im Ergebnis ist es mehrfach möglich, die maximal kognitiv zu verarbeitende Anzahl an Vergleichskriterien auch bei umfangreichsten Problemstellungen einzuhalten.

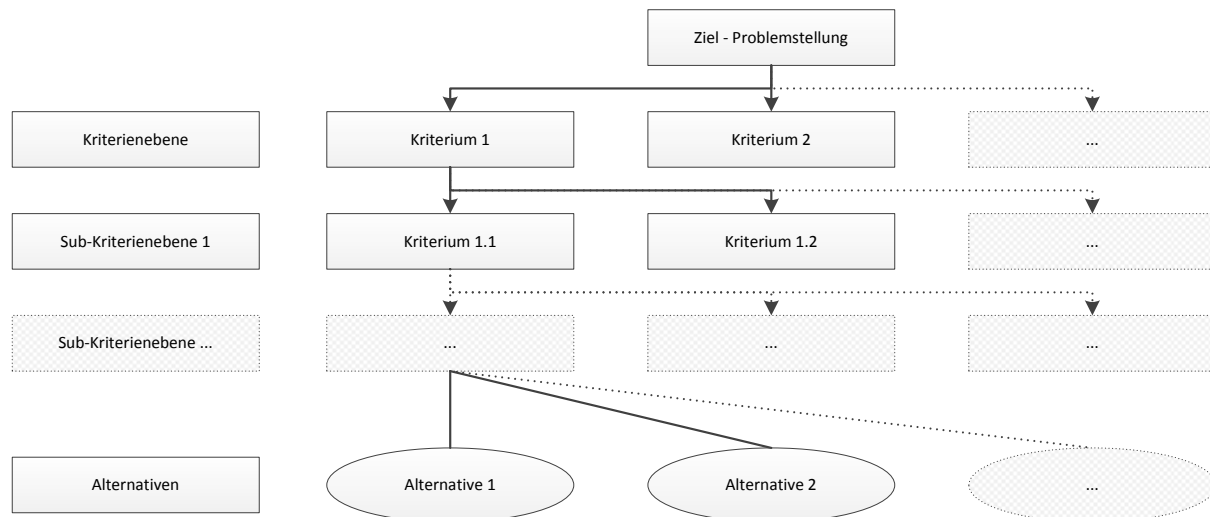


Abbildung 3-6: hierarchische Struktur von AHP²³⁰

II. Paarvergleiche

AHP begründen Entscheidungen durch mathematische Auswertungen von Paarvergleichen, basierend auf Präferenzen und/oder auf quantitativen Daten. Hierzu werden jedem Kriterium und jeder Alternative pro Bewertungsebene Wertigkeiten untereinander zugewiesen²³¹.

Anmerkung: In den folgenden Erläuterungen werden Alternativen und Kriterien unter dem Begriff der Attribute zusammengefasst. Dies gewährleistet eine verkürzte Beschreibung, unter Berücksichtigung der vergleichbaren Inhalte und Berechnungsalgorithmen, der beiden differenzierten Auswertungsfaktoren.

a) Voraussetzungen des Paarvergleiches

Paarvergleiche repräsentieren die Wertigkeitsstellung zweier unabhängiger Attribute in Vergleich zueinander. Der berechnete Paarvergleichsfaktor a_{ij} beschreibt dabei die Vorteilhaftigkeit eines Attributes i zu einem Attribut j unter Verwendung einer kardinalen Bewertungsskala.

²²⁷ Die maximal kognitiv zu verarbeitenden Paarvergleiche (unter Berücksichtigung der Einhaltung der Konsistenz der Inhalte) werden zum Beispiel ausgehend ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991) bei zirka 5-9 Kriterien erreicht, während WEBER (1993) sieben Paarvergleiche als Maximum empfiehlt. International wird durch MILLER (1955) eine maximal zu verarbeitende Paarvergleichszahl von „7±2“ veranschlagt.

²²⁸ vgl. Abbildung 3-6

²²⁹ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991)

²³⁰ in Anlehnung an SAATY T. L. (1987) – Seite 158

²³¹ vgl. HWANG & YOON (1981), HAEDRICH ET AL. (1986), HARKER & VARGAS (1987), SAATY R.W. (1987), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), WEBER (1993), GÖTZE (2008), MEIXNER & HAAS (2009), HEINISCH (2010)

$$a_{ij} = \frac{w_i}{w_j} \quad \text{für alle } i, j \in n$$

a Attributgewichtung im Vergleich

w Wichtigkeit des Einzelattributes (i, j)

n Anzahl Attribute

Formel 3-3: Wertgewichtung Paarvergleich – AHP

Für die weiteren Berechnungen sind alle Attributvergleiche in eine numerische Matrix zu überführen. Die sogenannte Evaluationsmatrix A beinhaltet dabei alle Abbildungen der paarweisen Vergleiche ebenenspezifischer Attribute²³².

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & a_{13} & \dots & a_{1j} \\ a_{21} & 1 & a_{23} & \dots & a_{2j} \\ a_{31} & a_{32} & 1 & \dots & a_{3j} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{i1} & a_{i2} & a_{i3} & \dots & 1 \end{bmatrix} \quad \text{für alle } i, j \in n$$

mit: i Zeilennummer
 j Spaltennummer

Formel 3-4: Evaluationsmatrix – AHP

Für die Evaluationsmatrix A des AHP gelten folgende Voraussetzungen²³³:

- Die Matrix ist immer quadratisch!
- $a_{ii} = 1$, $a_{ij} > 0$ und $a_{ij} = \frac{1}{a_{ji}}$ für alle i, j

Formel 3-5: Randbedingungen Evaluationsmatrix – AHP

Neben der Voraussetzung der Bildung einer problemspezifischen Evaluationsmatrix bedarf die Anwendung der AHP der Einhaltung konsistenter Paarvergleiche. Nur eindeutige Gewichtungen der Attribute gewährleisten stabile Ergebnisse. Die Voraussetzung der Konsistenz ist in Abhängigkeit der numerischen Präferenzdarstellungen immer dann gegeben, wenn die allgemeine Gleichung

$$a_{ij} * a_{jk} = a_{ik} \quad \text{für alle } 1 \leq i, j, k \leq n$$

Formel 3-6: Konsistenzbedingung – AHP

für alle Attribute erfüllt ist²³⁴. Hierbei erfolgt der Nachweis der Transitivität durch Einhaltung der Bedingung, wenn ein Attribut i größer j und Attribut j größer k , dann muss das Attribut i immer größer k in Wertgewichtung vorliegen. Abweichungen verletzen die Grundlagen einer konsistenten paarweisen Gewichtung und verhindern je nach Einflussnahme eine nachvollziehbare und stabile Entscheidungsunterstützung.

b) Gewichtungsskalen

AHP begründen Entscheidungen in Verwendung von kardinalen Bewertungsskalen. Als Beurteilungsskalen dienen dabei verschiedenste Formen der Präferenzwertabbildung oder quantifizierte Werte. Während quantifizierte Werte direkte Verwendung erfahren, sind Präferenzen, neben der ursprünglichen 9-Punkte Skala von Saaty²³⁵, zum Beispiel in Form der 10/10-18/2-Skala oder der 9/9-9/1-Skala

²³² vgl. HWANG & YOON (1981), HARKER & VARGAS (1987), SAATY R.W. (1987)

²³³ vgl. SCHNEEWEIß (1991)

²³⁴ vgl. SAATY R.W. (1987)

²³⁵ vgl. SAATY R.W. (1987)

darstellbar²³⁶. Im Folgenden wird ausgehend auf der historisch begründeten Anwendbarkeit und der im Regelfall zu vernachlässigenden Ergebniswertänderungen bei unterschiedlichen Skalen²³⁷, die 9-Punkte Skala von Saaty als Referenzwert der Präferenzabbildung verwendet.

Die Bewertungsskala von Saaty beinhaltet für definierte präferenzgestützte Werteklassen numerische Zuordnungsgrößen die eine eindeutige Abbildung der Präferenzen erlauben²³⁸. In der Skala werden dazu Werte der Bandbreite von 1 (gleiche Bedeutung) bis 9 (absolut dominierend) vergeben. Gleichzeitig ist dabei zu berücksichtigen, dass die Wertigkeiten im umgekehrten Attributvergleich den reziproken Skalengrößen entsprechen müssen²³⁹. Folglich ist zum Beispiel die Gewichtung eines Attributes $a_{12} = 9$ konsistent, wenn dessen Gegenpart $a_{21} = 1/9$ ist.

Tabelle 3-2: 9-Punkte-Skala von Saaty²⁴⁰

Skalenwert	Definition	Beschreibung
1	gleiche Bedeutung	Beide verglichenen Attribute haben die gleiche Bedeutung für die nächsthöhere Bezugsebene.
3	etwas größere Bedeutung	Erfahrung und Einschätzung sprechen für eine etwas größere Bedeutung eines Attributes im Vergleich zu einem anderen.
5	erheblich größere Bedeutung	Erfahrung und Einschätzung sprechen für eine erheblich größere Bedeutung eines Attributes im Vergleich zu einem anderen.
7	sehr viel größere Bedeutung	Die sehr viel größere Bedeutung eines Attributes zeigt sich deutlich.
9	absolut dominierend	Es handelt sich um den größtmöglichen Bedeutungsunterschied zwischen zwei Attributen.
2,4,6,8	Zwischenwerte	Bedeutungen können zwischen den maßgeblichen Stufen in engeren Zusammenhängen vorliegen.

Die Verwendung quantitativer Daten setzt voraus, dass alle Attribute in einer identischen Einheit vorliegen. Folglich ist dies bei vorausgesetzter Unabhängigkeit der Attribute im Regelfall nur innerhalb der Alternativenebene zu erwarten. Hierbei ist es aber möglich, abweichend subjektiver Präferenzen, vollständig gestützt auf Daten, Wertgewichtungen in objektiven Maßstäben zu erhalten. In der Durchführung müssen dazu die ermittelten Kennwerte der Einzelattribute unter Berücksichtigung des Wertwichtungsverhältnisses Darstellung erfahren²⁴¹. Dieser Vorgang gewährleistet vollständig objektive Vergleiche ohne Einschränkungen durch eine Konsistenzverletzung.

c) Berechnung der Attributgewichte

Der Paarvergleich auf Hierarchieebene erfolgt unter Verwendung von Präferenzen und/oder quantitativen Werten. Es sind dabei immer genau zwei Attribute in Wertigkeit zueinander zu beurteilen. Um Entscheidungen unter Verwendung von mehr als zwei Attributen und Ebenen zu gewährleisten, bedarf es der Anwendung der Auswertungsmethodik. Hierzu ist die jeweilige Wertigkeit der Attribute auf der Strukturebene zu berechnen (Attributgewichte).

²³⁶ vgl. WEBER (1993), HEINISCH (2010)

²³⁷ vgl. HARKER & VARGAS (1987)

²³⁸ vgl. Tabelle 3-2

²³⁹ vgl. Abschnitt 3.2.5.2 – 1. Axiom

²⁴⁰ in Anlehnung an HAEDRICH ET AL. (1986) – Seite 123, Saaty R.W. (1987) – Seite 163

²⁴¹ vgl. Formel 3-3

Die Berechnung der Attributgewichte ist gemäß Saaty unter Bestimmung des Eigenvektors möglich²⁴². Dieser entspricht in Inhalt den Attributgewichten der Bezugsebene und ist das Ergebnis der paarweisen Wichtungen. Als Voraussetzung ist die Grundform und Konsistenz der Evaluationsmatrix zu beachten. Bei Einhaltung dieser Randbedingungen ist der Eigenvektor unter folgender Relationsbeziehung darstellbar²⁴³:

$$A\vec{w} = \lambda_i\vec{w}$$

A Evaluationsmatrix

\vec{w} Eigenvektor

λ_i Eigenwerte

Formel 3-7: Eigenvektorbeziehung – AHP

Die Relationsbeziehung beschreibt die Vergleichbarkeit der Multiplikation von der Evaluationsmatrix und dem Eigenvektor, zu Eigenwerten und Eigenvektor. Beide Teilseiten entsprechen damit einem identischen Kennwert. Um aber den Eigenwert in seiner Form als Attributgewicht zu erhalten, sind Umstellungen und Lösungsansätze notwendig. Diese werden im Folgenden kurz erläutert²⁴⁴.

1. Erstellung eines lineare Gleichungssystems

$$(A - \lambda_i I) * \vec{w} = 0$$

I Einheitsmatrix

Formel 3-8: lineares Gleichungssystem Eigenvektor – AHP

2. Lösung des Gleichungssystems

Unter Voraussetzung eines real existierenden Eigenvektors mit der Bedingung $w \neq 0$ ist die Lösung des linearen Gleichungssystems unter Verwendung der Determinantenberechnung möglich.

$$\det(A - \lambda_i I) = 0!$$

Formel 3-9: Determinantengleichung Eigenvektor – AHP

Die Determinante entspricht einem Polynom n-ten Grades, dem sogenannten charakteristischen Polynom.

$$\det(A - \lambda_i I) = \begin{vmatrix} 1 - \lambda & a_{12} & a_{13} & \dots & a_{1j} \\ a_{21} & 1 - \lambda & a_{23} & \dots & a_{2j} \\ a_{31} & a_{32} & 1 - \lambda & \dots & a_{3j} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{i1} & a_{i2} & a_{i3} & \dots & 1 - \lambda \end{vmatrix} = P_n$$

Formel 3-10: Lösung Determinantengleichung Eigenvektor – AHP

3. Berechnung des Eigenvektors

Nachfolgend der Berechnung der Eigenwerte ist der Eigenvektor als Darstellung der Attributgewichte unter Verwendung eines linearen Gleichungssystems zu bestimmen. Hierzu sind die Eigenwerte in das Gleichungssysteme einzubringen und die Faktoren des Eigenvektors (w_i) zu berechnen.

²⁴² vgl. WEBER (1993)

²⁴³ vgl. SAATY R.W. (1987), SCHNEEWEIß (1991)

²⁴⁴ vgl. SCHNEEWEIß (1991), WEBER (1993)

$$(A - \lambda I) * \vec{w} = 0 \quad \rightarrow \quad \vec{w} = \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \\ \vdots \\ a_i \end{pmatrix}$$

Formel 3-11: Berechnung Eigenvektor – AHP

Im Ergebnis der Berechnungen entspricht der Eigenvektor der Darstellung der Zielgewichte der Attribute. Um aber in Zusammenfassung verschiedener Ebenen vereinfachte Kombinationen der Gewichtungen zu ermöglichen, ist eine Normierung notwendig.

$$\vec{w} = \begin{pmatrix} a_1 / \sum a_i \\ a_2 / \sum a_i \\ \vdots \\ a_i / \sum a_i \end{pmatrix}$$

Formel 3-12: normierter Eigenvektor – AHP

Die oben beschriebene Berechnung der Attributgewichte basiert auf Theorien der Vektorrechnung und Grundsätzen des AHP. Es ist grundsätzlich möglich, mit dem Verfahren beliebige Attributanzahlen (Attributvergleiche) auszuwerten und Gewichte zu erheben. Beschränkungen sind weniger durch rechentechnische Prozesse, als vielmehr durch die Erstellung paarweiser konsistenter Vergleiche zu prognostizieren.

Die Ergebnisse der Attributgewichtung von Paarvergleichen sind innerhalb des AHP für die Bestimmung der gemäß dem Zielsystem geforderten besten Alternative erforderlich. Sie entsprechen den Wertigkeiten der Attribute pro Ebene und daraus ableitbar den jeweiligen Alternativenwertschätzungen im Vergleich. In Kombination der Gewichte aller Ebenen und Attribute ist es möglich, für jede Problemstellung rationale Entscheidungen zu begründen.

III. Konsistenz – Konsistenzprüfung

Der AHP begründet Entscheidungsfindungen durch paarweise Vergleiche differenzierter Attribute unter Einbeziehung quantitativer Daten oder subjektiver Präferenzen. Um dabei konfliktfreie Wahlösungen zu generieren, ist der Paarvergleich nur unter Beachtung der inhaltlichen Konsistenz möglich. Inkonsistente Vergleiche verringern die Repräsentativität der Entscheidungsergebnisse. Vollständige Konsistenz kann aber nur bei einigen wenigen Aufgabenstellungen grundsätzlich vorliegen. Nur Evaluationsmatrizen der Größe 2x2 oder quantitative Datengewichtungen sind geeignet, vollständig konsistente Ergebnisse zu gewährleisten. In allen anderen Anwendungsbereichen sind neben dem ungenauen Präferenzverständnis der Entscheidungsträger auch die Beurteilungsskalen geeignet, Inkonsistenzen in die AHP einzubringen²⁴⁵. So ist zum Beispiel die Bewertungsskala von Saaty immer inkonsistent, wenn ein Attribut A „etwas größere Bedeutung“ zu B ausübt und B zugleich „erheblich größere Bedeutung“ zu C besitzt. Unter der Berücksichtigung der numerischen Wertgewichtungen nach Saaty entspricht dabei $a_{AB}=3$ und $a_{BC}=5$ und folglich $a_{AC}=15$. Die Beurteilungsskala von Saaty erlaubt aber lediglich Wertgewichtungen von im Maximum 9.

Da AHP im Regelfall fast immer inkonsistente Attributvergleiche beinhalten, ist die Verfahrensmethodik konzipiert, stabile Ergebnisse bis zur Überschreitung begrenzter schwacher Inkonsistenzschwellen zu gewährleisten²⁴⁶. Da aber die Abschätzung, in wie weit eine Präferenz oder die Bewer-

²⁴⁵ vgl. HARKER & VARGAS (1987), GÖTZE (2008)

²⁴⁶ vgl. SCHNEEWEIß (1991), WEBER (1993), MEIXNER & HAAS (2009)

tungsskala schwache oder starke Inkonsistenzen begründen kann, nicht intuitiv möglich ist, besteht bei jeder Verfahrensanwendung die Verpflichtung zur Durchführung eines Konsistenzprüfverfahrens²⁴⁷. Dieses ermöglicht die paarweisen Attributvergleiche pro Ebene auf ihre Widerspruchsfreiheit zu überprüfen und zugleich einen Bereich der schwachen Inkonsistenz als noch tolerierbare Fehlerspanne zu deklarieren.

Für die Überprüfung der Konsistenz ist die Erstellung eines Konsistenzindex (CI) in Vergleich zu einem Random Index (RI) notwendig. Der Konsistenzindex beschreibt dabei das Konsistenzverhalten der Evaluationsmatrix A durch Verwendung des maximalen Eigenwertes²⁴⁸.

$$\lambda_{max} = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n \left[\frac{\sum_{j=1}^n (w_i * a_{ij})}{w_i} \right]$$

λ_{max} maximaler Eigenwert

n Attributanzahl

w Attributgewichte

a paarweise Attributwichtungen

Formel 3-13: Maximale Eigenwertberechnung Evaluationsmatrix – AHP

Ist der maximale Eigenwert der Evaluationsmatrix A gleich der Anzahl vergleichbarer Attribute, so besteht vollständige Konsistenz. Abweichend davon bekommen inkonsistente Attributvergleiche Darstellung durch Überschreitung der maximalen Eigenwerte.

$$CI = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$$

CI Konsistenzindex

Formel 3-14: Konsistenzindex CI – AHP

Der Vergleich des Konsistenzindex der Problemstellung und des Radom Index (beide unter Berücksichtigung identischer Evaluationsmatrizengrößen) bildet Darstellung des Konsistenzverhaltens in Bezug auf eine auf Zufall basierenden Vergleichsordnung²⁴⁹. Gemäß Saaty wird dabei jedem AHP bis zu einem Konsistenzverhältnis von 0,1 Stabilität und Unbedenklichkeit bescheinigt²⁵⁰. Bei Überschreitung aber, sind alle Paarvergleiche auf inhaltliche Transitivität zu überprüfen und zu optimieren.

Tabelle 3-3: Random Index²⁵¹

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI(n)	0,00	0,00	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Das Konsistenzprüfverfahren gewährleistet die Stabilität des AHP und ist zugleich Voraussetzung einer praktischen Anwendung. Ohne ausreichende Toleranzgrenzen der Konsistenz sind AHP in ihrer Ausprägung als Entscheidungsunterstützungsverfahren basierend auf Präferenzen kaum anwendbar²⁵². Menschliche Entscheidungen beinhalten nicht immer vollständig rationale Wertungen. Unbewusste oder auf fehlendem Wissen begründete inkonsistente Attributvergleiche sind niemals auszuschließen. Folglich aber sind mit AHP nur durch Berücksichtigung von tolerierbaren Fehlerspannen Entscheidungsfindungen in der Praxis umsetzbar. Die Konsistenz muss aber dennoch, trotz der in

²⁴⁷ vgl. SAATY R.W. (1987), HARKER & VARGAS (1987), SCHNEEWEIB (1991), WEBER (1993)

²⁴⁸ vgl. SAATY R.W. (1987)

²⁴⁹ vgl. Tabelle 3-3

²⁵⁰ vgl. SAATY R.W. (1987)

²⁵¹ SAATY R.W. (1987) – Seite 171

²⁵² vgl. SAATY R.W. (1987)

Realität meist vorherrschender schwacher Inkonsistenz, grundlegende Voraussetzung eines jeden AHP-Modells bleiben. Ohne Transitivität innerhalb der Vergleiche sind Begründungen von Entscheidungen nicht rational nachvollziehbar, noch stabil möglich.

IV. Gesamtgewichte

Attributgewichte repräsentieren die Wertigkeiten der differenzierten Kriterien und Alternativen auf einer jeweils abgeschlossenen Hierarchieebene, im Sinne der nächsthöheren Zielebene. Da aber AHP im Regelfall aus mehreren Ebenen bestehen, ist eine Gesamtberechnung für die Entscheidungsbeurteilung ebenenübergreifend notwendig.

Bei Entscheidungsunterstützungen über mehrere Attributebenen ist bei Einhaltung der konsistenten Wertgewichtungsermittlung eine Ergebnisberechnung durch Multiplikation und Addition in Bezug auf die Ebenenknoten notwendig. Hierbei werden die jeweiligen Attributstränge für jede Alternative über alle Ebenen kombiniert²⁵³.

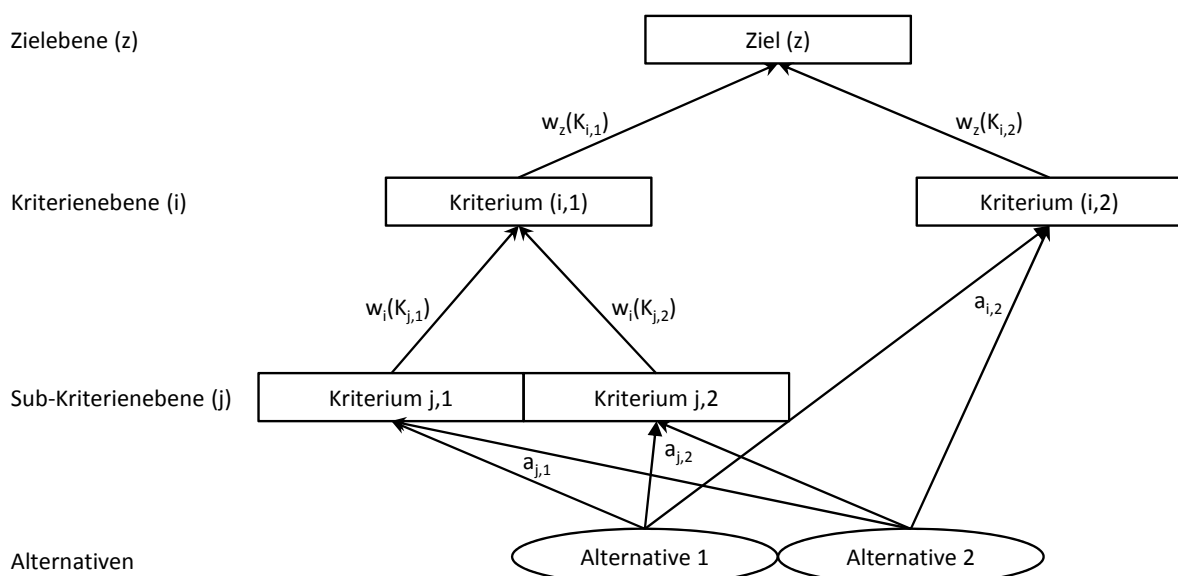


Abbildung 3-7: hierarchische Problemstrukturierung AHP-Verfahren – Beispiel

Das Beispiel in Abbildung 3-7 beinhaltet eine Entscheidungssituation über zwei Kriterienebenen, mit zwei zu unterscheidenden Alternativen. Jede Ebene wird dabei intern untereinander, unter Berücksichtigung der überordneten Zielebene gewichtet. Um anschließend einen Gesamtergebniswert (Zielwert) bezüglich Alternative 1 und 2 zu erhalten, ist es notwendig, Additions- und Multiplikationsverfahren anzuwenden. Grundsätzlich ist dabei zu beachten, dass von Ebene zu Ebene Multiplikationen erfolgen, während an Knotenpunkten der Hierarchie Summierungen stattfinden. Die folgende Formelbeziehung stellt diesen Vorgang beispielhaft für die Alternative 1 dar.

²⁵³ vgl. SAATY R.W. (1987), SCHNEEWEIß (1991), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), MEIXNER & HAAS (2009)

$$z(A1) = \left[\left(a_{j,1}(A1) * w_i(K_{j,1}) \right) + \left(a_{j,2}(A1) * w_i(K_{j,2}) \right) \right] * w_z(K_{i,1}) + \left(a_{i,2}(A1) * w_z(K_{i,2}) \right)$$

$z(A1)$	Ergebnis-/Zielwert der Alternative 1
$a_{j,1}(A1)$	Gewicht der Alternative 1 zu 2 mit Zielrichtung Kriterium j,1
$a_{j,2}(A1)$	Gewicht der Alternative 1 zu 2 mit Zielrichtung Kriterium j,2
$a_{i,2}(A1)$	Gewicht der Alternative 1 zu 2 mit Zielrichtung Kriterium i,2
$w_i(K_{j,1})$	Gewicht des Kriterium j,1 zu Kriterium j,2 mit Zielrichtung Kriterium i,1
$w_i(K_{j,2})$	Gewicht des Kriterium j,2 zu Kriterium j,1 mit Zielrichtung Kriterium i,1
$w_z(K_{i,1})$	Gewicht des Kriterium i,1 zu Kriterium i,2 mit Zielrichtung Zielebene z
$w_z(K_{i,2})$	Gewicht des Kriterium i,2 zu Kriterium i,1 mit Zielrichtung Zielebene z

Formel 3-15: Berechnung des Gesamtgewichtwertes der Alternative 1 – Beispiel²⁵⁴

Die Gesamtgewichte als Ergebniswerte der AHP bilden die Basis der Rangfolgenstellung der zur Beurteilung vorliegenden Alternativen. Durch Verknüpfung der Inhalte der Maßnahmen und der Bewertungsebenen ist es möglich, mathematisch korrekte Ergebnisse zu erreichen und folglich Entscheidungen rational zu begründen. Da dabei nur auf die Ergebnisse der Einzelgewichtungen der vorangegangenen Attributgewichtsberechnungen zurückgegriffen wird, ist der Vorgang grundsätzlich inhaltlich konsistent. Alle inkonsistenten Bewertungen der Attribute müssen vor Kombination beseitigt werden.

V. Sensitivitätsprüfung

Die Ergebnisse der Gesamtberechnung entsprechen den Wertigkeiten der Maßnahmen hinsichtlich der zu erfüllenden Zielstellungen. Sie sind geeignet im Vergleich Alternativen in einem nachvollziehbaren Ranking abzubilden. Doch während die Ergebnisse Konsistenz nachweislich beinhalten, ist die Stabilität der Analyse bis dato noch nicht näher untersucht. So ist es möglich, dass bei geringfügigen Wertänderungen Rangfolgenverschiebungen und folglich veränderte Befürwortungen entstehen können (Rank Reversal)²⁵⁵. Bei quantitativen Werten ist eine Stabilität grundsätzlich vorauszusetzen und nicht zusätzlich zu belegen. Um aber die präferenzgestützten Wichtungen in Hinblick auf die Stabilität der Gesamtbewertung zu beurteilen, ist es notwendig, jeden Paarvergleich einzeln zu untersuchen. Hierzu sind Auswirkungen durch veränderte Gewichtungsverhältnisse zu berechnen und der Punkt zu ermitteln, an dem Rangfolgenverschiebungen eintreten²⁵⁶. Befindet sich der berechnete Wert in unmittelbarer Nähe der bis dato bestimmten Gewichtungen, so ist die Befürwortungsrangfolge als instabil zu deklarieren.

Eine Optimierung des AHP ist vordergründig durch Überarbeitung der Paarvergleichspräferenzen, aber auch im Rahmen der Hierarchiebildung und der Kriterienermittlung möglich. Das primäre Ziel besteht in der Verbesserung der Stabilität der Ergebnisse der Prozessanwendung. Nur durch Stabilität ist die Entscheidungsunterstützung nachweislich belastbar und kann auch bei abweichenden Präferenzen Zustimmung erfahren. Die Anwendung von Sensitivitätsuntersuchungen bei AHP sollte grundsätzlich immer erfolgen, muss aber zwingend immer dann stattfinden, wenn Rangfolgen nur geringste Wertdifferenzen aufweisen²⁵⁷. Bei kleinen Unterschieden der Gesamtgewichte sind Präferenzänderungen im Regelfall für die Ergebniswertbildung entscheidend.

Sensitivitätsprüfungen verlangen die Überprüfung aller maßgeblichen präferenzbegründeten Paarvergleiche. Da dies je nach Projekt hohe Aufwendungen der Bearbeitung verlangt, sind Sensitivitäts-

²⁵⁴ vgl. Abbildung 3-7

²⁵⁵ vgl. DYER (1990), SCHNEEWEIß (1991), MEIXNER & HAAS (2009)

²⁵⁶ vgl. MEIXNER & HAAS (2009)

²⁵⁷ vgl. MEIXNER & HAAS (2009)

untersuchungen im Regelfall nur mittels Softwareunterstützung umfassend möglich²⁵⁸. Die zu verwendenden rechnergestützten Analysenmethoden können durch Eigenprogrammierung²⁵⁹ generiert oder bekannte Softwarelösungen, wie zum Beispiel AutoMan oder Expert Choice, genutzt werden²⁶⁰. Auf die Durchführung eigener händischer Berechnungen ist mit Verweis auf den notwendigen Arbeitsumfang allgemein zu verzichten.

VI. Ergebnis – Entschluss

Den Abschluss des AHP bildet die Rangfolgengenerierung und -darstellung aller untersuchten Alternativen. Im Detail werden die Gesamtgewichte gemäß dem zugeordnetem Maximum gelistet. Voraussetzung für eine Darstellung ist dabei die interne Konsistenz der Wertgewichtungen und die Stabilität der Gesamtgewichte. Ist dies nachweislich gegeben, so ist immer die Alternative i der Alternative j vorzuziehen, wenn $z(A_i) > z(A_j)$ besteht²⁶¹.

Die Rangfolge repräsentiert die Vorteilhaftigkeit der Alternativen unter Berücksichtigung der Zielstellungen. Ihre Werte entsprechen normierten Kenngrößen, die in Höhe die Befürwortung der jeweiligen Alternative widerspiegelt. Eine Aussage über die Absoluterfüllung der Zielsetzung ist nicht möglich, da die Alternativenrangfolge lediglich geeignet ist, die Alternative zu begünstigen, die gemäß Präferenzen und quantitativen Daten die Zielstellung am umfangreichsten erfüllt.

3.2.5.4. Anwendungsgebiete von AHP-Verfahren

Der AHP erlaubt Entscheidungen durch mathematische Berechnungsalgorithmen transparent und rational zu begründen²⁶². Er ist sowohl bei qualitativen wie auch quantitativen Informationen unter Sicherheit und Unsicherheit anwendbar. Die Stabilität der Ergebnisse ist dabei immer abhängig von den jeweiligen Eingangsgrößen. So ist es mit AHP bei Vorlage von ausschließlich rational-quantitativen (numerischen) Werten und einer einheitlichen Bewertungseinheit möglich, vollständig objektive Entscheidungsergebnisse im Sinne einer Realitätstreue zu erhalten²⁶³.

AHP repräsentieren im Ergebniswert nur relative Wertaussagen und Bevorzungen. Jedes Projekt muss bei weiteren zusätzlichen Alternativen im Rahmen aller Varianten eine Neubeurteilung erfahren. Absolutwerte die auch bei zusätzlichen Alternativen unveränderten Bestand besitzen, sind durch AHP nicht erstellbar. AHP erlauben in Kenntnis aller zur Verfügung stehenden Alternativen nur die Wahl der jeweils in Zielstellung und Vergleich am besten geeigneten Variante. Dadurch sind Anwendungen von AHP in diskreten Lösungsräumen geeignet. Mehrfach wechselnde Alternativen oder der zusätzliche Bedarf an Wertanalysen sind nur eingeschränkt mit der Methodik von AHP zu vereinbaren. Hierbei ist grundsätzlich eine Veränderung der Befürwortungsrangfolge durch einen Rank Reversal möglich²⁶⁴.

²⁵⁸ vgl. MEIXNER & HAAS (2009)

²⁵⁹ z. B. innerhalb eines Excel-Sheets

²⁶⁰ vgl. WEBER (1993), MEIXNER & HAAS (2009)

²⁶¹ vgl. HARKER & VARGAS (1987), SAATY R.W. (1987), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), WEBER (1993), GÖTZE (2008), MEIXNER & HAAS (2009)

²⁶² Anwendungen von AHP sind zum Beispiel in der Betriebswirtschaft, Volkswirtschaft, Hauswirtschaft, Politik und weiteren Forschungsvorhaben vorzufinden. – vgl. MEIXNER & HAAS (2009)

²⁶³ vgl. BAUMGÄRTNER ET AL. (2012), ZINKE ET AL. (2012)

²⁶⁴ vgl. DYER (1990), SCHNEEWEIß (1991), MEIXNER & HAAS (2009)

3.2.6. Entscheidungstheorie – Anwendung und Ausblick

Multikriterielle Entscheidungsunterstützungsverfahren existieren in verschiedenen Formen, mit unterschiedlichen Zielsetzungen²⁶⁵. Sie sind geeignet, quantitative als auch präferenzgestützte Informationen zu verarbeiten. Ausgehend von den Kriterien und Alternativen ist es möglich, Entscheidungen hinsichtlich einer oder mehrerer Zielstellungen zu begründen.

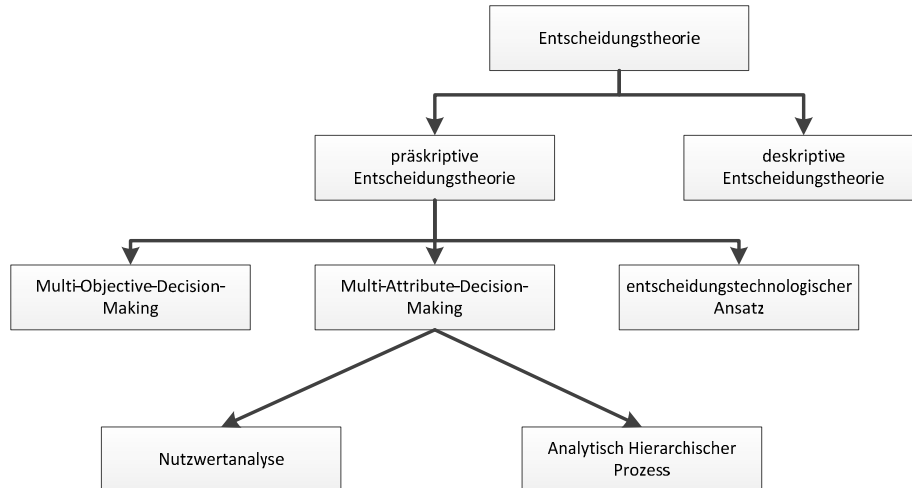


Abbildung 3-8: multikriterielle Entscheidungstheorien – Einordnung von NWA und AHP

Die in den vorangegangenen Teilabschnitten beschriebenen Verfahren entsprechen zwei weitverbreiteten Varianten multikriterieller Entscheidungsfindung. Ihre Eignung zur Beurteilung mehrdimensionaler Zielstellungen sind durch vielfältige Anwendungen nachgewiesen²⁶⁶. Inhaltlich gewährleisten sie rationale Berechnungen, beinhalten aber auch Einschränkungen bezüglich der Eingangsdaten und Ergebnisrepräsentativität. Eine Anwendbarkeit ist spezifisch der jeweiligen Aufgabenstellung zu beurteilen. Es ist dabei zu untersuchen, in wie weit die Verfahren einzeln, in Kombination oder in Verbindung mit anderen Verfahren geeignet erscheinen, die gemäß der jeweiligen Aufgabenstellung zu bearbeitenden Frage-/Zielstellungen umfassend und konsistent zu beantworten.

²⁶⁵ vgl. Abbildung 3-8

²⁶⁶ vgl. HARKER & VARGAS (1987), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), WEBER (1993), GÖTZE (2008)

4. Nachhaltige Hochwasserschutzmaßnahmen

Anthropogene Maßnahmen und Vorhaben existieren mit unterschiedlichsten Zielstellungen und in verschiedenen Einsatzbereichen. Jede Maßnahme ist dabei in Abhängigkeit der Aufgabenstellung einzigartig zu planen. Hierzu umfassen Vorhaben im Regelfall mehrere Möglichkeiten der Umsetzung und verlangen dadurch der Abwägung und Entscheidung. Um ausgehend von der jeweiligen Aufgabenstellung die Alternative zu ermitteln, deren Umsetzung in einer definierten Zielrichtung allgemein als Optimum zu charakterisieren ist, müssen Bewertungsverfahren und -modelle zur Analyse und Beurteilung der Vorhaben bzw. Maßnahmen Verwendung finden. Nur in Anwendung geeigneter Nachweismethoden können komplexe Fragestellungen rationale und nachvollziehbare Beantwortung erfahren. Fehlerhafte oder unzureichende Bewertungen verhindern Umsetzungen optimierter Lösungsansätze und können insbesondere bei öffentlichen Vorhaben gesellschaftliche Schäden verursachen.

4.1. Analyse und Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen

Um den Gefahren und Beeinflussungen von Hochwasserereignissen entgegenzutreten, existiert eine Vielzahl an Schutzmaßnahmen²⁶⁷. Um aus dieser Menge an verschiedenen Maßnahmen, die in Nutzenwirkung effektivsten zu planen und anzuwenden, bedarf es der Verwendung einer geeigneten Bewertungsmethodik.

Bewertungsverfahren beurteilen Handlungen und Maßnahmen entsprechend einer oder mehrerer vorab festgelegter und möglichst detaillierter Aufgabenstellungen. Je nach Zielsetzung werden dabei verschiedene Inhalte analysiert und mittels separaten Methoden und Verfahren beurteilt. In Anwendung von Bewertungsverfahren entstehen dabei Aussagen bezüglich der absoluten oder relativen Zielerfüllung und bei mehreren Alternativen eine Rangfolge im Vergleich.

4.2. Zielrahmen der Bewertung

Die Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgt je nach Ziel der Analyse und dem jeweiligen Projekt differenziert. Während am häufigsten einfache Kostenvergleichsrechnungen für Wirtschaftlichkeitsbewertungen herangezogen werden²⁶⁸, sind Auswertungsverfahren mit dem Ziel der erweiterten Beurteilung projektbedingter Umweltbeeinflussungen im Regelfall auf einige wenige zusätzliche Wirkungseffekte und/oder Teilkontenanalyseverfahren beschränkt²⁶⁹. Geschlossene Gesamtbewertungen der durch die Projekte verursachten Umweltwirkungen existieren für Hochwasserschutzmaßnahmen gegenwärtig noch nicht²⁷⁰.

Definition projektbedingte Umweltwirkungen:

Als projektbedingte Umweltwirkungen werden in dieser Arbeit alle Wirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen auf die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit bezeichnet. Begrifflich werden damit sowohl Auswirkungen im Rahmen der Ökonomie (z. B. Kosten), der Ökologie (z. B. Biodiversität) und des Sozialen und Kulturellen (z. B. Lebensqualität) angesprochen.

Um eine vollständige und konsistente Auswertung relevanter Umweltwirkungen zu erreichen, muss eine übergeordnete allumfassende Rahmenzielgebung den anzuwendenden Bewertungsmodellen

²⁶⁷ vgl. Anhang A1 „Moderner Hochwasserschutz – Möglichkeiten anthropogenen Handelns“

²⁶⁸ vgl. LAWA (1998B, 2005)

²⁶⁹ vgl. SCHMIDTKE & PFLÜGNER (2007)

²⁷⁰ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2008), PFLÜGNER (2010)

zugrunde liegen. Als Zielrahmen ist aus Sicht des Autors hierzu nur das Leitbild Nachhaltigkeit geeignet, um einen zukünftig optimierten Hochwasserschutz umfassend rational und nachvollziehbar zielgerichtet zu begründen.

Nachhaltigkeit als eigenständiger oder in Kombination verwendeter Begriff ist gegenwärtig in fast allen nationalen wie auch internationalen Entwicklungs- und Bewertungsstrategien vorhanden²⁷¹. Neue Fachliteratur sowie Konzepte verwenden den Begriff fast immer, wenn auch oftmals nur plakativ. Nachhaltigkeit soll grundsätzlich bei Maßnahmen jeglicher Art, aber vor allem auch bei öffentlichen Projekten Anwendung finden²⁷². Rechtlich wird der Begriff im Hochwasserschutz nicht direkt unmittelbar vorgeschrieben, aber inhaltlich über verschiedene Reglementierungen und Vorgaben unterstützt und indirekt gefordert. So ist in der EUROPÄISCHEN WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000), wie auch in der deutschen Umsetzung, dem Wasserhaushaltsgesetz²⁷³, jedes Gewässer Flusseinzugsgebietsbezogen und über alle umweltverändernden und beeinflussenden Effekte zu bewerten. In der Hochwasserrisikomanagementrahmenrichtlinie²⁷⁴ wird zudem die Nachhaltigkeit durch den Ansatz der Risikoverringerung und Vermeidung für Menschen, Umwelt, Kulturerbe, Wirtschaft und Gesellschaft indirekt beschrieben und gefordert²⁷⁵.

Analysen und Beurteilungen von Hochwasserschutzmaßnahmen verlangen in Berücksichtigung der Vielzahl an Maßnahmen und der dabei durch die Wirkungen betroffenen Umweltgüter einen umfassenden Bewertungsrahmen. Die Nachhaltigkeit vereint dazu die ökonomische, ökologische und soziale Dimension, so dass Vorhaben und Maßnahmen ganzheitlich in Berücksichtigung ihrer Vorteilhaftigkeit für zukünftige Generationen Beurteilung finden. Rein ökonomische²⁷⁶ oder auch ökologische Zielsysteme²⁷⁷ begründen nur Teilanalysen der Vielzahl projektbedingter Umweltwirkungen. Folglich sind diese nur eingeschränkt geeignet, Hochwasserschutzmaßnahmen im Rahmen aller Wirkungen auf die Umwelt ganzheitlich zu analysieren und die Folgen der Maßnahmen für zukünftige Generationen geschlossen aufzuzeigen.

4.3. Projektbewertung (nachhaltiger) Hochwasserschutzmaßnahmen

Hochwasserschutz wird vorrangig im Interesse der Gefahrenbegrenzung für Menschen und Güter konzipiert. Je nach Anwendungsregion und Maßnahmen sind dabei aber auch weitere unterschiedliche Wirkungen auf die Umwelt nachweisbar.

Analysen von Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgen gegenwärtig in der Praxis mehrheitlich in Zielrichtung von Wirtschaftlichkeitsbewertungen und dabei in Form von Kostenvergleichsrechnungen (KVR)²⁷⁸. Kosten-Wirksamkeitsanalysen (KWA) als erweiterte Nachweis- und Auswertungsverfahren projektbedingter Wirkungen auf die Umwelt sind nur in Ausnahmen in bestehenden Projektbewertungen vorzufinden²⁷⁹. In Forschungsstudien sind Beurteilungen von Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich Umweltanalysen vertiefter durchgeführt worden. Insbesondere werden hierbei Nutzenszenarien, um zum Beispiel projektbedingte sekundäre Umweltwirkungen, wie Denitrifikationsvermögen

²⁷¹ vgl. Abschnitt 2.1.4 „Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft“

²⁷² vgl. BUNDESTAG (1998), OTT & DÖHRING (2008), PFLÜGNER (2010)

²⁷³ WHG (2010)

²⁷⁴ HWRM-RL (2007)

²⁷⁵ vgl. Art. 1 HWRM-RL (2007)

²⁷⁶ z. B.: Kostenvergleichsrechnungen

²⁷⁷ z. B.: Umweltverträglichkeitsprüfungen

²⁷⁸ vgl. LAWA (1998b, 2005)

²⁷⁹ vgl. SCHMIDTKE & PFLÜGNER (2007)

und Phosphoreliminationsvorgänge, erweitert²⁸⁰. Doch ganzheitliche Bewertungsmodelle mit Zielrichtung der Auswertung aller relevanten Umweltwirkungen der Schutzprojekte existieren gegenwärtig nicht²⁸¹. Forschungsarbeiten beschränken sich auf Darstellungen ausgewählter Umweltwirkungen oder einzelner Teildimensionen der Nachhaltigkeit.

4.4. Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Praxis

Mit Stand der Praxis werden im Hochwasserschutz zur Bewertung und Rangfolgenstellung von Projekten mehrheitlich öffentliche Bewertungsverfahren verwendet. Die Projektbewertungen sind dabei vornehmlich in Form von Kostenvergleichsrechnungen und Kosten-Wirksamkeitsanalysen ausgeführt. Die Anwendung erfolgt maßgeblich begründet auf den Forderungen der Bundeshaushaltsordnung bei Verwendung öffentlicher Mittel, in Anwendung einer „*angemessene(n) Wirtschaftlichkeitsuntersuchung*“²⁸².

Zusätzlich den genannten beiden öffentlichen Bewertungsverfahren werden in der Praxis vorrangig Untersuchungen und Beurteilungen der ökologischen Dimension vorangetrieben. Hierzu sind in Deutschland maßgeblich die Strategische Umweltprüfung (SUP) und die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) herauszustellen. Beide Verfahren dienen der Erörterung potentiell negativer Projektwirkungen auf die Natur, sowie deren Vermeidung oder Begrenzung. Die Verfahren bilden einen unselbständigen Teil innerhalb verwaltungsbestimmter Trägerverfahren²⁸³. In Erörterung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen sind in Beachtung der temporalen Verfahrenseinordnung in den Planungsprozess maßgeblich Umweltverträglichkeitsprüfungen als vergleichbar zu berücksichtigen. Die Strategische Umweltprüfung erfolgt im erweiterten Planungshorizont für zum Beispiel Pläne und Programminhalte, nicht aber für detaillierte Projekte und Vorhaben.

Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

Die UVP wird in Deutschland durch die Gesetzgebung des UVPG (2010) legitimiert. Sie dient einer umfassenden und wirksamen Umweltvorsorge bei Umsetzung von Projekten und Vorhaben mit erheblichen nachteiligen Umweltauswirkungen²⁸⁴.

Als maßgebliche Zielstellung der Anwendung sollen durch die UVP gravierende Umweltschäden ausgelöst durch Objekte oder Vorhaben noch vor Entstehung vermieden werden. Ist dies nicht vollständig möglich und eine Projektumsetzung dennoch maßgebend, sind ausgleichende oder ersetzende Umweltmaßnahmen zu konzipieren und umzusetzen. Zudem wird durch die UVP eine Sensibilisierung innerhalb der Planung und der Genehmigung für umweltrelevante Problemstellungen erzeugt.

²⁸⁰ vgl. HARTJE ET AL. (2003), GROSSMANN ET AL. (2010)

²⁸¹ vgl. PFLÜGNER (2010)

²⁸² § 7 Abs. 2 Satz 1 BHO (2010)

²⁸³ z. B. als Teil des Planfeststellungsverfahrens

²⁸⁴ vgl. § 2 UVPG (2010)

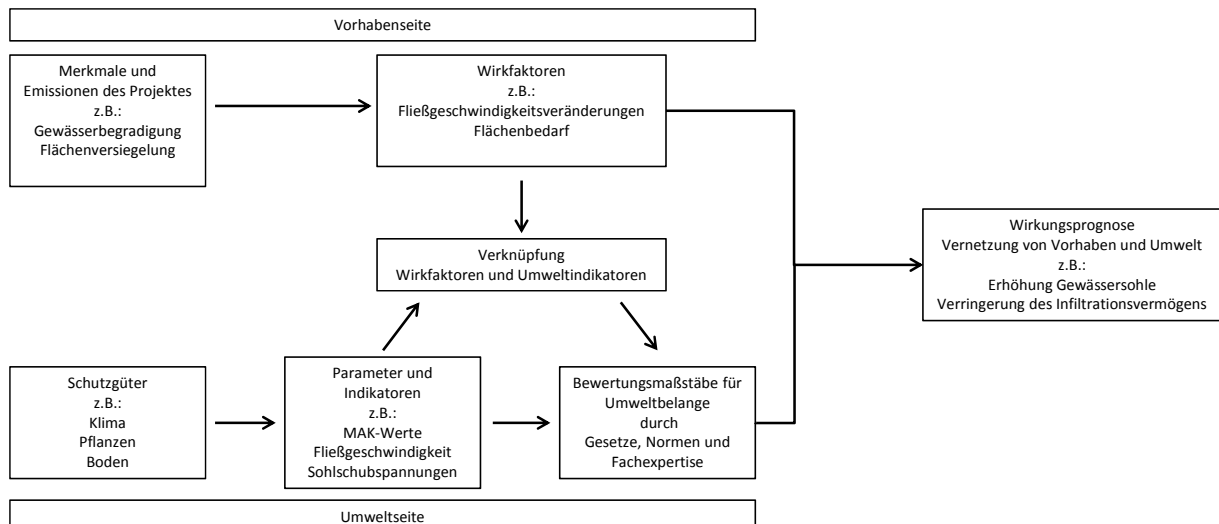


Abbildung 4-1: skizzierter Ablauf einer Umweltverträglichkeitsprüfung in geschlossener Auswertung des Vorhabens/Projektes und der Umwelt²⁸⁵

UVP sind grundsätzlich innerhalb eines Trägerverfahrens durchzuführen. In Anwendung sind alle durch das Projekt verursachten relevanten Umweltwirkungen für einen definierten Schutzgüteransatz zu ermitteln. Diese sind anschließend in Folgenwert und Bedeutung zu beurteilen. Die daraus ermittelten Ergebnisse sind für die Begründung potentieller Maßnahmen zur Vermeidung, Verringerung oder zum Ausgleich negativer Umweltwirkungen zu nutzen²⁸⁶.

Die Verwendung der UVP im Planungsprozess erlaubt relevante Projektwirkungen mit negativen Folgen auf die Umwelt noch vor Eintritt zu erfassen und geeignete Gegenmaßnahmen zu ergreifen. Die Bewertung ist aber entgegen dem allgemeinen, in dieser Arbeit verwendeten, Zielbegriff der Beurteilung von Umweltwirkungen mehrheitlich auf ökologische und einige wenige soziale Zielstellungen begrenzt und dient dabei fast ausschließlich der negativen Wirkungsevaluation. Die Mehrzahl projektbedingter Wirkungen der sozialen und ökonomischen Dimension, wie auch nachrangige positive ökologische Maßnahmenfolgen, finden keine maßgebliche Berücksichtigung in der UVP. Diese sind gesondert in den Trägerverfahren zu erörtern. Insgesamt sind durch UVP Projektbewertungen in Hinblick auf die ökologische Nachhaltigkeitsdimension möglich, doch werden weder die parallel bestehende ökonomische, noch die soziale Dimension im Rahmen einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung ausreichend vollständig berücksichtigt. Es ist mit UVP eigenständig nicht möglich, die Nachhaltigkeit von Projekten ganzheitlich zu belegen und zu quantifizieren.

Die bestehenden Projektbewertungen ermöglichen vereinfachte Analysen und Beurteilungen von Hochwasserschutzmaßnahmen. Es ist mit den zurzeit vorliegenden Verfahren der Praxis aber nicht möglich, ganzheitlich alle relevanten Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen im Sinne der Nachhaltigkeit einer geschlossenen Untersuchung zu unterziehen. Jedes bestehende Verfahren an sich gewährleistet begrenzte Wirkungsanalysen und ist entsprechend der verwendeten Methoden nicht geeignet, eine direkte Verknüpfung mit anderen Verfahren insoweit zu erfahren, dass geschlossene Gesamtauswertungen in Zielrichtung der Nachweisführung projektbedingter Nachhaltigkeit erreicht werden können. Fehlende Auswertungsverfahren von Einzelparametern und in Methodik

²⁸⁵ vgl. GASSNER & WINKELBRANDT (2005)

²⁸⁶ vgl. Abbildung 4-1

variiere Verfahren verhindern geschlossene ganzheitliche Projektbewertungen in Quantifizierung der durch Hochwasserschutzmaßnahmen ausgelösten nachhaltigen Entwicklung.

4.5. Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Forschung

Der Nachweis der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen verlangt die Verwendung spezieller Bewertungsmethoden, um alle relevanten Umweltwirkungen ganzheitlich auszuwerten. Die bis dato in der Praxis vorliegenden Modelle sind nur geeignet, begrenzte Umweltwirkungen in Abschnitten zusammengefasst abzubilden und zu beurteilen. Der Nachweis der ganzheitlichen Nachhaltigkeit als übergeordnete Zielstellung ist bei der Anwendung der Verfahren nicht möglich²⁸⁷.

Mit Stand der Forschung existieren verschiedene Primärstudien die inhaltlich eine Erweiterung der Bewertungsumfänge von Hochwasserschutzmaßnahmen sowie eine Neustrukturierung der zu verwendenden Modellformen beinhalten. Im deutschsprachigen Raum sind dazu beispielhaft die Forschungsarbeiten von HARTJE ET AL. (2003), EBINGER ET AL. (2008), HOFFMANN ET AL. (2010) oder GROSSMANN ET AL. (2010) zu nennen. International ist auf die Arbeiten von BROUWER ET AL. (2001) und DUBGAARD ET AL. (2005) zu verweisen.

EBINGER ET AL. (2008)

Die Forschungsstudie repräsentiert eine Ökoeffizienz-Analyse im Rahmen der Beurteilung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen. Die Arbeit entstand im EU INTERREG IIIB Projekt „WaReLa - Water Retention by Land-Use“. Das Ziel der Arbeit ist die verknüpfte visuelle Darstellung der Ökonomie, Ökologie und des Wasserrückhaltepotentials im Rahmen der Vorbereitung der Entscheidungsfindung²⁸⁸. Hierzu werden die drei genannten Teilgebiete in einem ersten Datenerfassungs- und Bearbeitungsschritt separat analysiert. Die Ökonomie wird mittels einer Kostenvergleichsrechnung gemäß der KVR-Richtlinie untersucht²⁸⁹. Daten bezüglich der Wasserrückhaltungspotentiale werden aus unterschiedlichen Studien abgeleitet und die ökologischen Auswirkungen mittels einer Effizienzanalyse in Form von Modulen²⁹⁰ dargestellt. Die Verbindung der Teilgebiete der Studie erfolgt mittels einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse. Dazu werden die ermittelten Kosten im Verhältnis der zugehörigen Schadenseinsparungen und die dadurch zusätzlich begründeten ökologischen Wirkungen in einem Diagramm visualisiert²⁹¹. Die Abbildung im Diagramm erfolgt dabei auf der x-Achse in Verhältnisdarstellung des Nettogegenwartswertes der Kosten und des Wasserrückhaltepotentials. Auf der y-Achse wird der Wert der ökologischen Projektbewertung angetragen. In Verbindung der Kenngrößen ist jedes Projekt eindeutig, vergleichbar einer Kostenwirksamkeits-Analyse, in Wert der Ökoeffizienz darstellbar. Das Bewertungssystem soll zukünftig einen Ansatz bieten, die Ökonomie, den Hochwasserschutz und die Ökologie vereint zu analysieren und daraus geschlossene Entscheidungsfindungen abzuleiten.

²⁸⁷ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007), PFLÜGNER (2010)

²⁸⁸ vgl. Abbildung 4-2

²⁸⁹ vgl. LAWA (2005)

²⁹⁰ Module: Arten der Lebensgemeinschaften, Boden, Wasser, Klima und Luft, Landschaft

²⁹¹ vgl. Abbildung 4-2

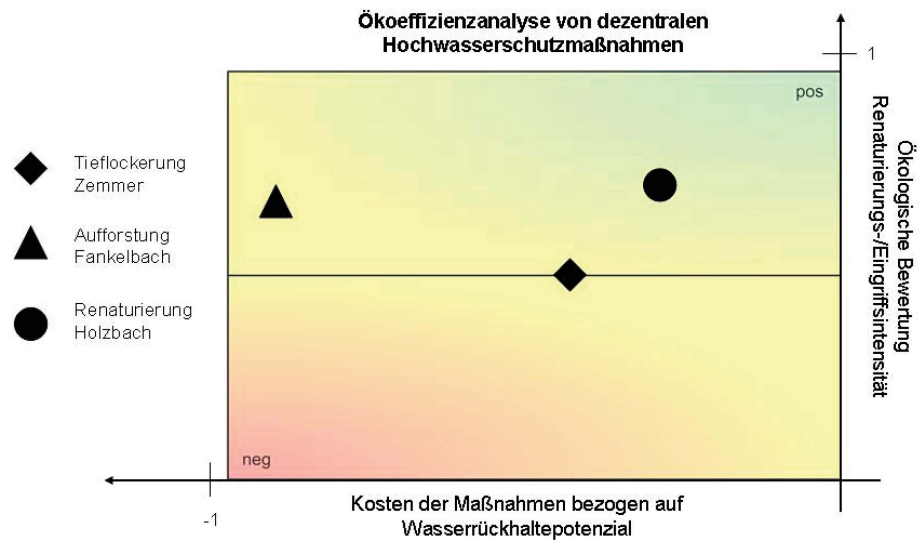


Abbildung 4-2: Ökoeffizienzanalyse – Verknüpfung von Kosten, Rückhaltepotenzialen und ökologischen Effekten ausgewählter dezentraler HWSM²⁹²

HOFFMANN ET AL. (2010)

Biologische Vielfalt, Vernetzung von Lebensprozessen, ungestörte Entwicklung – all dies sind Parameter der Natürlichkeit von Flussgebieten. Da jedoch Ziele und Interessen des Menschen Eingriffe in Fließgewässer mehrfach primär verlangen oder indirekt erfordern, ist die Natürlichkeit von Gewässern oft nur noch eingeschränkt oder gar nicht mehr vorhanden. Gewässer sind mittlerweile stark anthropogen geprägt, bis hin zu vollständig anthropogen gestaltet (z. B.: Rechteckgerinne, Schwellenverbau). Um die Natürlichkeit von Gewässern zukünftig wiederherzustellen und zu schützen, bedarf es einer Methodik zur Beurteilung der Eingriffe des Menschen in den Gewässerhaushalt. Unter diesem Hintergrund entstand ein Verfahren zur Bewertung der Natürlichkeit von Oberflächenwasserkörpern. Das mit dem Begriff HYDREG zusammengefasste Verfahren erlaubt die Beurteilung der Veränderungen von Oberflächengewässern durch Analyse und Beurteilung von sechs Hauptkomponenten, unter Auswertung einer Vielzahl einzelner und kombinierter Messparameter²⁹³. Es wird damit möglich, übergreifend einzelner Randbedingungen, die Natürlichkeit als geschlossene Zielstruktur numerisch zu beurteilen. Gewässer sind im Ergebnis eindeutig vergleichbar in Natürlichkeit und ermöglichen damit eine Rangfolgenbildung zur Stärkung und Optimierung naturnaher Gewässerstrukturen.

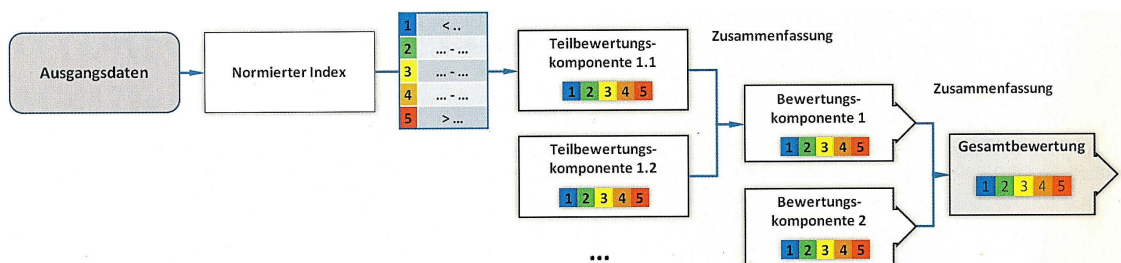


Abbildung 4-3: Ablaufstruktur Bewertungsverfahren HYDREG²⁹⁴

Das Verfahren von HOFFMANN ET AL. (2010) entspricht einer Nutzwertanalyse. Es wird eine Vielzahl an ökologischen Parametern von Oberflächengewässern ermittelt und weiterverar-

²⁹² EBINGER ET AL. (2007) – Seite 297

²⁹³ vgl. Abbildung 4-3

²⁹⁴ HOFFMANN ET AL. (2010) – Seite 478

beitet. Physikalische Daten werden mit klassifizierten Zielsystemen verbunden und infolge weiterer Gewichtungen, akkumulierte Teilkomponenten berechnet²⁹⁵. In Zusammenführung aller Komponenten wird im Ergebnis ein Nutzwert bestimmt. Dieser entspricht in numerischer Abbildung der Zielerfüllung der Natürlichkeit des jeweils analysierten Gewässers.

GROSSMANN ET AL. (2010)

Als Beispiel der erweiterten Bewertung der Ökologie im Kontext von Hochwasserschutzmaßnahmen kann die Studie von GROSSMANN ET AL. (2010) genannt werden. Die Studie entstand auf Grund der vielfältigen und zu meist verheerenden Hochwasserereignisse der letzten beiden Jahrzehnte an der Elbe. Inhaltlich werden zwei Hochwasserschutzmaßnahmentypen (Deichrückverlegung und Hochwasserpolder) einer vergleichenden Beurteilung unterzogen.

Die Bewertung umfasst neben dem traditionellen Teilbereich der Kostenvergleichsrechnung, weitergehende Auswertungen bezüglich primärer und sekundärer Wirkungen und Nutzen auf die Umwelt und hierbei insbesondere drei ausgewählte Wirkungsaspekte.

- Schadenseinsparungspotentiale
- Wertschätzung von Auen und deren Lebensraumfunktion
- Nährstoffretentionsanalysen (für Phosphor und Stickstoff)

Aus den drei gewählten sekundären Wirkungsaspekten sind die Schadeneinsparungspotentiale am einfachsten durch den finanziellen Wert der prognostizierbaren Schäden darstellbar, während für die beiden weiteren, Wertrelationen unter zu Hilfenahme von Indikatoren, durch Bezugssysteme bestimmt werden müssen. Um eine Bewertbarkeit der Wertschätzung der Auen zu ermöglichen, greifen die Autoren auf eine Kontingente Bewertung zurück. Es werden Wertrelationen aus der Studie MEYERHOFF (2002) übertragen, wo mittels Umfragen die Zahlungsbereitschaften für das natürliche Gut der Auen und der integrierten Lebensraumfunktionen erfasst wurden. Die Wertübertragung auf das spezifische Projekt wird durch verschiedene Anpassungskorrekturwerte vorgenommen. Die Bewertung der Nährstoffretentionswirkungen der beiden zur Untersuchung vorliegenden Projekte erfolgt durch Berechnung der zugehörigen Retentionspotentiale von Phosphor und Stickstoff. Hierbei wird auf Ansätze der Forschung zurückgegriffen, um so Methoden zur Abschätzung des Potentials zu erhalten²⁹⁶. Die abschließende Bewertung erfolgte unter Anwendung der Ersatzkostenmethode. Hierzu werden die Nährstoffretentionspotentiale des Projektes mit den Kostenaufwendungen bei der Abwasserbehandlung verglichen. Die Höhe des Nutzens wird dabei durch die finanziellen Einsparungen von Kläranlagen repräsentiert.

Die abschließende Gesamtbewertung erfolgt in Anwendung einer NKA. Hierzu werden die drei ausgewählten Wirkungsaspekte und die Kosten zusammengeführt und entsprechend der zeitlichen Varianz des Auftretens akkumuliert. Im Ergebnis ist für die beiden Untersuchungsalternativen eine gesellschaftliche Wirtschaftlichkeit im erweiterten Nutzenrahmen nachweisbar.

BROUWER ET AL. (2001)

Die Studie BROUWER ET AL. (2001) dient der Beurteilung der Folgen der Ausweitung von Überschwemmungs- und Feuchtgebieten, zur Erhöhung des Schutzes vor Hochwasserereignissen.

²⁹⁵ vgl. Abbildung 4-3

²⁹⁶ vgl. BEHRENDT ET AL. (1999), DEHNHARDT (2002)

Die Studie ist regional auf das Mündungsgebiet des Rheins und der Maas in den Niederlanden beschränkt und entstand unter den Eindrücken der schweren Hochwasser in den Jahren 1993 und 1995. Zur Bewertung der Schutzmaßnahmen wird als Verfahrensmodell eine NKA angewendet. In dieser werden neben den Kosten der benötigten Umsiedelungen, begrenzte weitere primäre und sekundäre Projektnutzen berücksichtigt. Die Nutzen beinhalten in der Studie zum Beispiel prognostizierbare Schadenseinsparungspotentiale, einige Wirkungen auf den Naturschutz (z. B.: durch das neu zu geschaffene Feuchtgebiet) und einzelne Ansätze zur Landschaftsbildbewertung. In Zusammenführung der Kosten und Nutzen entsteht ein Nutzen-Kosten-Verhältnis, das eine Vorteilhaftigkeit der Umsiedelungsmaßnahmen im gesellschaftlichen Rahmen widerlegt.

Die Studie von Brouwer zeigt inhaltlich die Vielfalt an übergeordneten Umweltwirkungen eines Hochwasserschutzprojektes und stellt gleichzeitig dar, dass auch bei Beachtung weitergehender Wirkungsbeziehungen nicht jede naturschonende Schutzlösung im Kontext der gesellschaftlichen Beurteilung vorteilhaft sein muss.

DUBGAARD ET AL. (2005)

Die Studie von DUBGAARD ET AL. (2005) befasst sich mit der Erfassung und Bewertung von Kosten und Nutzen bei der Wiederherstellung von Überschwemmungsflächen am Fließgewässer Skjern in Dänemark. Im Detail umfasst die Arbeit die Untersuchung der Renaturierung von 19 km kanalisiertem Flusslauf in ein 26 km langes Teilstück mäandrierender Form. Die Maßnahmenbeurteilung erfolgt durch Verhältnisdarstellung der Kosten und der maßnahmenbedingten Nutzenwerte mittels einer NKA. Während Kosten gemäß der Gliederung in Form der Herstellungskosten und laufende Kosten klassifiziert werden, ist der Bereich Nutzen umfangreicher und vielschichtiger. Es werden folgende Nutzen differenziert:

- Nährstoffretention,
- Treibhauseffekt,
- anthropogene Nutzungen,
- Biodiversität und
- verhinderte Schäden.

Die Erfassung und Quantifizierung der Nutzen erfolgt nicht in Form einer Primärstudie, sondern durch einen „benefit transfer“, basierend auf verschiedensten Vorstudien. Im Ergebnis der Sachbilanzerhebung und Folgenbeurteilungen wird für das Maßnahmenprojekt ein positives Nutzen-Kosten-Verhältnis bestimmt. Ohne Abbildung des erweiterten Nutzen wäre eine positive Bewertung der Maßnahmen nicht möglich gewesen.

Alle genannten und erläuterten Forschungsstudien begründen Erweiterungen im Bewertungsumfang von Umweltwirkungen im Hochwasserschutz. Keine Arbeit kann dabei aber die jeweilige Maßnahme ganzheitlich im Kontext der Nachhaltigkeit beurteilen. Vielmehr entsprechen die Bewertungen der Darstellung einiger ausgewählter Primär- und Sekundärwirkungen, nicht aber einem vollständigen relevanten Nutzenspektrum. Zusätzlich verhindern die im Regelfall auf eine Maßnahme beschränkten Nachweise die Erarbeitung einer über verschiedene Hochwasserschutzmaßnahmen vergleichbaren Gesamtbewertung.

Es erscheint gegenwärtig nur ein Modellkonzept geeignet mit welchem umfassend der anthropogene Eingriff von Hochwasserschutzmaßnahmen in die Natur beurteilt werden kann. Die Methodik der

Ökosystemdienstleistungen ist dabei international weit verbreitet und entsprechend globaler Forschungsanstrengungen inhaltlich ausgestaltet.

Ökosystemdienstleistungen

Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen basiert auf dem anthropozentrischen Weltbild. Ziel ist es Veränderungen von Ökosystemen strukturiert zu analysieren und entsprechend der daraus entstehenden Einflussnahmen auf den Menschen angemessen in Wert zu beurteilen. Die dabei erarbeiteten Kennwerte können zum Beispiel zur Sensibilisierung der Bevölkerung, als auch zur Ausweisung weiterer finanzieller Folgen von Projekten und Vorhaben Anwendung finden²⁹⁷.

Die Entwicklung des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen begann maßgeblich in den 1990er Jahren²⁹⁸. Aufbauend auf verschiedenen Anfangswerken wurde mit dem „Millennium Ecosystem Assessment“ im Jahr 2003 die Idee der Ökosystemdienstleistungen international bekannt²⁹⁹. Entsprechend weiterer globaler Forschungsanstrengungen wurden Ökosystemdienstleistungen im Konzept, aber auch in inhaltlich nachweisbaren Werten und Wertfunktionen erweitert. So wurde mit der TEEB-Studie 2010 eine Verknüpfung von Ökosystemdienstleistungen und Biodiversität erreicht³⁰⁰. In Deutschland sind Ökosystemdienstleistungen bislang nur in begrenzten Umfängen bekannt. Mehrheitlich sind dabei Anwendungen in der Landschaftsplanung vorherrschend³⁰¹.

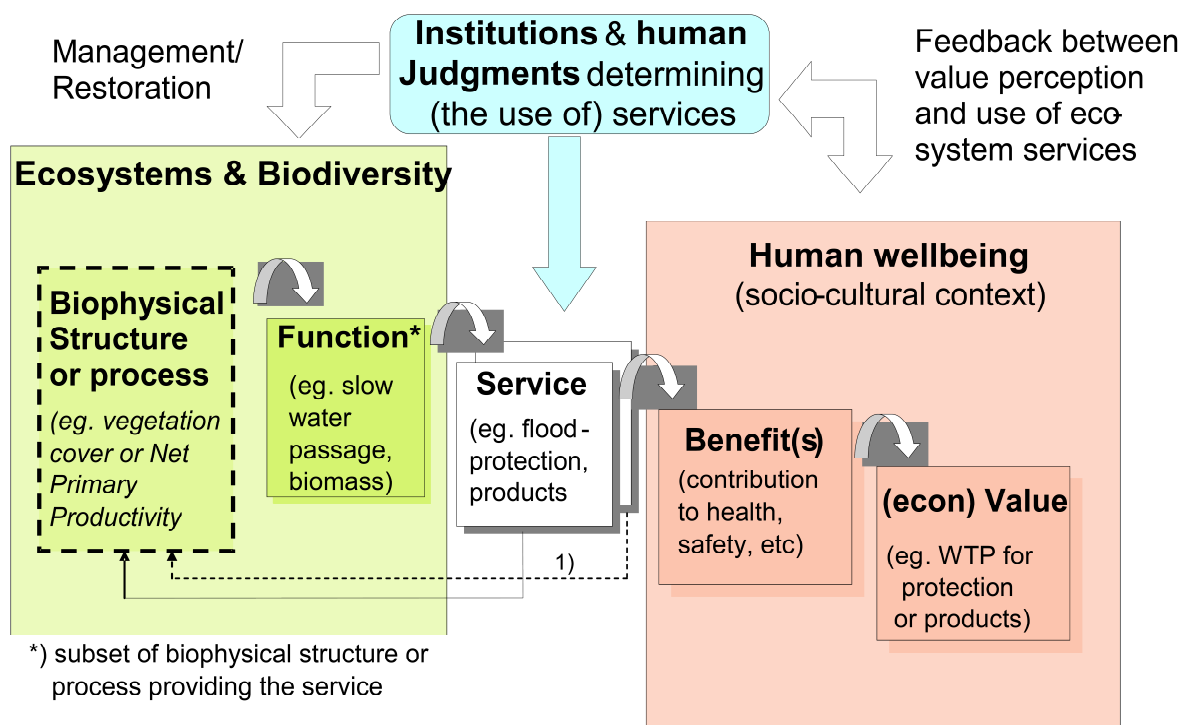


Abbildung 4-4: Analyse und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen³⁰²

²⁹⁷ vgl. MA (2003,2005), TEEB (2010a,b), ALBERT & HAAREN (2012), GRUNEWALD & BASTIAN (2012)

²⁹⁸ vgl. ALBERT & HAAREN (2012), BASTIAN ET AL. (2012), MATZDORF ET AL. (2010), GRUNEWALD & BASTIAN (2012)

²⁹⁹ vgl. MA (2003)

³⁰⁰ vgl. TEEB (2010a)

³⁰¹ vgl. ALBERT & HAAREN (2012), BASTIAN ET AL. (2012), MATZDORF ET AL. (2010), GRUNEWALD & BASTIAN (2012)

³⁰² TEEB (2010A) – Seite 11

Ökosystemdienstleistungen, entsprechend dem „Millennium Ecosystem Assessment“, „*are the benefits people obtain from ecosystems*“³⁰³. Sie umfassen inhaltlich vier Kategorien, die ihrerseits alle relevanten ökologischen Leistungen repräsentieren.

1. Versorgungsleistungen
2. Regulierungsleistungen
3. Kulturelle Leistungen
4. Unterstützende Leistungen

Aufbauend auf einer Naturabgrenzung in Form von Ökosystemen werden alle daraus zu erbringenden Wirkungen allgemein als Funktionen oder Potentiale mit Wirkungen auf Menschen beschrieben. Werden diese anschließend durch Menschen einer Würdigung bzw. Nutzung unterzogen, so sind die aus der Natur entstandenen Nutzen (positiv oder negativ) als Dienstleistungen zu beurteilen³⁰⁴. Diese wiederum sind entsprechend ihrer menschlichen Wertschätzung monetär hinterlegbar. Im Ergebnis sind die durch Ökosysteme bereitgestellten natürlichen Funktionen in Wert auf Menschen beurteilungsfähig und darstellbar. Natur ist dadurch nicht mehr nur Gegenstand einer öffentlichen und „kostenfreien“ Nutzung, als vielmehr ein Gut mit bezifferungsfähigem Wert. Folglich sind Eingriffe und Nutzungen der Natur auch ökonomisch mit marktwirtschaftlich gehandelten Leistungen und Gütern gleichzustellen.

Anwendungen des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen erfolgen international bisher fast ausschließlich auf überregionaler Ebene im Rahmen globaler oder nationaler Analysen und Beurteilungen von anthropogenen Umwelteingriffen und Ökosystemveränderungen³⁰⁵. Für Verwendungen zur Beurteilung von Hochwasserschutzmaßnahmen sind in Deutschland nur einige wenige vergleichbare Ansätze vorliegend. Ein Beispiel der Anwendung des ökosystemaren Dienstleistungskonzeptes bilden Teile der Studie REURIS³⁰⁶. Hierbei werden Ansätze der kategorisierten Leistungsdefinitionen der Ökosystemdienstleistungen indirekt durch Verwendung von Werten und Kenngrößen aus Primärstudien angewendet³⁰⁷. Eine direkte Berücksichtigung der Inhalte und Ziele erfolgt aber auch hierbei nicht.

REURIS – RUSCHE ET AL. (2012)

REURIS – Revitalisation of Urban River Spaces – dient der Erforschung verschiedenster Inhalte, Zielstellungen und Funktionen der Revitalisierung urbaner Flusslandschaften. Als ein Teilgebiet wurde dabei im Projektverbund REURIS der „Ökonomischen Mehrwert von Revitalisierungsprojekten in Stuttgart“ untersucht³⁰⁸. Ziel der Teilstudie war es, Nutzen der Revitalisierung parallel zu den Kosten quantifiziert abzubilden und deren Wert in ökonomischen Vergleichsberechnungen darzustellen³⁰⁹. Als Wertgrundlagen dienten internationale und nationale Forschungsstudien. Es wurden sowohl ökonomische, ökologische als auch soziale Wirkungen untersucht und deren ökonomischer Mehrwert bestimmt. Als eine der maßgeblichen Informationsquellen dienten direkte und indirekte Untersuchungen des „Departement of En-

³⁰³ MA (2003) – Seite 53

³⁰⁴ vgl. Abbildung 4-4

³⁰⁵ vgl. ALBERT & HAAREN (2012)

³⁰⁶ vgl. RUSCHE ET AL. (2012)

³⁰⁷ vgl. DEFRA (2005), NWDA (2008)

³⁰⁸ vgl. RUSCHE ET AL. (2012)

³⁰⁹ vgl. Abbildung 4-5

vironment, Food and Rural Affairs“ (DEFRA)³¹⁰. Deren Inhalte wiederum basieren maßgeblich auf den Zielen und Inhalten des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen.

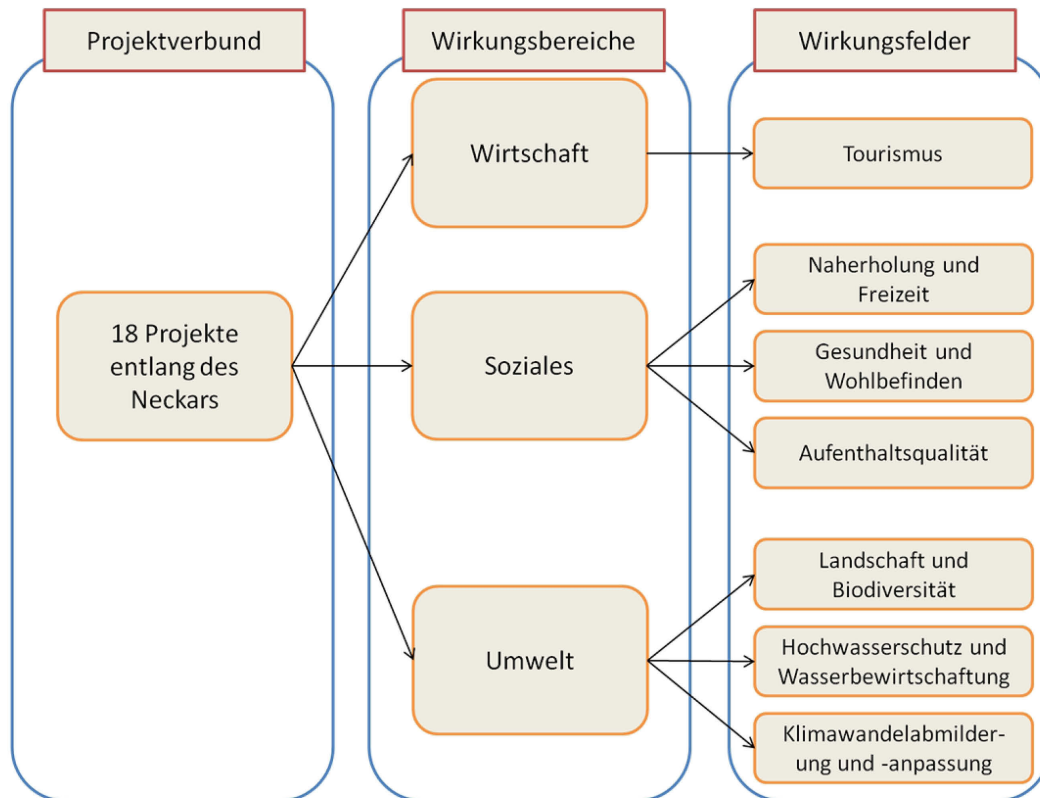


Abbildung 4-5: ökonomischer Mehrwert Revitalisierungsprojekt Stuttgart³¹¹

Die Teilstudie von RUSCHE ET AL. (2012) findet Anwendung im Rahmen des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen. Der Begriff, wie auch die Definitionen werden zwar nicht unmittelbar genannt, aber entsprechend der verwendeten Quellen in Inhalt berücksichtigt³¹². Es werden Nutzen ermittelt die, neben direkt ökonomisch nachweisbaren Werten (direct use value), positive Wirkungen auf die Region und die Gesellschaft ausüben (indirect use value). Negative Nutzenabbildungen zum Beispiel im Rahmen der Schadstofffreisetzung bei der Herstellung oder Vergleiche mit Status Quo-Szenarien finden keine Nachweisführung. Im Ergebnis entsprechen die Werte der Studie dem Ausdruck positiver Projektnutzen ohne maßgebliche Diskussion des Status Quo und negativer Umwelteinflüsse zum Beispiel durch Bau, Nutzung oder Abriss.

Projektbewertungen nach dem Konzept der Ökosystemdienstleistungen erlauben Eingriffe des Menschen in Ökosysteme entsprechend der sich einstellenden Rückkopplungen auf diesen selbst zu beurteilen. Jedoch bestehen gegenwärtig Einschränkungen in der Methodik bei mikroskaligen Anwendungsgebieten und Kleinstprojekten, da fast ausschließlich auf nationaler oder globaler Ebene Verfahren Verwendung finden³¹³. Das Projekt REURIS als lokale Anwendung bildet dabei nur in begrenzten Rahmen eine Ausnahme. Das Projekt berücksichtigt das Konzept der Ökosystemdienstleistungen nur entsprechend verwendeter „transfer“-Kennwerte. Eine Methodik für eine eigenständige Erfassung und Nachweisführung von Werten kleinskaliger Projekte erfolgt nicht. Zudem erlaubt das Kon-

³¹⁰ vgl. DEFRA (2005)

³¹¹ RUSCHE ET AL. (2012) – Seite 14

³¹² vgl. DEFRA (2005), NWDA (2008)

³¹³ vgl. ALBERT & HAAREN (2012)

zept der Ökosystemdienstleistungen direkt nur ökologische Wirkungen zu bewerten. Beeinflussungen sozialer und ökonomischer Dimensionen sind nur indirekt als Folgen ökologischer Beeinträchtigungen nachweisbar. Folglich ist auch das Konzept der Ökosystemdienstleistungen nur in Teilen zur ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung geeignet.

4.6. Ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung

Nachhaltiger und moderner Hochwasserschutz bildet eine Zielstellung der Wasserwirtschaft³¹⁴, doch ist eine Quantifizierung einzelner und kombinierter Schutzmaßnahmen hinsichtlich der jeweils erreichbaren Nachhaltigkeit mit bestehenden Verfahren und Methoden nicht geschlossen möglich. Verfahren zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Maßnahmen bedürfen der Berücksichtigung aller relevanten, durch die Projekte verursachten Wirkungen auf die Umwelt. Nur so ist es zu gewährleisten, die Nachhaltigkeit als Trias ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimensionen angemessen zu erfassen und in den Projektplanungen zu berücksichtigen³¹⁵. Teilanalysen begründen Gewichtungsbefreiungen innerhalb der Nachhaltigkeitstrias, so dass ein quantifizierter, stabiler Nachweis der Nachhaltigkeit derzeit nicht möglich erscheint. Um zukünftig modernen Hochwasserschutz nicht nur in Zielstellung nachhaltig konzipieren zu wollen, sondern die Nachhaltigkeit auch direkt in den Maßnahmenplanungen zu quantifizieren und damit Alternativen in Zielrichtung nachhaltiger Entwicklung zu beurteilen, bedarf es eines angemessenen Nachhaltigkeitsbewertungsverfahrens. Dieses muss ein erweitertes Modellkonzept beinhalten, das die Schwachstellen der gegenwärtigen Studien erschließt und eine ganzheitliche Bewertung aller relevanten projektbedingten Wirkungen auf die Umwelt gewährleistet.

Als Ergebnisse der Auswertung des Standes der Praxis und der Forschung ergeben sich grundsätzliche Fragen zur Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen.

Sind Maßnahmen im Hochwasserschutz nachhaltig?

Ist Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen nachweisbar?

Welche Formen und Rahmenbedingungen sind für Nachhaltigkeitsbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen sinnvoll und notwendig?

All diese und noch mehr Fragen entstehen, wenn einzelne oder kombinierte Schutzmaßnahmen einer ganzheitlichen Projektbewertung im Rahmen der Nachhaltigkeit unterzogen werden sollen. Hierbei ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass ohne Quantifizierung die Ziele und Folgen des Hochwasserschutzes nur allgemein als nachhaltig zu beschreiben sind, nicht aber einzelne Maßnahmenlösungen als nachhaltige Projekte deklariert werden können.

Nachhaltigkeit als primäre Zielstellung der Untersuchung bildet den essentiellen Bewertungsrahmen (Zielrahmen)³¹⁶. Jedoch weist die Nachhaltigkeit lediglich auf Zielumfänge in übergeordneter Rahmumgebung hin, nicht aber auf ein eindeutiges und anwendbares Modell zur Anwendung selbst. Um Nachhaltigkeit im Hochwasserschutz eindeutig zu quantifizieren, muss eine Festlegung auf mindestens eine oder mehrere zusammengesetzte Verfahrensmodelle erfolgen, die detaillierte Nachweiseführungen aller durch die Projekte verursachten relevanten Umweltwirkungen gewährleisten und eine geschlossene Gesamtbeurteilung in Zielstellung Nachhaltigkeit erlauben. In Berücksichtigung der

³¹⁴ vgl. EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000), HWRM-RL (2007)

³¹⁵ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2008), PFLÜGNER (2010)

³¹⁶ Der essentielle Bewertungsrahmen stellt ohne Details und notwendige Modellstrukturen den Inhalt und die Idee der Bewertung dar. – vgl. HACHTEL & HOLZBAUR (2010)

Vielzahl differenzierter Maßnahmen im Hochwasserschutz und der daraus jeweils spezifisch entstehenden Wirkungen und Folgen auf die Umwelt müssen geeignete Bewertungsmodelle eine Reihe an Randbedingungen in Voraussetzung einer Anwendung erfüllen. Für die Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen sind mindestens die folgenden drei Randbedingungen maßgeblich für eine Modellanwendung zu beachten.

I. Multikriterielle Auswertungsmethodik

Für die Beurteilung der Nachhaltigkeit im Hochwasserschutz sind verschiedenste Maßnahmen, unter Berücksichtigung aller ihrer relevanten Wirkungen auf die Umwelt, zu analysieren und zu beurteilen. Hierzu ist es notwendig, dass das zu verwendende Modellverfahren die im Regelfall mehrdimensional vorliegenden Untersuchungsparameter eindeutig und in Umfang geschlossen für die Beurteilung verarbeiten kann. Es ist nicht ausreichend Wirkungen lediglich in Sachbilanz zu quantifizieren oder Wirkungen und Folgen verbal argumentativ darzulegen. Alle nachweisbaren relevanten Maßnahmeneffekte auf die Umwelt müssen in numerischer (kardinaler) Wirkungs- und Folgenwertabbildung kombiniert für Auswertungen zur Verfügung stehen und eine eindeutige Gesamtbewertung aller potentiellen Alternativen gewährleisten.

II. Rationalität – Stabilität

Um die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen nachzuweisen und zu quantifizieren, muss das verwendete Modellverfahren alle relevanten Umweltwirkungen der Maßnahmen analysieren und beurteilen können. Maßgeblicher Schwerpunkt bildet dabei, in Einhaltung repräsentativer Wertdarstellungen und der Anerkennung der Bewertungsergebnisse, die Rationalität und Stabilität der Auswertungsverfahren. Die Vielzahl an Umweltwirkungen erfordert für eine konsistente Ergebniswertbildung, in Nachweis der Nachhaltigkeit, mehrheitlich wissenschaftlich fundierte Parameter und deren rationale Verarbeitung. Intuitive implizierte Wertquantifizierungen sind zu begrenzen. Grundsätzlich können subjektive Inhalte zwar nicht vollständig verhindert werden, doch sind diese sowohl im Rahmen der Eingangsparameter, als auch im Modell selbst bei der Datenverarbeitung zu minimieren. Verbleibende subjektiv geprägte Werte und methodische Verfahrensansätze sind mittels geeigneter erweiterter Analysewerkzeuge vor Anwendung auf Konsistenz und Stabilität zu prüfen und in Nutzung zu überwachen. Ziel der Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen bildet eine Realbewertung im Grundsatz rationaler Analysen und Beurteilungen von Wirkungen und Folgen auf die Umwelt.

III. Nachvollziehbarkeit

Die Auswertung von Hochwasserschutzmaßnahmen mit Ziel der Darlegung projektbedingter Nachhaltigkeit verlangt die Untersuchung verschiedenster Umweltwirkungen. Hierbei werden differenzierte Parameter in jeweils spezifischen Einheiten und Formen analysiert und in Folgenwert beurteilt. Im Ergebnis ist für jede Wirkung ein separater Nutzen für die Umwelt (positiv oder negativ) nachweisbar. Um ausgehend von der potentiellen Vielzahl an nachweisbaren Wirkungsprozessen diese sowohl für Projektbeteiligte wie auch die Öffentlichkeit nachvollziehbar darzustellen, bedarf es angepasster repräsentativer Methoden der Werterhebung und -verarbeitung. Insbesondere eine allgemein einzuordnende Einheitenform, die über alle Auswertungsergebnisse gleichermaßen Bestand hat, ist hierbei zu forcieren. Zwar besteht für eine rationale Projektbewertung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen maßgeblich ein Bedarf an mehrdimensionalen Eingangsparametern und Verarbeitungsprozessen, doch sind relevante Zwischenergebnisse, als auch insbesondere Gesamtwerte in einer übergeordneten und anerkannten eindimensionalen Form darzustellen. Sowohl die Menge an Entscheidungsträgern, als auch die er-

weiterte Öffentlichkeit umfasst nicht nur Experten die alle Auswertungsergebnisse in den jeweils spezifischen Formen angemessen erfassen können. Um aber die Projektbewertung repräsentativ darzulegen und eine standardisierte Anwendung zu forcieren, sind in der Nachweisführung Methoden zu verwenden, die eine Nachvollziehbarkeit der Auswertungen und eine Einordnung der Ergebniswerte zwingend erlauben.

Die Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen verlangt die Auswertung aller relevanten projektbedingten Wirkungen und die Beurteilung der daraus auf die Umwelt erwachsenden Folgen. Als Umwelt wird hierbei grundsätzlich jedes Gut und jeder Wert verstanden der in Einordnung mindestens einer der drei Nachhaltigkeitsdimensionen in Projektbetroffenheit vorliegt. Um aufbauend auf der Erkenntnis der Vielzahl potentieller Untersuchungsparameter, wie auch den drei maßgeblich definierten Randbedingungen, Nachhaltigkeit in Wert stabil und anerkannt darzulegen, ist ein umfassendes Verfahrensmodell zu wählen. Im Rahmen dieser Arbeit fällt die Wahl dabei auf ein öffentliches Bewertungsverfahren. Maßgeblich für eine derartige Einordnung in Differenzierung zu multikriteriellen Entscheidungsverfahren sind hierbei die bereits vorhandenen Verwendungen öffentlicher Bewertungsverfahren, zum Beispiel im Rahmen der Wirtschaftlichkeitsberechnung und durch die erweiterten Projektbewertungsansätze aus der Wissenschaft und Praxis³¹⁷.

Öffentliche Bewertungsverfahren dienen als übergeordneter Klassenbegriff verschiedener Einzelmodelle, wie zum Beispiel Nutzen-Kosten-Analysen, Kosten-Wirksamkeitsanalysen oder Kostenvergleichsrechnungen³¹⁸. Sie erlauben je nach Spezifizierungsform die Nachweisführung vielfältigster Parameter³¹⁹. Inhaltlich ist es vor allem mit den Detailmodellen der Nutzen-Kosten-Analyse möglich, mehrdimensionale Informationen mittels Indikatoren zu erheben und durch Transformation in eine eindimensionale Bewertungsstruktur zu überführen. Neben den Chancen der mehrdimensionalen Sachbilanzierung und geschlossenen Gesamtauswertung komplexer Problemstellungen sind öffentliche Bewertungsverfahren zusätzlich geeignet, Informationen und Daten aus bereits bestehenden Planungsprozessen mit nur geringfügigen Anpassungen in den eigenen Analyse- und Auswertungsprozess zu implementieren. So können zum Beispiel Werte aus der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung öffentlicher Maßnahmen direkte Verwendung erfahren. Öffentliche Bewertungsverfahren sind zudem vor allem in Bereichen der Nachvollziehbarkeit und inhaltlichen Konsistenz als besonders geeignet zu beschreiben. Nur Experten ist es möglich eine multikriterielle Projektbewertung mit zugehörigen Kennwerten und Größen verschiedener physikalischer Parameter zu erfassen und einzuschätzen (Mehrkontenbewertungen). Entscheidungsträger und weitere Projektbeteiligte sind damit aber meist überfordert.

Welche Bewertungsformen und -ergebnisse kann jeder Bürger in einem vergleichbaren Maßstab nachvollziehen?

Maßgeblich der Vielzahl an potentiell nachweisbaren Wirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Umwelt sind verschiedenste Einheitenformen für die Gesamtbewertung vorzufinden. Für die Nachhaltigkeitsbewertung aber ist ausschließlich ein Ergebniswert vergleichbar der vorrangig in öffentlichen Bewertungen verwendeten Verfahren, wie auch den maßgeblich bestehenden Projektbewertungen nach Stand der Forschung und Praxis, in monetärer Wertform zu definieren. Hierbei wird

³¹⁷ vgl. Abschnitt 4.3

³¹⁸ vgl. Abschnitt 3.1 „Öffentliche Bewertungsverfahren“

³¹⁹ Ausnahme bildet hierbei die KWA, unter der Voraussetzung einer nicht zusätzlich durchzuführenden multikriteriellen Gesamtbewertung.

dem Wertverständnis der Gesellschaft Rechnung getragen (Nachvollziehbarkeit), in dem der gewählte Einheitenwert durch „Jeden“ in Wertigkeit erfassbar ist und einen Vergleich mittels anderen Gütern und Werten ermöglicht. Entsprechend der Anwendung des Modells auf Deutschland wird die monetäre Vergleichseinheit in Form von „Euro“ ausgestaltet. Sie repräsentiert die ausgewerteten Wirkungen und Folgen der untersuchten Hochwasserschutzprojekte auf die Umwelt als resultierende projektbedingte „Euro-Nutzen“.

Öffentliche Bewertungsverfahren begründen neben einer Vielzahl positiver Eigenschaften und Möglichkeiten in der Anwendung auch Herausforderungen und Einschränkungen. So bestehen in der Fachwelt neben einer Vielzahl an Vorteilen auch maßgebliche Vorbehalte in Einsatz öffentlicher monetärer Bewertungsverfahren zur Beurteilung projektbedingt verursachter Umweltwirkungen³²⁰. Die beiden maßgeblich genannten Vorbehalte gegenüber der Methodik öffentlicher Bewertungen werden im Folgenden kurz skizziert.

I. Anwendbarkeit

Öffentlichen monetären Bewertungsverfahren wird mehrfach unterstellt, dass die nachzuweisenden Umweltwirkungen von Vorhaben und Projekten durch die zur Verfügung stehenden Bewertungsmethoden weder vollständig erfasst, noch angemessen in Wert beurteilt werden können. Der Vorbehalt ist aber in erweiterter Analyse der nachzuweisenden Wirkungen und deren Folgen auf die Umwelt zu widerlegen. Wenn immer durch anthropogene Maßnahmen und Vorhaben Wirkungen entstehen die Menschen beeinflussen, erfahren diese gleichermaßen durch Betroffene eine Wertschätzung. Folglich sind umfassende Nachweise und monetäre Folgenbeurteilungen der Wirkungen gleichermaßen möglich. Lediglich in Methodik begrenzte Verfahren sowie indifferente Wirkungsabgrenzungen verhindern dabei die Nachweisführung grundsätzlich aller Wirkungen³²¹.

II. Repräsentativität

Öffentliche Bewertungsverfahren in Verwendung monetärer Auswertungseinheiten unterliegen mehrfach dem Vorwurf fehlender Repräsentativität ihrer erarbeiteten Ergebniswerte in Vergleich zur Realität³²². Der Vorbehalt aber ist vorrangig in Vergleich mit weiteren Bewertungsverfahren zu widerlegen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass gegenwärtig kein Bewertungsverfahren zur Verfügung steht, das derart komplexe Aufgabenstellungen (Nachhaltigkeitsnachweis von Hochwasserschutzmaßnahmen) vollständig realitätsgetreu abbilden kann. Vereinfachungen sowie tendenzielle Verzerrungen realer Wirkungsbeziehungen sind grundsätzlich immer vorliegend. Öffentliche Bewertungsverfahren bilden hierbei keine Ausnahme, sind aber im Regelfall bei angemessener Strukturierung und Anwendung geeignet, Wirkungen so realitätsgetreu wie möglich innerhalb eines Bewertungsprozesses zu beurteilen. Multikriterielle Verfahren, die oftmals als Lösung der Problematik öffentlicher Modelle verstanden werden, besitzen mindestens vergleichbare Einschränkungen. Es ist dabei insbesondere auf Transformationsfunktionen verschiedener Wirkungsindikatoren und auf präferenzgestützte Gewichtungen zum Beispiel im Rahmen von Nutzwertanalysen zu verweisen.

Projektbewertungen sind grundsätzlich nie vollständig frei von Vorbehalten in ihren Anwendungen und der Aussagekraft ihrer Ergebnisse. Doch ohne angemessene Auswertungen und Beurteilungen

³²⁰ vgl. BMU (2002), BAUMGÄRTNER ET AL. (2012)

³²¹ vgl. ZINKE ET AL. (2012)

³²² vgl. BAUMGÄRTNER ET AL. (2012)

sind komplexe Problem- und Aufgabenstellungen weitaus eingeschränkter in Rationalität und nicht in Berücksichtigung aller relevanten Parameter lösbar.

4.7. Ganzheitliche Projektbewertung – Bewertung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen

Moderner Hochwasserschutz verbindet Einzelmaßnahmen die in und an verschiedenen Gewässern oder Einzugsgebieten Anwendung erlangen. Die dabei zu registrierenden Wechselbeziehungen zwischen den Schutzmaßnahmen und der Umwelt erfolgen durch eine Vielzahl an unterschiedlichsten Wirkungen. So beeinflussen zum Beispiel Landbewirtschaftungsmaßnahmen nicht nur die Rückhaltewirkungen (Infiltrationsfähigkeit) von Böden, sondern dienen gleichzeitig der Verringerung von Treibhausgasemissionen (Senkenfunktion)³²³. Hochwasserrückhaltebecken wiederum können neben temporal befristeten Wasserrückhaltungen, Veränderungen im Rahmen des regionalen Tourismus und der Naherholung verursachen. Welche Hochwasserschutzmaßnahme auch immer Planung findet, so sind neben dem primären Umsetzungsziel immer weitere sekundäre Wirkungen auf die Umwelt nachweisbar.

Um in Kenntnis der Vielzahl an Umweltwirkungen Hochwasserschutz ganzheitlich, im Sinne der Nachhaltigkeit, zu konzipieren, ist es notwendig, ein Bewertungssystem zu erstellen, das alle relevanten Umweltwirkungen, aller Maßnahmen, einzeln und kombiniert analysieren und beurteilen kann. Nur wenn die Auswirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Umwelt geschlossene kombinierte Auswertung erfahren, ist es möglich, nachhaltige Entwicklungsleitbilder in der Projektplanung angemessen zu berücksichtigen.

Wie ist die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen in einem Modell ganzheitlich, numerisch bewertbar?

Als primäres Bewertungsmodell für den Nachweis der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen wird gemäß den vorab dargelegten Erläuterungen durch den Autor ein öffentliches monetäres Bewertungsverfahren befürwortet. Das anzuwendende Modell ist dabei in Anlehnung einer erweiterten NKA im Detail auszugestalten. Die zugehörige Struktur ist in Berücksichtigung der verschiedensten Anforderungen an die Auswertung der Vielzahl projektbedingter Umweltwirkungen anzupassen. Hierzu sind neben den Voraussetzungen der Anwendung öffentlicher monetärer Bewertungsverfahren vorrangig fünf weitere Randbedingungen zu beachten.

➤ Ganzheitliche Projektbewertung

Die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen ist nur in ganzheitlicher Auswertung aller relevanten, durch die Maßnahmen verursachten Umweltwirkungen möglich. So sind durch Hochwasserschutzmaßnahmen Wirkungen auf die ökonomische, ökologische und soziale Nachhaltigkeitsdimension nachweisbar, die in Zusammenfassung allgemein als Umweltwirkungen zu beschreiben sind. Nur in Analyse und Beurteilung der Sachbilanz und Folgen aller relevanten Wirkungen ist dabei die Nachhaltigkeit einer Schutzmaßnahme ganzheitlich belegbar.

➤ Modularität

Um mittels eines Modells Hochwasserschutz umfassend in Zielrichtung Nachhaltigkeit zu analysieren und vergleichbar im Rahmen aller potentiellen Schutzmaßnahmen zu beurteilen,

³²³ vgl. TEBRÜGGE (2000)

muss die Modellmethodik Modularität im Sinne der Austauschbarkeit und Universalität der Schutzmaßnahmenauswahl aufweisen. Es ist hierbei grundsätzlich vorauszusetzen, dass jede Maßnahme mit mindestens einer beliebigen weiteren kombiniert werden kann.

➤ Einzel- und Alternativenprojektbewertung

Der Nachhaltigkeitsnachweis von Hochwasserschutzmaßnahmen findet sowohl im Rahmen der Einzelprojektbewertung, als auch in Vergleich differenzierter Alternativen oder Projekte statt. Hierbei ist zu beachten, dass vorrangig die Projektbewertung in Zielstellung eines Einzelnachweises erfolgt. Dazu können sowohl relative als auch absolute Wertaussagen in Einordnung der erreichbaren Nachhaltigkeit Verwendung finden. Die Alternativen- und Projektvergleichbarkeit bildet sekundäre Zielstellung der Modellanwendung. Hierzu ist für die Durchführung ein absoluter Ergebniswert notwendig.

➤ Optimierung

Das Modell soll zusätzlich zu der Realbewertung der Nachhaltigkeit Möglichkeiten einer projektabhängigen Optimierung von Hochwasserschutzmaßnahmen in Zielrichtung einer verbesserten nachhaltigen Entwicklung gewährleisten. Hierzu ist die Modellmethodik zu erweitern, so dass es möglich wird, Schwächen der analysierten Schutzkonzepte zu erkennen und Lösungsmöglichkeiten für eine Verbesserung zu erarbeiten. Nur durch Optimierungsansätze ist es zu gewährleisten, zukünftig die Nachhaltigkeit im Hochwasserschutz projektspezifisch zu fördern und zu stärken.

➤ Sensitivitätsuntersuchung

In Nachweisführung der Nachhaltigkeit sind alle relevanten projektbedingten Wirkungen zu erfassen und in Folgenwert auf die Umwelt zu beurteilen. Da aber nicht jede Wirkung gleichermaßen Einfluss auf den Gesamtwert aufweist und zudem nicht immer in nur einem definierbaren Wert grundsätzlich zu prognostizieren ist, sind erweiterte Analysen in Form geeigneter Sensitivitätsuntersuchungen durchzuführen. Primäres Ziel ist es dabei, die maßgeblichen Umweltwirkungen zu ermitteln, die die projektbedingte Nachhaltigkeit vordergründig beeinflussen. Sekundär sind durch die Sensitivitätsanalyse, die parallel zu den Erwartungswerten³²⁴ bestehenden Wertvarianzen in den Auswertungen zu belegen. Dies ist im Prozess der Nachhaltigkeitsbewertung notwendig, da aufbauend auf der Vielzahl an Umweltwirkungen und deren Betroffenheit von lokal bis global nicht jeder Parameter gleichermaßen fest mit nur einem einzelnen Wert zu definieren ist³²⁵. Je nach nachzuweisender Umweltwirkung können Wertvarianzen durch die verwendeten Auswertungsalgorithmen, den gewählten Randbedingungen und den eingesetzten Modelltechniken des Bewertungsverfahrens abweichend des Erwartungswertes auftreten. Entsprechend der Zielstellung einer ganzheitlichen Projektbewertung in Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen sind auch diese von den Erwartungswerten abweichenden Szenarien zu ermitteln und im Ergebniswert abzubilden.

³²⁴ Erwartungswert: Als Erwartungswert wird in dieser Arbeit entgegen der verbreiteten Definition der Wert definiert, der in höchster Wahrscheinlichkeit eintritt. Er ist damit identisch dem Modalwert („Gipfelwert“) und nicht grundsätzlich gleichzusetzen einem arithmetischen (diskrete Variable) oder gewichteten (stetige Variable) Mittelwert.

³²⁵ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007), BAUMGÄRTNER ET AL. (2012)

Die ganzheitliche Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen mit Zielrichtung der Beurteilung und Quantifizierung der Nachhaltigkeit erfordert die Neuerstellung eines spezifischen Bewertungsmodells. Mit Stand der Forschung und Praxis ist kein Modellverfahren existent, welches den vielfältigen Anforderungen eines Nachhaltigkeitsnachweises von Hochwasserschutzmaßnahmen gerecht werden kann³²⁶. In den folgenden Kapiteln wird ein neues Modell entworfen und erläutert, das es erlaubt, Hochwasserschutzmaßnahmen entsprechend aller relevanten Projektwirkungen zu analysieren und in Umweltfolgen ganzheitlich zu beurteilen. Das Ergebnis entspricht einer ganzheitlichen Realbewertung projektbedingter Umweltbeeinflussungen. Es ist damit gleichermaßen möglich Einzelprojekte als auch übergeordnet Alternativenvergleiche und differenzierte Projekte im Sinne nachhaltiger Entwicklung einzuordnen und gegeneinander zu unterscheiden.

³²⁶ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2008), PFLÜGNER (2010)

5. Das modulare Nachhaltigkeitsmodell

Hochwasserschutz als elementare Aufgabe des Staates dient der Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Sicherung der menschlichen Gesundheit sowie potentiell gefährdeter und als wertvoll erachteter Werte und Güter. Jede Maßnahme erfordert finanzielle Aufwendungen zur Umsetzung. Gleichzeitig generiert jedes Projekt eine Vielzahl verschiedener Wirkungen auf Menschen und seine Güter, sowie geschlossen auf die Umwelt. In den gegenwärtigen Projektbewertungen stehen primär der Schutz menschlicher Errungenschaften und die „menschliche Gesundheit“³²⁷ im Vordergrund. Weitergehende Wirkungen abseits der direkten primären Zielstellungen werden bis dato in Hochwasserschutzplanungen kaum näher analysiert, noch innerhalb einer geschlossenen Bewertungsmethodik verwendet³²⁸.

Warum sollen innerhalb einer Methodik ganzheitlich alle Auswirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Umwelt und nicht nur punktuell primär beabsichtigte Effekte Bewertung finden?

Hochwasserschutzmaßnahmen sind in Form und Ausführung höchst differenziert. Es bestehen zum Beispiel Maßnahmen die zentral durch umfangreiche Bauleistungen hohen Schutz begründen, gleichzeitig aber neben hohen Kosten, weitere Folgen auch auf die Ökologie, wie auch auf soziale Belange verursachen. Gleichermäßen können durch naturschonende dezentrale Maßnahmen im Regelfall zwar keine vergleichbaren Schutzszenarien gewährleistet werden, aber sowohl Kosten als auch positive Folgen für die Umwelt optimiert werden. Zudem ist nicht immer ein maximaler Schutz notwendig, als vielmehr ein in Verhältnismäßigkeit optimierter. Selbst herausragende bauliche Schutzanstrengungen sind nicht geeignet Hochwasserschutz bei allen nur denkbaren Ereignissen sicherzustellen³²⁹.

Welche Form und Struktur muss das Modellverfahren zur Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen aufweisen?

In ganzheitlichen Projektanalysen und -beurteilungen von Hochwasserschutzmaßnahmen in Zielrichtung der Nachweisführung der Nachhaltigkeit ist ein öffentlicher Verfahrensansatz zu wählen. Dies gewährleistet die Vielzahl differenzierter Umweltwirkungen gleichermaßen begründet rational abzubilden und geschlossen auszuwerten. Die Grundstruktur des Bewertungsverfahrens basiert dabei allgemein auf den Ansätzen einer erweiterten Nutzen-Kosten-Analyse (NKA). Hierbei werden alle relevanten Umweltwirkungen und deren Prozesse quantifiziert und mittels verschiedenster Methoden monetär in Folgen beurteilt. In der Erarbeitung und Ausgestaltung des Nachhaltigkeitsmodells aber ist zudem eine Vielzahl weiterer Randbedingungen zu berücksichtigen. So sind zum Beispiel durch das Modell Modularität in der Maßnahmenauswahl, Einzel- und Alternativenauswertungen, Optimierungen von Projektkonzepten, wie auch die Herausstellung der bedeutendsten Umweltwirkungen der Projekte zu gewährleisten. Eine Übersicht über alle Randbedingungen und Vorgaben des Nachhaltigkeitsmodells ist dem Abschnitt 4.6 „Ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung“ und dem Abschnitt 4.7 „Ganzheitliche Projektbewertung – Bewertung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen“ zu entnehmen.

³²⁷ Art. 1 HWRM-RL (2007)

³²⁸ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2008), PFLÜGNER (2010)

³²⁹ vgl. Oderhochwasser Jahr: 1997, Elbehochwasser Jahr: 2002, Weichselhochwasser Jahr: 2010, Donauhochwasser Jahr: 2013

Welche Maßnahmen und Alternativen sind in der Nachhaltigkeitsbewertung zu berücksichtigen?

Die Schutzmaßnahmenauswahl bzw. Alternativenauswahl bildet die Basis der Bewertung, erfordert aber in Bezug auf den Hochwasserschutz die Beachtung der gegenwärtig bestehenden und geplanten Schutzlösungen. Es ist dabei notwendig, die Maßnahmen nicht hinsichtlich des „freien Bauens“, sondern im Vergleich zu den bisher vorliegenden Schutzkonzepten zu beurteilen (Status Quo: Der Status Quo beinhaltet in dieser Arbeit alle gegenwärtigen Bauten, aber auch Schutzvorkehrungen, sowie deren Prognose in Aufrechterhaltung auf zukünftige Zeithorizonte. Hierzu kann der Begriff Status Quo auch als Status Quo-Prognose interpretiert werden.). Darauf aufbauend ist die Wahl der Maßnahmen im Modell spezifisch den regionalen Randbedingungen anzupassen. Vorgaben in Form definierter Alternativen können, müssen aber keine grundsätzliche Anwendung finden. Vielmehr ist es notwendig, durch unterschiedliche Maßnahmen und Kombinationen verschiedene Schutzszenarien zu analysieren, die eine begründete nachhaltige Auswahlentscheidung ermöglichen können. Vorschneile Festlegungen und starre Vorgaben auf spezifische Lösungen und Lösungsräume ohne stichhaltige Begründungen können in Bewertungen zwar grundsätzlich positive Resultate erzeugen, sind aber hinsichtlich einer ganzheitlichen Analyse als nicht ausreichend zu kennzeichnen, um optimalen gesellschaftlichen und vorrangig nachhaltigen Hochwasserschutz zu gewährleisten³³⁰.

5.1. Modelleinordnung im Planungsprozess

Hochwasserschutzmaßnahmen sind komplexe Vorhaben, die für die Planung und Erstellung umfangreiche Analysen und Entscheidungen bedürfen. Um im Rahmen des Hochwasserschutzes Maßnahmen zieldefiniert zu beeinflussen, bedarf es einer frühzeitigen Integration des Bewertungsverfahrens in den Prozess der Planung.

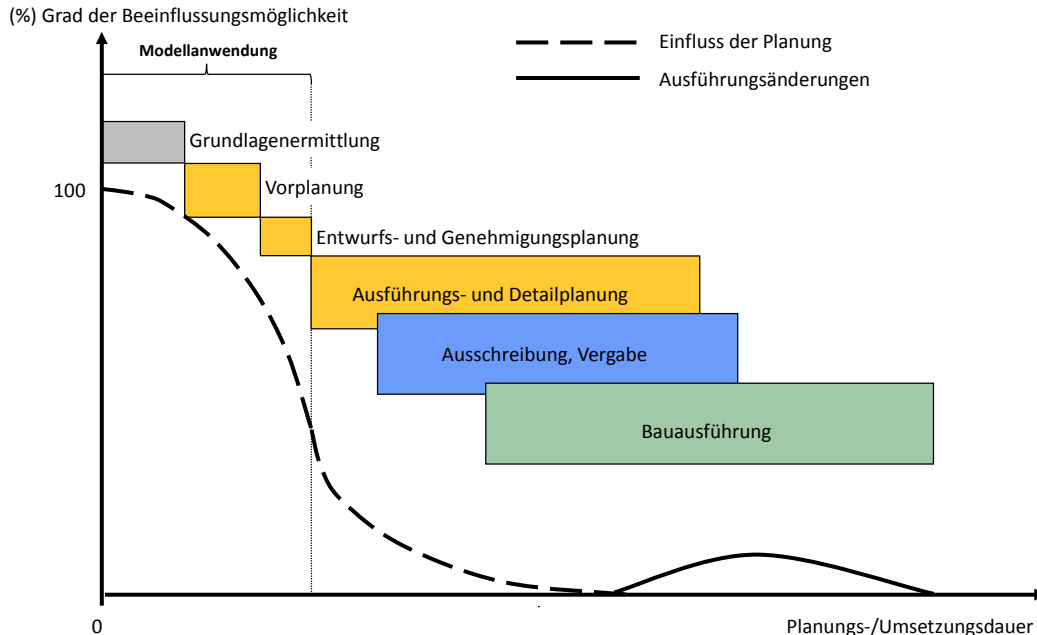


Abbildung 5-1: Einordnung der Modellanwendung entsprechend der Beeinflussbarkeit der Projektplanung in Abhängigkeit der Planungsprozesse/Projektdauer³³¹

Durch die Komplexität der Planungs- und Genehmigungsprozesse von Hochwasserschutzmaßnahmen sind Analysen und Bewertungen zur Steuerung nachhaltiger Entwicklung frühzeitig durchzuführen. Zu Beginn des Planungsprozesses besteht die Möglichkeit durch geringen Einsatz von finanziellen und

³³⁰ vgl. BUNDESRECHNUNGSHOF (2007), UMWELTBUNDESAMT (2008)

³³¹ in Anlehnung an KA (1998) – Seite 564 und SOMMER (2009) – Seite 96

zeitlichen Mitteln, hohe Wirkungen auf die später umzusetzenden Maßnahmen auszuüben. Bereits im Prozess der Ausschreibung und Vergabe ist bei Baumaßnahmen allgemein nur noch eine stark begrenzte Beeinflussbarkeit in Ausrichtung der Vorhaben gegeben³³². Folglich ist eine zielgerichtete nachhaltige Entwicklung nur umfassend, vorab bis einschließlich der Genehmigungsplanung zu erreichen. Jeder spätere Einsatz von Nachhaltigkeitsbewertungen erlaubt im Regelfall nur noch beschränkte Projekteingriffe.

Das Nachhaltigkeitsmodell ist im Verlauf der Planung zwischen Beginn der Grundlagenermittlung und Durchführung der Entwurfs- und Genehmigungsplanung (bis Bauantrag) einzuordnen. Eine Anwendung innerhalb des Zeitraumes erlaubt umfangreichste Projektoptimierungen in Zielstellung der Analyse und Steuerung nachhaltiger Entwicklung. Zwar sind hierbei nicht alle Umweltwirkungen vollständig und bis ins Detail prognostizierbar, doch erscheint dies, durch die im späteren Verlauf des Planungsprozesses nur geringen Möglichkeiten der Einflussnahme auf die Steuerung der Projekte, als eine aus Sicht des Autors akzeptierbare Modellherausforderung³³³. Zudem kann durch begleitende Modellanwendungen, auch während fortschreitender Planungsstufen, ein Monitoring der vorab erstellten Bewertungen erfolgen. Dies gewährleistet für zukünftige Anwendungen Optimierungen der Verfahrensmethodik des Nachhaltigkeitsmodells.

5.2. Inhalt und Aufbau des modularen Nachhaltigkeitsmodells

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell ist ein Verfahren zur Untersuchung und Beurteilung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen in Verwendung einer ganzheitlichen und rationalen Projektbewertung. Als Grundstruktur dient dabei eine Nutzen-Kosten-Analyse. Insbesondere in Berücksichtigung der zu beurteilenden Hochwasserschutzmaßnahmen und der daraus resultierenden Vielzahl an differenzierten Umweltwirkungen ist aber eine nachgeordnete, zusätzliche Modellspezifizierung notwendig. Zwar bleibt die Methodik einer NKA im Grundsatz erhalten, jedoch sind Inhalte und Zielstellungen zu erweitern. Im Ergebnis entsteht eine erweiterte NKA, die ausgehend von einer ganzheitlichen Projektbewertung geeignet ist, die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen eindeutig kardinal zu belegen. Die Abbildung 5-2 stellt schematisch den Ablauf des modularen Nachhaltigkeitsmodells dar. Einzelne Prozessschritte sowie Grundlagen der Bearbeitung werden anschließend detailliert aufgezeigt³³⁴.

³³² vgl. Abbildung 5-1

³³³ Die Modellherausforderungen werden spezifisch im Abschnitt 6.1 „Modellerweiterungsbedarf“ dargelegt.

³³⁴ Die Randbedingungen der Modellanwendung sind dem Anhang A3 „Maßgebliche Randbedingungen des Nachhaltigkeitsmodells“ zu entnehmen.

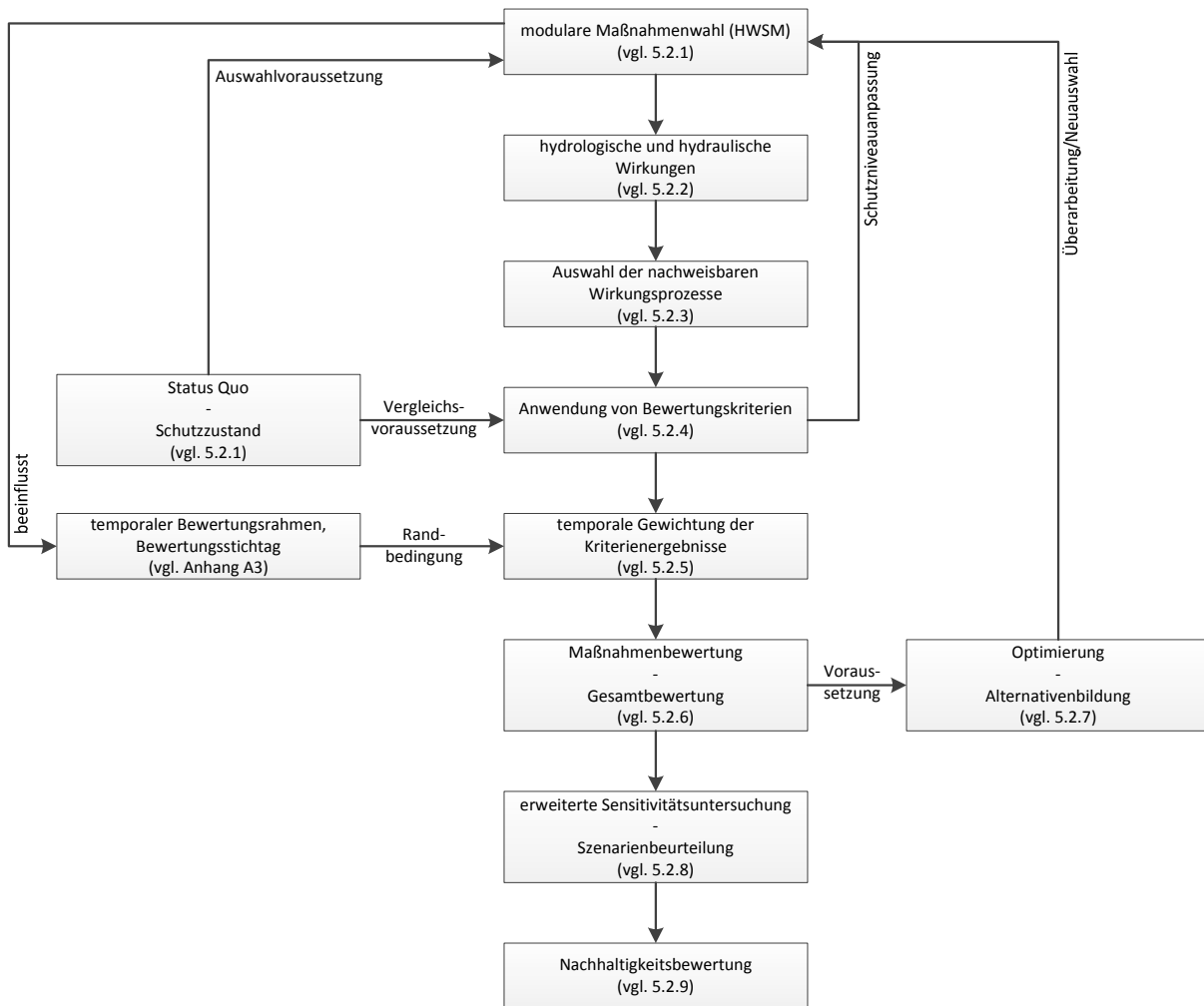


Abbildung 5-2: schematische Ablaufstruktur des modularen Nachhaltigkeitsmodells

5.2.1. Modulare Maßnahmenwahl

Den Beginn des modularen Nachhaltigkeitsmodells bildet die Festlegung der zu analysierenden und im Ergebnis zu beurteilenden Schutzmaßnahmen. Hierzu sind gemäß den vorliegenden Planungszielen eine oder mehrere Alternativen detailliert mittels geeigneter Schutzmaßnahmen auszugestalten. Sind durch den Auftraggeber bis dato keine Maßnahmen des Hochwasserschutzes konzipiert, so bedarf es in primärer Maßnahmenauswahl der detaillierten Erarbeitung geeigneter Schutzkonzepte, mindestens geprägt durch die folgenden vier Randbedingungen.

➤ Schutzbedürftigkeit

Hochwasserschutzmaßnahmen werden konzipiert für den Schutz von Menschen und deren als wertvoll erachteten Güter und Werte. Je nach Umfang an Wertakkumulation, prognostizierbaren Hochwasserereignissen und der Vulnerabilität potentiell betroffener Werte und Güter ist ein Mindestmaß an zu erreichendem Schutz festzulegen. Die Definition erfolgt dabei maßgeblich durch mindestens ein Bemessungshochwasser auf Basis der zugehörigen Jährlichkeit.

Das Schutzniveau ist mehrfach die primäre Randbedingung der Maßnahmenplanung. Die Festlegung erfolgt dabei jeweils projektspezifisch. Als Auswahlparameter ist die Schutzbedürftigkeit der Betroffenen und die Wertigkeit der potentiell beeinträchtigten Flächen und

Sachgüter zu berücksichtigen (Hochwasserbemessungsfall BHQ₃ bei HWRB³³⁵). Aus diesen ist in Einhaltung der projektbedingten Verhältnismäßigkeit von Schutz zu Aufwendungen ein Mindestmaß an Hochwasserschutz zu definieren. Zur Orientierung sind, je nach Trägerschaft der Gewässer und der bestehenden und gefährdeten Werte, durchschnittliche Mindestschutzniveaus vorliegend³³⁶.

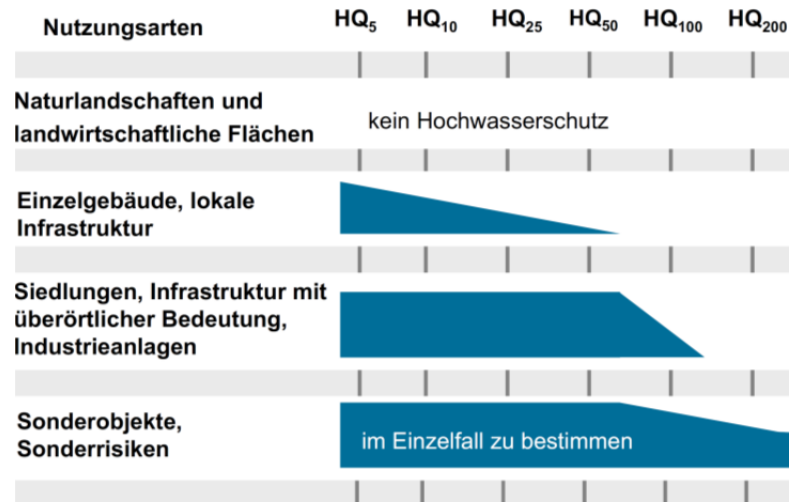


Abbildung 5-3: Anhaltswerte für die Wahl eines Mindesthochwasserschutzniveaus, Beispiel aus Baden-Württemberg für definierte Nutzungsformen³³⁷

Die Schutzbedürftigkeit bildet die maßgebliche Kenngröße in der Auswahl einer potentiell geeigneten Schutzmaßnahme. Nur in Kenntnis des mindestens zu erbringenden Schutzziels ist eine rational begründete Auswahl an Maßnahmen zu definieren. Erst anschließend ist entsprechend den weiteren Randbedingungen des Auswahlprozesses eine Präzisierung der geeigneten Maßnahmen vorzunehmen.

➤ Verordnungen

Der Hochwasserschutz unterliegt einer Vielzahl verschiedener wasserwirtschaftlicher Verordnungen und rechtlicher Regelungen³³⁸. Diese beschränken den jeweiligen Einsatzraum und -zweck potentiell geeigneter Schutzmaßnahmen. Neben Verordnungen des Hochwasserschutzes existieren für die Umsetzung anthropogener Hochwasserschutzmaßnahmen zudem weitere rechtliche Vorgaben, die den allgemein geeigneten Maßnahmenumfang für die spezielle Umsetzung begrenzen. So ist zum Beispiel bei Maßnahmen, mit möglichen relevanten negativen Folgen auf die Natur, der Umweltschutz maßgeblich zu beachten, währenddessen entsprechend des Finanzierungsbedarfs der Maßnahmen, die Bundeshaushaltsordnung als Randbedingung einer Umsetzungsplanung dient³³⁹.

Die Anzahl an spezifischen Verordnungen für die Maßnahmen ist vielfältig³⁴⁰. Es existieren dabei maßgebliche Vorgaben die eine zwingende Einhaltung verlangen, aber auch Bedingungen die lediglich Einschränkungen der Anwendbarkeit oder spezifische Umsetzungsanforde-

³³⁵ vgl. DIN 19700-10,11,12 (2004)

³³⁶ vgl. Abbildung 5-3

³³⁷ LUBW (2007) – Seite 16

³³⁸ z. B.: Wasserhaushaltsgesetz, Hochwasserrisikomanagementrahmenrichtlinie, Wassergesetze der Länder

³³⁹ vgl. BNATSCHG (2010), BHO (2010)

³⁴⁰ z. B. entsprechend der Vorgaben der Wasserwirtschaft, Finanzierung, Umweltschutz, Raumplanung, etc.

rungen begründen. In Zusammenfassung aller rechtlichen Verordnungen ist die potentiell mögliche Anzahl von Hochwasserschutzmaßnahmen je nach Projekt differenziert begrenzt.

➤ Regionale Besonderheiten

Regionale Besonderheiten bilden Grundvoraussetzung einer jeden Hochwasserschutzmaßnahmenauswahl. Topographische wie auch weitere regionale Spezifikationen beschränken oder fördern Anwendungen von Schutzmaßnahmenformen³⁴¹. In Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten ist es möglich, die Anzahl umsetzbarer Schutzmaßnahmen weiter zu begrenzen und eine Vorauswahl geeigneter Schutzkonzepte zu erstellen. Hochwasserschutz ist immer nur insoweit möglich, wie die Anwendungsregion einen Einsatz erlaubt.

➤ Status Quo

Um Hochwasserschutz umfassend, zielgenau und rational zu planen und zu begründen ist es notwendig, bestehende Schutzkonzepte zu analysieren und ihre Wirkungsmöglichkeiten zu beurteilen. Der Status Quo repräsentiert dabei den Schutzzustand der, umgesetzt oder in Planung verabschiedet, in der Projektregion gegenwärtig und zukünftig prognostizierbar vorliegt³⁴². Um neue Schutzkonzepte zu erstellen ist es notwendig, den Status Quo neben seiner Funktion als Alternative, als Basis einer optimierten Maßnahmenauswahl zu verwenden.

Die modulare Maßnahmenwahl ist die Basis der Nachhaltigkeitsbewertung im Modell und bildet bereits frühzeitig im Planungsprozess die Möglichkeit einer Schutzmaßnahmenoptimierung. Da jede zusätzliche Alternative eine eigenständige und vollständige Nachweisführung verlangt, ist mit der ersten modularen Maßnahmenwahl ein Maximum an Aufmerksamkeit der Konzeptstrukturierung zu widmen. Je weniger Alternativen auch für die Optimierung der Nachhaltigkeit zu erstellen sind, desto geringer sind Bearbeitungsaufwand und die dabei notwendigen Planungsmittel.

5.2.2. Hydrologische und hydraulische Wirkungen

Die im Modell zu beurteilenden Hochwasserschutzmaßnahmen wirken primär einer Hochwasserentstehung entgegen oder gewährleisten einen schadlosen Hochwasserabfluss. Beide Formen des Hochwasserschutzes sind physikalisch grundlegend verschieden, verursachen aber in der Konsequenz eine vergleichbare Schutzwirkung. Sowohl die Vermeidung einer Hochwasserentstehung, als auch der schadlose Hochwasserabfluss schützen Menschen und die durch diese als wertvoll erachteten Werte und Güter. Um die maßnahmenbedingten Wirkungen detailliert nachzuweisen und für die anschließenden Auswertungen aufzubereiten, sind entsprechend der beiden Schutzwirkungen zwei differenzierte primäre Analyseklassen zu bilden. Die Schutzmaßnahmen sind zum einen gemäß ihrer hydrologischen und zum anderen hinsichtlich ihrer hydraulischen Wirkungen zu untersuchen.

Die hydrologischen und hydraulischen Wirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen sind gemäß den Umsetzungsspezifikationen und der vor Ort befindlichen regionalen Besonderheiten zu ermitteln. Eine Verwendung von Modellen ist hier bei nicht abzuschätzenden Tragweiten von Maßnahmen und weitreichenden Einzugs- und Wirkungsgebieten notwendig³⁴³. Im Ergebnis der Untersuchungen

³⁴¹ z. B.: Bodenstrukturen, Bebauungen, punktuelle Wertakkumulationen, etc.

³⁴² Der Status Quo ist überdies hinaus als erste Projektalternative zu beschreiben. Er begründet den primären Vergleichszustand parallel der Maßnahmenumsetzung in Beibehaltung der bestehenden Konzeption.

³⁴³ Zur Analyse der Schutzwirkungen von HWSM sind unterschiedliche computergestützte Modelle zu verwenden. Diese sind angepasst den jeweils benötigten Analyseparametern und den zur Verfügung stehenden Software- und Hardwaremöglichkeiten zu wählen.

sind physikalische Kenngrößen zu bestimmen, die in Abhängigkeit der Eintrittswahrscheinlichkeit, die Wirkungen des Schutzkonzeptes in primärer Zielstellung des Hochwasserschutzes repräsentieren. Als Ergebniskenngrößen sind zum Beispiel die sich einstellenden Abflüsse, Wasserstände, Fließgeschwindigkeiten, Interflows oder auch die jeweiligen regionalbedingten, durch die Hochwasser induzierten Wirkungsimpulse maßgeblich geeignet.

Die Erhebung und Nachweisführung hydrologischer und hydraulischer Wirkungen der zu analysierenden Hochwasserschutzmaßnahmen bildet die Grundlage der Projektplanung. Nur in Kenntnis der primären physikalisch begründeten Schutzwirkungen der Maßnahmen ist es möglich, Schutz von Leib und Leben und Werten und Gütern für jedes Projekt spezifisch zu beurteilen und angemessen der Schutzbedürftigkeit zu steuern.

5.2.3. Auswahl der Wirkungsprozesse

Die Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen bedarf der Analyse und Beurteilung verschiedenster Wirkungen und der daraus ableitbaren Folgen auf die Umwelt. Es ist dazu notwendig, unterschiedliche interdisziplinäre Wissenschaftsgebiete für die Gesamtbeurteilung aller relevanten Wirkungen heranzuziehen. Um möglichst alle Umweltwirkungen der zu untersuchenden Maßnahmen zu definieren und abzuschätzen, ist eine gesonderte eigenständige Verfahrensmethodik zu erarbeiten. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Hochwasserschutzmaßnahmen ist dazu eine maßnahmenabhängige Wirkungsanalyse unter Beachtung eines vergleichbaren Projektraumes notwendig. Die Wirkungsanalyse wird im Abschnitt 5.3.1 detailliert dargelegt. Der Projektraum ist abhängig der zu untersuchenden Projekte und der bestehenden Status Quo-Szenarien je nach Anwendung zu definieren.

Die Auswahl der maßnahmenbedingt nachweisbaren Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen bildet die erweiterte Basis des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Nur in Kenntnis aller relevanten Wirkungen ist es möglich, vollständig belastbare Kriterien zur Auswertung zu entwickeln und dem Ziel einer ganzheitlichen Projektbewertung gerecht zu werden.

5.2.4. Bewertungskriterien³⁴⁴

Die Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen verlangt die Analyse einer Vielzahl differenzierter Wirkungen auf die Umwelt. Um diese entsprechend ihrer Tragweiten zu beurteilen, sind im Nachhaltigkeitsmodell Kriterien zur Bewertung auszugestalten und anzuwenden. Kriterien gewährleisten, durch jeweils spezifische Analysemethoden und Indikatoren, Wirkungen einer jeden Hochwasserschutzmaßnahme und in Kombination von Schutzkonzepten detailliert zu ermitteln und auszuwerten. Die Inhalte der Kriterien sind durch geeignete Verfahren zu strukturieren und mittels zuzuordnenden Projektparametern auszugestalten. Im Ergebnis der Kriterienerstellung ist jede Wirkung kardinal abzubilden. Abweichende Ergebnisformen wie zum Beispiel Nominal- oder Ordinalwerte sind für das modulare Nachhaltigkeitsmodell nicht geeignet.

Bewertungskriterien bilden im modularen Nachhaltigkeitsmodell den Fixpunkt des Analyseprozesses. Jede Umweltwirkung wird mit einem spezifischen Verfahrensansatz in angemessener Detaillierung

Für hydrologische Wirkungsnachweise ist zum Beispiel das Modell WaSIM-ETH anwendbar. – vgl. SCHULLA (1997), WaSIM-ETH (1998), PÖHLER (2006).

Hydraulische Wirkungen können zum Beispiel durch die Modelle Mike Flood, Sobek oder Hydro_AS-2D Nachweis finden. – vgl. NUJIC (2003), MIKE FLOOD (2007), YÖRÜK (2008)

³⁴⁴ vgl. Abschnitt 5.3

erhoben, mittels anerkannter Verfahren analysiert und abschließend gemäß den jeweiligen Folgen in monetärer Form beurteilt.

5.2.5. Temporale Gewichtung der Kriterienergebnisse

Die Bewertungskriterien dienen der wissenschaftlich begründeten Analyse projektbedingter Umweltwirkungen. Die dargestellten Wirkungen sind dabei entsprechend ihres Auftretens temporal differenziert. Es sind Wirkungen nachzuweisen die vor oder auch nach dem Betriebsbeginn erfolgen und dabei zusätzlich verschiedene Zeiträume beanspruchen. So sind zum Beispiel punktuelle oder zyklische Wirkungen festzustellen. Um aber Auswertungen von Hochwasserschutzkonzepten mit Zielstellung des Nachweises der Nachhaltigkeit geschlossen durchzuführen, müssen alle Wirkungen eine kombinierte Beurteilung erfahren. Hierzu sind Akkumulationen notwendig, die es erlauben, alle Ergebnisse der analysierten Wirkungen zusammengefasst darzustellen. Innerhalb des Nachhaltigkeitsmodells sind jedoch Akkumulationen basierend auf Summierungen durch Berücksichtigung der monetären Auswertungseinheiten im Regelfall nicht ohne zusätzliche weitere Gewichtungen möglich. Temporale Unterschiede begründen differenzierte Wertvorstellungen, die mittels geeigneter Wertgewichtungen Abbildung verlangen. Ohne Wertigkeitsanpassungen sind Wirkungen der Gegenwart und in weiter Zukunft grundsätzlich identisch zu beurteilen. Hierbei wäre zu unterstellen, dass Zahlungsströme zukünftiger Nutzen bereits in der Gegenwart erfolgen, währenddessen Umsetzungen erst in entfernten Szenarien zu erwarten sind.

In der Wirtschaftstheorie existieren für die temporale Gewichtung zwei Grundsatzverfahren. Es ist zwischen statischen und dynamischen temporalen Gewichtungen zu differenzieren³⁴⁵.

Statische Gewichtung

Statische Gewichtungen basieren auf der temporalen Gleichverteilung aller zu akkumulierenden Wirkungen. Sie sind in Anwendung immer geeignet, wenn die zur Zusammenfassung vorliegenden Werte bzw. Nutzen nah oder vollständig temporal übereinstimmen.

Dynamische Gewichtung

Dynamische Gewichtungen basieren auf differenzierten temporalen Bewertungskenngrößen. Sie umfassen Verfahren, die je nach zeitlichem Auftritt der Wirkungen, Akkumulationen unter Berücksichtigung spezifischer Gewichtungen ermöglichen. In Anwendung ist jede Umweltwirkung gemäß ihrem zeitlichen Auftreten und hinsichtlich des vorab definierten und festgelegten Bewertungsstichtags als Barwert oder als kontinuierliche Nutzenreihe zu bestimmen.

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell dient der Nachweisführung unterschiedlichster Umweltwirkungen differenzierter Hochwasserschutzmaßnahmen über mehrere Jahre bis Jahrhunderte. Die Varianz der inhaltlich nachzuweisenden, verschiedenen primären und sekundären Nutzen erfordert dabei mehrheitlich die Verwendung einer dynamischen Wertgewichtung. Statische Akkumulationen sind nur im Rahmen spezieller Nutzen wie beispielsweise der Ökobilanzierung, in Berücksichtigung auch noch in Zukunft maßgeblich bestehender und nicht abbaubarer Umweltlasten möglich.

Die temporale Gewichtung des modularen Nachhaltigkeitsmodells erfolgt mehrheitlich unter Anwendung geeigneter dynamischer Wertstellungen. Hierbei werden ausgehend von Zinseszins-Berechnungen Wertigkeiten bestimmt, die es ermöglichen, jede Wirkung in Hinblick auf dem der

³⁴⁵ vgl. HANUSCH (1994), DWA (2012)

Auswertung zu Grunde liegenden Bewertungsstichtag vergleichbar darzustellen³⁴⁶. Die Wahl des Zinssatzes bildet dabei die Basis der temporalen Gewichtung und verlangt, unter Kenntnis der weiterreichenden Auswirkungen bei der Verwendung, ein Höchstmaß an Rationalität. Bereits gering prozentual abweichende Zinswerte können Ergebniswertbeurteilungen und Alternativenrangfolgen im Grundsatz verändern. In der Wasserwirtschaft ist allgemein anerkannt ein Bewertungszinssatz von 3,0 % p.a. zu verwenden³⁴⁷. Dieser entspricht Analysen von Verkehrsprojekten und dient als allgemeiner Zinssatz im Hochwasserschutz bereits seit Mitte der 1980er Jahre³⁴⁸.

Die Ergebnisse der temporalen Gewichtung entsprechen Projektbarwerten oder kontinuierlichen Nutzenreihen, die die Wirkungen der Schutzmaßnahmen alternativenübergreifend vergleichbar repräsentieren. Durch die temporale Vereinheitlichung ist es möglich, alle Nutzen zu akkumulieren und für eine Gesamtauswertung aufzubereiten. Ohne begründbare Homogenität der Daten sind Wertkombinationen und geschlossene Gesamtbeurteilungen im modularen Nachhaltigkeitsmodell nicht realisierbar.

5.2.6. Maßnahmenbewertung – Gesamtbewertung

Die Gesamtauswertung der Kriterienergebnisse ist grundsätzlich in Zielstellung der Nachhaltigkeit durchzuführen. Da aber Nachhaltigkeit als Entwicklungsleitbild, in Form der essentiellen Bewertungsrahmgebung, lediglich Umfänge der zu berücksichtigenden Wirkungsuntersuchungen bei anthropogenen Vorhaben aufzeigt, nicht aber eine Gesamtauswertung im Sinne eines quantifizierbaren Ergebnisfaktors begründet, ist die Erarbeitung eines spezifischen Nachhaltigkeitswertes notwendig. Als verwendbarer und anerkannter Zielwert wird im modularen Nachhaltigkeitsmodell die Darstellung gesellschaftlicher Vorteilhaftigkeit, repräsentiert durch den Vergleich positiver und negativer Nutzen verfolgt. Dies gewährleistet in Beachtung des essentiellen Bewertungsrahmens, die Verwendung anerkannter Auswertungsalgorithmen für eine geschlossene ganzheitliche Projektbewertung. Mit der Erarbeitung der Ergebnisfaktoren wird gewährleistet Einzelmaßnahmen, kombinierte Schutzkonzepte, Vergleiche differenzierter Alternativen, als auch Optimierungen der Schutzmaßnahmen unter Beachtung der Nachhaltigkeit als Leitbild zukünftiger Entwicklungen, in Planungsprozessen quantifiziert abzubilden.

Die Gesamtbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen im modularen Nachhaltigkeitsmodell ist durch die Grundstruktur der NKA geprägt. In der Anwendung sind alle negativen Nutzen den positiven Nutzen gegenüber zu stellen.

Kosten – Nutzen

Kosten umfassen in der Bewertung des modularen Nachhaltigkeitsmodells alle Wirkungen, die gemäß dem Bewertungskriterium „Kosten“ erfasst werden³⁴⁹. Weitere negative Wirkungen (im übertragenen Sinne Kosten), wie zum Beispiel die potentiell mögliche Verringerung von Biodiversität oder der Verlust von Kulturgütern, sind nicht als Kosten in der Gesamtauswertung zu veranschlagen. Diese Wirkungen müssen in Kombination aller analysierten zusammengefasst und als geschlossene Nutzenkomponenten (Summe positiver und negativer Nutzen) der Auswertung zugeführt werden. Sind negative Entwicklungen innerhalb der positiven Nutzenbereiche zu erkennen, so begründen diese intern eine Verringerung des Nutzen-

³⁴⁶ vgl. Anhang A3 „Maßgebliche Randbedingungen des Nachhaltigkeitsmodell“

³⁴⁷ vgl. LAWA (1998B, 2005), DWA (2012)

³⁴⁸ vgl. LAWA (1998B, 2005), DWA (2012)

³⁴⁹ vgl. Anhang A4-1 „Kosten“

potentials. Es ist hierbei grundsätzlich zu beachten, dass Nutzen in Abgrenzung zu Kosten, sowohl positive als auch negative Wirkungen repräsentieren können.

Die Abgrenzung von Kosten und Nutzen ist für die folgenden Auswertungsalgorithmen grundlegend. Werden Kosten und Nutzen durch unterschiedliche Begriffsverwendungen vermischt oder mehrfach verwendet, so ist durch die Auswertungen kein konsistentes und rationales Ergebnis zu begründen.

Die Gesamtauswertung ist allgemein mit drei voneinander unabhängigen Verfahrensalgorithmen möglich. Es ist zwischen Nettogegenwartswert, Nutzen-Kosten-Verhältnis und Verfahren des internen Zinsfußes zu unterscheiden. Im Folgenden werden die drei Verfahren kurz skizziert und ihre Einsatzmöglichkeiten im Rahmen dieser Arbeit erörtert³⁵⁰.

Nettogegenwartswert (NGW) – „Nettonutzen“

Der Nettogegenwartswert entspricht der Differenz aus akkumulierten Nutzen und Kosten, über den maßnahmegebundenen Zeitraum der Bewertung (Barwert).

$$NGW = \sum_t (\text{positiver Nutzen}_t * \text{Kontierung}_t) - \sum_t (\text{Kosten}_t * \text{Kontierung}_t)$$

t *maßnahmegebundener Zeitraum der Bewertung*

Formel 5-1: Nettogegenwartswert

Die Projektvorteilhaftigkeit ist in Auswertung des Nettogegenwartswertes immer dann gegeben, wenn die Nutzen die Kosten übersteigen und ein Gesamtergebnis größer „0“ vorliegt. Ein Ergebniswert größer „0“ entspricht dem monetären Nutzen, der „netto“ die Vorteilhaftigkeit des Projektes in Form eines numerischen Absolutwertes (Geldwert) repräsentiert (Nettonutzen).

Nutzen-Kosten-Verhältnis (NKV)

Das Nutzen-Kosten-Verhältnis (NKV) entspricht dem Quotient aus akkumulierten Nutzen und Kosten, über den maßnahmegebundenen Zeitraum der Bewertung.

$$NKV = \frac{\sum_t (\text{positiver Nutzen}_t * \text{Kontierung}_t)}{\sum_t (\text{Kosten}_t * \text{Kontierung}_t)}$$

Formel 5-2: Nutzen-Kosten-Verhältnisse

Die Projektvorteilhaftigkeit ist durch Nutzen-Kosten-Verhältnisse immer dann nachweisbar, wenn ein Ergebnis größer „1“ vorliegt. NKV sind grundlegend geeignet mittels einer einfachen Auswertungstechnik die Vorteilhaftigkeit von Einzelprojekten darzustellen, doch sind weitergehende Verwendungen der Ergebniswerte, zum Beispiel für Vergleiche von Alternati-

³⁵⁰ Detaillierte Erläuterungen zu den drei Verfahrensmethoden und zugehörige Beispiele sind der Fachliteratur zu entnehmen. – vgl. HANUSCH (1994), LAWA (2005), DWA (2012)

ven, nur bei zusätzlich vorliegenden Informationen möglich. Das Verhältnis repräsentiert keinen Absolutwert, sondern eine Relativaussage³⁵¹.

Interner Zinsfuß

Die interne Zinsfuß-Theorie ist grundlegend verschieden zu den beiden erstgenannten Auswertungsverfahren. Werden bei NGW und NKV die berechneten Gegenwartswerte bzw. kontinuierliche Reihen von Nutzen und Kosten gegenübergestellt, so verzichtet der interne Zinsfuß auf eine temporale Gewichtung der nachgewiesenen Nutzen (Kriterienergebnisse) vor seiner Berechnung. Der interne Zinsfuß stellt alle Nutzen und Kosten in der Auswertung ungewichtet gegenüber und berechnet über den Ansatz der Akkumulation (Kontierung) den Verzinsungssatz der maximal auftreten kann, um Kosten und Nutzen untereinander ausgeglichen darzustellen.

$$\sum_t \frac{\text{positiver Nutzen}_t}{(1+z)^t} = \sum_t \frac{\text{Kosten}_t}{(1+z)^t}$$

z Verzinsungsrate

Formel 5-3: interner Zinsfuß

Das Ergebnis des internen Zinsfußes wird durch einen Vergleich der berechneten Verzinsungsrate „z“ und der gesellschaftlich vorliegenden sozialen Zinsrate (Realzins) erreicht. Liegt der maximal nachweisbare Projektzinssatz über der sozialen Rate ist ein positiver Nettutzen der Maßnahme und folglich eine Projektvorteilhaftigkeit bewiesen.

Alle drei erläuterten Verfahrensalgorithmen können allgemein zur Nachweisführung der projektbedingten Vorteilhaftigkeit Verwendung finden. Gegenwärtig wird in verwaltungsbestimmten Verfahren bei NKA fast ausschließlich das Nutzen-Kosten-Verhältnis als Ergebniswert erarbeitet³⁵². Die einfache Auswertung, sowie die eindeutige Darstellung der Vorteilhaftigkeit bezüglich Nutzen und Kosten fördern die Verwendung des Auswertungsansatzes. Sind aber zusätzliche Vergleiche unterschiedlicher Maßnahmen vorzunehmen (z. B. Ranking von Alternativen), die alle projektbedingte Vorteilhaftigkeit aufweisen (NKV>1), so ist die Aussagekraft von NKV deutlich beschränkt. Für diese Fälle sollte grundsätzlich der NGW Berücksichtigung finden. Nur dieser ist geeignet, im Rahmen verschiedener Alternativen und Projekte, entsprechend der berechneten Absolutwerte vergleichbare Gesamtergebnisse zu repräsentieren. Der interne Zinsfuß ist in Inhalt und Ergebnis grundlegend abweichend von den beiden anderen Verfahren. Zwar ist der Gesamtergebniswert vergleichbar in zielge-

³⁵¹ Beispiel der beschränkten Aussagekraft von NKV: Verringert sich der Gegenwartswert des Nutzens um eine Höhe X und gleichzeitig der Gegenwartswert der Kosten um die selbige Höhe X, dann ist der NGW trotz Änderung der Einzelfaktoren in gleichem Wert im Bestand. Das NKV jedoch ist durch die Darstellung der Verhältnismäßigkeit verändert und repräsentiert eine in der Realität nicht vorzufindende Verschiebung der projektbedingten Vorteilhaftigkeit (netto).

Beispiel:

GW(N)=20 NGW=10

GW(K)=10 NKV=2

→ Verringerung von GW(N) und GW(K) um 5

GW(N)=15 NGW=10

GW(K)=5 NKV=3

GW Gegenwartswert

K Kosten

N Nutzen (Wirkungen)

³⁵² vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007), BUNDESRECHNUNGSHOF (2007)

richteter Aussagekraft, doch sind in Anwendung des Verfahrens weder Teilanalysen von Einzelnutzen, noch absolute Nachhaltigkeitsvergleiche von Alternativen möglich. Zudem begründet der interne Zinsfuß durch die Verfahrensstruktur spezifische Bearbeitungsprozesse die deutlich in Umfang über denen der beiden anderen Verfahren einzuordnen sind.

Die Gesamtauswertung im modularen Nachhaltigkeitsmodell erfolgt in Anwendung sowohl des NKV als auch des NGW. Das Verfahren des internen Zinsfußes wird in Kenntnis der begrenzten Befähigung für Teilanalysen und des grundsätzlich benötigten hohen Bearbeitungsumfanges nicht weiter verfolgt. NKV und NGW erlauben eindeutige und rationale Gesamtergebniswerte. In Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Einzelmaßnahmen sind NKV und NGW gleichermaßen anwendbar. Sind jedoch entsprechend den Ergebnissen der Nachhaltigkeitsbewertung Alternativen- und Projektvergleiche oder Maßnahmenoptimierungen anzustreben, so ist als Gesamtergebniswert vorrangig nur der NGW geeignet. Nur dieser erlaubt Absolutwertaussagen in deren Folge eine eindeutige und stabile Vergleichbarkeit differenzierter Maßnahmen und Alternativen besteht. Das NKV repräsentiert lediglich Relativaussagen, die nur in Einzelauswertung oder als zusätzliche Entscheidungsparameter bei geringen NGW-Differenzen von Alternativen für die Nachhaltigkeitsbewertung heranzuziehen sind. Je nach Zielstellung der Nachhaltigkeitsbewertung ist mindestens eine der beiden Auswertungsformen grundsätzlich zur Ergebniswertbildung heranzuziehen.

5.2.7. Optimierung

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell dient der ganzheitlichen Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich aller ihrer nachweisbaren Umweltwirkungen auf die ökonomische, ökologische und soziale Dimension. Hierzu werden die Einzelmaßnahmen und/oder kombinierten Schutzkonzepte detailliert analysiert und ihre Nutzen für die Umwelt ermittelt (positiv und negativ). Die Ergebnisse werden anschließend durch den Folgenwert monetär gewichtet und zusammengefasst. In Auswertung aller projektbedingten Wirkungen und deren Folgen ist die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen rational begründet dargelegt. In Anbetracht der Vielzahl an Maßnahmenmöglichkeiten und der differenzierten projektbedingten Randbedingungen entsprechen die analysierten Schutzmaßnahmen im Regelfall aber keiner gemäß Nachhaltigkeit optimierten Maßnahmenauswahl. Vielmehr repräsentieren diese eine Auswahl der Entscheidungsträger und der durch diese beauftragten Analysten. Für maximal nachhaltig optimierte Schutzmaßnahmen ist eine gesonderte Auswertung der Analyseergebnisse inklusive überarbeiteter Maßnahmenansätze notwendig.

Optimierungen erfolgen allgemein durch die Evaluierung mindestens einer Zielbeschränkung und Erstellung geeigneter Lösungsansätze. In Anwendung der Optimierung für die Entwicklung eines verbesserten nachhaltigen Hochwasserschutzes sind zwei Grundansätze zu differenzieren. Es ist zwischen

- absoluten und
- rationalen

Optimierungen zu unterscheiden. Beide Ansätze basieren in Form iterativer Optimierungsverfahren auf zyklischen Wiederholungen des Gesamtauswertungsprozesses. Hierzu sind ausgehend von den

bestehenden Analyseergebnissen, neue Schutzkonzepte zu erarbeiten und dem modularen Nachhaltigkeitsmodell zuzuführen³⁵³.

Absolute Optimierung

Die Gesamtbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell erfolgt durch den NGW und/oder das NKV. Ist dabei der Gesamtnutzen positiv, ist die Maßnahmenplanung als gesellschaftlich vorteilhaft und nachhaltig zu beurteilen. Da aber nicht jede Maßnahme vorteilhaft ist, Hochwasserschutz aber dennoch im Regelfall gewährleistet werden muss, sind optimierte Anwendungen und Schutzkonzepte zu planen. Das Ziel der absoluten Optimierung besteht in der Erzeugung mindestens einer Planungsalternative, die gemäß dem nachhaltigen Leitbild einen positiven Gesamtnutzen repräsentiert.

Rationale Optimierung

Die rationale Optimierung erfolgt bei Schutzkonzepten deren Gesamtbewertung grundsätzlich positiv im Sinne gesellschaftlicher Vorteilhaftigkeit vorliegt. Es ist hierbei nicht mehr Ziel, mindestens eine in irgendeiner Art und Weise nachhaltige Alternative zu erarbeiten, als vielmehr eine geeignete zu verbessern.

In Auswahl potentiell geeigneter Ansätze zur Maßnahmenoptimierung ist jede Wirkung und jedes Bewertungskriterium mit der Zielstellung der Evaluierung optionaler Verbesserungen von Nutzen und Kosten zu analysieren. Im Ergebnis der Analyse aller Maßnahmen und deren Wirkungen sind vordergründig diejenigen für eine Optimierung auszuwählen, deren Veränderung größtmögliche Verbesserungspotentiale begründen.

Für die Anwendung der Optimierung sind zusätzliche Alternativen zu entwickeln, die jeweils neue Analysen gemäß den vorangegangenen Nachhaltigkeitsuntersuchungen verlangen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass für jede Alternative grundsätzlich eine Neuuntersuchung der Umweltwirkungen durchzuführen ist. Eine Übertragbarkeit von Kriterienergebnissen zur Beurteilung der Wirkungen differenzierter Alternativen ist nur in Ausnahmen möglich. Gleichzeitig existieren für Hochwasserschutzmaßnahmen keine umfassenden Datenbankstrukturen, die vereinfachte Änderungen der vorab analysierten Schutzmaßnahmen in Wirkungsumfang belegen. Alle neu erzeugten Alternativen sind im Regelfall einer gesonderten Nachhaltigkeitsuntersuchung durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell zu unterziehen.

Durch den hohen Bearbeitungsaufwand der unterschiedlichsten Analyse- und Bewertungsprozesse der Maßnahmenwirkungen sind Optimierungen und infolge Alternativenbildungen auf ein Mindestmaß zu beschränken. Hierbei ist es notwendig, gemäß den festgestellten maßgeblichen Vor- und Nachteilen, geeignete Szenarien bereits vor einer Detailuntersuchung zu bewerten, um potentielle Ergebnisumfänge überschlägig zu quantifizieren. Berechnungen mehrerer Alternativen sind zwar grundsätzlich bei der Findung der nachhaltigsten Schutzkonzeptvariante zu befürworten, doch kann oftmals deren Aufwand die Folgen der Optimierungsanstrengungen übersteigen, so dass eine gesellschaftliche Rechtfertigung für eine zusätzliche Maßnahmenverbesserung in Zielstellung der Nachhaltigkeit nicht besteht.

Optimierungen der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen können im modularen Nachhaltigkeitsmodell durch umfassende Wirkungsnachweise von Schutzmaßnahmen höchst detailliert

³⁵³ z. B. in Form veränderter Maßnahmenwahl oder Änderung der regionalen Maßnahmenverteilung

erfolgen. In Berücksichtigung der Vielzahl differenzierter Wirkungsanalysen ist es möglich, relevante Faktoren nachhaltiger Entwicklung zu extrahieren und optionale Lösungsmöglichkeiten zu erarbeiten. Doch begründet der notwendigen erneuten (im Regelfall vollständigen) Nachhaltigkeitsbewertung ist bei jeder Optimierung der Umfang und die Anzahl potentieller Alternativen, in Abhängigkeit der zu prognostizierenden Nachhaltigkeitsveränderungen, zu begrenzen.

5.2.8. Erweiterte Sensitivitätsanalyse – Szenarienbeurteilung

Jedes Kriterium zur Analyse und Beurteilung der Umweltwirkungen im Nachhaltigkeitsmodell beinhaltet jeweils spezifisch mindestens eine Bewertungsmethodik, in deren Anwendung auf das jeweilige Projekt die Wirkungsauswertung rational erfolgt. Die Auswahl der Methodik ist dabei maßgeblich abhängig der konzipierten Schutzmaßnahmentypen und der jeweiligen Umweltwirkungen³⁵⁴. Gleichzeitig ist im Rahmen der Folgenbeurteilung der Einsatz maßnahmen- und wirkungsunabhängiger Parameter im modularen Nachhaltigkeitsmodell notwendig. Die Berechnung der Projektnutzen basiert dabei nicht nur auf messbaren Werten der Projekte (Sachbilanzen), sondern mehrfach auf wissenschaftlich begründeten Kenngrößen. Diese Parameter entstammen spezifischen Analysen und Modellen und umfassen, zusätzlich zu den Erwartungswerten³⁵⁵, mehrfach auch differenzierte weitere Wertespanssen. So ist zum Beispiel im Kriterium Treibhauseffekt in der Folgenbeurteilung der Umweltwirkungen ein Erwartungswert von 70 €/t CO₂-Äquivalent definiert³⁵⁶. Dieser beschreibt den allgemein anerkannten wahrscheinlichsten Kennwert der Umweltfolgen von Treibhausgasemissionen, neben dem aber durch differenzierte Nachweismodelle und Randbedingungen weitere Bandbreiten an Ergebniswerten von maximal bis zu 280 €/t CO₂-Äquivalent und minimal bis zu 20 €/t CO₂-Äquivalent bestehen³⁵⁷. Für das modulare Nachhaltigkeitsmodell ist als Basis der Erwartungswert zur Nachhaltigkeitsbewertung zu verwenden, da dieser entsprechend der Wertverteilung der mehrheitlichen Anerkennung unterliegt. In Kenntnis maximaler und minimaler Umweltwirkungen aber können auch die Grenzwerte, in Alternativenvergleichen und Rangfolgenbildungen, als rational begründete zusätzliche „Entscheidungshilfen“ herangezogen werden.

In der Durchführung des modularen Nachhaltigkeitsmodells wird in Kenntnis variabler Werte und Kenngrößen eine erweiterte Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Ziel bildet die Darstellung potentieller weiterer Nachhaltigkeitsszenarien, um einerseits die Stabilität und Konsistenz der Ergebniswerte differenzierter Alternativen zu belegen und andererseits den Entscheidungsträger alle Szenarien nachhaltiger Entwicklung aufzuzeigen³⁵⁸. Hierbei ist in Kenntnis maximaler und minimaler Kenngrößen der ganzheitlichen Projektbewertung ein erweiterter Ergebnisraum zu berechnen. Dieser dient in Einschluss des Erwartungswertes der ganzheitlichen Darstellung der Bewertungsergebnisse der Projektbewertung. Während der Erwartungswert das wahrscheinlichste Ergebnis des modularen Nachhaltigkeitsmodells repräsentiert, ist durch den erweiterten Ergebnisraum ein ergänzendes „Bewertungskriterium“ erarbeitet, dass Rangfolgenbildungen und Alternativenvergleiche rational unterstützt und die Stabilität der Nachhaltigkeitsbewertung belegt.

³⁵⁴ vgl. Abschnitt 5.3

³⁵⁵ Erwartungswert: Als Erwartungswert wird in dieser Arbeit der Wert definiert, der mit höchster Wahrscheinlichkeit eintritt. Er ist damit identisch dem Modalwert („Gipfelwert“) und nicht grundsätzlich gleichzusetzen einem arithmetischen (diskrete Variable) oder gewichteten (stetige Variable) Mittelwert.

³⁵⁶ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

³⁵⁷ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

³⁵⁸ vgl. Abbildung 5-4

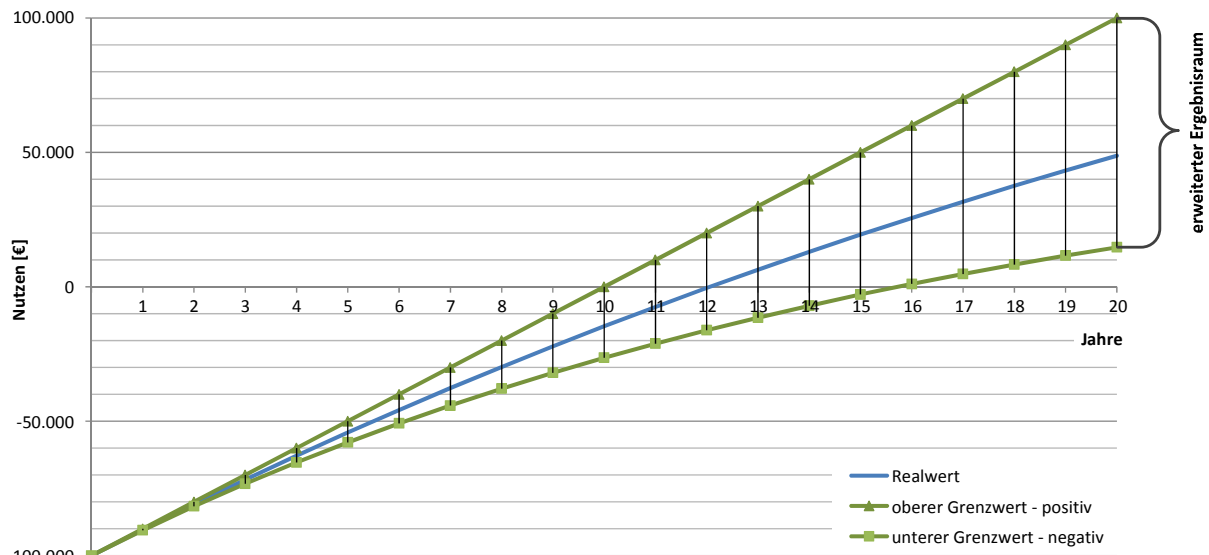


Abbildung 5-4: Darstellung der Wertverläufe von Erwartungswertvarianzen über einen definierten Bewertungszeitraum – Beispiel

Für die erweiterte Sensitivitätsanalyse im modularen Nachhaltigkeitsmodell sind rational begründbare Streubreiten der Eingangsgrößen, aber auch variierende Methoden der Ergebniswertbildung zu untersuchen. Grundsätzlich kann über alle Analysen und Bewertungen eine Wertvarianz bestehen. Je nach Parameter ist dabei ein mehr oder weniger großes Varianzspektrum zu erfassen. So ist zum Beispiel im Rahmen der Gesamtauswertung aller Nutzen eine Kontierungszinssatzspanne abweichend dem Erwartungswert zu berücksichtigen³⁵⁹. Für Bewertungskriterien ist vorrangig in der Folgebeurteilung durch Verwendung externer Parameter mehrfach eine Streubreite der Ergebniswerte nachweisbar.

In Anwendung der erweiterten Sensitivitätsanalyse werden geschlossen alle wissenschaftlich begründbaren Wertvarianzen der Projektbewertung zusammengefasst analysiert. Es erfolgt in Hinblick auf den Nachweis der Nachhaltigkeit die Erstellung eines minimalen und maximalen Grenzwertes. Die Grenzwerte repräsentieren die maximal erreichbare positive oder negative Gesamtprojektnachhaltigkeit. Die Werte werden hierfür jeweils in Form eines Absolutwertes in Anwendung des NGW dargestellt. Es werden spezifisch der nachweisbaren Wertvarianzen, Analysen getrennt nach den im modularen Nachhaltigkeitsmodell verwendeten Bewertungskriterien und der zur Gesamtauswertung benötigten Verfahrensprozesse des Modells vorgenommen. Der zwischen den Grenzwerten und in Einschluss des Erwartungswertes aufgespannte erweiterte Ergebnisraum beinhaltet alle Nachhaltigkeitsszenarien die projektbedingt rational zu prognostizieren sind. Da aber gegenwärtig keine oder nur stark begrenzte Informationen über die Eintrittswahrscheinlichkeiten der verschiedenen Zwischenwerte bestehen, entspricht der Ergebnisraum in dieser Arbeit einer allgemeinen „Dreieckverteilung“ (Dichtefunktion)³⁶⁰. Die beiden Grenzwerte bilden die Basispunkte, während der Erwartungswert den am wahrscheinlichsten eintretenden Wert repräsentiert. Zwischen dem Erwartungswert und den Grenzwerten wird eine lineare Wahrscheinlichkeitsverteilung angenommen. Für eine zukünftige Weiterentwicklung des Nachhaltigkeitsmodells sind erweiterte Analysen der Bewertungskriterien und der Modellmethodik notwendig, um die Wahrscheinlichkeiten der differenzierten Ergebniswerte detailliert nachzuweisen. Bei ausreichenden Informationen wird es möglich, eine spezifische

³⁵⁹ vgl. LAWA (2005)

³⁶⁰ vgl. Abbildung 5-5

Verteilungsfunktion für die Nachhaltigkeitsergebniswerte, abweichend der „Dreieckverteilung“, zu erarbeiten³⁶¹.

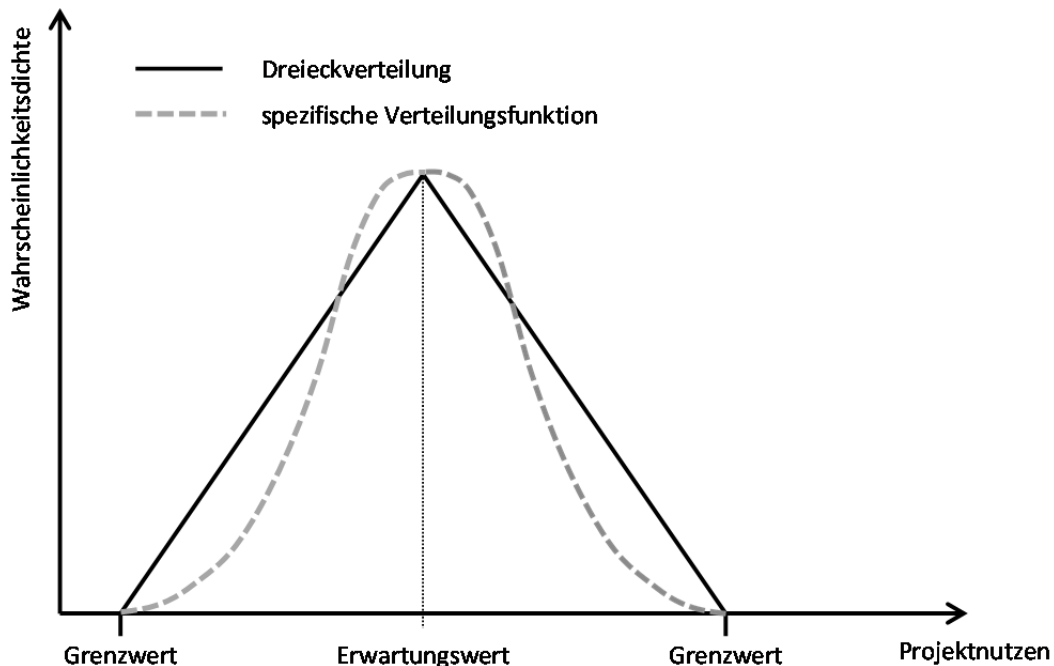


Abbildung 5-5: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion des erweiterter Ergebnisraums – erweiterte Sensitivitätsanalyse – in Vergleich der „Dreieckverteilung“ und einer zukünftig zu erarbeitenden spezifischen Verteilungsfunktion – Beispiel

Bewertungskriterien

Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells dienen der Analyse der Wirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen und der Beurteilung der daraus entstehenden Folgen. Inhaltlich werden Wirkungen mittels Indikatoren erhoben und entsprechend der nachweisbaren Umweltfolgen monetär beurteilt. Hierbei sind je nach Kriterium mehrfach Werte auch abweichend von den Erwartungswerten in der Nachweisführung der Umweltwirkungen gegeben. Es ist dabei zu berücksichtigen, dass Wertabweichungen von Erwartungswerten nur dann innerhalb der erweiterten Sensitivitätsanalyse Verwendung finden können, wenn deren Umfänge und Grundlagen wissenschaftlich begründet vorliegen. Rein intuitive Werte oder Parameter sind für die erweiterte Sensitivitätsanalyse nicht geeignet.

Im Rahmen der Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells auf kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen sind Wertvarianzen vorrangig in den Kriterien Treibhauseffekt, Schadstoffe und Eutrophierung nachweisbar. Hierbei ist in allen Kriterien eine Wertabweichung vom Erwartungswert entsprechend der Folgenbeurteilung der Umweltwirkungen zu prognostizieren. Eine Übersicht der Wertvarianzen in Vergleich zu den jeweiligen Erwartungswerten ist in der Tabelle 5-1 dargestellt.

Tabelle 5-1: Randbedingungen der erweiterten Sensitivitätsanalyse in Vergleich zu den Erwartungswerten³⁶²

	Erwartungswert	Grenzbedingung 1	Grenzbedingung 2
Schadstoffe			
POCP	2.855 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.	2.855 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.	2.091 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.
AP	5.200 €/t SO ₂ -Äqv.	5.200 €/t SO ₂ -Äqv.	3.000 €/t SO ₂ -Äqv.
Treibhauseffekt	70 €/t CO ₂ -Äqv.	280 €/t CO ₂ -Äqv.	20 €/t CO ₂ -Äqv.
Eutrophierung	22,5 €/t P-Äqv.	50 €/t P-Äqv.	5 €/t Äqv.

³⁶¹ vgl. Abbildung 5-5

³⁶² vgl. Anhang A4-6 "Treibhauseffekt", Anhang A4-7 "Schadstoffe", Anhang A4-8 "Eutrophierung"

Weitere Wertdifferenzen von den jeweiligen Erwartungswerten sind in den bisher erstellten Kriterien nicht detailliert prognostizierbar. Da aber innerhalb dieser Arbeit nur Kriterien vollständige Ausarbeitung erfahren, die in den Beispielprojekten maßgeblich zu berücksichtigen sind, können auch für kommunale Schutzmaßnahmen noch weitere Parameter für eine erweiterte Sensitivitätsanalyse bestehen. Für die beiden dargelegten Beispielprojekte aber bilden die in Tabelle 5-1 aufgezeigten Grenzwerte die Auswahl an variierenden Parametern, die im Rahmen der Bewertungskriterien für die Durchführung der erweiterten Sensitivitätsanalyse Verwendung finden.

Auswertungsmethodik

Die Auswertungsmethodik des modularen Nachhaltigkeitsmodells bildet im Rahmen der temporalen Akkumulation der Kriterienergebnisse, durch den Kontierungszinssatz, die Ursache für spezifische Wertvarianzen. Der Kontierungszinssatz dient der dynamischen Wertstellung temporal differenzierter Nutzen. Nur entsprechend der Verwendung ist es möglich, monetäre Nutzen verteilt über lange Bewertungszeiträume geschlossen zu akkumulieren und stabil und konsistent mittels eines Ergebnisfaktors abzubilden. Als Erwartungswert der Kontierung ist dabei in Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells für Hochwasserschutzmaßnahmen ein Zinssatz von 3 % p. a. zu veranschlagen³⁶³. In Abweichung zu diesem aber ist maßgeblich begründet der langen Bewertungszeiträume allgemein eine Wertvarianz im Rahmen von 2 % bis 5 % p.a. zu prognostizieren³⁶⁴. Ausnahmen bilden negative Umweltwirkungen die maßgebliche Folgen in der Zukunft verursachen. Für diese ist in Berücksichtigung der zukünftigen Generationslasten auch ein Kontierungszinssatz von 0 % zu veranschlagen.

Die erweiterte Sensitivitätsanalyse dient der Evaluierung aller potentiellen Nachhaltigkeitsszenarien die abweichend des Erwartungswertes auftreten können. Durch variable Parameter der Bewertungskriterien und der Auswertungsmethodik des modularen Nachhaltigkeitsmodells sind maximale und minimale Grenzwerte zu definieren, die anschließend der Gesamtbewertung zugeführt werden. Die Ergebnisse repräsentieren maximal positive und negative Nachhaltigkeitsergebnisse die in Einzelwert und entsprechend des aufgespannten Ergebnisraums zusätzlich für die Entscheidungsunterstützung zur Verfügung stehen. Vorrangig benötigt bei Nachhaltigkeitsvergleichen mit nur geringen Erwartungswertdifferenzen der Alternativen, sind die durch die erweiterte Sensitivitätsanalyse geschaffenen Ergebniswerte geeignet, die Stabilität und Konsistenz der Ergebniswerte im Rahmen von Projekt- und Alternativenvergleichen maßgeblich zu unterstützen und Entscheidungsträgern alle potentiellen Entwicklungsszenarien für eine vollständige Entscheidung aufzeigen.

5.2.9. Modulares Nachhaltigkeitsmodell

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell dient der Analyse von Hochwasserschutzmaßnahmen in der frühzeitigen Planungsphase bis einschließlich der Genehmigungsplanung. Es ermöglicht alle relevanten Wirkungen ausgehend von den differenzierten Schutzmaßnahmen wissenschaftlich begründet in Sachbilanz zu erheben und in Berücksichtigung der sich daraus einstellenden Folgen auf die Umwelt ganzheitlich zu beurteilen. Waren bis dato Planungen im Hochwasserschutz mehrheitlich beschränkt auf Kostenvergleiche oder Kosten-Wirksamkeits-Untersuchungen³⁶⁵, so ist mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell erstmalig in Deutschland eine Methodik generiert, die direkt eine Projektbewer-

³⁶³ vgl. LAWA (2005)

³⁶⁴ vgl. LAWA (2005)

³⁶⁵ vgl. Abschnitt 4.4 „Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Praxis“

tung von Hochwasserschutzmaßnahmen in Zielrichtung des Nachweises nachhaltiger Entwicklung ganzheitlich erlaubt.

Nachhaltigkeit bildet mehrfach essentielle Rahmenzielstellung in der Planung und Umsetzung öffentlicher Vorhaben³⁶⁶. Jedoch ist nachhaltige Entwicklung im Hochwasserschutz bis dato nur eingeschränkt im Planungsprozess vorzufinden. Es bestehen lediglich Vorgaben in Zielstellung der Maßnahmenausrichtung und entsprechend des Umfangs potentiell geeigneter Schutzmaßnahmen³⁶⁷. Ein Nachweis und eine daran ausgerichtete Planungsstruktur zur Stärkung nachhaltiger Hochwasserschutzmaßnahmen besteht aber nicht³⁶⁸. Mit den in der Forschung und Praxis vorliegenden Verfahrensmodellen zur Analyse und Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen kann Nachhaltigkeit nur in Teilbereichen verfolgt werden³⁶⁹. Die Berücksichtigung der Nachhaltigkeit in der Hochwasserschutzplanung erfordert ganzheitlich alle relevanten Umweltwirkungen eines Projektes, gemäß der Trias aus ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimension zu untersuchen³⁷⁰. Das modulare Nachhaltigkeitsmodell ermöglicht genau dies. Durch die Aufstellung einer erweiterten Methodik und einer eigens für das Modell entwickelten Kriterienstruktur wird gewährleistet, alle relevanten Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen zu erheben und zu beurteilen³⁷¹. In Auswertung der daraus resultierenden Sachbilanzen und der anschließenden Folgenbeurteilung ist die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen eindeutig rational quantifizierbar.

5.3. Bewertungskriterien

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell ist konzipiert, die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen quantifiziert zu belegen und dadurch Einzelauswertungen, Vergleiche differenzierter Alternativen, aber auch Optimierungen in Zielstellung der Verbesserung nachhaltiger Entwicklung zu begründen. Um durch die Vielzahl zu untersuchender und zu beurteilender Teilparameter eine ganzheitliche Projektbewertung zu gewährleisten, werden im modularen Nachhaltigkeitsmodell zur Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung Bewertungskriterien verwendet. Die Kriterien beinhalten wissenschaftlich begründeten Analyse- und Bewertungsverfahren. Jedoch besteht, durch die verschiedenen Maßnahmen des Hochwasserschutzes und den standortgebundenen Randbedingungen, bei der Umsetzung eine variable Anzahl an zu erstellenden Kriterien für die Bewertung differenzierter Projekte. So sind zum Beispiel Maßnahmen des technischen Hochwasserschutzes in Vergleich zu natürlichen Wasserrückhaltmaßnahmen mehrfach in ihren jeweiligen Umweltwirkungen differenziert zu beurteilen. Während technischer Schutz im Regelfall viele negative ökologische Wirkungen aufweist, zugleich aber hohen Schutz auch bei Einzelmaßnahmen ermöglicht, sind bei natürlichen Wasserrückhaltmaßnahmen mehrfach viele positive ökologische und soziale Verträglichkeiten, aber nur ein geringer Schutzzumfang bei vergleichbaren Maßnahmengrößen nachweisbar. In Kenntnis maßnahmenbedingter differenzierter Umweltwirkungen werden Bewertungskriterien in dieser Arbeit für einen vorab definierten festen Rahmen an Typen des Hochwasserschutzes erarbeitet³⁷².

³⁶⁶ vgl. BRUNDTLAND (1987), BUNDESTAG (1998), NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE (2002), NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE-EU (2006), HWRM-RL (2007), OTT & DÖHRING (2008)

³⁶⁷ vgl. EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000), HWRM-RL (2007), WHG (2010)

³⁶⁸ vgl. PFLÜGNER (2010)

³⁶⁹ vgl. Abschnitt 4.5 „Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Forschung“

³⁷⁰ vgl. Abschnitt 2.1 „Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft“

³⁷¹ vgl. Abschnitt 5.3

³⁷² vgl. Abbildung 5-6

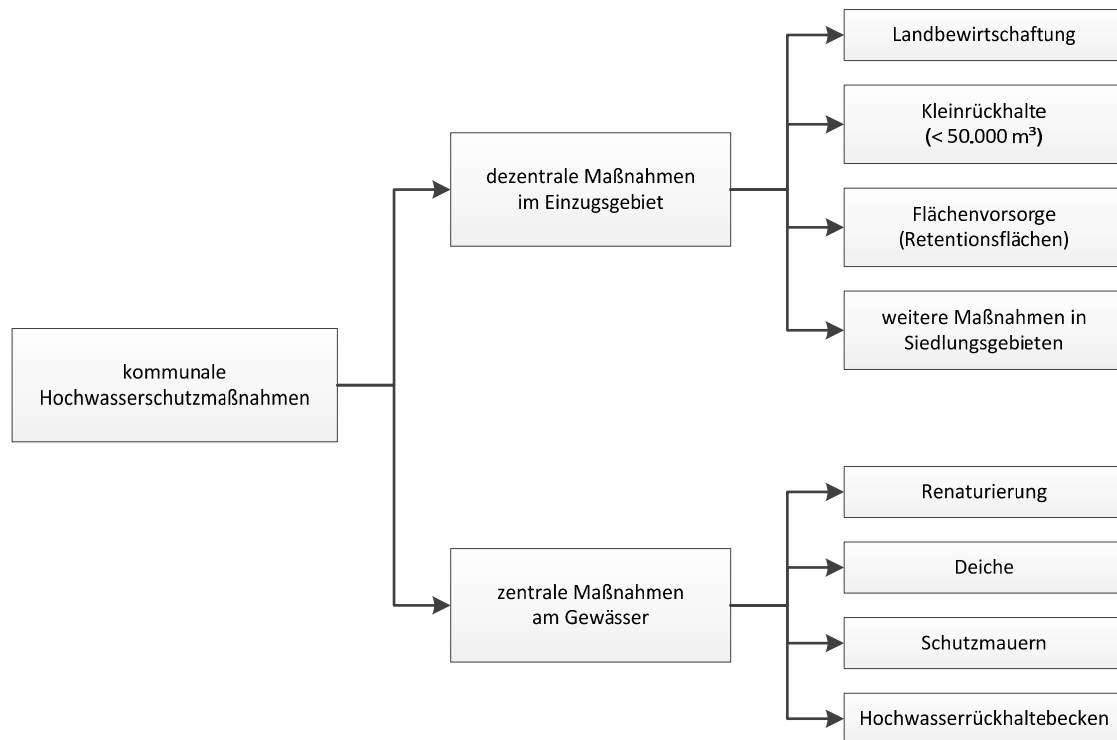


Abbildung 5-6: Übersicht kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen³⁷³

Die im Folgenden dargelegten Bewertungskriterien dienen primär der Analyse kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen³⁷⁴. Die Begrenzung auf den kommunalen Hochwasserschutz und dabei auf die dargestellten acht Maßnahmentypen³⁷⁵ erfolgt begründet auf den beiden vorliegenden Beispielprojekten zur Überprüfung der Anwendbarkeit des modularen Nachhaltigkeitsmodells³⁷⁶. Erweiterungen des Umfangs an Bewertungskriterien sind entsprechend den inhaltlich aufgezeigten Strukturen der Kriterien und den Analysezielen des Modells in zukünftigen Arbeiten möglich.

5.3.1. Auswahl und Umfang an Bewertungskriterien

Nachhaltigkeit als essentieller Bewertungsrahmen zur Untersuchung von Hochwasserschutzmaßnahmen verlangt die Analyse aller relevanten projektbedingten Umweltwirkungen in Differenzierung ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimensionen. Die Nachweisführung und Quantifizierung der Nachhaltigkeit beinhaltet dabei eine große Anzahl verschiedenartiger Wirkungsprozesse der differenzierten Hochwasserschutzmaßnahmen. Um alle Wirkungen zu erfassen und zu berücksichtigen, bedarf es der Festlegung bzw. Erstellung verschiedener aber eindeutig definierter Kriterien. Jedes Kriterium repräsentiert dabei einen spezifischen Wirkungsbereich der jeweiligen Hochwasserschutzmaßnahme. Durch die Verwendung von detailliert begründbaren und in Anzahl abschließend definierbaren Kriterien ist die Projektbewertung in Umfang und Abgrenzung der jeweiligen Untersuchungsinhalte als ganzheitlich zu beschreiben.

³⁷³ vgl. Anhang A2 „Kommunaler Hochwasserschutz“

³⁷⁴ vgl. Anhang A2 „Kommunaler Hochwasserschutz“

³⁷⁵ Die dargestellten Schutzmaßnahmentypen stellen einen Auszug aus der Vielzahl potentieller kommunaler Schutzmaßnahmlösungen dar. Weitere Maßnahmen sind im Anhang A1 „Moderner Hochwasserschutz – Möglichkeiten anthropogenen Handelns“ aufgezeigt.

³⁷⁶ vgl. Abschnitt 5.4, Abschnitt 7.2 „Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach“

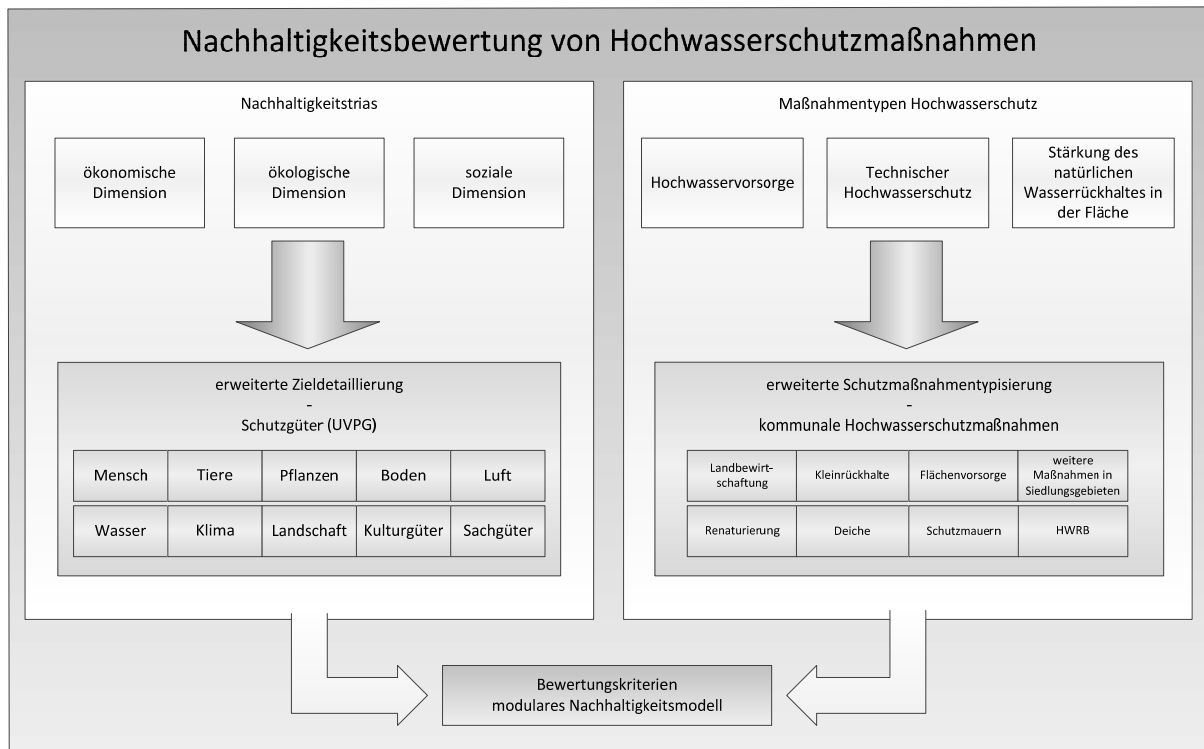


Abbildung 5-7: Auswahlverfahren zur ganzheitlichen Erarbeitung von Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodell

Für den Nachweis des Umfangs und der Abgrenzung der Bewertungskriterien wurde ein zweiteiliges Auswahlverfahren erarbeitet³⁷⁷. Zum einen wird dabei durch Berücksichtigung der bestehenden Umweltanalyseverfahren die Anzahl der zu differenzierenden Wirkungsziele, ausgehend von den drei Dimensionen der Nachhaltigkeit (Trias), erhöht. Dies gewährleistet detailliertere Wirkungszuweisungen entsprechend der jeweils maßnahmenbedingt betroffenen Umweltwerte und -güter. Zum anderen werden aus der Menge des modernen Hochwasserschutzes die jeweils zu berücksichtigenden Maßnahmenformen typisiert. Dies dient der verbesserten Evaluierung der jeweils durch die Maßnahmen prognostizierbaren Umweltwirkungen. In Verbindung der erhöhten Zieldifferenzierung und der Maßnahmentypisierung ist es möglich, einen ganzheitlichen Kriterienkatalog zu erarbeiten.

5.3.1.1. Erweiterte Zieldetaillierung

Die Nachhaltigkeit bildet Grundlage und essentielle Zielstellung der Bewertungsmethodik des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Da aber die Nachhaltigkeit nur eine drei Klassengliederung aufweist, sind direkte Abgrenzungen und Definitionen des Kriterienumfangs ohne weitere Detaillierungen nur begrenzt möglich. Für einen vollständigen Nachweis der Nachhaltigkeit bedarf es eines zusätzlichen nachgeordneten Präzisierungsansatzes, der eine Definition und Abgrenzung aller relevanten Bewertungskriterien gestattet. Als Ansatz ist hierzu aus Sicht des Autors, unter Kenntnis der Vielzahl an Hochwasserschutzmaßnahmen und der von diesen verursachten spezifischen Umweltwirkungen, eine erweiterte Zieldetaillierung vergleichbar einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) oder Strategischen Umweltprüfung (SUP) geeignet. Beide Verfahren sind rechtlich fundiert³⁷⁸ und als ein selbstständiger Teil innerhalb verwaltungsbestimmter Trägerverfahren mehrfach vorgeschrieben³⁷⁹. Eine direkte Anwendung des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen erscheint dagegen im Rah-

³⁷⁷ vgl. Abbildung 5-7

³⁷⁸ vgl. UVPG (2010)

³⁷⁹ vgl. § 2 UVPG (2010)

men der Nachhaltigkeitszielsetzung als nicht ausreichend. Ökosystemdienstleistungen repräsentieren nur bewertbare Wirkungen die durch die Maßnahmen verursacht, die Natur in Form der bestehenden Ökosysteme (ökologisch) beeinflussen³⁸⁰. Folglich sind zwar Auswirkungen auch im Rahmen ökonomischer und sozialer Folgen auf die Gesellschaft nachweisbar, doch immer nur in Berücksichtigung der vormaligen Betroffenheit der Ökologie. Direkte ökonomische oder soziale Projektwirkungen sind durch Ökosystemdienstleistungen in der bisher bekannten Definition und inhaltlichen Ausgestaltung nicht bewertbar³⁸¹.

Die Strategische Umweltprüfung wie auch die Umweltverträglichkeitsprüfung sind Verfahren einer wirksamen Umweltvorsorge und zu gleich Bestandteil einer gesellschaftlichen Umweltaufklärung. Das Ziel beider Verfahren besteht in der Erfassung potentiell nachteiliger Umweltfolgen von Plänen (SUP) und Projekten (UVP) noch vor deren Umsetzung. Im Ergebnis sind schädliche Umweltwirkungen grundsätzlich zu vermeiden oder zumindest innerhalb eines maximal umsetzbaren Umfangs zu minimieren oder auszugleichen. Vorgaben und Randbedingungen für die Durchführung, sowie maßgebliche Inhalte und Strukturen sind in Deutschland durch das Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung festgeschrieben³⁸². Die dabei zu schützenden und gleichzeitig als Untersuchungsziele definierten Werte und Güter umfassen alle Inhalte der Nachhaltigkeitstrias, sind aber in Detaillierung weitaus differenzierter und umfangreicher vorliegend. Für die zu untersuchenden Werte und Güter ist in UVP bzw. SUP der Begriff der Schutzgüter eingeführt.

Schutzgüter sind:

- „Menschen, ..., Tiere, Pflanzen und biologische Vielfalt
- Boden, Luft, Wasser, Klima und Landschaft
- Kulturgüter und sonstige Sachgüter sowie
- die Wechselwirkungen zwischen den vorgenannten Schutzgütern.“³⁸³

Die Verwendung des Schutzgüteransatzes im modularen Nachhaltigkeitsmodell ermöglicht eine Detaillierung der zu untersuchenden maßnahmenbedingten Umweltwirkungen durch die Erweiterung der vulnerablen Umweltwerte und -güter³⁸⁴. Hierzu sind die Nachhaltigkeitsdimensionen mit den Schutzgütern zu verknüpfen. Im Ergebnis ist ein maßgeblicher Zusammenhang der Nachhaltigkeitstrias und der Schutzgüter hergestellt, in dessen Folge die Schutzgüter geschlossen inhaltlich vergleichbar, aber detaillierter, die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit repräsentieren. Folglich sind entgegen den drei Dimensionen der Nachhaltigkeit zehn Klassen an Schutzgütern vorliegend, die eine weitaus ausführlichere Erarbeitung aller relevanten Umweltwirkungen erlauben. Einzig die primäre Zielstellung die gemäß UVP/SUP in der Darlegung und Vermeidung von im Regelfall negativen Umweltfolgen besteht, muss bei der Verwendung des Schutzgüteransatzes im modularen Nachhaltigkeitsmodell zwingende Überarbeitung finden. Es sind nunmehr gleichermaßen negative als auch positive Wirkungen in Hinblick auf eine umfassende Nachhaltigkeitsbewertung zu berücksichtigen.

³⁸⁰ vgl. MA (2003), TEEB (2010A,B)

³⁸¹ z. B.: Herstellungs-, Nutzungskosten, Wirkungen auf Beschäftigung

³⁸² UVPG (2010)

³⁸³ § 2 Abs. 1 UVPG (2010)

³⁸⁴ vgl. Abbildung 5-8

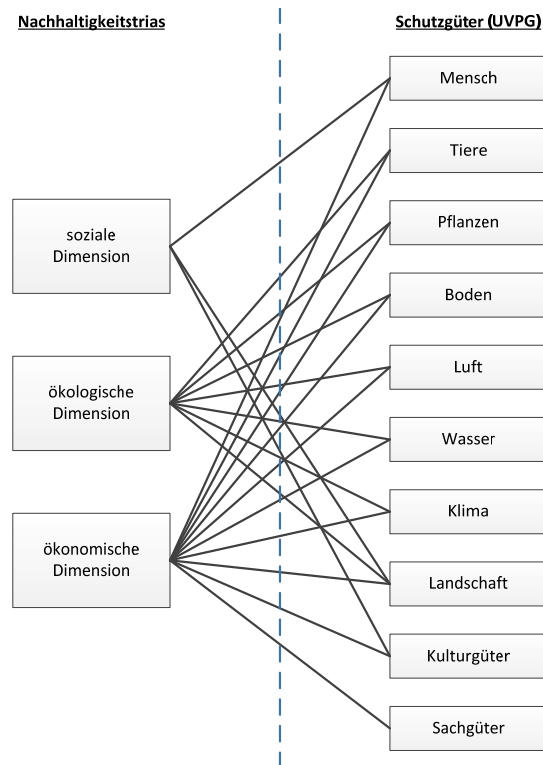


Abbildung 5-8: Zieldetaillierung der Nachhaltigkeitsbewertung, Nachhaltigkeitstrias – Schutzgüter (UVPG)

5.3.1.2. Erweiterte Schutzmaßnahmentypisierung

Zusätzlich der erweiterten Detaillierung der projektbedingt beeinflussbaren Umweltwerte und -güter ist zur Kriterienabgrenzung der Umfang der mit der Kriterienmethodik zu untersuchenden Schutzmaßnahmen zu definieren. In erster Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells erfolgt die ganzheitliche Projektbewertung speziell für Maßnahmen des kommunalen Hochwasserschutzes. Hierfür wurden acht Typenklassen an Schutzmaßnahmen festgelegt³⁸⁵. Die ausgewählten Typenklassen repräsentieren sowohl dezentrale als auch zentrale, sowie naturnahe und umfassend anthropogen geprägte bauliche Maßnahmen. Durch die Vielzahl differenzierter Maßnahmen sind die Umweltwirkungen als auch die Umweltfolgen in verschiedensten Facetten prognostizierbar. Es können Wirkungen über alle Dimensionen der Nachhaltigkeit grundsätzlich bestehen. Um in Kenntnis der Menge unterschiedlichster Umweltwirkungen eindeutige Kriterien zur Bewertung zu evaluieren und in Umfang zu begrenzen, bedarf es der übergeordneten Analyse maßgeblicher Umweltprozesse. Hierzu sind die durch die Maßnahmen allgemein zu prognostizierenden Wirkungen auf die Umwelt darzulegen. Zur Optimierung des Auswahl- und Findungsprozesses der maßnahmentypisierten Umweltwirkungen wird eine Verknüpfung mit dem Schutzgüteransatz angestrebt. Infolge der Verwendung spezifischer Wirkungsziele ist eine erhöhte Detaillierung und damit ein verbesserter Umfang nachweisbarer Umweltwirkungen zu prognostizieren. Gleichzeitig ist bei Schutzgüterbetroffenheit sichergestellt, dass die jeweilige Wirkung in ihren Umweltfolgen eine allgemeine Wertschätzung der Gesellschaft aufweist. Nur in Wertschätzung vorliegende Umweltwirkungen sind gleichermaßen begründet in Wert quantifizierbar³⁸⁶.

³⁸⁵ vgl. Abbildung 5-6

³⁸⁶ Wohlfahrtstheorie: Nutzen kann nur durch ein Individuum (Mensch) erfasst werden. – vgl. HANUSCH (1994, 2011)

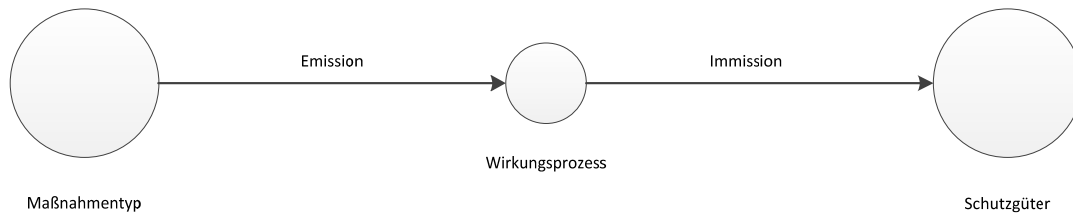


Abbildung 5-9: Verknüpfung von Maßnahmentyp und Schutzgütern im Rahmen der Wirkungsbeziehungen

Die Kriterienfestlegung zur Beurteilung der Nachhaltigkeit erfolgt in dieser Arbeit gemäß den erarbeiteten kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmentypen³⁸⁷. Hierbei werden alle emittierenden Wirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen erfasst, die Beeinflussungen (Immissionen) von Schutzgütern verursachen. Infolge ist es möglich, entsprechend der maßnahmenbedingten Wirkungen und der Schutzgüter eine inhaltliche Verbindung in Form von definierbaren Wirkungsprozessen herzustellen³⁸⁸. Als Wirkungsprozesse dienen einzelne oder in Inhalt und Folgen vergleichbare und dadurch kombinierbare Umweltwirkungen der Maßnahmentypen, soweit durch diese eine relevante Beeinflussung von Schutzgütern möglich erscheint. Sie entsprechen damit den nachzuweisenden Wirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen, die infolge von Umsetzung und Nutzung eine Veränderung in und an bewertbarer Umwelt hervorrufen. Eine Darstellung inwieweit positive als auch negative Folgeeffekte auf die Schutzgüter zu erwarten sind, erfolgt damit aber nicht. Wirkungsprozesse beinhalten lediglich Aussagen über Umweltwirkungen, durch deren Auftreten Veränderungen begründet entstehen können.

In Tabelle 5-2 werden die kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen in Verbindung der jeweils betroffenen Schutzgüter dargestellt. Die dabei definierten Wirkungsprozesse repräsentieren den Umfang hochwasserschutzmaßnahmenbegründeter Wirkungen auf wertgeschätzte Güter der Umwelt³⁸⁹. Die Zuordnung erfolgt mittels einer charakterisierenden Wortwahl und ist in Bezug auf Größe und Form der Beeinflussung der Schutzgüter nicht konkretisiert³⁹⁰.

³⁸⁷ vgl. Anhang A2 „Kommunaler Hochwasserschutz“

³⁸⁸ vgl. Abbildung 5-9

³⁸⁹ Die Wirkungsprozesszuweisung erfolgt unter Berücksichtigung der Inhalte und Definitionen der Schutzgüter. Diese bilden die Basis inwieweit die einzelnen Wirkungsprozesse Auswirkungen auf die Umwelt begründen können. – vgl. HAAREN ET AL. (2004), GASSNER & WINKELBRANDT (2005), OAW (2010)

³⁹⁰ Maßgebliche Inhalte der charakterisierenden Wirkungsprozessbegriffe sind der Tabelle 5-3 zu entnehmen.

Tabelle 5-2: alle relevanten Wirkungsprozesse kommunaler HWSM

Maßnahmen	Mensch	Tiere	Pflanzen	Boden	Luft	Wasser	Klima	Landschaft	Kulturgüter	Sachgüter
Landwirtschaft	Gefährdung, Lebensqualität, Beschäftigung			Versiegelung, Schadstoffe, Erosion		Schadstoffe, Nährstoffe, Grundwasser			-	Kosten, Schäden, Ertrag
				Versiegelung, Schadstoffe, Einschneidung						
Flächenvorsorge (Retentionsflächen)				Schadstoffe, Erosion, Einschneidung		Schadstoffe, Nährstoffe		Naturbild, Erholung		Kosten, Schäden, Risiko (Anlage)
Kleinrückhalte	Gefährdung, Risiko (Anlage), Lebensqualität, Beschäftigung									
Renaturierung	Gefährdung, Lebensqualität, Beschäftigung				Schadstoffe	Schadstoffe, Nährstoffe, Grundwasser	Treibhausgas			Kosten, Schäden, Ertrag
Deiche									historische Entwicklung (Natur/Land)	Kosten, Schäden, Risiko (Anlage)
Schutzmauern	Gefährdung, Risiko (Anlage), Lebensqualität, Beschäftigung			Versiegelung, Schadstoffe, Einschneidung		Schadstoffe, Nährstoffe				
Hochwasserrückhaltebecken										
weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten	Gefährdung, Lebensqualität, Beschäftigung	-*	Vielfalt (städtisch)	Versiegelung, Schadstoffe		Schadstoffe, Nährstoffe, Grundwasser		Stadtbild	historische Entwicklung (Stadt)	Kosten, Schäden

Die Darstellung der Wirkungsprozesse erfolgt vereinfacht mit Hilfe übergeordneter Prozessbegriffe. Eine Wertung in Hinblick auf positive oder negative Beeinflussung der Schutzgüter ist aus den Wirkungsprozessordnungen nicht zu entnehmen.

Legende: -* keine maßgeblich zu beurteilenden, relevanten Wirkungen vorhanden → kein bewertbares Nachweisniveau vorliegend!

5.3.1.3. Kriteriendefinition – Kriterienabgrenzung

Bewertungskriterien im modularen Nachhaltigkeitsmodell erlauben die nachweisbaren Wirkungen der Schutzmaßnahmen und die prognostizierbaren Folgeneffekte auf die Umwelt geschlossen quantifiziert abzubilden. Der Inhalt der Kriterien besteht dazu einerseits aus Methoden zur Erhebung der Projektwirkungen (Sachbilanzen) und andererseits aus Folgenbeurteilungen (Wertschätzungen der Wirkungen) die es erlauben, Auswirkungen auf betroffene Schutzgüter einheitlich zu erfassen. In Zusammenwirken beider Teilauswertungen ist es möglich, Wirkungsprozesse geschlossen kardinal darzustellen und den verursachenden Schutzmaßnahmentypen eindeutig zuzuordnen. Zusätzlich ist durch eine einheitenkonforme Wertabbildung gewährleistet, auch höchst differenzierte Wirkungen im Ergebnis eindeutig und direkt zusammenfassen und geschlossen auszuwerten.

Im modularen Nachhaltigkeitsmodell ist der Kriterienumfang maßgeblich abhängig von den betroffenen Schutzgütern aus UVP/SUP. Durch die Auswertung der projektbedingten Wirkungsprozesse auf betroffene Werte und Güter ist es möglich, Kriterien durch Extrahierung maßgeblicher Wirkungsziele zu erstellen. Hierzu sind die allgemein gehaltenen Wirkungsprozesse ausgehend von einzelnen Schutzmaßnahmentypen, um detailliertere Wirkungszielstellungen zu erweitern und bei Zielvergleichbarkeit einem gemeinsamen Kriterienbegriff zuzuordnen³⁹¹.

Die Bewertungskriterien die in Tabelle 5-3 aufgezeigt sind, repräsentieren alle relevanten Wirkungsprozesse, der speziell in dieser Arbeit definierten Schutzmaßnahmentypen. Die Kriterienerzeugung wie auch die Wirkungsziele sind spezifisch in Abhängigkeit der kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen erstellt. Erweiterungen oder Änderungen der zu untersuchenden Schutzmaßnahmentypen begründen eine Überarbeitung der zugehörigen Kriterienstruktur. Hierzu ist jede zusätzliche Schutzmaßnahme neu, gemäß den erläuterten Kriterienabgrenzungsprozessen, zu analysieren und in Umfang ihrer Einzelkriterien zu charakterisieren.

³⁹¹ vgl. Tabelle 5-3

Tabelle 5-3: Bewertungskriterien kommunaler HWSM klassifiziert nach vergleichbaren Wirkungsprozessen

Schutzgut	Wirkungsprozess	kommunale HWSM	Wirkungs- und Zielarstellung	charakterisierender Kriterienbegriff	Bedeutung*
Pflanzen	Vielfalt (städtisch)	weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten	Veränderung pflanzlicher Vielfalt in Städten und Kommunen	Biodiversität - Pflanzen-Stadt	lokal
	Vielfalt	Landbewirtschaftung, Flächenvorsorge, Kleinrückhalte, Renaturierung, Deiche, Schutzmauern, HWRB	Veränderung der biologischen (pflanzlichen) Vielfalt durch Maßnahmenutzung/-umsetzung	Biodiversität - Pflanzen	regional
Klima	Treibhausgas	alle	Veränderung der Treibhausgasemissionen bei Nutzung/Betrieb, Bau und Unterhalt	Treibhauseffekt	global
Tiere	Vielfalt	Landbewirtschaftung, Flächenvorsorge, Kleinrückhalte, Renaturierung, Deiche, Schutzmauern, HWRB	Veränderung der biologischen Vielfalt (Tiere) durch Maßnahmenutzung/-umsetzung	Biodiversität - Tiere	regional
	Gefährdung	alle	Veränderungen der Gefährdung von Betroffenen (Leib und Leben) bei Maßnahmenumsetzung (Schutz vor Hochwasser)	Hochwasserrisiko - Mensch	regional
Mensch	Risiko (Anlage)	Kleinrückhalte, Deiche, Schutzmauern, HWRB	Versagensrisiko der Schutzmaßnahmen mit Folgen auf Menschen (Leib und Leben)	Anlagenrisiko - Mensch	lokal
	Lebensqualität	alle	Veränderung der Lebensqualität	Lebensqualität	regional
Boden	Beschäftigung	alle	Beeinflussung der regionalen Arbeitsmarktsituation durch Investition/Investitionsentzug	Beschäftigung	regional
	Versiegelung	Landbewirtschaftung, Flächenvorsorge, Renaturierung, Deiche, Schutzmauern, HWRB, weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten	Veränderung von Flächenversiegelungen - Flächenrecycling oder Neuversiegelung	Versiegelung	regional
	Schadstoffe	alle	Beeinflussung von Schadstoffen des Bodens durch Emissionen und/oder Sanierungen (organische und anorganische Schadstoffe)	Schadstoffe - Boden	regional-überregional
	Erosion	Landbewirtschaftung, Kleinrückhalte	Veränderung von Erosionsverhalten, -wirkungen und -folgen	Erosion	regional
	Einschneidung	Flächenvorsorge, Kleinrückhalte, Renaturierung, Deiche, Schutzmauern, HWRB	Sohlprofilveränderungen – Eintiefungen/Sedimentationen im Gewässer und auf Maßnahmenflächen	Sohlprofiländerung	lokal

Wasser	Schadstoffe	alle	Veränderung der Schadstoffstrukturen und -konzentrationen in Oberflächengewässern	Schadstoffe - Wasser	überregional
	Nährstoffe	alle	Direkte und indirekte Beeinflussung der Nährstoffmengenkonzentrationen in Gewässern	Eutrophierung	überregional
	Grundwasser	Landbewirtschaftung, Flächenvorsorge, Renaturierung, HWRB, weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten	Veränderungen an Qualität und Menge von Grundwasser	Grundwasser	überregional
Landschaft	Stadtbild	weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten	Veränderungen des Stadtbildes nach Umsetzung der Hochwasserschutzmaßnahmen	Stadtbild	lokal
	Naturbild	Landbewirtschaftung, Flächenvorsorge, Kleinrückhalte, Renaturierung, Deiche, Schutzmauern, HWRB	Veränderung wahrnehmbarer Natur in Landschaftsbild und -vielfalt	Landschaftsvielfalt	regional
	Erholung	Landbewirtschaftung, Flächenvorsorge, Kleinrückhalte, Renaturierungen, Deiche, Schutzmauern, HWRB	Änderungen des Erholungsnutzen durch veränderte natürliche Gegebenheiten	Erholung	regional
Kulturgüter	historische Entwicklung (Natur/Land)	Renaturierung, Deiche, Schutzmauern, HWRB	Beeinflussung historisch entwickelter Regionen und kultureller Güter	Kulturgut	lokal
	historische Entwicklung (Stadt)	weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten	Veränderungen von Kulturgütern und Beeinflussung städtischer Strukturen	Stadtbild	lokal
Sachgüter	Kosten	alle	Aufwendungen zur Umsetzung/Nutzung/Betrieb der Maßnahmen	Kosten	lokal
	Schäden	alle	Schadensänderungen bei vulnerablen Sachgütern nach Maßnahmenumsetzung	Schadenseinsparungen	regional
	Ertrag	Landbewirtschaftung, Flächenvorsorge, Renaturierung	Beeinflussung von Ertrag und Bewirtschaftungsaufwendungen durch Nutzungsaufgaben	Kosten (Ertrag)	lokal
	Risiko (Anlage)	Kleinrückhalte, Deiche, Schutzmauern, HWRB	Auswirkungen bei Maßnahmenversagen auf im Bereich befindliche Werte und Güter	Anlagenrisiko - Sachgüter	lokal

Luft	Schadstoffe	alle	Veränderung der Schadstoffemissionen-Luft bei Nutzung/Betrieb, Bau und Unterhalt	Schadstoffe - Luft	überregional
<p>Legende:</p> <p>*Die Zuordnung der Folgenbedeutung erfolgt gemäß der Wirkungs- und Ziieldarstellung allgemein. Je nach spezifischem Projekt können sich abweichend dazu differenzierte Wirkungsbe- reiche einstellen.</p> <ul style="list-style-type: none"> lokal Auswirkungen des Wirkungsprozesses nur im direkt angrenzenden Gebiet messbar – geringe Wirkungsentfernungen regional Auswirkungen des Wirkungsprozesses auf erweiterte Gebiete messbar – größer einzelnen Siedlungsbereichen überregional Auswirkungen des Wirkungsprozesses über EZG und Gewässerverlauf messbar global weltweite Auswirkungen des Wirkungsprozesses 					

Die Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells sind für kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen in Tabelle 5-3 dargestellt. Da aber auch hierbei Inhalte und Zielfolgen in differenzierten Kriterienbeschreibungen vergleichbar vorliegen, ist es möglich, die zur Anwendung im Modell heranzuziehenden Kriterien durch erweiterte Zusammenfassungen in Gesamtanzahl zu begrenzen³⁹². Im Ergebnis der Kombination ist der Umfang der auswertungsrelevanten Kriterien verringert. Gleichzeitig aber bleibt die Aussagekraft bezüglich der nachweisbaren Maßnahmenwirkungen erhalten. Dies ist möglich, da in den Kriterien eine erweiterte hierarchische Gliederung konzipiert wird (Teilkriterien). Der Bearbeitungsaufwand ist dadurch zwar grundsätzlich für jedes Teilkriterium unverändert vergleichbar einem Einzelkriterium, ermöglicht aber eine geschlossene Wirkungsabbildung bei grundsätzlich vergleichbaren Wirkungsprozessen. Zugleich ist es mittels einer zusammengefassten Kriterienstruktur vereinfacht möglich, die zu analysierenden Wirkungsprozesse wieder abschließend der Nachhaltigkeitstrias eindeutig zuzuordnen. Folglich ist in der Analyse der zu beurteilenden Wirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen der Bezug zur ursprünglichen Ausgangslage der Nachhaltigkeitsbewertung hergestellt.

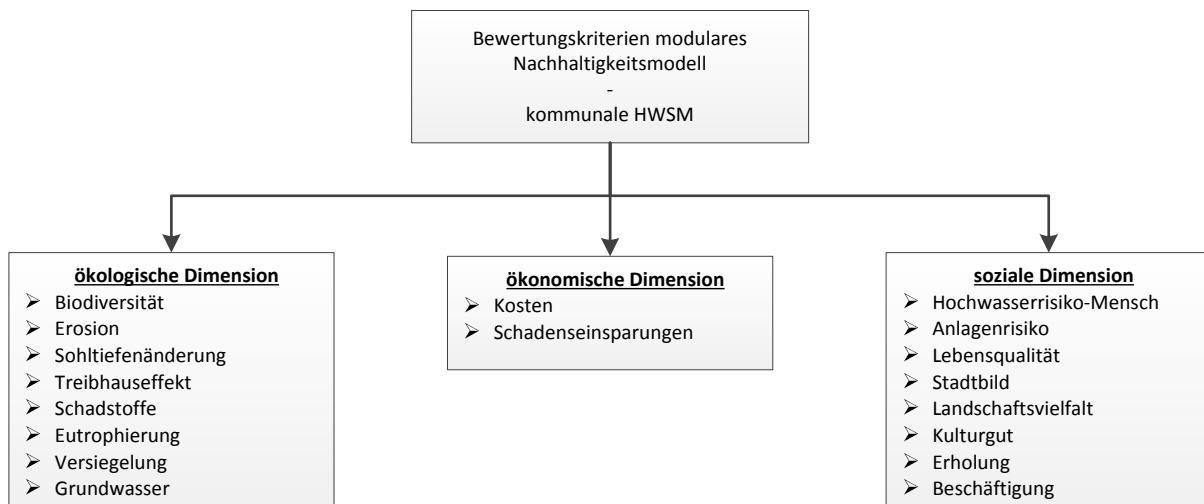


Abbildung 5-10: Zusammenfassung und Gruppierung der Bewertungskriterien kommunaler HWSM

5.3.2. Zukünftige Weiterentwicklung der Kriterien

Bewertungskriterien bilden die Grundlage der Analyse der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen. Sie basieren auf Nachweisen der durch die Schutzmaßnahmen verursachten Wirkungseffekte und deren Folgen für die Umwelt. Unter Berücksichtigung weiterer Schutzmaßnahmentypen, stetig fortschreitender Forschungserkenntnisse und spezifischer Charakteristika der Anwendungsregionen können bei zukünftigen Untersuchungen weitere bewertungsrelevante Wirkungsprozesse eine Analyse erfordern. Sind neben den entwickelten Kriterien zusätzliche Wirkungen einer Schutzkonzeption zu erwarten und eine Relevanz der Einflüsse auf die Umwelt prognostizierbar, so muss eine Fortschreibung der Kriterienübersicht erfolgen.

5.3.3. Erweiterte Klassifizierung von Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells

Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells beinhalten Methoden zur Erfassung von emittierenden Wirkungen der zu untersuchenden Hochwasserschutzmaßnahmen (Sachbilanz) und beurteilen diese entsprechend prognostizierbarer Folgeeffekte (Wertgewichtung) auf die Umwelt. In Anbetracht der Vielzahl an Umweltwirkungen und Schutzmaßnahmentypen sind Bewertungskriterien hierzu mit unterschiedlichsten Methoden für die Sachbilanzierung und Wertgewichtung auszu-

³⁹² vgl. Abbildung 5-10

gestalten. Um aber die Struktur und den Inhalt der Bewertungskriterien dabei vergleichbar zu erarbeiten, ist eine mögliche Klassifizierung zu untersuchen.

Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells können allgemein in Hinblick der zu analysierenden Wirkungen Differenzierung erfahren. Es ist dabei übergeordnet zwischen primären und sekundären Wirkungen zu unterscheiden.

Primärwirkung

Als Primärwirkungen werden alle Prozesse verstanden die ordinär den Projektzielen der zu untersuchenden Maßnahmen zuzuordnen sind. Im Hochwasserschutz sind dabei zum Beispiel die mit den Kriterien Kosten und Schadenseinsparungen zu analysierenden Umweltwirkungen als primär zu klassifizieren.

Sekundärwirkungen

Sekundärwirkungen umfassen alle Prozesse die spezifisch einzelner oder gruppierter Maßnahmen vorliegen, nicht aber vordergründig als Planungsziele der Projekte zu definieren sind.

Weiterhin sind Bewertungskriterien entsprechend ihrer Zielinhalte im Sinne der Nachhaltigkeit differenzierbar. Die Klassifizierung erfolgt hierbei entsprechend den Nachhaltigkeitsdimensionen. Doch sowohl infolge der Gruppierung primärer und sekundärer Wirkungen, als auch durch die Nachhaltigkeitsdimensionen sind die Strukturen und die Aufbereitung der Inhalte der jeweiligen Kriterien noch nicht eindeutig vergleichbar darzulegen. Die beiden Klassifizierungen erlauben lediglich die Gruppenbildung von einzelnen Bewertungskriterien, nicht aber die eindeutige Definition vergleichbarer methodischer Strukturen in Aufbau und Anwendung. Für diese ist nachgeordnet eine Differenzierung entsprechend den Formen der Folgenbeurteilung der Umweltwirkungen vorzunehmen. Je nach Umweltwirkung ist entweder eine direkte oder indirekte Bewertbarkeit gegeben.

Direkte Bewertbarkeit

Eine direkte Bewertbarkeit liegt bei allen Kriterien vor, in denen Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung geschlossen erfolgen. Der daraus ermittelte Ergebniswert repräsentiert in monetärer Wertabbildung die jeweils bestehenden Projektnutzen. Gesonderte zusätzliche Wertgewichtungen sind nicht notwendig.

Indirekte Bewertbarkeit

Indirekte Bewertbarkeit ist charakterisiert durch eine separate Sachbilanzierung und gesonderte Folgebeurteilung in Form einer Wertgewichtung. Im modularen Nachhaltigkeitsmodell sind indirekt bewertbare Kriterien grundsätzlich durch Monetarisierungen gekennzeichnet.

Die Klassifizierung der Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells dient als Grundlage der Abgrenzung und inhaltlichen Ausgestaltung der einzelnen nachzuweisenden Wirkungen der jeweiligen Maßnahmentypen. Es wird damit sichergestellt alle Kriterien bei differenzierten Abfragen und Verwendungen zielstellungspezifisch zuzuordnen und gleichzeitig im Ergebniswert und strukturellem Aufbau vergleichbar darzulegen.

5.3.4. Aufbau und Inhalte von Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells

Innerhalb dieser Arbeit werden alle Bewertungskriterien erfasst und inhaltlich ausgestaltet die im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung der beiden gewählten Projektbeispiele notwendig sind³⁹³. In zukünftigen Anwendungen aber können auf Grund von zum Beispiel veränderten Schutzmaßnahmentypen oder spezifischen Standorteigenschaften Forderungen bestehen, zusätzliche Kriterien zu erarbeiten, bestehende zu optimieren und diese in das modulare Nachhaltigkeitsmodells zu integrieren. Um aber neue Kriterien zu erstellen und die in der Arbeit erläuterten Kriterien in Zusammenfassung einheitlich im Bewertungsmodell zu verwenden, wird eine eindeutige Struktur für die Erzeugung und Nachweisführung aller Umweltwirkungen (Bewertungskriterien) benötigt. Nur durch diese wird gewährleistet, dass die zur Bewertung heranzuziehenden Kriterien einheitlich und vergleichbar im Sinne des modularen Nachhaltigkeitsmodells erstellt sind.

Im Folgenden werden notwendige Strukturen und Inhalte der Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells klassifiziert erläutert. Es erfolgt dabei eine maßgebliche Differenzierung nach direkt und indirekt bewertbaren Kriterien. Das Ergebnis entspricht der Entwicklung allgemein gültiger Herangehensweisen zur Erzeugung bewertungsrelevanter Kriterien, um eine konsistente, nachvollziehbare und erweiterbare Projektbewertung im modularen Nachhaltigkeitsmodell sicherzustellen. Die innerhalb der Arbeit speziell für die beiden Beispielprojekte erarbeiteten Kriterien basieren auf den klassifizierten allgemeinen Kriterienstrukturen. Details der vollständig aufgestellten Kriterien sind dem Anhang zu entnehmen³⁹⁴.

5.3.4.1. Direkt bewertbare Kriterien

Die Analyse und Bewertung der Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen erfordert je nach Wirkungsprozess separate Bewertungskriterien. Diese dienen der Sachbilanzierung der durch die Maßnahmen nachweisbaren Wirkungen auf die Umwelt und der Beurteilung der dadurch ausgelösten Umweltfolgen. Werden Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung in einem Verfahrensprozess vollzogen, so ist dies als direkte Bewertung zu charakterisieren. Direkt bewertbare Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells begründen in Struktur eine sechsstufige Prozesskette³⁹⁵.

³⁹³ vgl. Abschnitt 5.4, Abschnitt 7.2 „Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach“

³⁹⁴ Die innerhalb dieser Arbeit entwickelten Bewertungskriterien sind in Inhalt und spezifischem Aufbau im Anhang A4 „Bewertungskriterien kommunaler HWSM“ vorliegend.

³⁹⁵ vgl. Abbildung 5-11



Abbildung 5-11: Prozesskette direkt bewertbarer Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells

I. Kriterium – Definition und Zielstellung

Jede Kriterienerstellung beginnt mit einer eindeutigen Definition der zu untersuchenden Wirkungsprozesse. Es ist hierbei notwendig, im Detail den Analyseumfang sowie die Randbedingungen der Untersuchungen möglichst vollständig darzulegen. Die Definition des Kriteriums beinhaltet dazu alle potentiell vorab zu erbringenden Informationen bezüglich der zu analysierenden Wirkungsprozesse und deren Folgen auf betroffene Werte und Güter. Je detaillierter die Definition, desto genauer ist eine anschließende Zielausrichtung der Auswertungen möglich.

Aufbauend auf den Definitionen der jeweiligen Kriterien ist für die nachzuweisenden Wirkungen und deren Folgen eine spezifische und in Detaillierung aussagekräftige Zielstellung zu formulieren³⁹⁶. Die Kriteriendefinitionen sind nur geeignet Randbedingungen und Umfänge der Auswertungen zu skizzieren, nicht aber punktuelle Vorgaben hinsichtlich der Untersuchungsinhalte festzulegen. Doch verlangen gerade Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells, gemäß den zu untersuchenden vielschichtigen Wirkungsprozessen, nach einer eindeutigen Vorgabe von detaillierten Analysezielen und den damit einhergehenden Analyseinhalten. Ungerichtete oder nur schwach in Zielstellung definierte Kriterien beschränken maßnahmenkonforme Analysen und Auswertungen in Vergleichbarkeit und Aussagekraft.

Die Definitionen und Zielstellungsfestlegungen bilden die Grundlage eines jeden Bewertungskriteriums. Sie sind notwendig, um Indikatoren und Analysemethoden eindeutig gemäß den zu untersuchenden Wirkungsprozessen zu erstellen und ihre Anwendbarkeit rational zu belegen. Ohne detaillierte Rahmen- und Zielgebung sind Analyseprozesse ungerichtet und bilden je nach Kriterium Ursache einer unvollständigen oder instabilen Maßnahmenbewertung.

³⁹⁶ Mehrere Zielformulierungen sind immer dann notwendig, wenn innerhalb eines Kriteriums verschiedene nachgeordnete Teilkriterien Bewertung bedürfen. So ist zum Beispiel im Kriterium Schadstoffe eine Unterteilung hinsichtlich Luft, Wasser und Boden konzipiert. Alle drei Teilgebiete repräsentieren dabei unabhängige Teilkriterien und verlangen jeweils eigenständige Untersuchungen. In Zusammenfassung aber, können alle drei Teilkriterien unter Berücksichtigung der übergeordneten Definition des Kriteriums Schadstoffe Zuordnung finden. – vgl. Anhang A4-7 „Schadstoffe“

II. Bewertungsrelevante Schutzmaßnahmentypen

Jedes Bewertungskriterium analysiert, spezifisch seiner Definition und Zielstellung, Umweltwirkungen die durch die Umsetzung und Nutzung von Hochwasserschutzmaßnahmen entstehen. Da aber nicht jede Schutzmaßnahme gleichermaßen eine jede Wirkung verursacht, ist in jedem Kriterium eine Auswahl an bewertungsrelevanten Maßnahmentypen zu treffen. Hierbei ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass jeder weitere Maßnahmentyp in Anwendung eines Kriteriums die Implementierung gesonderter Parameter und Spezifikationen erfordert. Folglich ist die Auswertungsmethodik detailliert auf jede zusätzliche Maßnahme zu erweitern. Je umfangreicher die Anzahl an zu untersuchenden Maßnahmentypen, desto komplexer die Bewertungsmethodik, um den Besonderheiten aller Maßnahmen vergleichbar gerecht zu werden.

Die Auswahl bewertungsrelevanter Schutzmaßnahmentypen erfolgt begründet auf der bereits bekannten Kriterienabgrenzung³⁹⁷. Entsprechend der den Kriterien zugrunde liegenden Wirkungsprozessen und deren daraus festgelegten Definitionen und Untersuchungszielstellungen werden alle potentiell beurteilungsrelevanten Maßnahmentypen ermittelt. Sind zusätzlich inhaltlich nachgeordnete Analyseklassifizierungen in Form von Teilkriterien notwendig, so ist die Maßnahmenauswahl auf diese zu präzisieren.

III. Relevanz der nachweisbaren Umweltwirkungen

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell dient der ganzheitlichen Projektbewertung in Zielstellung der quantifizierten Nachweisführung der Nachhaltigkeit. Hierzu ist neben der grundsätzlichen Nachweisbarkeit einer Wirkung, ein relevantes Interesse an einer Bewertbarkeit der Umweltfolgen zu belegen. Nur Wirkungen im Interesse der Gesellschaft sind grundsätzlich geeignet, als Parameter zur Beurteilung der Aufrechterhaltung und Verbesserung gegenwärtiger Standards und Leistungsvermögen der Umwelt für zukünftige Generationen zu dienen³⁹⁸.

Der Beleg des gesellschaftlichen Interesses an einer Nachweisführung der Umweltwirkungen erfolgt in den Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells vordergründig durch Einbeziehung und Auswertung von rechtlichen Verordnungen, Normen und Gesetzen. Wenn immer durch Verordnungen Umweltwirkungen, Stoffe oder Folgen von anthropogenen Vorhaben reglementiert werden, besteht in der Gesellschaft ein relevantes Interesse an einer angemessenen Berücksichtigung im Planungsprozess. Folglich ist eine Nachweisführung als begründet anerkannt zu beurteilen. Gleichzeitig können Regelungen und Verordnungen Grenzwerte wie auch Klassifizierungen von Umweltwirkungen beinhalten. Diese sind zusätzlich je nach Wirkungsauswertung als Parameter für die Sachbilanzierung oder Folgenbeurteilung geeignet.

IV. Indikatoren

In den Kriterien sind die Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen zu analysieren und zu bewerten. So sind zum Beispiel Wirkungen auf Menschen, Tiere, Pflanzen oder auch andere Sachgüter zu untersuchen. Für die rationale und anerkannte Nachweisführung der verschiedenen Wirkungen ist dazu die Verwendung geeigneter repräsentativer Kennwerte notwendig, um Sachbilanzen und Wirkungsfolgen eines jeden Kriteriums zielstellungsspezifisch abzubilden und zu verarbeiten. Im modularen Nachhaltigkeitsmodell erfolgt dies durch die Erhebung und Ausgestaltung eines für jedes Kriterium einzigartig zu definierenden Indikators.

³⁹⁷ vgl. Abschnitt 5.3.1

³⁹⁸ vgl. Abschnitt 2.1 „Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft“

Indikatoren entsprechen quantifizierten Abbildungen der jeweiligen Untersuchungszielstellungen der Kriterien. Sie basieren auf mehrdimensionalen Messmethoden, die im Ergebnis eine eindeutige Referenzkenngröße begründen. Diese repräsentiert die nachweislich analysierten Inhalte gemäß Aufgabenstellung in einer vereinfachten, aber maßgeblich charakterisierenden und vergleichbaren Form.

Jeder Indikator wird aus den zu untersuchenden Wirkungsprozessen extrahiert. Die Werte und die Größenverhältnisse der Indikatoren sind dabei abhängig von den zu untersuchenden Maßnahmentypen und den nachzuweisenden Charakteristika der Wirkungsprozesse. Hierbei ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass pro Kriterium bzw. Teilkriterium genau ein Indikator zu erstellen ist. Weitere Klassifizierungen entsprechend Teilindikatoren sind innerhalb der Bewertungsmethodik nur durch Teilkriterien und den dabei definierten nachgeordneten Indikatoren umsetzbar. Die Erstellung mehrerer gleichrangiger Indikatoren pro Kriteriumsebene ist im modularen Nachhaltigkeitsmodell nicht vorgesehen.

Indikatoren direkt bewertbarer Kriterien sind durch die integrierte Sachbilanzierung und Folgebeurteilung und unter Berücksichtigung der Erfordernisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells als monetäre Wertabbildungen zu erstellen. Jeder Indikator ist hierzu mit einer Methodik zu versehen, die es erlaubt, direkt monetäre Ergebniswerte zu generieren, ohne eine gesonderte Wertgewichtung der Sachbilanzergebnisse vornehmen zu müssen. Ist zum Beispiel eine gesonderte Monetarisierung der Ergebniswerte notwendig, so ist der Indikator, wie auch das Kriterium selbst, nicht als direkt bewertbar zu klassifizieren. Direkt bewertbare Kriterien umfassen maßgeblich alle primären Wirkungen in Zuordnung der ökonomischen Dimension, wie zum Beispiel die Kriterien Kosten und Schadenseinsparungen.

V. Inhaltliche und methodische Ausgestaltung – Auswertungsmethodik

Die Auswertung und Beurteilung der Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgt durch Verwendung repräsentativer Indikatoren und einer oder mehrerer den Indikatoren zugeordneten Auswertungsmethoden. Während Indikatoren nur in Form und Rahmgebung die zu bestimmenden Ergebniswerte definieren, bedarf es einer integrierten methodischen Ausgestaltung, die es erlaubt, die geforderten Kriterienziele durch nachweisbare Parameter zu quantifizieren. Die Auswertungsmethodik ist dazu mehrdimensional zu konzipieren. Sie muss den Zielstellungen der Kriterien, den nachweisbaren Wirkungsprozessinhalten, den verursachenden Maßnahmentypen und den festgelegten Zielformen (Zieleinheiten) der Indikatoren gerecht werden. Je nach zu analysierenden Wirkungsprozessen verlangen verschiedenste Wirkungsinhalte und die Vielfalt betroffener Werte und Güter ein höchst differenziertes Auswertungsverfahren. Es sind Bewertungsformen von einfachen verbalen Nachweisen bis hin zu komplexen Berechnungen einsetzbar. Lediglich das Ergebnis der Bewertungsmethodik muss bei direkt bewertbaren Kriterien grundsätzlich, entsprechend den Indikatorrandbedingungen, monetär vorliegen.

VI. Verwendung im modularen Nachhaltigkeitsmodell

Die Aufnahme und Verwendung direkt bewertbarer Kriterien in das modulare Nachhaltigkeitsmodell erfolgt in Vergleich zu indirekt bewertbaren Kriterien vereinfacht. Es ist ausreichend die ermittelten Indikatorwerte nur entsprechend ihres temporalen Auftretens im Bewertungszeitraum zu differenzieren. Die Indikatorenergebnisse repräsentieren dabei je nach Kriterium die projektbedingten Nutzen auf die Umwelt. Eine Ausrichtung der Nutzen in positiver oder negativer Zielstellung wird dabei entsprechend der Vorzeichen definiert. Hierzu sind negative Umweltnutzen mit (-) und positive mit (+) zu kennzeichnen. Dies ist vorrangig notwendig in Vorbereitung der Nutzenakkumulation des mo-

dularen Nachhaltigkeitsmodells. Zusätzliche Beurteilungen von Wirkungsfolgen oder Wertgewichtungen sind durch das vorausgesetzte monetäre Bestimmtheitsmaß der Indikatoren nicht notwendig.

5.3.4.2. Indirekt bewertbare Kriterien

Indirekt bewertbare Kriterien sind für alle Wirkungsnachweise zu verwenden, in denen Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung gesondert stattfinden. Die Kriterienstruktur ist dazu entsprechend der aus den direkt bewertbaren Kriterien bekannten Prozesskette um eine Stufe zu erweitern. Zusätzlich ist in den bestehenden Prozessstufen eine Präzisierung hinsichtlich der indirekten Bewertbarkeit der Kriterien zu berücksichtigen. Angaben und maßgebliche Inhalte der einzelnen Prozessstufen indirekt bewertbarer Kriterien werden im Folgenden erläutert. Bei maßgeblicher Vergleichbarkeit mit direkt bewertbaren Kriterien erfolgt ein Verweis auf die bereits dargelegten Prozessinhalte.



Abbildung 5-12: erweiterte Prozesskette indirekt bewertbarer Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells

I. Kriterium – Definition und Zielstellung

Prozessstufe vergleichbar direkt bewertbarer Kriterien – vgl. Abschnitt 5.3.4.1

II. Bewertungsrelevante Schutzmaßnahmentypen

Prozessstufe vergleichbar direkt bewertbarer Kriterien – vgl. Abschnitt 5.3.4.1

III. Relevanz der nachweisbaren Umweltwirkungen

Indirekt bewertbare Kriterien erfordern grundsätzlich die Feststellung der Notwendigkeit und der Relevanz der Nachweisführung. Sind direkt bewertbare Kriterien fast immer bereits durch wirtschaftliche Rahmenverordnungen, wie die Bundeshaushaltsordnung, allgemein als beurteilungsrelevant einzuordnen³⁹⁹, so sind indirekt bewertbare Kriterien mehrheitlich nur infolge jeweils spezifischer Regelungen, Normungen oder Gesetzgebungen in ihrer Bedeutung für die Berücksichtigung in einer

³⁹⁹ vgl. BHO (2010), BUNDESRECHNUNGSHOF (2007)

ganzheitlichen Projektbewertung zu belegen. So ist zum Beispiel zur Darstellung der Relevanz des Kriteriums Treibhauseffekt unter anderem das „Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz“⁴⁰⁰ zu berücksichtigen, während das Kriterium Erosion durch das „Bundes-Bodenschutzgesetz“ und die „Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung“⁴⁰¹ anerkannte Begründung erfährt.

Die Beurteilung der Relevanz indirekt bewertbarer Kriterien ist durch die Vielzahl an potentiell bestehenden Umweltwirkungen und dem Bedarf an einer gesonderten Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung besonders wichtig. Während direkt bewertbare Kriterien im Rahmen der monetären Bewertung mehrfach bereits ohne weitere Randbedingungen einer gesellschaftlichen Anerkennung unterliegen⁴⁰², ist für erweiterte indirekt bewertbare Umweltwirkungen nur durch spezifische Regelungen bzw. Vorgaben eine maßgebliche Grundlage für eine Bewertung nachweisbar. Es ist deshalb grundsätzlich notwendig, Kriterien mit indirekter Bewertbarkeit einer anerkannten Prüfung und Begründung der Relevanz der Untersuchungen zu unterziehen. Hierzu sind vorab einer Anwendung rechtliche Verordnungen und andere Vorgaben zu evaluieren, in deren Ableitung der maßgebliche Bedarf an einer Berücksichtigung der jeweiligen Umweltwirkungen nachvollziehbar und repräsentativ anerkannt besteht.

IV. Indikatoren

Indikatoren indirekt bewertbarer Umweltwirkungen sind nur im Grundsatz vergleichbar mit denen direkt bewertbarer Kriterien. Alle hierbei zu erstellenden Indikatoren repräsentieren ausschließlich Sachbilanzen von Wirkungen der zu analysierenden Hochwasserschutzmaßnahmen in Form differenzierter mehrdimensionalen Kenngrößen. Es existieren keine zu erreichenden einheitlichen und/oder maßgebenden Indikatorenformen. Vielmehr bildet der Analyse- und Nachweisprozess der Kriterieninhalte die Basis der Indikatorenausgestaltung.

Die Erhebung mehrdimensionaler Indikatoren erfolgt entsprechend den zu analysierenden Wirkungsprozessen, den zu verfolgenden Kriterienzielstellungen und den jeweils zu berücksichtigenden Schutzmaßnahmentypen. Durch die Randbedingungen ist ein repräsentativer Indikator zu entwickeln, der als Sachbilanz die Wirkungsprozesse wissenschaftlich begründet darzustellen vermag. Mehr als ein Indikator pro Kriterium ist dabei direkt nicht zu erstellen, aber durch Festlegung nachgeordneter Teilkriterien in das modulare Nachhaltigkeitsmodell implementierbar. Die Indikatorform ist an keine allgemeine Vorgabe gebunden. Es können Indikatoren in kardinaler, nominaler oder ordinaler Skalenform vorliegen. Es muss lediglich sichergestellt sein, dass die zu analysierenden Wirkungsprozesse repräsentative und zielstellungskonforme Darstellung erlangen und zudem eine eindeutige Folgenbeurteilung erlauben. Zwar ist grundsätzlich die Indikatorfestlegung hiervon nicht direkt abhängig, doch begünstigt eine geeignete Form und Einheit der Indikatoren maßgeblich die Wertgewichtung.

V. Inhaltliche und methodische Ausgestaltung – Auswertungsmethodik

Erfassungs- und Auswertungsmethoden sind grundsätzlich vergleichbar in Randbedingungen und Struktur zu den direkt bewertbaren Kriterien. Nur die nachzuweisenden abschließenden Ergebnissenkenngrößen entsprechen nicht einem eindimensionalen monetären Indikatorwert, als vielmehr einer in jedem Kriterium einzigartig zu erstellenden und in Gesamtüberblick über alle Kriterien, mehrdi-

⁴⁰⁰ vgl. TEHG (2011A)

⁴⁰¹ vgl. BBODSCHG (2004), BBODSCHV (2009)

⁴⁰² vgl. BHO (2010), BUNDESRECHNUNGSHOF (2007)

mensionalen Indikatorform. Es ist dadurch notwendig, die Auswertungsmethodik entsprechend den in Zielstellung auszugestaltenden Indikatoren spezifisch anzupassen.

VI. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

Indirekt bewertbare Kriterien ermöglichen Bewertungen von Umweltwirkungen nicht ausschließlich in Ausgestaltung eines geschlossenen Indikators. Es bedarf vielmehr einer getrennten Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung. Während die Analyseergebnisse der Umweltwirkungen in Form der Sachbilanz dabei durch den jeweiligen Indikator Abbildung erfahren, ist die Folgenbeurteilung anschließend im Rahmen einer Wertgewichtung separat zu führen. Um die Folgen der Umweltwirkungen zu quantifizieren und den Indikatoren eindeutig zuzuordnen, bedarf es der Festlegung geeigneter Wertbeurteilungsverfahren. Diese sind durch die Strukturen des modularen Nachhaltigkeitsmodells grundsätzlich in Zielform monetärer Werturteile zu konzipieren. Die sogenannten Monetarisierungsfaktoren als Wertgewichtungen bilden das Bindeglied zwischen mehrdimensionalen Sachbilanzindikatoren und den im modularen Nachhaltigkeitsmodell geforderten finanziellen Ergebnissen. Durch die Wertgewichtungen wird gewährleistet, alle Wirkungen vergleichbar in ihren jeweiligen Umweltfolgen darzulegen und innerhalb des modularen Nachhaltigkeitsmodells geschlossen auszuwerten.

Die Monetarisierung der Sachbilanzergebnisse (Indikatoren) beruht maßgeblich auf den Ideen und Inhalten der Wirtschaftswissenschaft. Insbesondere im Rahmen von Nutzen-Kosten-Analysen und der dabei integrierten utilitaristischen Wohlfahrtstheorie ist eine Folgenbeurteilung von Wirkungen mittels monetären Wertgewichtungen zu forcieren⁴⁰³. Es wird dabei vorausgesetzt, dass alle relevanten Wirkungen mit Folgen auf die Umwelt einer Wertschätzung unterliegen, wenn sich diese im Interesse Einzelner oder der Gesellschaft befinden. Besteht eine Wertschätzung, so ist gleichzeitig auch eine Wertbeurteilung der Wirkungen in monetärer Form möglich. Die finanziellen Wertzuweisungen entsprechen im Grundsatz einer, wenn auch besonderen Form, gesellschaftlicher Wertschätzung. Jede Wirkung die im modularen Nachhaltigkeitsmodell eine Analyse und Bewertung bedarf und dabei einer maßgeblichen Relevanz in Nachweisführung unterliegt, begründet einen finanziellen Vergleichswert, der die menschlichen Wertschätzungen prognostizierbarer Maßnahmenfolgen repräsentiert. Die Werthöhe ist spezifisch abhängig von Angebot und Nachfrage. Eine Reglementierung erfolgt in Theorie ausschließlich über einen zugehörigen Wertemarkt. Da aber öffentliche Güter im Regelfall allen Menschen frei zugänglich vorliegen und nur in Ausnahmen finanziell zu vergelten sind, ist eine Erfassung und Nachweisführung monetärer Wertvorstellungen mehrfach nur mit besonderen Werkzeugen der Wirtschaftswissenschaften möglich.

Monetarisierungen als Folgenbeurteilungen von Wirkungen repräsentieren menschliche Wertschätzungen. Sie basieren auf den, den Wirkungen zuzuordnenden Umweltfolgen und den daraus resultierenden Effekten auf Einzelne oder geschlossen auf die Gesellschaft. In Durchführung von Monetarisierungen sind zwei Preisformen zu unterscheiden. Es ist zwischen Marktpreisen und Schattenpreisen zu differenzieren⁴⁰⁴.

Marktpreis

Ein Marktpreis existiert in einem vollständig unbeeinflussten Wirtschaftsraum, in dem Vollbeschäftigung und gleichmäßig verteilte Mittel die Preisbildung ermöglichen. Die Entstehung der Preise erfolgt ausschließlich, entsprechend einer konsistenten und rationalen Eigenregulierung.

⁴⁰³ vgl. PFLÜGNER (1988), HANUSCH (1994, 2011), WORCH (1996)

⁴⁰⁴ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

lierung, durch Angebot und Nachfrage⁴⁰⁵. Eingriffe des Staates sowie subjektive Präferenzen von Konsumenten und/oder Produzenten sind ebenso wenig vorzufinden, wie marktbeherrschende Strukturen. Der Marktpreis als Objekt einer freien Marktwirtschaft entspricht in Theorie der direkten gleichgewichteten Güterbewertung durch Konsumenten und Produzenten.

Schattenpreise

Ein Schattenpreis ist ein um Steuern, Subventionen, subjektive Präferenzen oder andere Randbedingungen verschobener Marktpreis⁴⁰⁶. Da in Realität ein Marktpreis kaum oder gar nicht bestimmt werden kann, muss mehrfach mit differenzierten realen Preisen der Märkte gearbeitet werden. Diese sind in Inhalt grundsätzlich nicht frei von Subjektivität, gewährleisten aber so realitätsnah wie möglich, Werte eindeutig und begründet zu erfassen und für Auswertungen darzulegen.

Marktpreise als optimierte Werte eines vollständig konsistenten, unbeeinflussten Marktes sind im Regelfall nur theoretischer Natur. In Anwendung auf reelle Projekte ist fast ausschließlich auf Schattenpreise zurückzugreifen⁴⁰⁷. Diese sind entsprechend der bestehenden Möglichkeiten der Auswertungsmethoden zu optimieren und so in Inhalt maximal möglich an einen zu prognostizierenden Marktpreis anzupassen⁴⁰⁸.

Monetarisierungen sind zusätzlich der Preisform maßgeblich abhängig von den jeweils zu prognostizierenden Folgen auf die betroffenen Werte und Güter. So sind Maßnahmen mit begrenzten lokalen Folgen („Kleine Vorhaben“) und Maßnahmen mit überregionalen gravierenden Folgen auf die Gesellschaft („Große Vorhaben“) zu unterscheiden⁴⁰⁹. Während „Große Vorhaben“ Veränderungen an gesellschaftlichen Werturteilen und Wertverständnissen verursachen, sind bei „Kleinen Vorhaben“ Folgenbeurteilungen direkt möglich⁴¹⁰.

Große Vorhaben

„Große Vorhaben“ beeinflussen entsprechend ihrer umfangreichen Folgen direkt die betroffene Gesellschaft. Sie begründen dabei vorrangig veränderte Wertgefüge und Wertvorstellungen. Für jedes „Große Vorhaben“ ist gemäß den zu prognostizierenden Folgen mindestens eine detaillierte Nachfragefunktion zu erstellen, die die zu erwartenden veränderten allgemeinen Wertschätzungen der Gesellschaft infolge der Umsetzung des Vorhabens belegen⁴¹¹.

Kleine Vorhaben

„Kleine Vorhaben“ sind in ihren Wirkungen und Folgen regional begrenzt. Gesellschaftliche Beeinflussungen oder Verschiebungen von Wertgefügen (Preisen) sind nicht zu prognostizieren⁴¹². Eine Erstellung gesellschaftsrelevanter Nachfragefunktionen ist bei monetären Folgenbeurteilungen von „Kleinen Vorhaben“ nicht notwendig.

⁴⁰⁵ vgl. HANUSCH (1994)

⁴⁰⁶ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

⁴⁰⁷ vgl. HANUSCH (1994), MÜHLENKAMP (1994)

⁴⁰⁸ vgl. MÜHLENKAMP (1994)

⁴⁰⁹ vgl. HANUSCH (1994, 2011)

⁴¹⁰ vgl. HANUSCH (1994)

⁴¹¹ vgl. HANUSCH (1994)

⁴¹² vgl. HANUSCH (1994)

Die allgemeine Definition der Preisform und die maßgebliche Abgrenzung der Umfänge der Projektfolgen bilden den Rahmen einer jeden Monetarisierung. Sie sind jedoch nicht geeignet, direkt im Sinne der jeweiligen Aufgabenstellung Quantifizierungen von Sachbilanzwerten zu ermöglichen. Erst in Verwendung präzisierter Detailverfahren ist eine Folgenbeurteilung sachbilanzierter Wirkungen zu gewährleisten. Als Monetarisierungsverfahren sind je nach Aufgabenstellung differenzierte Methoden verfügbar⁴¹³. Die im Folgenden erläuterten Verfahren stellen einen Auszug geeigneter Verfahrensmethoden dar die, speziell bei der ganzheitlichen Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen, in Zielstellung der Nachweisführung der Nachhaltigkeit Anwendung finden können. Die Auswahl ist auf maßgebliche Verfahren beschränkt.

Kontingente Bewertung

Kontingente Bewertungen erlauben finanzielle Wertgewichtungen von Sachbilanzen (Indikatoren) in Anwendung von Befragungen⁴¹⁴. Die Befragungen basieren dabei auf Informationsständen und Präferenzen von differenzierten Stakeholdern⁴¹⁵. Der vorherrschende Wissensstand hat dabei maßgeblichen Einfluss auf das Antwortverhalten⁴¹⁶.

Kontingente Bewertungen können in zwei Verfahrensmodifikationen angewendet werden. Es ist zwischen „Contingent Value Methods“ (CVM) und „Conjoint Analysis“ (CJA) zu unterscheiden⁴¹⁷. Beide Verfahren beruhen auf Befragungen, sind aber hinsichtlich ihrer Inhalte, Strukturen und Mittel zur Durchführung verschieden. Während bei CVM offene Fragestellungen bezüglich der Zahlungsbereitschaft Anwendung finden, ist bei CJA eine attributbasierte Auswahlentscheidung zu treffen. In CJA werden den Befragten verschiedene einzelne und/oder kombinierte Wirkungen und Wirkungsfolgen vorgelegt, die durch konkrete Erläuterungen über Inhalte und Zielstellungen mit Hilfe einer Auswahl an finanziellen Werten zu beurteilen sind. Die CVM ist infolge einer offenen Fragestellung einfacher in Durchführung, aber hinsichtlich subjektiver Beeinträchtigungen höchst anfällig. Allein die Frage nach der Höhe der Zahlungsbereitschaft ermöglicht vielfältigste Variationen der Beantwortung. CJA sind durch ihre attributbasierte Auswahl weniger variabel in den Antwortmöglichkeiten, zugleich aber anspruchsvoller in der Vermittlung der Ziele und Inhalte. Die Wahl welche der beiden kontingenten Bewertungsverfahren Anwendung findet, muss aufgabenspezifisch in Kenntnis der Befragungsmittel und der jeweils Betroffenen erfolgen.

Wertschöpfungsmethode

Verursachen Maßnahmen und Vorhaben Wirkungen in Konkurrenz zu privatwirtschaftlichen Unternehmungen so entstehen Beeinflussungen privatwirtschaftlicher Wertschöpfungen. Diese wiederum sind in Summe als Bewertungsfaktoren für die jeweils zu untersuchenden Wirkungsprozesse und -folgen der Maßnahmen geeignet⁴¹⁸. Sie repräsentieren Verluste oder auch Gewinne die infolge der Umweltwirkungen entstehen. Es ist jedoch zu beachten, dass in Berücksichtigung für eine konsistente Folgenbeurteilung und Wertgewichtung die verwendeten Wertschöpfungsänderungen ausschließlich durch die zu beurteilenden Maßnahmen und

⁴¹³ vgl. HANUSCH (1994, 2011), BÖHM ET AL. (2002), DEHNHARDT (2002), BRAND-SASSEN (2004), GROSSMANN ET AL. (2010), BICKEL (2005), BfN (2005), MAIBACH ET AL. (2007), UMWELTBUNDESAMT (2007, 2008), KUTSCHERA (2008), ZINKE ET AL. (2012)

⁴¹⁴ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007), KUTSCHERA (2008), ZINKE ET AL. (2012)

⁴¹⁵ vgl. Abschnitt 6.3.3 „Präferenzhebung – Stakeholder“

⁴¹⁶ vgl. HANUSCH (1994, 2011), BfN (2005), KUTSCHERA (2008)

⁴¹⁷ vgl. KUTSCHERA (2008)

⁴¹⁸ vgl. ZINKE ET AL. (2012)

Vorhaben ausgelöst werden. Nur bei begründetem Projektzusammenhang ist eine Übertragbarkeit der Wertschöpfungsveränderungen grundsätzlich möglich.

Benefit transfer

„Benefit transfer“ als einfaches und praxisnahes Monetarisierungsverfahren gewährleistet eine Wertübertragung durch Vergleich von realisierten, mit den in Planung befindlichen und zu beurteilenden Projekten. Es ist dabei zu berücksichtigen, dass eine Übertragbarkeit immer nur dann begründet möglich ist, wenn die beiden zu vergleichenden Maßnahmen und Wirkungen mehrheitliche Übereinstimmung aufweisen. Als Vergleichsgrundlage können zum Beispiel die Regionalität, die Maßnahmenstruktur oder die betroffenen Güter und Werte der Maßnahmenwirkungen dienen.

Die Bewertung von Wirkungsprozessen durch einen „benefit transfer“ ist bei vorliegender Vergleichbarkeit verschiedener Projekte vereinfacht möglich. Da jedoch jedes öffentliche Vorhaben bzw. Maßnahme und jede dabei zu beurteilende Wirkung im Regelfall durch vielfältige naturbedingte und anthropogene Einflüsse einzigartig in Umfang und Folgen ist, müssen Nachweisverfahren eine Vergleichbarkeit und das zugehörige Fehlermaß belegen. Erst bei gesicherter Übertragbarkeit der Kennwerte sind „benefit transfer“-Verfahren geeignet, vollständig konsistente und anerkannte Werturteile in Form monetärer Gewichtungsfaktoren zu begründen.

Schadenskosten

Anthropogene öffentliche Maßnahmen begründen mehrfach nicht nur positive Wirkungen. So ist bei verschiedenen anthropogenen Vorhaben projektbedingt mit differenzierten negativen Wirkungsfolgen zu rechnen. Je nach betroffenen Werten und Gütern ist dabei eine Folgenbewertung durch die nachweisbaren Schadenseffekte und -kosten möglich. Dies aber erfordert den jeweiligen zu bewertenden Wirkungsprozessen eindeutige Schadensszenarien inklusive den daraus ableitbaren finanziellen Folgen zuzuordnen. Ist dies möglich und eine Vergleichbarkeit von Wirkungsfolgen und Schadensszenarien gegeben, so sind die daraus gewonnenen finanziellen Kennwerte als Darstellungen der gesellschaftlichen Wertschätzung für die jeweiligen Sachbilanzindikatoren zu verwenden⁴¹⁹.

Hedonischer Ansatz

Hedonische Bewertungen sind maßgeblich bei Umweltwirkungen mit Betroffenheit von Grundstücken oder anderen nicht transportablen Gütern zu verwenden. Hieraus entstammt auch die als Synonym vorzufindende Beschreibung als Immobilienpreismethode⁴²⁰.

Der Hedonische Ansatz dient der finanziellen Wertbeurteilung durch den Nachweis projektbedingter Folgen auf Sachgüter. Es werden dabei als Vergleichsobjekte nur Güter berücksichtigt, deren Wertschätzung an einem realen Markt besteht und die bei Eintritt der maßnahmenbedingten Wirkungen wirtschaftliche Veränderungen nachweislich erfahren.

Ersatzkostenmethode

Die Ersatzkostenmethode ist ein allgemein anerkanntes und in Anwendung weit verbreitetes monetäres Bewertungsverfahren⁴²¹. Es ist in Inhalt vergleichbar den Ansätzen der „benefit

⁴¹⁹ vgl. BÖHM ET AL. (2002), UMWELTBUNDESAMT (2007), KUTSCHERA (2008),

⁴²⁰ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007), KUTSCHERA (2008), ZINKE ET AL. (2012)

⁴²¹ vgl. BÖHM ET AL. (2002), DEHNHARDT (2002), BRAND-SASSEN (2004), GROSSMANN ET AL. (2010)

transfer“-Verfahren. Beide gewährleisten Folgen angemessen rational, durch Vergleiche in ihren jeweils zuzuordnenden finanziellen Wertschätzungen, abzubilden. Doch während „benefit transfer“-Verfahren grundsätzliche Vergleichbarkeit der auslösenden Maßnahmen und Wirkungen fordern, verlangen Ersatzkostenmethoden nur die Übertragbarkeit der nachzuweisenden Wirkungsprozesse und/oder deren prognostizierbaren Folgen.

Indirekte Bewertungskriterien verlangen eine gesonderte Sachbilanzierung und Wertgewichtung. Um dabei die Folgen entsprechend den Vorgaben des modularen Nachhaltigkeitsmodells angemessen zu beurteilen ist es notwendig, Monetarisierungen für jedes Kriterium und jeden integrierten Indikator separat festzulegen. Die Verfahren für die Monetarisierung sind dazu vielfältig und erlauben eine grundsätzliche Folgenbeurteilung aller rational in Sachbilanz nachweisbaren Wirkungsprozesse. Wenn immer Umweltwirkungen einen Nachweis verlangen, existiert auch mindestens eine allgemeine Wertschätzung⁴²². Lediglich gegenwärtig nicht eindeutig definierbare Kriterien oder nicht vorliegende finanzielle Vergleichskennwerte beschränken eine monetäre Folgenbeurteilung. Doch dies ist weniger ein Problem der Monetarisierung, als vielmehr eine Herausforderung der interdisziplinären Forschung. Grundsätzlich jede Umweltwirkung mit gesellschaftlichem Interesse ist in Folgen finanziell bewertbar, verlangt aber nach einer geeigneten Methodik.

VII. Verwendung im modularen Nachhaltigkeitsmodell

Die Aufnahme und Anwendung indirekt bewertbarer Kriterien in das modulare Nachhaltigkeitsmodell ist in Vergleich zu direkt bewertbaren komplexer. Während in direkt bewertbaren Kriterien alle Indikatoren in der geforderten Einheit und Form gemäß den Vorgaben des modularen Nachhaltigkeitsmodells vorliegen, bedürfen indirekt bewertbare Kriterien der Verknüpfung von Sachbilanzergebnissen und Wertgewichtungen. Erst der daraus entwickelte Ergebniswert (Nutzen) ist geeignet im modularen Nachhaltigkeitsmodell, entsprechend der temporalen Nutzeneinordnung, Verwendung zu erfahren.

5.3.4.3. Kriterienstrukturen im Vergleich

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell dient der Quantifizierung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen. Da aber jeder Schutzmaßnahmentyp eine Vielzahl an Wirkungen auf die Umwelt aufweist und diese dabei nicht ohne geeignete Verfahren nachweisbar oder vergleichbar sind, ist es notwendig, Kriterien zu Beurteilung zu erstellen. Diese müssen den jeweiligen Wirkungen angemessene Ausgestaltung finden. Um entsprechend den Schutzmaßnahmentypen Kriterien vergleichbar darzulegen, bedarf es der Verwendung maßgeblicher Rahmenstrukturen. Diese dienen der konsistenten Verarbeitung der vielfältigen Informationen der differenzierten Umweltwirkungen. Im modularen Nachhaltigkeitsmodell ist dazu grundsätzlich ein getrennter Kriterienaufbau zu berücksichtigen. Es ist zwischen direkt und indirekt bewertbaren Kriterien zu unterscheiden. Die Differenzierbarkeit ergibt sich maßgeblich aus einer integrierten und geschlossenen Gesamtbeurteilung (direkte Bewertbarkeit) und einer über Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung getrennten Wirkungsbewertung (indirekte Bewertbarkeit).

In Abbildung 5-13 werden direkt und indirekt bewertbare Kriterien gemäß ihrem strukturellen Aufbau und Inhalt gegenübergestellt. Die Übersicht erfolgt in Zielstellung der Aufarbeitung der Spezifikationen der beiden maßgeblichen Kriteriengruppen im Vergleich zueinander. Je nach zu analysierenden Wirkungen und den daraus prognostizierbaren Folgen ergeben sich differenzierte Anforderungen an die Erstellung und Nachweisführung der Kriterien.

⁴²² Wohlfahrtstheorie – vgl. HANUSCH (1994, 2011)

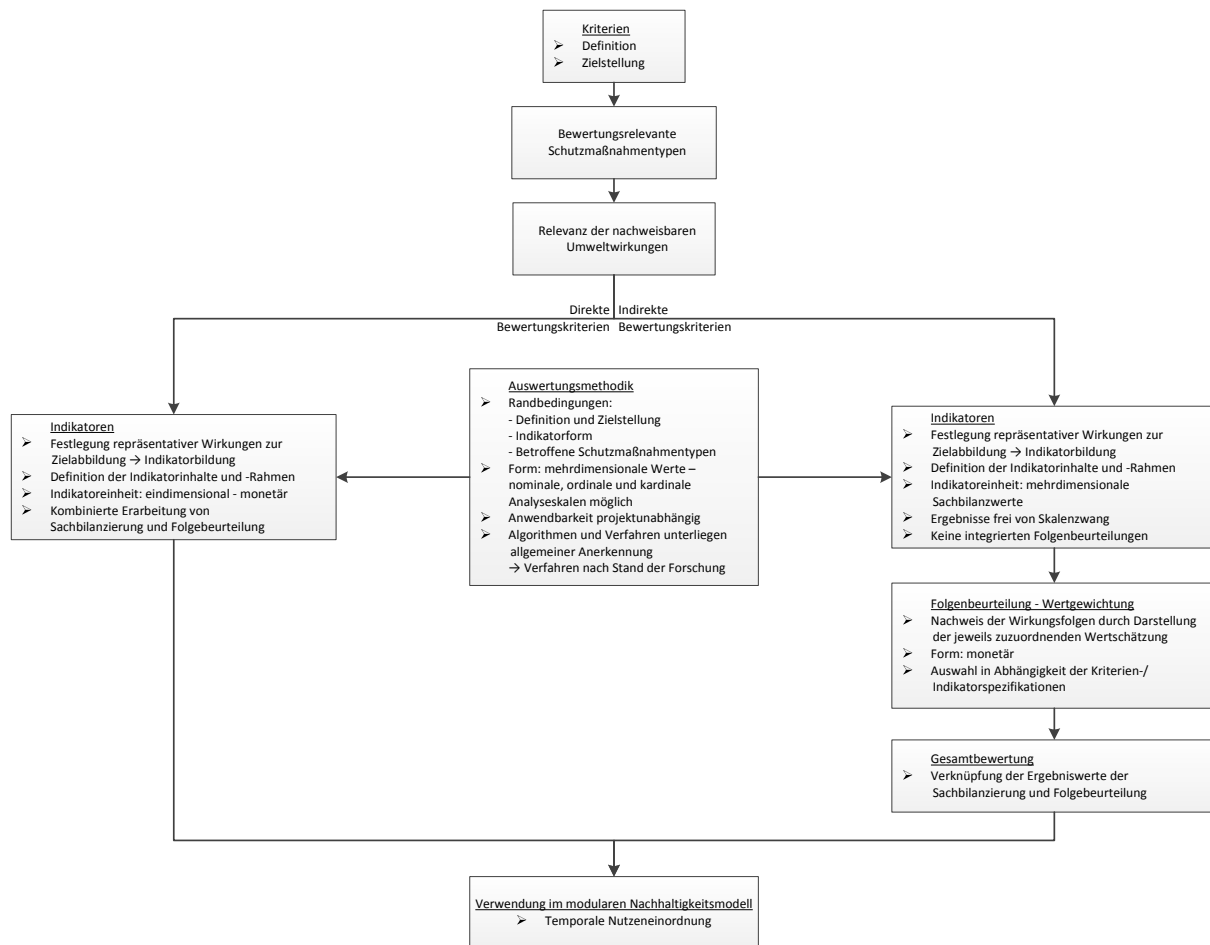


Abbildung 5-13: Vergleich der Strukturen direkt und indirekt bewertbarer Kriterien

Direkt und indirekt bewertbare Kriterien sind maßgeblich in Inhalt, Aussagekraft und Form der jeweils zu erstellenden Indikatoren zu differenzieren. Während direkt bewertbare Kriterien Indikatoren mit kombinierten Sachbilanzen und Folgebeurteilungen aufweisen, sind indirekt bewertbare Kriterien gekennzeichnet durch Indikatoren mit in Inhalt ausschließlich sachbilanzierten Werten. Beide Kriterienstrukturen aber gewährleisten dennoch gleichermaßen eine eindeutige und konsistente Nachweisführung und Quantifizierung von verschiedensten Umweltwirkungen. Je nach Kriterium und den involvierten Wirkungsauswertungen ist eine der beiden Strukturformen grundsätzlich zu wählen.

5.3.5. Bewertungskriterien – Beispiel Treibhauseffekt

Die Bewertungskriterien bilden den inhaltlichen Schwerpunkt des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Durch diese werden alle relevanten Umweltwirkungen rational vergleichbar in Sachbilanz erfasst und in Folgen auf die Umwelt beurteilt. Die Ergebniswerte repräsentieren den durch die Maßnahmen verursachten Umweltnutzen. Für die beiden Beispielprojekte dieser Arbeit ist im Anhang A4 "Bewertungskriterien kommunaler HWSM" eine Übersicht über alle potentiellen Kriterien und deren Inhalte dargelegt. Die Kriterien sind dabei gemäß den vorab erläuterten Strukturen erzeugt und ausgestaltet worden. Im Folgenden wird in Auswahl der Vielzahl an differenzierten Bewertungskriterien ein Kriterium einzeln dargestellt. Am Beispiel des Kriteriums Treibhauseffekt werden die Strukturen und Inhalte der indirekten Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells detailliert sichtbar.

Treibhauseffekt

5.3.5.1. Definition – Zielstellung

Klimaschutz ist in der heutigen Gesellschaft von grundlegendem gesellschaftlichem Interesse. In Berücksichtigung der massiven Folgen einer Klimaänderung wird durch die Fachwelt, wie auch durch die Politik eine Verringerung der Emission klimaschädigender Stoffe und Stoffverbindungen verfolgt⁴²³. Vor allem treibhauseffektverstärkende Stoffe wie Kohlenstoffdioxid, Methan oder Lachgas sind bei zukünftigen und bestehenden anthropogenen Maßnahmen in Herstellung und Nutzung zu minimieren. Die Stoffverbindungen verursachen in höheren atmosphärischen Schichten geschlossene Flächen, die bei erdreflektierter und erdemittierender Strahlung nur schwer durchdrungen werden können. Infolge entstehen Energiezunahmen auf der Erde durch die Rückhaltung der Strahlung. Zusätzlich absorbieren die Atmosphärenschichten Teilmengen der Strahlungsenergie, so dass parallel ein Anstieg der weltweiten Atmosphärentemperatur stattfindet. Als Folgen sind zum Beispiel verstärkte Naturkatastrophen wie Stürme und Überschwemmungen oder auch ein weltweiter Meeresspiegelanstieg durch die Verringerung des polaren Eises zu prognostizieren.

Hochwasserschutz umfasst unterschiedliche Maßnahmen, die je nach Umsetzung klimabeeinflussende Stoffe erzeugen, freisetzen oder zurückhalten. So ist bei technischen Maßnahmen grundsätzlich von potentiellen Treibhausgasemissionen auszugehen, während naturschonende Vorhaben, wie zum Beispiel Maßnahmen der Landbewirtschaftung, Rückhalteleistungen gegenüber Treibhausgasen aufweisen können⁴²⁴.

Der Treibhauseffekt als einer der maßgeblichen Prozesse gegenwärtiger und künftiger Klimaänderungen ist wenn immer möglich zu begrenzen. Er ist bei allen anthropogenen Maßnahmen zu minimieren⁴²⁵. In Anbetracht der Nachhaltigkeit als Zielstellung der zukünftigen Entwicklung ist es notwendig, den Treibhauseffekt und dessen auslösende Stoffe auch bei der ganzheitlichen Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen zu berücksichtigen.

5.3.5.2. Treibhauseffekt – kommunale HWSM

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen sind in ihren Wirkungen auf den Treibhauseffekt gemäß ihren Eigenschaften und Funktionen differenziert zu klassifizieren. Es existieren Maßnahmen die den Treibhauseffekt begünstigen und Maßnahmen die ihn verringern. Effektfördernde Maßnahmen begründen ihre negativen Wirkungen im Regelfall auf die durch den Bau und Betrieb ausgelösten Emissionsmengen. So ist zum Beispiel bei der Umsetzung von Rückhaltebecken oder Deichen der Bau der Abgrenzungsgewerke als vielfach Treibhausgasemittierend zu beurteilen. Maßnahmen der Landbewirtschaftung wiederum sind geeignet, vor allem Kohlenstoff im Boden zu binden (Senkenfunktion) und dadurch einen Beitrag zur Minderung des Treibhauseffektes zu leisten⁴²⁶. Zusammenfassend sind alle kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich ihrer jeweiligen Treibhauseffektbeeinflussungen zu analysieren.

5.3.5.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Klimaschutz wird in Deutschland durch die Politik mit großer Dynamik vorangetrieben. Basierend auf der Agenda 21 und den Leitbildern für nachhaltige Entwicklung wurden seit dem Kyoto-Protokoll 1997 für definierte Zeitspannen unterschiedliche Vorgaben zur Verringerung treibhauseffektfördernden

⁴²³ vgl. TEHG (2011A,B)

⁴²⁴ vgl. TEBRÜGGE & DÜRING (1999), TEBRÜGGE (2000)

⁴²⁵ vgl. BMU (2010), TEHG (2011A,B)

⁴²⁶ vgl. TEBRÜGGE & DÜRING (1999), TEBRÜGGE (2000)

der Stoffverbindungen erlassen. Gegenwärtig besteht in Deutschland bis zum Jahr 2020 das Ziel der Verringerung aller Treibhausgasemissionen um zirka 40 %⁴²⁷.

Neben den ehrgeizigen Gesamtreduktionszielen bestehen in Deutschland verschiedene Gesetzgebungen die mittel- und unmittelbar zur Verringerung von Treibhausgasen (in Zielrichtung der Ausweitung des Klimaschutzes) beitragen sollen. Allen voran ist hierzu die Einführung des Treibhausgas-Emissionshandelsgesetzes zu nennen⁴²⁸. Durch dieses sollen treibhausgasemittierende Wirtschaftsinstitutionen zur Verringerung ihrer klimaschädigenden Stoffausstöße durch wirtschaftliche Überlegungen bewogen werden.

Indirekte rechtliche Regelungen mit Bezug auf die Beschränkung von Treibhausgasemissionen sind in Deutschland zum Beispiel in Form verschiedener Gesetzgebungen und Verordnungen für energieeffizientes Bauen und Wohnen vorliegend. Hierbei soll zum Beispiel durch erweiterte Wärmeschutzanforderung der Primärenergiebedarf reduziert und infolge der Ausstoß klimaschädigender Stoffe, wie zum Beispiel Kohlenstoffdioxid verringert werden.

5.3.5.4. Indikator Treibhauseffekt

Als maßgebliche treibhauseffektverstärkende Stoffverbindung ist Kohlenstoffdioxid (CO₂) zu nennen. Dies gilt allgemein als primärer Auslöser von Klimaveränderungen. Doch auch weitere Stoffe und Verbindungen begünstigen den Treibhauseffekt und sind im Vergleich mit CO₂ oftmals deutlich effektfördernder. Als beispielhafte treibhauseffektverstärkende Stoffe sind Lachgas (N₂O), Flurchlor-kohlenwasserstoffe (FCKW) und Methan (CH₄) zu nennen.

Die Vielzahl an differenzierten treibhauseffektfördernden Stoffen verlangt eine einheitliche Messgröße. Diese ist allgemein in Form des „Global Warming Potential“ (GWP) auszugestalten⁴²⁹. Die Umrechnungen sind entsprechend der Stoffeigenschaften bezüglich Strahlungsabsorption und Verweildauer in der Atmosphäre festgelegt. In der Tabelle 5-4 werden ausgewählte Treibhausgase und ihrer zugehörigen Umrechnungskoeffizienten dargestellt.

Tabelle 5-4: GWP für ausgewählte Stoffe/Stoffverbindungen⁴³⁰

Stoffverbindung	Einheit	kg CO ₂ -Äquivalent je Einheit
Methan	kg CH ₄	25
Lachgas	kg N ₂ O	298
Stickstoff	kg N	7,67
Phosphat-Oxid	kg P ₂ O ₅	1,17
Humus-Kohlenstoff	kg C	3,67

Das Kriterium Treibhauseffekt als ökologisches Bewertungskriterium dient der Analyse und Beurteilung von Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich ihrer Wirkungen auf den Treibhauseffekt. Die dabei zu untersuchenden Schutzkonzepte umfassen sowohl effektfördernde, als auch effektverringernde Maßnahmen. Um in Kenntnis der differenzierten Wirkungen die positiven und negativen Nutzen in einer vergleichbaren Sachbilanz zu erfassen und auszuwerten, ist ein eindeutiger Indikator mit allgemeiner Anerkennung zu verwenden. Kohlenstoffdioxid (GWP) ist in der Fachwelt der anerkannte

⁴²⁷ vgl. BMU (2010)

⁴²⁸ vgl. TEHG (2011A)

⁴²⁹ vgl. ANGENENDT ET AL. (2007), DGNB (2009)

⁴³⁰ vgl. ANGENENDT ET AL. (2007)

Indikator zur Bewertung von Treibhauseffekten. Er gewährleistet objektiv sowohl effektfördernde, als auch -begrenzende Maßnahmen in Sachbilanz nachzuweisen.

Einheit: CO₂-Äquivalent

5.3.5.5. Auswertungsmethodik

Der Nachweis der Einflussnahme kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf den Treibhauseffekt erfolgt unter Berechnung von CO₂-Äquivalenten. Hierzu ist jede Schutzmaßnahme einzeln gemäß ihrer Wirkungen auf Stoffemissionen mit Treibhauseffektfolgen zu untersuchen. Es sind dabei grundlegend Maßnahmen mit effektverstärkenden und -mindernden Wirkungen zu differenzieren⁴³¹.

Tabelle 5-5: Klassifizierung kommunaler HWSM – Treibhauseffekt

treibhauseffektverstärkende Maßnahmen	treibhauseffektmindernde Maßnahmen
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Kleinrückhalte ➤ Deiche ➤ Schutzmauern ➤ HWRB ➤ weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Landwirtschaft ➤ Flächenvorsorge ➤ Renaturierung

Treibhauseffektverstärkende Maßnahmen

Treibhauseffektverstärkende Wirkungen sind maßgeblich in Berücksichtigung der Prozessphasen der Herstellung, Nutzung und des Abrisses bzw. der Entsorgung nachweisbar. In den drei Phasen des Lebenszyklusses von Bauwerken entstehen durch die Verarbeitung und den Verbrauch von Ressourcen neben weiteren, auch Emissionen in Form treibhauseffektfördernder Stoffe. In der Durchführung des Nachweises der Mengen treibhauseffektverstärkender Stoffemissionen muss für jede der drei Phasen eine eigenständige Untersuchung erfolgen. Die Stoffemissionen entstehen temporal differenziert und sind folglich, bei der Sachbilanzierung anschließenden Folgenbeurteilung, für das Nachhaltigkeitsmodell gesondert zu berücksichtigen.⁴³²

I. Herstellung

Treibhausgase während der Herstellung entstehen in vielfältigen Verarbeitungsprozessen von der Stoffgewinnung bis hin zum Einbau. Die Treibhausgasemissionen begründen sich dabei mehrheitlich auf den zur Gewinnung und Verarbeitung eingesetzten Primärenergieträgern.

Ein Nachweis der Treibhauseffekte der Herstellung muss entsprechend der einzelnen Materialien und Herstellungsprozesse erfolgen⁴³³. Verallgemeinerte Aussagen über vollständige Maßnahmen sind nur bei Vorlage vergleichbarer Referenzvorhaben zulässig.

II. Betrieb und Nutzung

Betriebsbedingte Treibhausgasemissionen entstehen aus der Nutzung unterschiedlicher Primärenergieträger in Form von Wärme und Strom und/oder durch unterhaltende Maßnahmen, wie beispielsweise bei der Mahd von Deichen, durch den Kraftstoffeinsatz.

⁴³¹ vgl. Tabelle 5-5

⁴³² Die Sachbilanzberechnung erfolgt methodisch vergleichbar den Auswertungen der Kriterien Schadstoffe und Eutrophierung. – vgl. Anhang A4-7 „Schadstoffe“, Anhang A4-8 „Eutrophierung“

⁴³³ vgl. ÖKOBAUT.DAT (2012)

III. Abriss und Entsorgung

Im Prozess Abriss und Entsorgung ist je nach Material und baulicher Ausprägung der Gewerke eine unterschiedliche Treibhausgasemission für die Demontage und die anschließende Entsorgung zu verzeichnen. Während der Aufwand zur Demontage dabei grundsätzlich unter Verwendung treibhauseffektverstärkender Energienutzungen wie zum Beispiel durch Strom und Kraftstoff erfolgt, beeinflusst die Entsorgung nicht immer zwingend verstärkend den Treibhauseffekt. Hierbei ist zu beachten, dass verschiedene Stoffe wie zum Beispiel Stahl einer vollständigen Wiederverwendung zugeführt werden können.

Treibhauseffektmindernde Maßnahmen

Effektmindernde Maßnahmen begründen Wirkungen auf den Treibhauseffekt infolge der Möglichkeit einer zyklischen Verringerung von Stoffemissionen und/oder der Schaffung einer zusätzlichen Stoffrückhaltung (CO₂-Senkenfunktion). Für beide Wirkungsprozesse wird im Folgenden eine jeweils eigenständige Bewertungsmethodik erläutert.

I. Zyklische Verringerung der Stoffemissionen – Änderung Primärenergiebedarf

Die Verringerung von Stoffemissionen des Treibhauseffektes ist im Rahmen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen maßgeblich in der Landwirtschaft nachzuweisen. Die dabei involvierten Maßnahmentypen begründen umfangreiche Änderungen an den Bewirtschaftungstechniken, die ihrerseits die benötigten Mengen an Primärenergieträgern zyklisch beeinflussen⁴³⁴. So müssen zum Beispiel bei konventioneller Landwirtschaft tiefwendende Pflüge mittels leistungsstarker Maschinen, sowie separate Saatvorgänge einzeln durchgeführt werden. Bei Direktsaatverfahren ist dem entgegen nur der Prozess der Saat als primärenergieverbrauchender Einzelvorgang zu konzipieren. Im Vergleich beider Landwirtschaftsformen ist der Primärenergieverbrauch der Direktsaatverfahren deutlich geringer. Folglich emittieren Direktsaatverfahren weniger Treibhausgase.

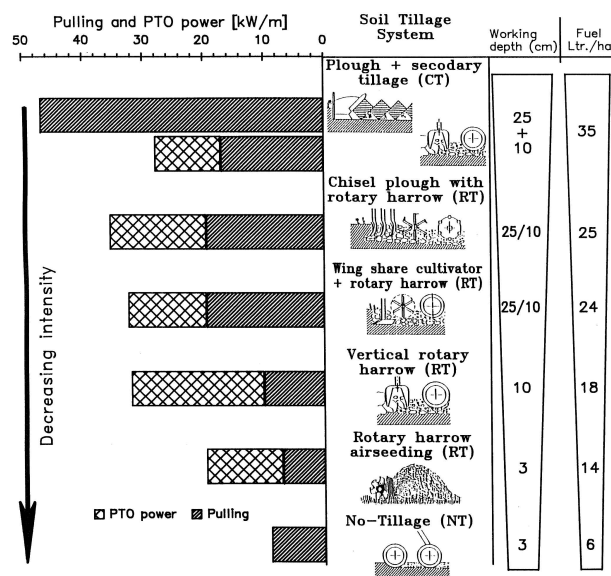


Abbildung 5-14: Leistungseinsatz und Treibstoffverbrauch in Abhängigkeit von der Landwirtschaftsform⁴³⁵

Der Nachweis der zyklischen Verringerung der Stoffemissionen erfolgt in Abhängigkeit der jeweiligen Bewirtschaftungsformen entsprechend den dabei notwendigen jährlichen Kraftstoffmengen⁴³⁶. In

⁴³⁴ vgl. Abbildung 5-14

⁴³⁵ TEBRÜGGE & DÜRING (1999) – Seite 18

⁴³⁶ vgl. Tabelle 5-6

Vergleich dieser mit den Verbrauchswerten, der den Maßnahmen vorangegangenen Bewirtschaftungen (Status Quo), ist es möglich, die Sachbilanz der Schutzmaßnahmen in Hinblick auf die Änderung an Treibhausgasemissionen aufzustellen⁴³⁷.

Tabelle 5-6: jährlicher Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsformen der Landwirtschaft⁴³⁸

Bewirtschaftungsform	Kraftstoffverbrauch [l/ha]
konventionelle Landwirtschaft	35
konservierende Bodenbearbeitung	14
Direktsaat	6,8

II. Stoffrückhaltung – CO₂-Senkenfunktion

Die CO₂-Senkenfunktion ist eine seit Jahren bekannte Eigenart jedes Bodens, in Abhängigkeit der zugehörigen Bewirtschaftungsform, CO₂ aufzunehmen und zu adsorbieren⁴³⁹. Mit dem Abschluss der Klimakonferenz in Marrakesch 2001 wurde hierzu erstmals global die Wirkungsweise auf den Klimaschutz anerkannt. Im Speziellen bedeutet dies, dass CO₂-Adsorptionen des Bodens durch veränderte Bewirtschaftungen im Rahmen des Treibhausgashandels verrechnet werden dürfen⁴⁴⁰. Als Beispiel dafür existieren Anwendungen in Kanada⁴⁴¹. Hier wurde durch einen Energieerzeuger die Direktsaat auf landwirtschaftlichen Flächen gefördert und die eingesparten CO₂-Emissionen als Klimaausgleich mit eigenen Treibhausgasemissionen verrechnet. Im genannten Fall ergaben sich für den Energiekonzern CO₂-Einsparungen von 2,8 t/(ha*a) bei gleichzeitigen finanziellen Ausgaben von 12 bis 25 Dollar pro Hektar Anbaubereich. Im Ergebnis waren strenge Umweltauflagen mittels geringen Kostenaufwendungen in der Landwirtschaft, weit unter den finanziellen Belastungen einer Produktionsanpassung möglich.

Tabelle 5-7: CO₂-Senkenfunktion ausgewählter Bewirtschaftungsmaßnahmen in Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft⁴⁴²

zukünftige Bewirtschaftung	CO ₂ -Speicherfunktion [t/(ha*a)]
konservierende Bodenbearbeitung	1,25
Grünland, Brachen, Forst	4,59
Direktsaat	3,45

Die Sachbilanzierung der CO₂-Senkenfunktion des Bodens erfolgt über den Nachweis des Parameters der Kohlenstoffanreicherung⁴⁴³. Speziell unter dem Aspekt der Nutzungsintensität und -art kann damit bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen jeweils gesondert das prognostizierbare CO₂-Rückhalte- und Speichervermögen nachweis finden. Als Berechnungsansätze können dazu sowohl langwierige Forschungsreihen im spezifischen Untersuchungsraum, detaillierte Modellierungen⁴⁴⁴, als auch Referenzwerte aus nachgewiesenen Regionen Deutschlands verwendet werden. In der Tabelle 5-7 ist für unterschiedliche Formen der Landbewirtschaftung (in Bezug auf die konventionelle Bewirtschaftung) die zugehörige CO₂-Senkenfunktion in Form aktueller Referenzwerte dargestellt.

⁴³⁷ CO₂-Potential Diesel: $2,66 \frac{\text{kg CO}_2\text{-Äquivalent}}{\text{l}}$

⁴³⁸ vgl. TEBRÜGGE & DÜRING (1999), TEBRÜGGE (2000)

⁴³⁹ vgl. TEBRÜGGE (2000)

⁴⁴⁰ vgl. COP7 (2001)

⁴⁴¹ vgl. TEBRÜGGE (2000)

⁴⁴² vgl. ANGENENDT ET AL. (2007)

⁴⁴³ vgl. ANGENENDT ET AL. (2007)

⁴⁴⁴ z. B. in Anwendung des Modells „Erosion Productivity Impact Calculator“ (EPIC) – vgl. HILGER ET AL. (1999)

5.3.5.6. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

Der Treibhauseffekt als globale Herausforderung bildet Ursache vielfältigster Probleme. So sind zum Beispiel als Folgen einer globalen Erderwärmung steigende Meeresspiegel, Gesundheitsschäden, Naturkatastrophen und Einschränkungen in der Nahrungsmittelproduktion zu prognostizieren. Egal welche Folgen durch den Treibhauseffekt ausgelöst werden, so sind deren Wirkungen grundsätzlich negativ.

Die Beurteilung der Folgen treibhauseffektauslösender Stoffe kann mittels differenzierten Modellsätzen erfolgen. So kann zum Beispiel der Ersatzkostenansatz in Form des Zertifikathandels als Grundlage der Beurteilung CO₂-äquivalenter Stoffe und deren Auswirkungen dienen⁴⁴⁵. Die Basis der Bewertung bildet dabei der Marktpreis des CO₂-Zertifikathandels für Deutschland an der Leipziger Strombörse. Hierbei ist zum Beispiel für den Stichtag 24.02.2011 eine Tonne CO₂-Äquivalent mit einem finanziellen Gewichtungswert von 14,98 € zu veranschlagen⁴⁴⁶. Da aber die Kostenwerte ein Marktgut repräsentieren, das einem freien Handel unterliegt, sind Schwankungen in den Wertehöhen zu berücksichtigen⁴⁴⁷.

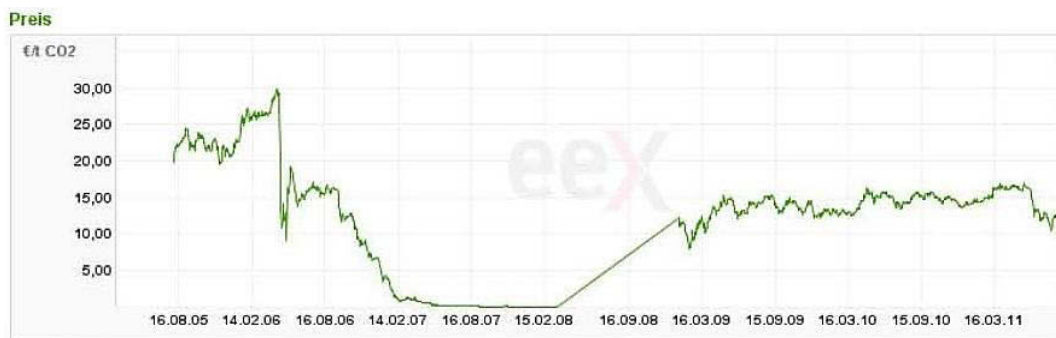


Abbildung 5-15: Preisentwicklung Zertifikathandel Emissionsrechte (CO₂-Äquivalent) – 2005-2011⁴⁴⁸

Die Folgenbeurteilung treibhauseffektfördernder Stoffe kann auch unter Verwendung von „Integrated Assessment Models“ erfolgen. Hierzu sind Treibhausgase weltweit in ihren Wirkungen zu analysieren. Im Ergebnis entstehen Kennwerte die als mittel- bis langfristige Folgenbeurteilungen eines veränderten Treibhauseffektes zu beschreiben sind. Da aber „Integrated Assessment Models“ aufbauend auf unterschiedlichsten Randbedingungen und Inhalten Durchführung erfahren, existieren gegenwärtig verschiedene internationale Bezugsgrößen. Im globalen Spektrum sind Bandbreiten der Folgenbeurteilung von treibhauseffektbegründenden CO₂-äquivalenten Stoffen von 20 €/t CO₂-Äquivalent bis zu 280 €/t CO₂-Äquivalent vorliegend⁴⁴⁹.

Zusätzlich den beiden erläuterten Ansätzen ist eine weitere Folgenbewertung von Treibhausgasemissionen durch rechtlich festgelegte Mindeststandards zur Treibhausgasverringering möglich. So ist zum Beispiel für die Zielstellung der CO₂-Reduzierung in Deutschland bis 2012 ein Kostenfaktor von 20 €/t CO₂ ermittelt worden⁴⁵⁰. Dieser entspricht den Aufwendungen die geleistet werden mussten, wenn im Durchschnitt der Wirtschaftsraum Deutschland seinen CO₂-äquivalenten Schadstoffausstoß (Treibhausgase) um zirka 21 % verringert.

⁴⁴⁵ vgl. TEHG (2011A,B)

⁴⁴⁶ Leipziger Strombörse: <http://www.eex.com/de/> (abgerufen: 24.02.2011)

⁴⁴⁷ vgl. Abbildung 5-15

⁴⁴⁸ Leipziger Strombörse-Chart-Verlauf: <http://www.eex.com/de/Marktdaten/Handelsdaten/Emissionsrechte/> (abgerufen: 08.09.2011)

⁴⁴⁹ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

⁴⁵⁰ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

Die Folgenbeurteilung des Kriteriums Treibhauseffekt verlangt einen eindeutigen Gewichtungsfaktor der in allgemeiner Anerkennung die Umweltfolgen veränderter projektbedingter Treibhausgasemissionen vergleichbar repräsentieren kann. Da innerhalb dieser Arbeit keine eigenständige Neuberechnung aller Wirkungsfolgen detailliert durchführbar ist, wird eine Verwendung von Referenzwerten für die Folgenbeurteilung und Wertgewichtung notwendig. Nach Auswertung einer Vielzahl an nationalen und internationalen Referenzwerten wird in dieser Arbeit primär den Ausführungen der Studie des UMWELTBUNDESAMTES (2007) gefolgt⁴⁵¹. Hierfür ist neben der allgemeinen Reputation des Institutes in Deutschland, die Primärquelle des Vergleichswertes in Form der Studie von DOWNING ET AL. (2005) und dessen allgemeiner Anerkennung in Großbritannien entscheidend.

Tabelle 5-8: monetäre Kostenfaktoren zur Beurteilung von CO₂-Emissionen

Quelle	Kostenfaktor
DOWNING ET AL. (2005)	93 \$/t CO ₂ -Äqv.
STERN (2006)	85 \$/t CO ₂ -Äqv.
KREWITT & SCHLOMANN (2006)	70 €/t CO ₂ -Äqv.
UMWELTBUNDESAMT (2007)	70 €/t CO ₂ -Äqv.

Die Beurteilung CO₂-äquivalenter Stoffe erfolgt unter Verwendung einer Wertgewichtung von 70 €/t CO₂-Äquivalent⁴⁵². Der Wert unterliegt allgemeiner Anerkennung in Deutschland und Großbritannien und ist folglich der bestehenden Ergebnisbandbreiten der Treibhauseffektbewertung als geeigneter Erwartungswert der Folgenbeurteilung veränderter Treibhausgasemissionen zu beschreiben.

5.3.5.7. Gesamtberechnung

Die Gesamtberechnung des Kriteriums Treibhauseffekt erfolgt in Akkumulationen der Teilsachbilanzergebnisse und Multiplikation dieser mit dem zugehörigen Folgenbeurteilungswert. In Berücksichtigung der differenzierten temporalen Zeitpunkte der Treibhausgasemissionen oder -einsparungen kann dabei eine getrennte Gesamtwertberechnung notwendig werden. Die Methodik des Nachhaltigkeitsmodells verlangt durch die Verwendung einer monetären Auswertungseinheit der Berücksichtigung der zeitlichen Unterschiede der Nutzeneintritte. Zusätzlich ist in der Gesamtwertberechnung, wenn nicht in der Sachbilanz bereits erfolgt, ein Vergleich der Maßnahmen und der vorab vorliegenden Nutzungen (Status Quo) vorzunehmen. Hierbei ist zu ermitteln, in wie weit durch die Maßnahmen Änderungen der Wirkungen auf den Treibhauseffekt erfolgen. Nur nachweisbare Änderungen sind als Wirkungen der kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen im Nachhaltigkeitsmodell als Projektnutzen zu veranschlagen.

5.4. Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna

In Überprüfung der Anwendbarkeit des modularen Nachhaltigkeitsmodells ist im Folgenden ein Hochwasserschutzprojekt der ganzheitlichen Projektbewertung unterzogen worden. Das verwendete Projekt musste hierzu mehrere Alternativen in der Projektplanung, sowie allgemein die Schutzmaßnahmentypen des kommunalen Hochwasserschutzes aufweisen, um vollständig die Anwendbarkeit der Modellmethodik zur ganzheitlichen Projektbewertungen darzulegen.

Als erstes Beispielprojekt der Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells wurde das Hochwasserschutzkonzept in Pirna an der Gottleuba und Seidewitz gemäß den dabei zu prognostizierenden Nachhaltigkeitswirkungen analysiert und beurteilt. Hierbei erfolgte ausgehend von einer vorab

⁴⁵¹ vgl. Tabelle 5-8

⁴⁵² nach Wertumrechnung – vgl. DOWNING ET AL. (2005)

getroffenen Variantenerstauswahl, eine Nachhaltigkeitsanalyse für insgesamt vier Projektalternativen. Das Projekt befand sich zum Nachweiszeitpunkt vor Beginn der Genehmigungsplanung.

5.4.1. Beschreibungen, Randbedingungen und Projektgrundlagen

5.4.1.1. Grundlagen Hochwasserschutz Pirna

Pirna befindet sich zirka 10 km südöstlich der Stadt Dresden. Gelegen an der Elbe, beheimatet die Stadt gegenwärtig mehr als 38.000 Einwohner, ein Großteil davon in oder in direkter Nähe zum Stadtzentrum. Dieses ist geprägt durch Altbauten und Denkmäler vergangener Epochen und bildet den Schwerpunkt der Betroffenheit bei einem Hochwasserereignis. Hier sind neben hohen Wertakkumulationen vor allem direkte Gewässeranschlüsse an vulnerable Güter vorzufinden⁴⁵³. Die hochwasserauslösenden Gewässer sind dabei in festen Gewässerbetten baulich begrenzt und gemäß der jeweiligen Ausbaustufe nur für eine maximal definierte Abflussmenge konzipiert⁴⁵⁴. Bei Überschreitung sind die dem Gewässerlauf anschließenden Werte und Güter direkten statischen und dynamischen Einwirkungen ausgesetzt.



Abbildung 5-16: Gewässer Gottleuba in der Innenstadt Pirna (nach Zusammenfluss mit der Seidewitz)

Als hochwasserauslösende Gewässer im Raum Pirna sind die Elbe, Seidewitz und Gottleuba maßgebend. Alle drei Gewässer begründen Voraussetzungen für hohe Schäden. So können schon Hochwasserereignisse mit in Relation häufigen bis mittleren Wiederkehrintervallen bei Überlagerung (zirka 20-25-jährliche Hochwasser) hohe Schäden an Menschen und Gütern verursachen⁴⁵⁵.

5.4.1.2. Hochwassergefährdung in Pirna

Pirna war in seiner Geschichte mehrfach Opfer verschiedener Hochwasserereignisse. Es wurden Hochwasser der Elbe, der Seidewitz oder der Gottleuba einzeln und auch in Kombination verzeichnet. Die Elbe als überregional bedeutendes Gewässer verfügt über weitaus bekanntere Schadenswirkungen als die regionalen Gewässer, doch sind diese entsprechend ihrer Struktur in Wirkung und Folgen nicht zu vernachlässigen. Historische Aufzeichnungen belegen die umfangreichen schädigenden Hochwasserereignisse die nur oder maßgeblich aus den beiden regionalen Gewässern erwachsen sind⁴⁵⁶. So ist zum Beispiel im Jahre 1533 die Zerstörung mehrerer Häuser durch die Seidewitz bestätigt. Im Jahre 1703 wurde in Kombination der Hochwasser von Seidewitz und Gottleuba ein Großteil der gelagerten Ernten innerhalb Pirnas vernichtet. In der Neuzeit waren vor allem Hochwasser an

⁴⁵³ vgl. Abbildung 5-16

⁴⁵⁴ Die hydraulischen Leitfähigkeiten der Gewässer Seidewitz und Gottleuba erlauben einen Schutz vor einem Hochwasser mit einem zirka 10-jährlichen Wiederkehrintervall.

⁴⁵⁵ vgl. PROAQUA & IÖR (2009)

⁴⁵⁶ vgl. LFUG (2004), PROAQUA & IÖR (2009)

den bei Gewässern bei den verheerenden Ereignissen in den Jahren 1927 und 1957 zu verzeichnen. Das größte Schadensereignis aber trat im Jahre 2002 auf. Hierbei überschritten die Seidewitz, die Gottleuba und die Elbe gleichzeitig die Ufer und hinterließen Schäden von zirka 90 Mio. Euro⁴⁵⁷.

Die Gewässer Gottleuba und Seidewitz begründen Hochwasser vor allem durch ihren gebirgigen Gewässercharakter. Es treten Hochwasser mit hohen Abflussspitzen auf⁴⁵⁸. Schäden und Gefahren erwachsen dabei aus den plötzlich steigenden Wasserständen und aus der Überlagerung der Hochwasserabflüsse beider Gewässer. Hierbei sind schon Ereignisse mit häufigen bis mittleren Wiederkehrintervallen geeignet, hohe Schäden mit Risiken für Leib und Leben zu begründen. Berechnungen belegen für die beiden Gewässer ein hohes Gefährdungspotential bei gleichzeitig vorliegenden 20-25-jährlichen Hochwasserereignissen⁴⁵⁹. Neben wirtschaftlichen Folgen von mehr als 70 Mio. Euro wären dabei mehrere 100 Menschen direkt mit Leib und Leben einer Gefährdung ausgesetzt⁴⁶⁰.

Tabelle 5-9: spezifische Abflusswerte der Gewässer Gottleuba und Seidewitz⁴⁶¹

Gewässer/Bereich	Abflusswerte HQ(T) [m ³ /s]			
	HQ ₂₀	HQ ₅₀	HQ ₁₀₀	HQ ₂₀₀
<u>Gottleuba</u>				
oh. Mündung der Seidewitz	63,2	98,3	135,0	184,0
Mündung in die Elbe	108,0	171,0	241,0	337,0
<u>Seidewitz</u>				
oh. Mündung der Bahre	26,5	44,0	64,0	92,8
Mündung in die Gottleuba	42,9	70,1	102,0	147,0

Hochwasserereignisse in und um Pirna treten durch die drei genannten Fließgewässer regelmäßig auf. Während aber insbesondere an der Elbe umfangreiche Schutzmaßnahmen zur Risikominimierung seit geraumer Zeit bestehen, ist für die beiden lokalen Gewässer Gottleuba und Seidewitz im Vergleich nur ein unvollständiger Hochwasserschutz vorhanden. Doch gerade die beiden Gewässer sind für die massiven Schadensszenarien vor allem im Gebiet der Altstadt von Pirna verantwortlich. So bestätigen die zu prognostizierenden Schadenssummen inklusive der Personengefährdungen das gesellschaftliche Interesse an einem verstärkten und verbesserten Hochwasserschutz an den beiden regionalen Fließgewässern⁴⁶².

5.4.1.3. Hochwasserschutzplanung in Pirna (Seidewitz-Gottleuba)

Die konzipierte Hochwasserschutzplanung für Pirna umfasst den Schutz ausgehend von der Bedrohung der beiden Fließgewässer Gottleuba und Seidewitz. Insbesondere wird hierbei in Zielstellung ein Schutz gegenüber mittleren bis häufigen und dabei gleichzeitig überlagerten Hochwasserereignissen angestrebt. Ein Schutz vor seltenen Hochwasserereignissen wird aufgrund der gebirgscharakteristischen Gewässerstrukturen und der eingeschränkten Maßnahmenmöglichkeiten innerhalb des Stadtgebietes nicht verfolgt.

Die Schutzkonzepte umfassen Maßnahmen gegen kombinierte Hochwasserereignisse aus Seidewitz und Gottleuba bis zu einem statistischen Wiederkehrintervall von 20 bis 25 Jahren und einem gleichzeitig vorliegenden 5-jährlichen Hochwasserereignis der Elbe. Für alle Hochwasser in Überschreitung

⁴⁵⁷ vgl. LFUG (2004)

⁴⁵⁸ vgl. Tabelle 5-9

⁴⁵⁹ vgl. SCHOLZ +LEWIS MBH (2010)

⁴⁶⁰ vgl. PROAQUA & IÖR (2009)

⁴⁶¹ in Anlehnung an PROAQUA & IÖR (2009) – Seite 10

⁴⁶² vgl. Abbildung 5-21

des Schutzkonzeptes bleiben die gegenwärtigen Risiken einer Schädigung nur geringfügig gemindert bestehen.

Das Hochwasserschutzkonzept für die Region Pirna wurde durch die Landestalsperrenverwaltung Sachsen und beauftragte Planungsbüros erarbeitet. Ursprünglich entstanden dabei sechs Alternativen die Schutz durch verschiedene Einzel- und Kombinationsmaßnahmen begründen. Vornehmlich wurden die Varianten dabei an der Seidewitz und in Folge der Seidewitzmündung an der Gottleuba geplant. Da aber nicht alle Varianten gleichermaßen genehmigungsfähig erschienen, beschränkte sich die wissenschaftliche Wirkungsnachweisführung der hydrologischen und hydraulischen Maßnahmeneffekte auf vier der sechs Szenarien⁴⁶³. Diese bilden den Auswahlumfang der potentiell geeigneten Hochwasserschutzkonzepte. Im Folgenden werden die vier Alternativen kurz skizziert und erläutert⁴⁶⁴.

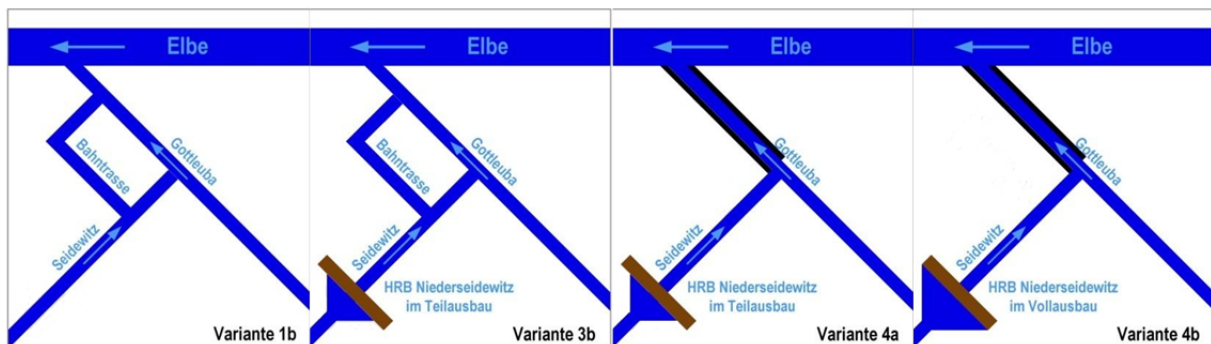


Abbildung 5-17: schematische Darstellung der vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna⁴⁶⁵

Alternativszenario 1b

Das als Variante 1b bezeichnete Alternativszenario umfasst eine Hochwasserschutzmaßnahme in Form der Neuanlegung eines Umflutgerinnes. Dies gewährleistet einen schadlosen Abfluss der Seidewitz abseits der Innenstadt Pirnas für ein HQ_{100} ⁴⁶⁶. Das Umflutgerinne ist auf einem stillgelegten Bahndamm, durch Abtragung und der dadurch geschaffenen Gewässerbetteingrenzung, zu erstellen⁴⁶⁷.

⁴⁶³ vgl. RUBIN (2012)

⁴⁶⁴ vgl. Abbildung 5-17

⁴⁶⁵ in Anlehnung an RUBIN (2012) – Seite 105/106

⁴⁶⁶ vgl. SCHOLZ+LEWIS MBH (2010)

⁴⁶⁷ vgl. Abbildung 5-18



Abbildung 5-18: geplante Trassierung Umflutgerinne – stillgelegte Bahndammstrecke Pirna – Innenstadt

Alternativszenario 3b

Die Variante 3b berücksichtigt innerhalb des Schutzkonzeptes das aus 1b bekannte Umflutgerinne und eine zusätzliche Schutzmaßnahme in Form eines an der Seidewitz Oberstrom vorgelagerten Hochwasserrückhaltebeckens. Dieses ist in Teilausbau auf eine Regelabgabe von $26 \text{ m}^3/\text{s}$ zu konzipieren. Das Umflutgerinne ist für ein 100-jährliches Hochwasserereignis zu planen⁴⁶⁸.

Alternativszenario 4a

Die Variante 4a beinhaltet das aus 3b bekannte Hochwasserrückhaltebecken im Teilausbau und zusätzlich eine Verstärkung (Erhöhung) der gegenwärtig bestehenden Hochwasserschutzverbauten entlang des Gewässerverlaufs der Gottleuba im Stadtzentrum Pirna. Im Detail werden Erhöhungen der Schutzmauern (um zirka 1m) entlang der Gottleuba, anschließend des Mündungsbereiches der Seidewitz geplant⁴⁶⁹. Dies gewährleistet einen schadlosen Hochwasserabfluss entlang der Innenstadt Pirnas bei Einhaltung der Planungsvoraussetzungen für Ereignisse mit häufigen bis mittleren Wiederkehrintervallen. Zudem ist durch die Variante 4a ein erhöhter Hochwasserschutz auch gegen Einzelereignisse der Gottleuba gegeben.

Alternativszenario 4b

Die Variante 4b umfasst im Grundsatz die vergleichbaren Maßnahmen und Konzepte der Variante 4a. Es ist hierbei jedoch ein spezifischer Vollausbau des Hochwasserrückhaltebeckens mit einer Regelabgabe von $11 \text{ m}^3/\text{s}$ vorgesehen. Dies ermöglicht, in kombinierter Nutzung mit der aus Variante 4a bekannten Schutzmauererhöhung, nachfolgend dem Mündungsbereich der Seidewitz und der Gottleuba, einen optimierten Hochwasserschutz entlang der Altstadt Pirnas. Gleichzeitig ist an der Seidewitz ein Schutz gegen seltene bis sehr seltene Ereignisse, durch Einhaltung der maximalen Regelabgabe von $11 \text{ m}^3/\text{s}$, gegeben⁴⁷⁰.

⁴⁶⁸ vgl. LTV (2011)

⁴⁶⁹ vgl. SCHOLZ+LEWIS MBH (2010)

⁴⁷⁰ vgl. LTV (2011)

5.4.1.4. Schutzkonzepte – Schutzwirkungen

Die in den Vorplanungen ausgewählten vier Alternativen des Hochwasserschutzes vereinen drei differenzierte Einzelmaßnahmen in unterschiedlichen Ausprägungsformen. So sind Umflutgerinne und Schutzmauerverbau für zwei verschiedene Abflussmengenszenarien zu konzipieren, während das Rückhaltebecken in Voll- und Teilausbau Dimensionierung erfährt. Alle Alternativen sind gemäß ihrer Maßnahmen geeignet, Schutz vor Hochwasserereignissen mit häufigen bis mittleren Wiederkehrintervallen auch bei kombiniertem Ereigniseintritten an den Gewässern Seidewitz und Gottleuba sicherzustellen. Für seltene Extremereignisse sind die Alternativen für den Schutz der Innenstadt Pirna nur begrenzt verwendbar. Überschreiten Hochwasser die Planungsgrundlagen sind vor allem in den primär zu schützenden Bereichen der Pirnaer Innenstadt Schädigungen vergleichbar der gegenwärtigen Szenarien zu prognostizieren. Lediglich in der Region südlich Pirnas ist durch die Variante 4b auch bei seltenen Hochwasserereignissen eine nachweisliche Minimierung der Hochwasserschäden zu verzeichnen.

Die Schutzniveaubegrenzung auf in Wiederkehrintervall häufige bis mittlere Hochwasser bei kombinierten Ereigniseintritten entspricht einer gesellschaftlichen Optimierungslösung. Zwar werden grundsätzlich seltene Ereignisse durch die Varianten nicht beherrschbar, doch gewährleisten die beabsichtigten Schutzmöglichkeiten die Bewirtschaftung der maßgeblichen in Anzahl und Folgenumfängen auftretenden schadensverursachenden Hochwasserereignisse⁴⁷¹. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass durch den direkten Anschlussverbau in der Stadt ein vollständiger Ausbau auf Schutzniveauhöhe seltener Ereignisse nicht oder nur mittels sehr hohen finanziellen Aufwendungen und Einschränkungen in der visuellen Wahrnehmung des Stadtbildes sichergestellt werden kann⁴⁷². Folglich bildet die Festlegung der Schutzstrategie auf in Wiederkehrintervall häufige bis mittlere kombinierte Hochwasserereignisse an der Seidewitz und Gottleuba die Möglichkeit, die Ereignisse mit den höchsten gesellschaftlichen Wertbeeinträchtigungen zu bewirtschaften. Belege der Schutzzumfänge und der gesellschaftlichen Vorteilhaftigkeiten werden dabei schon in Vergleich der Kosten und Schadensersparungseffekte ersichtlich⁴⁷³.

5.4.1.5. Planungsfortschritt Hochwasserschutzprojekt Pirna

Das Hochwasserschutzprojekt Pirna befindet sich im Status der Vorplanung, vor Beginn des Genehmigungsverfahrens⁴⁷⁴. Inhaltlich sind die vier Varianten dabei in primärer Zielwirkung nachgewiesen, doch existiert weder eine Detailplanung, noch ein Leistungsverzeichnis oder ein Entwurf zur Vorbereitung der Leistungsvergabe. Zudem bestehen für die involvierten Gewässer Hochwassergefahrenkarten. Eine Hochwasserrisikomanagementplanung für die Gewässer Gottleuba und Seidewitz liegen nicht vor⁴⁷⁵. Das Projekt ist unmittelbar vor der Festlegung der zur Umsetzung zu befürwortenden Konzeptvariante. Der Planungsstand des Projektes ermöglicht dadurch optimal die Verwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells zur Beurteilung, Förderung und Optimierung nachhaltiger Entwicklung im Hochwasserschutz. Beurteilungen der Nachhaltigkeit sollen noch vor Abschluss der endgültigen Maßnahmenwahl erfolgen, da nachträglich festgestellte Einschränkungen im Regelfall keine signifikanten Anpassungen und Änderungen der gewählten Alternative erlauben und wenn doch, die

⁴⁷¹ Gemäß der Berechnung der vermeidbaren jährlichen statistischen Schäden, ist eine Schadensreduzierungen von 59 % bis 66 % möglich (Ergebnisse Kriterium Schadensersparungen).

⁴⁷² vgl. LTV & PIRNA (2008)

⁴⁷³ vgl. Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen der Studie ProAQUA & IÖR (2009), RUBIN (2012)

⁴⁷⁴ Stichtag der Modellanwendung bildet der 31.12.2011

⁴⁷⁵ vgl. Hochwasserrisikogebiete nach § 73 EHG (2010) –

http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/APSFR_Liste.pdf (abgerufen: 04.11.2013)

zur Umsetzung notwendigen zusätzlich Aufwendungen (z. B. Kosten) die Ziele eines nachhaltigen Hochwasserschutzes mehrfach widerlegen würden⁴⁷⁶.

5.4.2. Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells

Alle Varianten werden in den bisher erfolgten Planungsverfahren mittels Kosten und den zu prognostizierenden Schadenseinsparungen im Sinne ihrer Wirtschaftlichkeit beurteilt⁴⁷⁷. Der Ansatz sowohl Kosten als auch Schadenseinsparungen innerhalb einer Maßnahmenbewertung zu berücksichtigen erscheint durch die gegenwärtig weitverbreitet angewendeten Kostenvergleichsrechnungen deutlich besser geeignet, die jeweiligen Gesamtvorteilhaftigkeiten der Konzepte darzulegen⁴⁷⁸, doch ist dabei die Aussagekraft der Beurteilungsergebnisse weiterhin signifikant begrenzt. Als zusätzliche Nutzen der Maßnahmen auf die Umwelt werden lediglich einige wenige weitere Parameter genannt. So sind zum Beispiel Personengefährdungen und soziale Aspekte einer Schadensbeeinträchtigung erläutert, doch werden weder diese noch weitere Folgen der Maßnahmen detailliert analysiert oder der Gesamtbewertung quantifiziert beigelegt⁴⁷⁹.

Nachhaltigkeit als übergeordneter Zielrahmen öffentlicher Handlungen und Vorhaben bedarf der Analyse und Beurteilung aller relevanten umweltbeeinflussenden Wirkungen und deren Folgen auf betroffene Werte und Güter⁴⁸⁰. Es ist hierbei keine Bevorzugung von ökonomischen, ökologischen und sozialen Dimensionen vorzunehmen. Alle drei Teilbereiche sind in Planung und Auswertung gleichbedeutend vollständig zu untersuchen. Um dies zu gewährleisten, ist für das Hochwasserschutzprojekt Pirna eine Verwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells zwingend notwendig. Das Modell gewährleistet dabei aufbauend auf den bereits erfolgten Untersuchungen, Wirkungsanalysen bezüglich der jeweils geplanten Maßnahmen zu ergänzen und einen vollständigen Wirkungsnachweis aller relevanten Maßnahmeneffekte auf die Umwelt zu erarbeiten. Im Ergebnis der ganzheitlichen Auswertung ist es möglich, die vorteilhafteste Variante inklusive der nachweisbaren Wirkungsprozesse zu bestimmen, die die Nachhaltigkeit und dabei das Ziel nachhaltige Entwicklung am geeignetsten erfüllt.

5.4.3. Bewertungskriterien – Hochwasserschutzprojekt Pirna

Die vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna beinhalten drei differenzierte Einzelmaßnahmen in verschiedenen Ausführungsformen. Als Einzelmaßnahmen sind dabei das Umflutgerinne, das Hochwasserrückhaltebecken und die Maßnahmen des Gewässerverbaus zu unterscheiden. Jede dieser Maßnahmen begründet gemäß den Inhalten, Eigenschaften und den jeweiligen Spezifikationen der Ausführungsformen eine Vielzahl verschiedener Wirkungen auf Mensch und Natur. So sind zum Beispiel durch den Bau eines Hochwasserrückhaltebeckens erhöhte Gefährdungspotentiale infolge eines Versagens prognostizierbar, aber auch entsprechend umfangreicher Investitionsmittel positive Nutzen in Form regionaler Beschäftigungszuwächse zu verzeichnen⁴⁸¹.

Um jede Alternative des Schutzprojektes Pirna umfassend in seinen relevanten Wirkungen und Wirkungsfolgen auf die Umwelt zu analysieren ist es notwendig, die jeweils projektbedingt involvierten Einzelmaßnahmen detailliert zu differenzieren. In Bezug auf die bestehende Methodik der Bewer-

⁴⁷⁶ vgl. Abschnitt 5.1

⁴⁷⁷ vgl. PROAQUA & IÖR (2009), RUBIN (2012)

⁴⁷⁸ vgl. Abschnitt 4.4 „Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Praxis“

⁴⁷⁹ vgl. PROAQUA & IÖR (2009), RUBIN (2012)

⁴⁸⁰ vgl. BUNDESTAG (1998), NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE (2002), NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE-EU (2006)

⁴⁸¹ vgl. Anhang A4-12 „Anlagenrisiko“, Anhang A4-18 „Beschäftigung“

tungskriterien ist dabei eine Vergleichbarkeit der gemäß Definition erarbeiteten kommunalen Schutzmaßnahmentypen und der im Projekt vorzufindenden Planungsmaßnahmen notwendig⁴⁸².

Hochwasserrückhaltebecken

Die Projektmaßnahme Hochwasserrückhaltebecken entspricht der definierten Grundmaßnahme eines Rückhaltebeckens in Trockenform. Differenzierungen der Wirkungsnachweissführung sind nur inhaltlich im Projekt bei der Analyse der Maßnahmen unter Berücksichtigung der Ausbauzustände Voll- und Teilausbau notwendig.

Schutzmauerverbau

Der Schutzmauerverbau der Varianten 4a und 4b am Gewässer Gottleuba auf Höhe der Innerstadt Pirnas umfasst Ufermauererhöhungen. Folglich entsprechen die Maßnahmen in Grundform einer Schutzmauer. Eine Anwendung der modellbedingt erstellten Kriterien ist dabei uneingeschränkt möglich. Es ist aber zu berücksichtigen, dass eine Erhöhung einer bereits bestehenden Maßnahme erfolgt, keine umfassende Neuerstellung.

Umflutgerinne

In den Varianten 1b und 3b erfolgt die Planung eines Umflutgerinnes. Dies gewährleistet einen Schadlosabfluss der Seidewitz ohne Überlagerung schadensverursachender Hochwassereffekte mit der Gottleuba im Stadtzentrum. Auf einer ehemaligen Bahndammstrecke wird dazu ein Kanal errichtet, der bei Hochwasser als Flutmulde abseits der hochgefährdeten Innerstadt dient. Das Umflutgerinne entspricht in Laufgestaltung einer Hochwasserschutzmauer mit Mittelwasserrinne und in Form seiner Retentionsbefähigung einer künstlich geschaffenen Überschwemmungsfläche⁴⁸³. Beide Schutzmaßnahmenformen sind gemäß der vorab durchgeführten Typisierung kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen mit der vorliegenden Kriterienauswahl umfassend analysierbar.

Die Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen verlangt die Analyse aller relevanten projektbedingten Wirkungen und den daraus entstehenden Wirkungsfolgen auf die Umwelt. Um dies zu gewährleisten ist es notwendig, jede Wirkung einer jeden Einzelmaßnahme separat und in Kombination der jeweils geplanten Schutzkonzepte nachzuweisen. Für das Hochwasserschutzprojekt Pirna ist dazu eine Untersuchung der drei definierten kommunalen Schutzmaßnahmentypen in Berücksichtigung ihrer Zusammensetzung in den vier Projektalternativen vorzunehmen. Folglich ist in der Projektauswertung für jede Alternative ein zusammengesetzter Bewertungskriterienumfang zu erarbeiten. Eine Übersicht des Kriterienkatalogs kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen und die Auswahl allgemein anwendbarer Kriterien im Rahmen der im Projekt Pirna vorliegenden drei Maßnahmentypen des Hochwasserschutzes ist dazu in Tabelle 5-10 dargestellt.

⁴⁸² vgl. Abschnitt 5.3.1

⁴⁸³ vgl. SCHOLZ+LEWIS MBH (2010)

Tabelle 5-10: allgemein berücksichtigungsfähige Bewertungskriterien abhängig der typisierten HWSM im Projekt Pirna

Schutzmaßnahmen Bewertungskriterien	Umflutgerinne	HWRB	Schutzmauer
<u>ökonomische Dimension</u>			
➤ Kosten	x	x	x
➤ Schadenseinsparungen	x	x	x
<u>ökologische Dimension</u>			
➤ Biodiversität	x	x	x
➤ Erosion	-	-	-
➤ Sohlflächenänderung	x	x	x
➤ Treibhauseffekt	x	x	x
➤ Schadstoffe	x	x	x
➤ Eutrophierung	x	x	x
➤ Versiegelung	x	x	x
➤ Grundwasser	x	x	-
<u>soziale Dimension</u>			
➤ Hochwasserrisiko-Mensch	x	x	x
➤ Anlagenrisiko	x	x	x
➤ Lebensqualität	x	x	x
➤ Stadtbild	-	-	-
➤ Landschaftsvielfalt	x	x	x
➤ Kulturgut	-	x	x
➤ Erholung	x	x	x
➤ Beschäftigung	x	x	x

x ... Kriterienanwendbarkeit in der Maßnahmenauswahl allgemein gegeben

- ... Kriterienanwendbarkeit in der Maßnahmenauswahl allgemein nicht gegeben

5.4.4. Gesamtauswertung modulares Nachhaltigkeitsmodell

Der Nachweis der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgt im modularen Nachhaltigkeitsmodell durch Analyse aller relevanten und gesichert prognostizierbaren Wirkungsprozesse und deren Folgen auf die Umwelt. In Berücksichtigung der Nachhaltigkeit wird dabei nicht nur eine Evaluierung wirtschaftlicher Nutzen angestrebt, als vielmehr eine ganzheitliche Projektbewertung. Diese basierend der Trias ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimensionen gewährleistet Projekte geschlossen hinsichtlich aller relevanten Umwelteingriffe auszuwerten. Im Ergebnis der Anwendung wird es möglich, Entscheidungen über die Umsetzung von Hochwasserschutzmaßnahmen durch eine quantifizierte Umweltanalyse, zielgerichtet der Förderung nachhaltiger Entwicklung zu treffen und der Öffentlichkeit nachvollziehbar darzustellen.

5.4.4.1. Kriterienabgrenzung

Das Projekt Pirna mit seinen vier Alternativen verlangt in Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells den Nachweis von bis zu 16 Bewertungskriterien⁴⁸⁴. Der Umfang entspricht allen potentiell relevanten Umweltwirkungen die unabhängig der jeweiligen Projektspezifikationen und Randbedingungen der Standorte in der Nachweisführung der involvierten Maßnahmentypen auftreten können. Spezifisch der Auswahl und des Anwendungsrahmens des Projektes Pirna sind aus den insgesamt 16 Kriterien neun detailliert rational analysierbar.

1. Kosten
2. Schadenseinsparungen

⁴⁸⁴ vgl. Tabelle 5-10

3. Treibhauseffekt
4. Schadstoffe
5. Eutrophierung
6. Hochwasserrisiko-Mensch
7. Anlagenrisiko
8. Lebensqualität
9. Beschäftigung

Die neun Kriterien sind entsprechend den vorliegenden Projektdaten und geeigneter Auswertungsverfahren rational in Wirkungs- und Folgenwert quantifizierbar. Die Ergebnisse repräsentieren den gesellschaftlichen Nutzen (monetär) der bei Umsetzung der Alternativen entsteht. Für die Kriterien Grundwasser und Kulturgut sind keine relevanten Wirkungsumfänge in Detailauswertung der Alternativen zu prognostizieren, so dass auf eine detaillierte Nachweisführung verzichtet wird. Die Kriterien

1. Biodiversität,
2. Sohlflächenänderung,
3. Versiegelung,
4. Landschaftsvielfalt und
5. Erholung

bilden Beleg für relevante Umweltwirkungen des Hochwasserschutzprojektes Pirna, doch verhindern begrenzte Projektdaten und Herausforderungen in der Modellmethodik eindeutig rational quantifizierbare Auswertungsergebnisse. Es ist lediglich eine Relevanz der in den Kriterien nachzuweisenden Umweltwirkungen gesichert zu prognostizieren. Diese müssen mit einer eigenständigen separaten Auswertungsmethodik Analyse und Beurteilung finden⁴⁸⁵.

5.4.4.2. Maßnahmenbewertung – Gesamtbewertung (Realwert)

Die Gesamtbewertung der Nachhaltigkeit der vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna findet, in Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells, durch Berechnung des NKV und des NGW statt. Beide ermöglichen die Abbildung der projektbedingten Vorteilhaftigkeit unter Berücksichtigung aller rational nachweisbaren Maßnahmenwirkungen auf die Umwelt. Folglich sind beide Auswertungsformen geeignet die Nachhaltigkeit der Alternativen gleichermaßen quantifiziert abzubilden. Lediglich die Einschränkung bezüglich der Relativaussage von NKV und der Absolutwerte des NGW begründen Differenzierungsmerkmale. Für Einzelmaßnahmen ist dabei die Nachhaltigkeit mittels NKV und/oder NGW darstellbar, während Alternativenvergleiche und Optimierungen einen Absolutwert (NGW) verlangen.

Die nachfolgend dargelegten Teil- und Gesamtergebniswerte entstammen der Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Als Grundlage dienen dabei die Bewertungskriterien des Anhangs A4 „Bewertungskriterien kommunaler HWSM“. Die Berechnung erfolgte computergestützt in Auswertung der Planungskonzeption, unter Anwendung der definierten Berechnungsalgorithmen der Kriterien. Einzelauswertungen der Teilkriterien sind im Anhang A6-1 „Auswertung Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna“ dargestellt. Es sind dabei alle Kriterien aufgezeigt die im modularen Nachhaltigkeitsmodell detailliert analysiert und ausgewertet wurden.

⁴⁸⁵ vgl. Abschnitt 6.1 „Modellerweiterungsbedarf“

Im Hochwasserschutzprojekt Pirna weisen alle vier Alternativen ein $NKV > 1$ auf⁴⁸⁶. Die Variante 1b mit 4,54 verfügt über den höchsten NKV-Wert, währenddessen die Variante 4b mit lediglich 3,26 den geringsten aufweist. Die Varianten 3b und 4a begründen NKV von 3,27 bzw. 3,40. Alle Ergebnisse der NKV-Auswertung der Alternativen belegen eine Vorteilhaftigkeit der Maßnahmen für die Umwelt. Die Alternativen sind damit grundsätzlich im Rahmen des modularen Nachhaltigkeitsmodells als nachhaltige Hochwasserschutzmaßnahmen zu deklarieren. Jedoch ist ausgehend von der Relativausgabe der NKV-Werte kein direkter Nachhaltigkeitsvergleich der Alternativen möglich. Dies kann nur unter Verwendung von Absolutwerten erfolgen.

Tabelle 5-11: Nutzenvergleich der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna – modulares Nachhaltigkeitsmodell

	NKV	NGW [€-Nutzen]
Variante 1b	4,54	112.006.000
Variante 3b	3,27	102.967.000
Variante 4a	3,40	100.666.000
Variante 4b	3,26	112.299.000

Für den Vergleich der Alternativen und der Bestimmung der nachhaltigsten Schutzkonzeption ist es notwendig, Absolutwerte in Form des NGW zu ermitteln. Der NGW wird für den Bewertungsstichtag 31.12.2011 bestimmt. Im Ergebnis der Berechnungen weist die Variante 4b den maximalen NGW von zirka 112,3 Mio. Euro Nutzen auf, währenddessen die Variante 4a den geringsten NGW von zirka 100,7 Mio. Euro Nutzen begründet. Die Varianten 1b und 3b verursachen nachweislich NGW von zirka 112 und 103 Mio. Euro Nutzen⁴⁸⁷.

Die Realbewertung des modularen Nachhaltigkeitsmodells kann abweichend von der Auswertung zum Bewertungsstichtag auch durch Beurteilung kontinuierlicher Nutzenreihen über den Bewertungszeitraum erfolgen. Zudem besteht die Möglichkeit der Rangfolgenpräzisierung zum Beispiel durch Analyse des zeitlichen Verlaufes der Nutzenentwicklung mit und ohne Kosteneinfluss⁴⁸⁸.

Die Nachhaltigkeitsbewertung in Form der temporalen Nutzenentwicklung von Hochwasserschutzmaßnahmen erlaubt die Darstellung der Umweltwirkungen der differenzierten Einzelmaßnahmen in Abhängigkeit der Zeit. Es ist damit möglich, bei Umsetzungsentscheidungen vergleichbar der erweiterten Sensitivitätsanalyse temporale Entwicklungsziele in den Entscheidungsprozess zu implementieren und Nachhaltigkeitsrangfolgen präzisiert zu belegen.

In Vergleich der vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna wird insbesondere die hohe Steigung der Nutzenentwicklung bei Variante 4b deutlich. In Darstellung der Nutzen (ohne Kosten) über den Bewertungszeitraum von 80 Jahren ist für die Variante 4b mit Beginn der Maßnahmenumsetzung eine mittlere Nachhaltigkeitsrangfolge zu bescheinigen, währenddessen bereits ab zirka zehn Jahren ein deutlicher Nutzenvorteil entsteht⁴⁸⁹. Folglich ist die Variante 4b in Prozessen der Entscheidungsfindung mit Zielstellung mittlerer bis langer Beurteilungshorizonte ohne Berücksichtigung der Kosten zu bevorzugen. Durch Implementierung der Kosten aber, ist trotz hoher Nutzenentwicklung bei der Variante 4b kein deutlicher Nachhaltigkeitsvorteil in Vergleich zu der Variante 1b nachweisbar⁴⁹⁰.

⁴⁸⁶ vgl. Tabelle 5-11

⁴⁸⁷ vgl. Tabelle 5-11

⁴⁸⁸ vgl. Abbildung 5-19, Abbildung 5-20

⁴⁸⁹ vgl. Abbildung 5-19

⁴⁹⁰ vgl. Abbildung 5-20

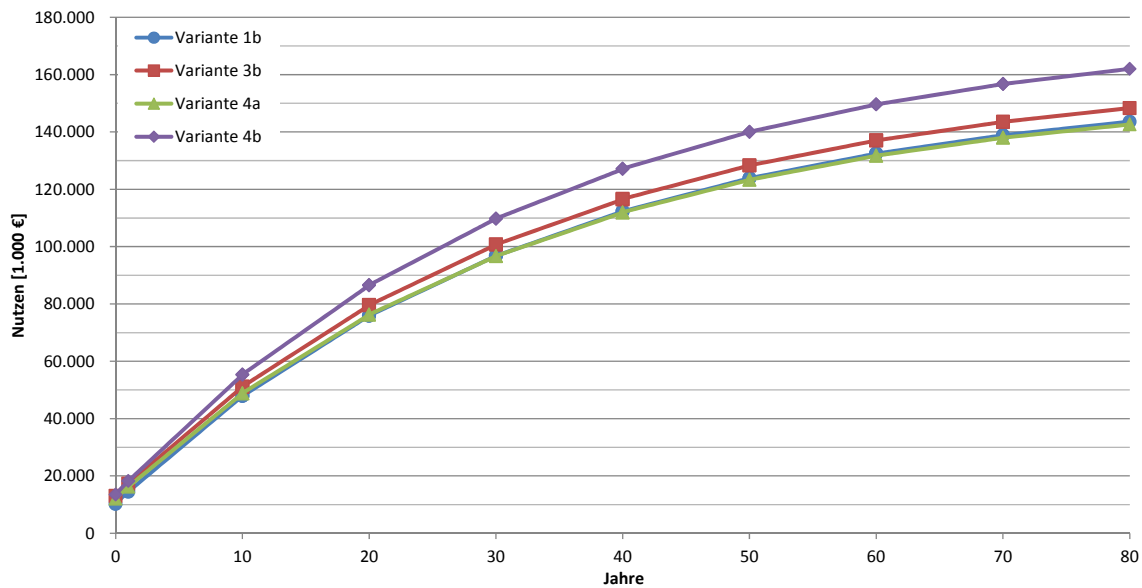


Abbildung 5-19: Nutzenentwicklung der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna, Bewertungszeitraum 80 Jahre – ohne Kosten – modulares Nachhaltigkeitsmodell

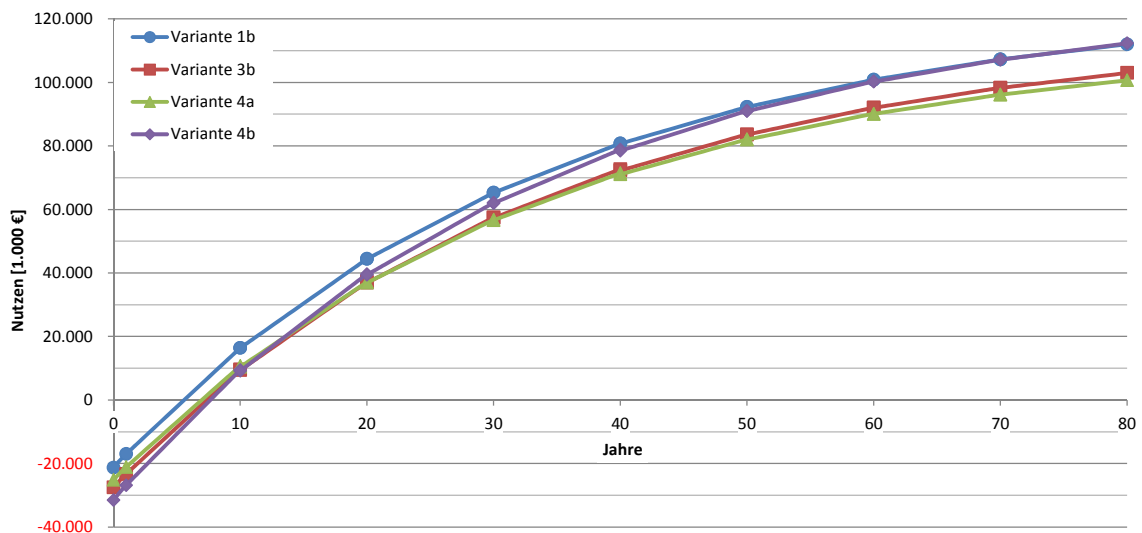


Abbildung 5-20: Nutzenentwicklung der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna, Bewertungszeitraum 80 Jahre – mit Kosten – modulares Nachhaltigkeitsmodell

Die einzelnen Umweltnutzen der Maßnahmen der vier Alternativen sind allgemein in Relation vergleichbar⁴⁹¹. So begründen Kosten die höchsten negativen Nutzen, währenddessen das Kriterium Schadenseinsparungen die umfangreichsten positiven Nutzen aufweist. Wirkungen im Rahmen der Kriterien HWR-Mensch und Beschäftigung sind als mittlere Nutzen zu deklarieren. Eutrophierung, Schadstoffe, Anlagenrisiko und Eingriffe in die Lebensqualität begründen nachgeordnete Nachhaltigkeitsnutzen. Als auffällig im Nutzenvergleich ist vor allem die geringe Wertigkeit des Treibhauseffektes hervorzuheben. Trotzdem, dass alle Maßnahmen materialintensive Herstellungsprozesse beinhalten⁴⁹², sind deren Wirkungen auf den Treibhauseffekt im Ergebnis fast vernachlässigbar.

Die Stichtagbewertung und die zusätzliche Abbildung der zeitlich bedingten Nutzenentwicklung begründen für die vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna eine definierte Nachhaltigkeitsrangfolge. Als nachhaltigste Schutzmaßnahmenlösungen sind dabei die Varianten 4b und 1b zu

⁴⁹¹ vgl. Abbildung 5-21

⁴⁹² z. B. für: Herstellung von Beton, Abbau und Transport von Steinschüttgut

deklarieren. Gefolgt von der Variante 3b, bildet die Variante 4a die am wenigsten nachhaltige Schutzmaßnahmenkonzeption.

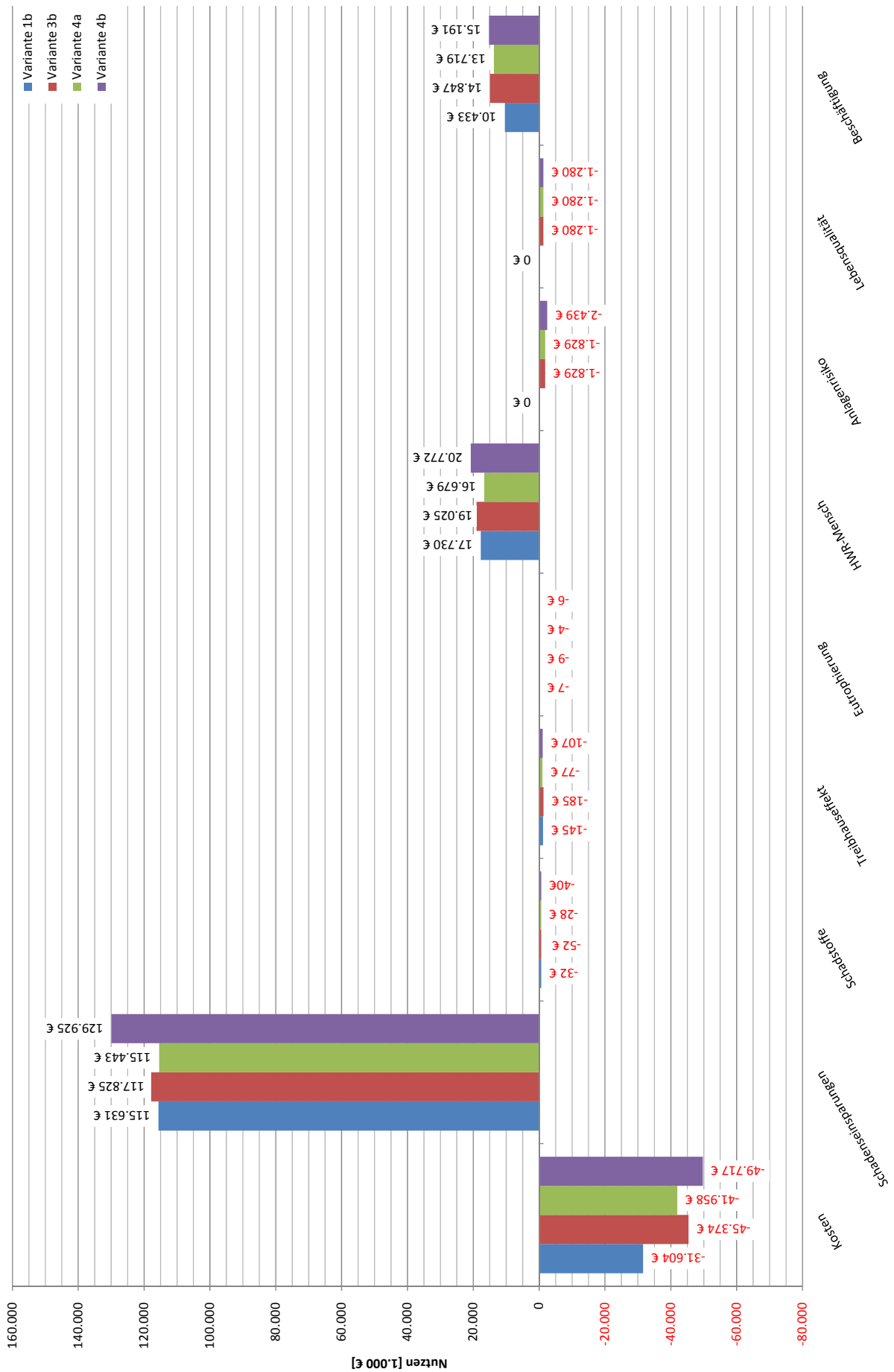


Abbildung 5-21: Ergebnisvergleich der Nutzen der Einzelkriterien der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna – modulares Nachhaltigkeitsmodell

5.4.4.3. Optimierung

Die Realbewertung des Hochwasserschutzprojektes Pirna durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell begründet für jede der vier Maßnahmenkonstellationen eine allgemeine Nachhaltigkeit und in Berücksichtigung der Absolutnutzen eine definierte Nachhaltigkeitsrangfolge. Doch bilden die eingesetzten Maßnahmen und die gewählten Umsetzungsformen nicht zwingend eine der Nachhaltigkeit optimierte Schutzmaßnahmenlösung. Vielmehr sind die Alternativen Ergebnisse einer Auswahl an Hochwasserschutzmaßnahmen festgelegt durch den Auftraggeber und der zur Bearbeitung beauftragten Ingenieurbüros. Entsprechend sind zusätzliche Optimierungen mit dem Ziel der Nachhaltigkeit allgemein möglich.

Verbesserungen der Nachhaltigkeit im Hochwasserschutzprojekt Pirna erfolgen in Zielrichtung einer rationalen Optimierung. Da jede Maßnahmenkonstellation Nachhaltigkeit nachgewiesen aufweist, ist auf eine absolute Optimierung zu verzichten. Basis der Optimierungen bilden die umfassenden Wirkungsanalysen der bestehenden Schutzkonzepte. So ist für jeden Wirkungsprozess der nachweisbare Nutzen dargelegt und entsprechend der Einflussmöglichkeiten auf die Gesamtauswertung zu untersuchen. Im Ergebnis sind die maßgeblichen Nachhaltigkeitsnutzen zu extrahieren und die Schutzmaßnahmen in Zielrichtung einer optimierten Umweltinanspruchnahme zu verändern. Für das Hochwasserschutzprojekt Pirna ist hierzu in Abbildung 5-21 eine Übersicht der nachweisbaren Absolutnutzen der Realbewertung (Erwartungswerte) und zusätzlich die prozentuale Einflussnahme der jeweiligen Einzelnutzen im Vergleich zum Gesamtnutzen in Abbildung 5-22 dargestellt.

Durch die differenzierten Umfänge der nachgewiesenen Nutzen sind Optimierungen in Hinblick auf eine Verbesserung der Nachhaltigkeit grundsätzlich bei den Kriterien Kosten, Schadenseinsparungen, HWR-Mensch und Beschäftigung zu untersuchen. Die vier genannten Prozesse umfassen je nach Planungsalternative des Hochwasserschutzprojektes Pirna zwischen 98 % und 99 % der Gesamtnutzen und entsprechen damit den in Nachhaltigkeit bedeutendsten Wirkungsparametern⁴⁹³.

Ausgehend von den Auswertungsergebnissen der Nutzeneinflüsse aber besteht in allen vier Alternativen des Projektes Pirna keine maßgebliche Möglichkeit einer rationalen Nachhaltigkeitsoptimierung. Begrenzte Raumflächen zur Projektumsetzung erlauben keine umfassend erweiterten Schutzmaßnahmen. Folglich ist weder eine Verbesserung der Schadenseinsparungen, noch des Kriteriums HWR-Mensch im Rahmen der rationalen Optimierung möglich. Die Kosten sind spezifisch an die Maßnahmenformen gebunden. Das Kriterium Beschäftigung ist in Nutzenumfang abhängig der Investitionsmittel und bei Beibehaltung der Kosten nicht veränderbar.

Die vier Alternativen des Schutzprojektes Pirna beinhalten sehr hohe positive Projektnutzen die ausgehend von den Nachhaltigkeitsauswertungen keine maßgeblichen rationalen Optimierungsansätze aufweisen. Entsprechend den Auswertungsergebnissen und in Berücksichtigung der Projektzielstellungen bilden die vier Alternativen die grundlegend nachhaltigen Projektkonzepte. Eine rationale Nachhaltigkeitsoptimierung ist im Projekt Pirna nicht gegeben.

⁴⁹³ vgl. Abbildung 5-22

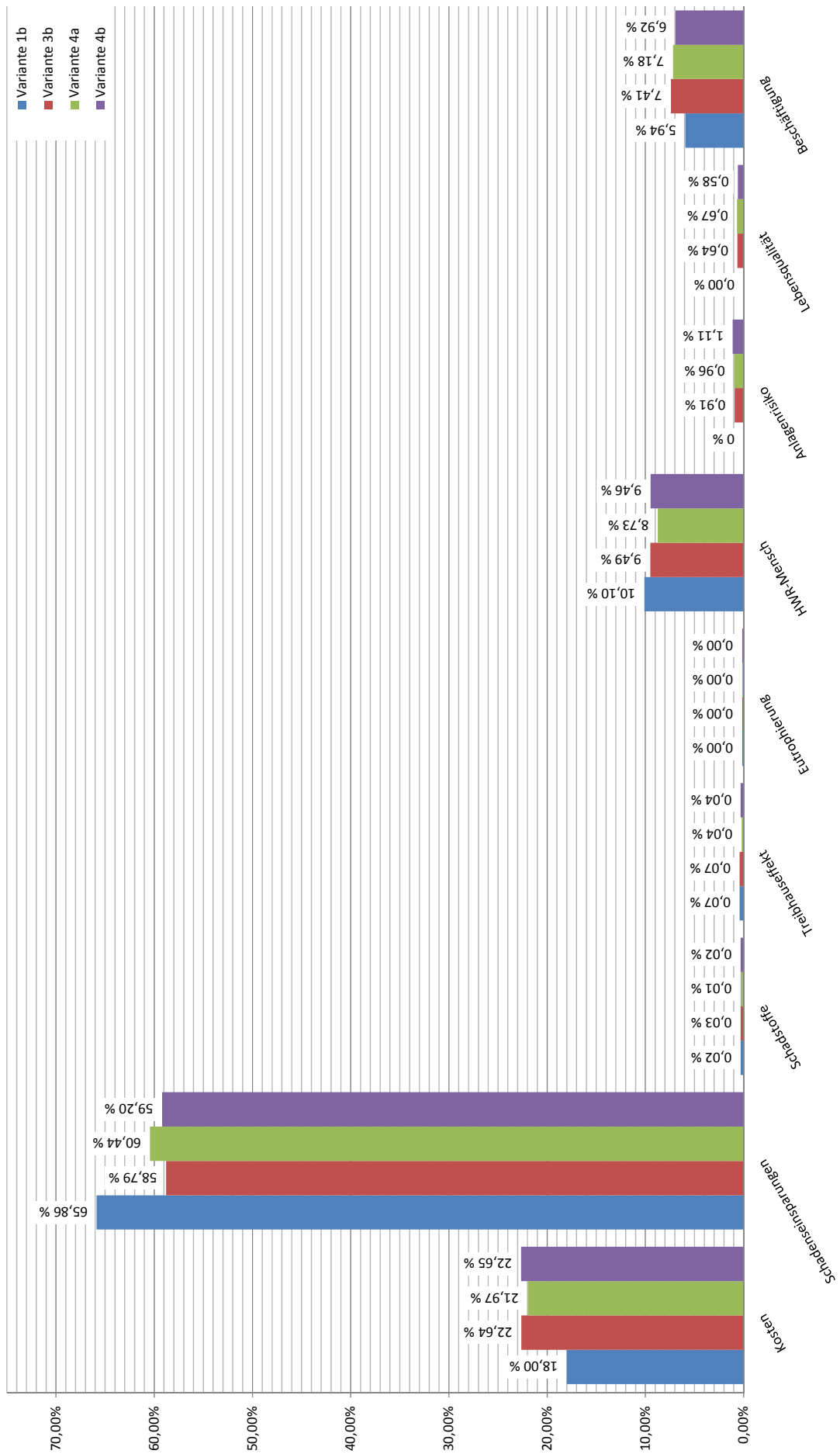


Abbildung 5-22: relative Nutzenverteilung der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna – modulares Nachhaltigkeitsmodell

5.4.4.4. Erweiterte Sensitivitätsanalyse

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell analysiert Hochwasserschutzmaßnahmen in Zielstellung der Quantifizierung der Nachhaltigkeit. Die dabei ermittelten Ergebnisse entsprechen in Form von NKV und NGW den zusammengefassten projektbedingten Wirkungen auf die Umwelt als Erwartungswerte. Doch nicht jede Wirkung oder jede Wirkungsfolge ist eindeutig mit nur einem Wertfaktor beschreibbar. Je nach Wirkungsprozess können differenzierte Randbedingungen Abweichungen von den berechneten Erwartungswerten begründen. Die differenzierten Werte verschiedener Wirkungsfaktoren begründen für die Nachhaltigkeitsanalyse zusätzlich dem Erwartungswert eine Vielzahl potentiell möglicher Quantifizierungsszenarien.

Tabelle 5-12: Randbedingungen erweiterte Sensitivitätsanalyse und Realbewertung – modulares Nachhaltigkeitsmodell

	Erwartungswert	Grenzbedingung 1	Grenzbedingung 2
Schadstoffe			
POCP	2.855 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.	2.855 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.	2.091 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.
AP	5.200 €/t SO ₂ -Äqv.	5.200 €/t SO ₂ -Äqv.	3.000 €/t SO ₂ -Äqv.
Treibhauseffekt	70 €/t CO ₂ -Äqv.	280 €/t CO ₂ -Äqv.	20 €/t CO ₂ -Äqv.
Eutrophierung	22,5 €/kg P-Äqv.	50 €/kg P-Äqv.	5 €/kg P-Äqv.
Kontierungszinssatz	3,00 %	5,00 %	2,00 %

Die erweiterte Sensitivitätsanalyse für das Hochwasserschutzprojekt Pirna findet Anwendung durch Ermittlung eines unteren und oberen Grenzwertszenarios⁴⁹⁴. Der untere Grenzwert repräsentiert dabei den Nachhaltigkeitswert bei maximal negativen Randbedingungen. Der obere Grenzwert entspricht einer prognostizierbaren maximal positiven Nutzenentwicklung. Als variable Analyseparameter werden für die vier Alternativen fünf Einzelfaktoren berücksichtigt. Vier davon verteilen sich in Form von Folgenbeurteilungen (Monetarisierungen) auf die Kriterien Schadstoffe, Treibhauseffekt und Eutrophierung und ein Faktor auf die temporale Wertgewichtung des Gesamtmodells. Eine Übersicht der Einzelkriterien und der zu berücksichtigenden Werte ist in Tabelle 5-1 dargestellt. Als Wahrscheinlichkeitsfunktion für die Grenzwerte und den Erwartungswert wird vereinfacht eine „Dreieckverteilung“ festgelegt⁴⁹⁵.

Im Rahmen der Anwendung der erweiterten Sensitivitätsanalyse auf das Hochwasserschutzprojekt Pirna zeigt sich ein Parameter grundlegend bedeutend für die Ergebniswertbildung und die Wertvarianz der differenzierten Prognoseszenarien. Vorrangig der Kontierungszinssatz als allgemeine Randbedingung des modularen Nachhaltigkeitsmodells ist hierbei zu berücksichtigen. Dabei ist zu beachten, dass alle Projektalternativen hohe zyklische Nutzen aufweisen und der Beurteilungshorizont mit 80 Jahren in Relation sehr lang veranschlagt wird. Beide Faktoren führen dazu, dass bereits geringfügige Veränderungen des Kontierungszinssatzes maßgebliche Wirkungen auf den absoluten Gesamtnutzen der Projekte ausüben (NGW).

⁴⁹⁴ vgl. Abbildung 5-23

⁴⁹⁵ vgl. Abschnitt 5.2.8

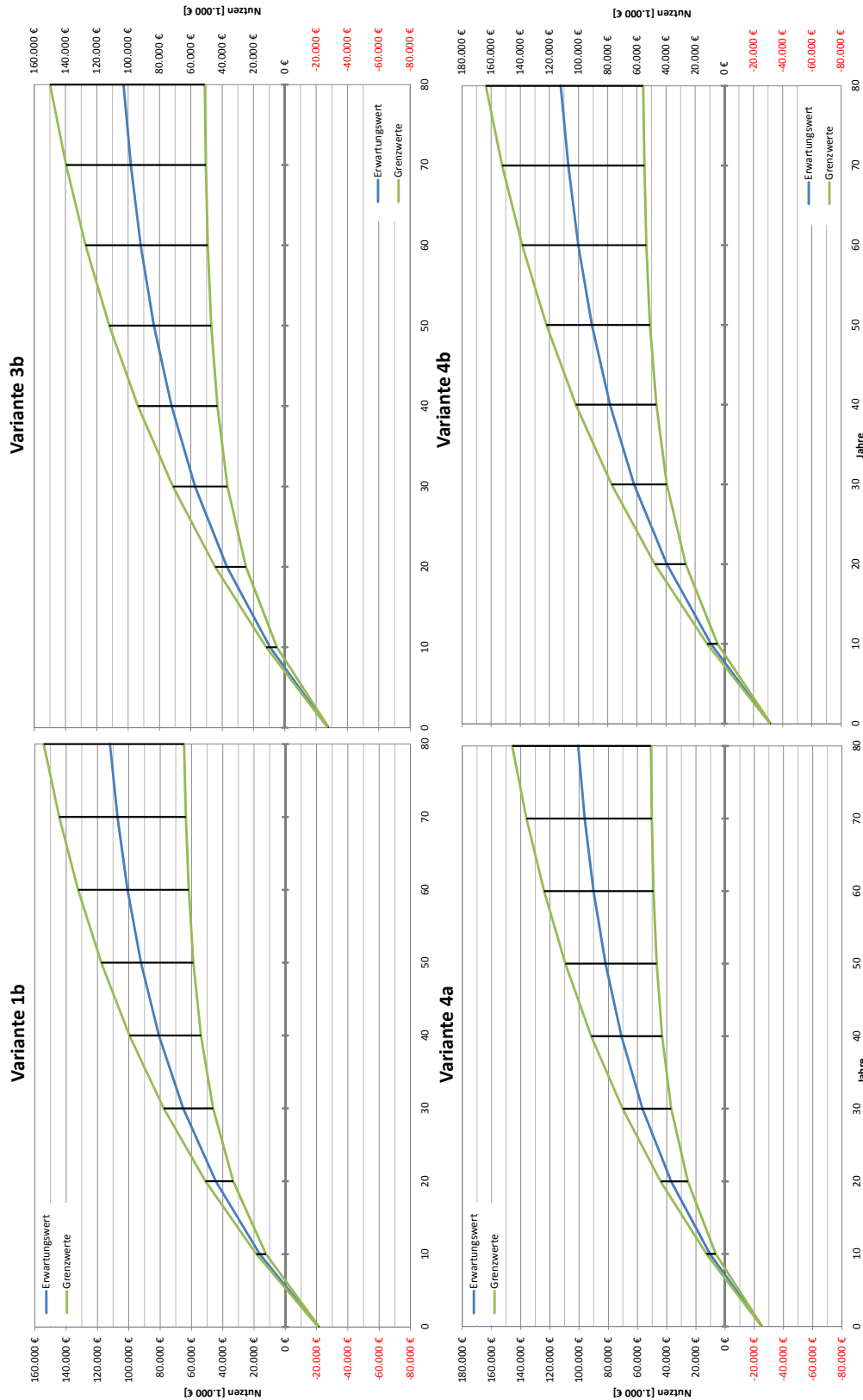


Abbildung 5-23: Nutzenentwicklung (NGW) der vier Alternativen HWS-Projekt Pirna – Darstellung des Erwartungswertes und der jeweiligen minimalen und maximalen Grenzwertszenarien der Alternativen – modulares Nachhaltigkeitsmodell

Die erweiterte Sensitivitätsanalyse begründet für die vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna in Vergleich zu den Erwartungswerten zwischen 38 % und 51 % Wertabweichung⁴⁹⁶ und eine maximale NGW-Differenz von zirka 57 Mio. Euro Nutzen.

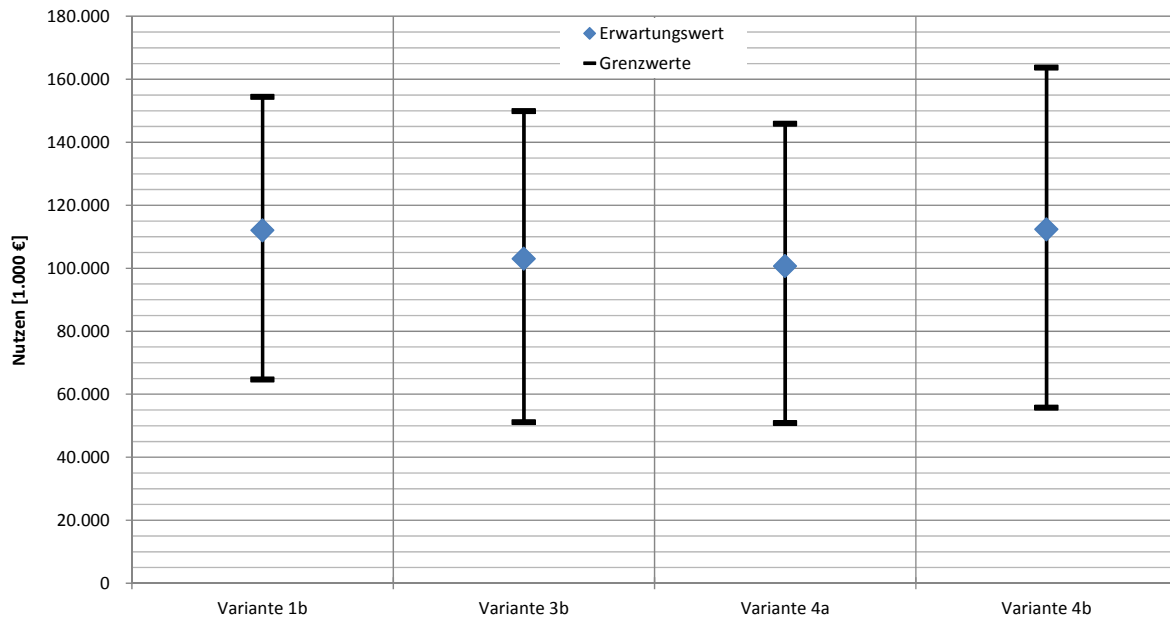


Abbildung 5-24: Varianzbänder der Nachhaltigkeitsbewertung (NGW) HWS-Projekt Pirna – erweiterte Sensitivitätsanalyse – modulares Nachhaltigkeitsmodell

Durch die erweiterte Sensitivitätsanalyse ist im Ergebniswert keine direkte Veränderung der Nachhaltigkeitsrangfolge belegbar⁴⁹⁷. Die Varianten 1b und 4b bilden weiterhin die zu bevorzugenden nachhaltigsten Maßnahmenkonstellationen. In maximal positiver Nutzenprognose ist die Variante 4b zu bevorzugen, bei maximal negativen Nutzen ist die Variante 1b im Vergleich besser zu beurteilen. Die Varianten 3b und 4a sind auch in Berücksichtigung der erweiterten Sensitivitätsanalyse im Vergleich weiterhin nur von nachgeordnetem Nachhaltigkeitsinteresse.

5.4.5. Nachhaltige Entwicklung – HWS-Projekt Pirna

Für das Hochwasserschutzprojekt Pirna ist für jede der vier Alternativen ein Nachweis der Nachhaltigkeit erbracht⁴⁹⁸. Das Ergebnis aus Erwartungswert und Grenzwertszenarien repräsentiert die prognostizierbare quantifizierte Nachhaltigkeit in Form realbewerteter projektbedingter Nutzen (Nettonutzen) auf die Umwelt. Infolge der Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells ist es möglich, die in Zielrichtung nachhaltigsten Maßnahmenkonstellationen bei der Umsetzungsentscheidung zu befürworten. Vorrangig die Varianten 1b und 4b begründen dabei im Projekt Pirna die höchste Nachhaltigkeit. Die Variante 4a bildet die am wenigsten nachhaltige Projektalternative, während die Variante 3b eine mittlere Nachhaltigkeit aufweist. Eine Differenzierung zwischen den beiden nachhaltigsten Projektalternativen muss spezifisch durch den Entscheidungsträger erfolgen. Ausgehend von den Ergebnissen des modularen Nachhaltigkeitsmodells ist weder durch die Absolutwerte (NGW), die NKV, noch im Rahmen der erweiterten Sensitivitätsanalyse ein eindeutiger Vorteil einer der Alternativen rational darstellbar. Spezifisch der Ausrichtung der Schutzkonzeption muss der Entscheidungsträger die durch ihn bevorzugte Alternative aus den Varianten 1b und 4b auswählen. Beide repräsentieren nachhaltige Schutzkonzepte und sind im Vergleich zu den beiden weiteren Alternativen in Nachhaltigkeit optimiert.

⁴⁹⁶ vgl. Abbildung 5-24

⁴⁹⁷ vgl. Abbildung 5-23

⁴⁹⁸ vgl. Tabelle 5-13

Tabelle 5-13: Zusammenfassung Ergebniswerte modulares Nachhaltigkeitsmodell – HWS-Projekt Pirna

	Variante 1b			Variante 3b		
	Erwartungswert	oberer Grenzwert	unterer Grenzwert	Erwartungswert	oberer Grenzwert	unterer Grenzwert
Kosten	-31.604.013,45 €	-31.548.079,66 €	-31.653.766,86 €	-45.374.346,55 €	-43.531.461,92 €	-47.021.187,98 €
Schadenseinsparung	115.630.996,37 €	152.171.573,91 €	75.029.833,43 €	117.824.904,40 €	155.058.779,32 €	76.453.401,16 €
Treibhauseffekt	-144.787,99 €	-41.368,00 €	-579.151,94 €	-185.215,12 €	-52.918,60 €	-740.860,46 €
Schadstoffe	-32.174,00 €	-18.418,45 €	-32.174,00 €	-51.659,71 €	-30.091,09 €	-51.659,71 €
Eutrophierung	-6.934,23 €	-1.540,94 €	-15.409,40 €	-9.150,66 €	-2.033,48 €	-20.334,80 €
Hochwasserrisiko-Mensch	17.729.568,02 €	23.332.292,85 €	11.504.238,28 €	19.024.791,36 €	25.036.820,02 €	12.344.673,76 €
Anlagenrisiko	0,00 €	0,00 €	0,00 €	-1.829.082,54 €	-1.186.842,31 €	-2.407.091,34 €
Lebensqualität	0,00 €	0,00 €	0,00 €	-1.279.802,65 €	-830.429,41 €	-1.684.233,38 €
Beschäftigung	10.433.116,92 €	10.449.541,52 €	10.414.652,06 €	14.846.931,28 €	15.390.586,57 €	14.238.558,21 €
NKV	4,54	5,89	3,04	3,27	4,44	2,09
NGW-Erwartungswert		112.005.771,64 €			102.967.369,82 €	
oberer Grenzwert (absolut)		154.344.001,23 €			149.852.409,11 €	
oberer Grenzwert (relative Änderung)		37,80%			45,53%	
unterer Grenzwert (absolut)		64.668.221,57 €			51.111.265,46 €	
unterer Grenzwert (relative Änderung)		-42,26%			-50,36%	
Rangfolge		1			3	
	Variante 4a			Variante 4b		
	Erwartungswert	oberer Grenzwert	unterer Grenzwert	Erwartungswert	oberer Grenzwert	unterer Grenzwert
Kosten	-41.957.520,01 €	-40.167.278,96 €	-43.557.534,70 €	-49.716.701,21 €	-47.913.761,28 €	-51.327.971,75 €
Schadenseinsparung	115.443.440,79 €	151.924.748,85 €	74.908.133,68 €	129.925.466,04 €	170.983.242,20 €	84.305.129,09 €
Treibhauseffekt	-77.340,08 €	-22.097,16 €	-309.360,31 €	-107.542,00 €	-30.726,28 €	-430.167,99 €
Schadstoffe	-27.799,13 €	-16.426,54 €	-27.799,13 €	-40.301,42 €	-23.824,40 €	-40.301,42 €
Eutrophierung	-4.019,12 €	-893,14 €	-8.931,38 €	-5.792,68 €	-1.287,26 €	-12.872,61 €
Hochwasserrisiko-Mensch	16.679.418,61 €	21.950.285,49 €	10.822.824,67 €	20.771.698,37 €	27.335.767,51 €	13.478.194,58 €
Anlagenrisiko	-1.829.082,54 €	-1.186.842,31 €	-2.407.091,34 €	-2.438.776,73 €	-1.582.456,41 €	-3.209.455,12 €
Lebensqualität	-1.279.802,65 €	-830.429,41 €	-1.684.233,38 €	-1.279.802,65 €	-830.429,41 €	-1.684.233,38 €
Beschäftigung	13.718.968,51 €	14.247.165,36 €	13.127.974,13 €	15.191.033,40 €	15.722.946,03 €	14.595.846,87 €
NKV	3,40	4,63	2,17	3,26	4,42	2,08
NGW-Erwartungswert		100.666.264,37 €			112.299.281,13 €	
oberer Grenzwert (absolut)		145.898.232,17 €			163.659.470,70 €	
oberer Grenzwert (relative Änderung)		44,93%			45,74%	
unterer Grenzwert (absolut)		50.863.982,25 €			55.674.168,28 €	
unterer Grenzwert (relative Änderung)		-49,47%			-50,42%	
Rangfolge		4			1	

6. Modellerweiterung zur Entscheidungsunterstützung nachhaltiger Hochwasserschutzmaßnahmen

6.1. Modellerweiterungsbedarf

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell analysiert Hochwasserschutzmaßnahmen hinsichtlich deren relevanten und „rational“⁴⁹⁹ nachweisbaren Wirkungen auf die Umwelt. Im Modell werden dazu Kriterien erarbeitet, die durch die Erstellung eines maßgeblichen Sachbilanzindikators, einer zugehörigen Analysemethodik und einer Folgenbeurteilung, eine rationale Auswertung ermöglichen. In Abhängigkeit der Vielzahl nachzuweisender Umweltwirkungen, die ausgelöst durch die Schutzmaßnahmen entstehen können und der begrenzten Informationsumfänge im Planungsprozess, sind aber mit den rationalen Auswertungsmethoden nicht immer ganzheitliche Projektbewertungen sicherzustellen. Im Detail weist das modulare Nachhaltigkeitsmodell zwei maßgebliche Herausforderungen für eine ganzheitliche Projektbewertung auf. So ist zum einen durch die Sachbilanzierung nicht jede Umweltwirkung mit den gegenwärtigen Forschungsansätzen eindeutig kardinal quantifizier- und/oder monetär beurteilbar. Zum anderen stehen, begründet durch die differenzierten Informationsumfänge im Planungsprozess der Projekte⁵⁰⁰, verschiedene Daten zur Auswertung der Nachhaltigkeit der Schutzmaßnahmen nicht immer zur Verfügung. Im Ergebnis der beiden Herausforderungen sind Einschränkungen im Nachweisumfang relevanter projektbedingter Umweltwirkungen zu verzeichnen, die abweichend der Zielintention der Nachhaltigkeitstrias eine ganzheitliche Projektbewertung beeinträchtigen⁵⁰¹.

Die Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells bestehen in Hinblick auf den Umfang und die Nachweisführung der relevanten Umweltwirkungen bei einer Vielzahl von Anwendungen. Maßgeblich entsprechend der Unterlagen bzw. Informationen im Planungsprozess bis einschließlich der Genehmigungsplanung ist gegenwärtig nur in Ausnahmen eine vollständige Datenlage für die Kriterienmethodik des modularen Nachhaltigkeitsmodells sicherzustellen. Einschränkungen in Umfang und Verfügbarkeit von maßgeblichen Informationen bilden eine Herausforderung in der Projektplanung. Lediglich im Prozess des Monitoring erscheinen vollständige Datensätze zur Wirkungsbeurteilung von Projekten, in Reflektion der Maßnahmenumsetzung, möglich. Dies aber ist in Anwendbarkeit der Zielstellung eines Nachhaltigkeitsnachweises deutlich zu spät, um konstruktiv, in Berücksichtigung ganzheitlicher Umweltwirkungen, optimiert nachhaltige Maßnahmen zu planen. Zusätzlich zur Einschränkung der Datenverfügbarkeit besteht im modularen Nachhaltigkeitsmodell die Herausforderung der Nachweisbarkeit höchst differenzierter Umweltwirkungen. Hierbei wird deutlich, dass ausgehend von den bestehenden Forschungen nicht jede Umweltwirkung gleichermaßen rational erfassbar ist. Vornehmlich im Rahmen der Kriterien „Biodiversität“ und „Landschaftsvielfalt“ ist bei einer vollständigen Neukonzipierung einer Schutzmaßnahmenplanung kein Verfahren existent, das eine stabile und umfassend rational vergleichbare Wirkungsauswertung gestattet⁵⁰². Es bestehen zwar methodische Ansätze die bei spezifischen Randbedingungen eine Beurteilung erlau-

⁴⁹⁹ In den folgenden Abschnitten und Kapiteln werden die Kenngrößen und Ergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells unter dem Begriff der „rationalen“ Nachhaltigkeitsbewertung zusammengefasst. Im Gegensatz dazu ist nicht wie im Sprachgebrauch üblich eine Verwendung von „irrationalen“ Werten gegeben, als vielmehr eine subjektiv geprägte Präferenzbeurteilung zur Vervollständigung der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung.

⁵⁰⁰ vgl. Abschnitt 5.1 „Modelleinordnung im Planungsprozess“

⁵⁰¹ vgl. Abschnitt 5.4 „Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna“

⁵⁰² vgl. Anhang A4-3 „Biodiversität“, Anhang A4-15 „Landschaftsvielfalt“

ben, nicht aber als grundsätzlich anwendbar über die Bandbreite an potentiellen Schutzprojekten zu definieren sind. Da aber auch Wirkungen, die nicht direkte, rationale Auswertung durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell erfahren, maßgebliche Folgen für die Umwelt begründen können und mehrfach sogar primäre Zielstellungen von Projekten beinhalten⁵⁰³, ist eine Erfassung und Nachweisführung für eine ganzheitliche Projektbewertung essentiell.

Mit den gegenwärtig existierenden Auswertungsmethoden aus Praxis und Forschung ist nicht bei einer jeden Kriterienanwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells eine vollständige Evaluierung aller relevanten projektbedingten Umweltwirkungen möglich. Vielmehr bestehen zusätzlich zu den rational nachweisbaren, mehrfach weitere Umweltwirkungen, die in Relevanz als notwendig für eine ganzheitliche Bewertung einzuordnen sind, aber im modularen Nachhaltigkeitsmodell keine Quantifizierung erfahren können. Die Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells für eine ganzheitliche Bewertung sind dabei nicht konzeptioneller Natur, als vielmehr den gegenwärtigen Möglichkeiten der Datenverfügbarkeit und Kriterienbewertung geschuldet. In Fortschreibung der Forschung sind in Anwendung der Methodik des modularen Nachhaltigkeitsmodells die bisher bestehenden Herausforderungen lösbar und im Ergebnis ganzheitliche Projektbewertungen zu prognostizieren. Bis dahin aber muss in Beibehaltung der Zielstellung des Nachweises der ganzheitlichen Nachhaltigkeit eine Erweiterung der Modellmethodik erfolgen.

Um in Kenntnis der grundsätzlichen Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells ganzheitliche Projektbewertungen mit Zielrichtung des Nachhaltigkeitsnachweises sicherzustellen, ist es notwendig, entgegen den im modularen Nachhaltigkeitsmodell ausschließlich berücksichtigten rationalen und strukturierten Auswertungskriterien, subjektiv geprägte Informationen in gesonderten Auswertungsprozessen zu verarbeiten. Hierzu sind Präferenzen von ausgewählten im Projekt involvierter Stakeholdern zu verwenden. Diese sind entsprechend zu analysieren und durch differenzierte Verarbeitungsmethoden (in vergleichbarer Wertdarstellung) den rationalen Nutzenwerten beizustellen.

Die verfahrensbedingte Implementierung subjektiv geprägter Präferenzen in die ganzheitliche Projektbewertung ist maßgeblich gegensätzlich dem bisher gewählten Ansatz des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Waren hierbei ausschließlich wissenschaftlich begründete und strukturierte Nachweisverfahren und Werte zur rationalen Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung einzusetzen, sind nunmehr, in Erweiterung der Untersuchungen der Umweltwirkungen subjektive Entscheidungen projektinvolvierter Stakeholder zu berücksichtigen. Ziel bildet dabei zwar weiterhin der vollständige Nachhaltigkeitsnachweis der zu analysierenden Hochwasserschutzmaßnahmen, aber in gleichberechtigter Verwendung objektiver (strukturierter) und subjektiver (unstrukturierter) Auswertungsparameter. In Verwendung von Präferenzen zur Wirkungs- und Folgenbeurteilung erscheint dabei weniger der Begriff der Projektbewertung zur Nachweisführung, der nicht rational durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell erfassbare Nachhaltigkeit geeignet, als vielmehr der Begriff der Entscheidungsunterstützung zielführend. Da subjektive Präferenzen Verarbeitung finden, repräsentieren die Ergebnisse einen Zusammenschluss differenzierter Entscheidungen.

⁵⁰³ vgl. Abschnitt 7.2 „Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach“

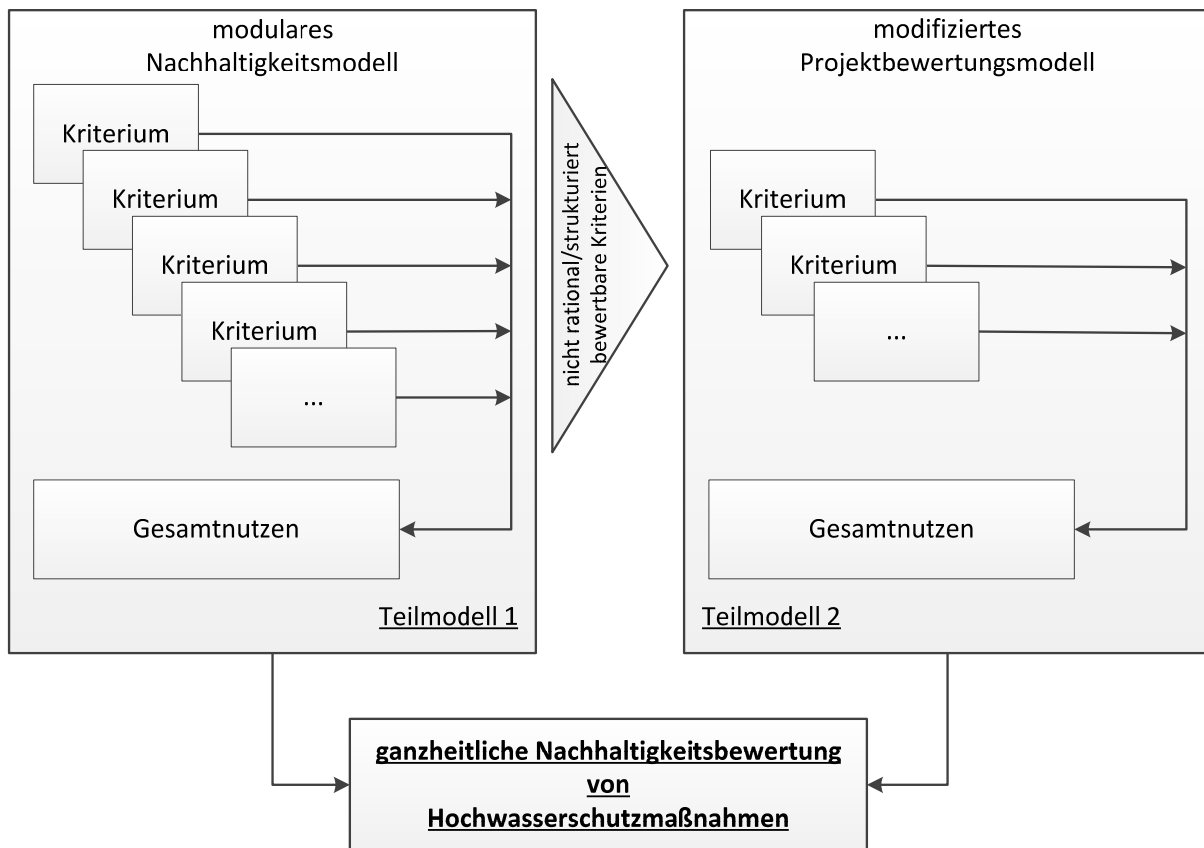


Abbildung 6-1: Strukturmodell ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen

In Kenntnis der Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells wird eine Modellerweiterung durch Integration von Präferenzurteilen projektbedingter Stakeholder und Stakeholdergruppen forciert. Ziel ist es, alle nicht direkt rational auswertbaren Umweltwirkungen durch zusätzliche Verfahren und Auswertungsprozesse begründet zu belegen und abzubilden. Dies ist umfassend nur durch den Nachweis und die Auswertung von Präferenzen projektbeteiligter Stakeholder darstellbar. Nur diese erlauben entsprechend ihrer Erfahrungen und Projektkennnissen auch nicht direkt rational quantifizierbare Umweltwirkungen in Sachbilanzierung zu erörtern und in Folgenwert darzulegen.

Durch die Modellerweiterung wird der Nachweis der ganzheitlichen Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen im Zusammenwirken der Teilmodelle erreicht⁵⁰⁴. Begründet auf den Auswertungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells werden dabei alle nicht mit den rationalen Kriterien zu analysierenden, aber als relevant zu definierenden Umweltwirkungen in die Modellerweiterung übertragen. Die Erweiterung erlaubt durch den gezielten Einsatz projektbedingter Stakeholder die Vervollständigung des Nachhaltigkeitsnachweises. Im Ergebnis sind für beide Teilmodelle die errechneten Projektnutzen zu vereinen. Hierzu ist für beide eine einheitenidentische Auswertungseinheit festzulegen. Vorrangig in Erweiterung der Nachweisergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells ist dazu eine monetäre Werteinheit zu verwenden. Diese erlaubt eine geschlossene Gesamtauswertung aller durch das Projekt verursachten Umweltnutzen in Zielstellung der Ausweisung ganzheitlicher Nachhaltigkeit.

6.2. Entscheidungsunterstützung

Entscheidungen dienen der Auswahl mindestens einer von mehreren Handlungsalternativen unter Berücksichtigung differenzierter Zielstellungen. Sie erfolgen in Form von Prozessen, entsprechend

⁵⁰⁴ vgl. Abbildung 6-1

einer Abfolge von zusammenhängenden und verknüpften Vorgängen, die mindestens ein Ergebnis begründen⁵⁰⁵. In Modellform sind Entscheidungen maßgeblich gekennzeichnet durch das Zusammenwirken von Objekt- und Wertsystemen⁵⁰⁶. Objektsysteme repräsentieren dabei die Entscheidungsmengen, die durch die Anzahl Alternativen und der prognostizierbaren Folgen auf das Zielsystem vorliegen. Wertsysteme beinhalten alle Faktoren und Randbedingungen die jeweils in den differenzierten Alternativen nachweisbar sind. In Zusammenwirken der Wert- und Objektsysteme ist es möglich, Entscheidungen bei multikriteriellen Problemstellungen konsistent und nachvollziehbar zu erarbeiten.

Entscheidungsunterstützungen sind vorrangig notwendig in verknüpfter Analyse und Auswertung differenzierter Informationen. Hierzu sind angepasst der Zielstellung und dem Untersuchungsprojekt verschiedene mehrdimensionale Daten und Werte zu erheben. Die Zusammenfassung erfolgt in Abhängigkeit der Informationsrelationen. Während einheitengleiche Daten und Werte in Berücksichtigung weiterer Randbedingungen Akkumulation erfahren, sind vorrangig bei mehrdimensionalen Zielwerten, Auswertungen nur indirekt in Verwendung geeigneter Transformationsfunktionen oder Werturteile möglich.

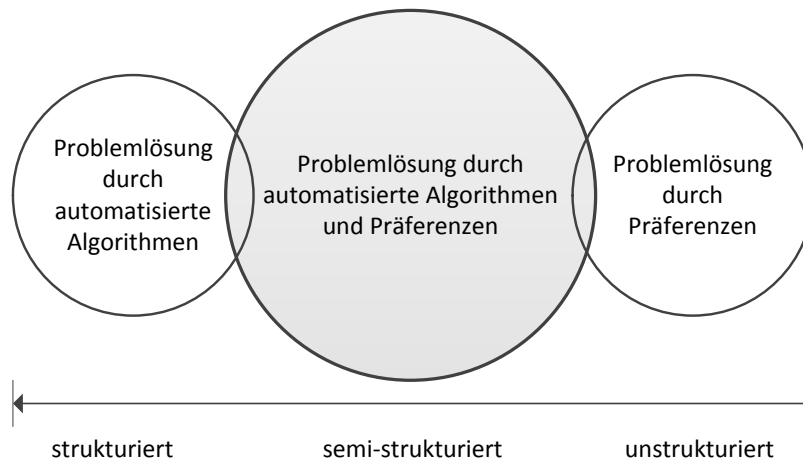


Abbildung 6-2: multikriterielle Problemlösungen – EUS⁵⁰⁷

Komplexe Entscheidungen bedürfen der vernetzten Analyse und Beurteilung differenzierter Alternativen in Bearbeitung einer oder mehrerer Zielstellungen. In Durchführung entsprechen Entscheidungen dabei einem mehrstufigen Analyse- und Bewertungsprozess⁵⁰⁸. Dieser ist in Anwendung komplexer Aufgabenstellungen durch eine Vielzahl zu untersuchender Informationen inklusive verschiedener Vor- und Rückkopplungen geprägt. Zur Lösung komplexer Entscheidungen sind Vernetzungen der Problemstellung mit automatisierten Auswertungsalgorithmen, unter zusätzlicher Einbeziehung Betroffener und der durch diese verfolgten Präferenzen notwendig. Das Ergebnis entspricht einem „Entscheidungsunterstützungssystem“ (EUS)⁵⁰⁹. Vornehmlich bei der Anwendung computergesteuerter Problemlösungen eingesetzt, erlaubt die Verfahrensmethodik vielschichtige Problemstellungen konsistent, unter Einbeziehung präferenzgestützter Werte- und Zielvorstellungen zu lösen.

⁵⁰⁵ vgl. SCHNEEWEIß (1991)

⁵⁰⁶ vgl. SCHNEEWEIß (1991)

⁵⁰⁷ in Anlehnung an HÄNLE (1993) – Seite 34

⁵⁰⁸ vgl. SCHNEEWEIß (1991)

⁵⁰⁹ vgl. HÄNLE (1993)

Entscheidungsunterstützungssysteme dienen der Vorbereitung und Erarbeitung geeigneter Lösungsmöglichkeiten bei multikriteriellen Problemstellungen⁵¹⁰. Sie entsprechen strukturellen Verfahrensansätzen und erlauben, in paralleler Verbindung automatisierter Algorithmen und Präferenzen, Entscheidung nachvollziehbar und konsistent zu belegen⁵¹¹. Für vollständig strukturierte Zielstellungen bilden EUS keine grundsätzliche Anwendungsmöglichkeit, da bei ausschließlicher Automatisierung Präferenzen im Prozess der Problemlösungen keine Integration finden. Gleichmaßen ist bei vollständig unstrukturierten Zielstellungen eine Verwendung von EUS nicht gegeben, da dabei Entscheidungen ausschließlich gestützt auf Präferenzen erfolgen. EUS sind bei semistrukturierten Aufgabenstellungen, wie zum Beispiel der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen, in Erweiterung der rationalen Auswertungsergebnisse durch präferenzgestützte Expertenurteile verwendbar⁵¹². Hierbei erfolgt die Problemlösung in Zusammenwirken automatisierter numerischer Algorithmen, unter Einbeziehung weiterer Randbedingungen und den Wertvorstellungen projektbedingter Beteiligter bzw. Betroffener.

6.3. Modellerweiterung der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen

6.3.1. Anwendungsrahmen

Die Anwendung der Modellerweiterung erfolgt in Abhängigkeit der Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Ausgehend von den nachweisbaren relevanten Umweltwirkungen und der Erkenntnis fehlender ganzheitlicher rationaler Quantifizierbarkeit sind projektabhängig Stakeholder für eine Beurteilung heranzuziehen. Da aber für verschiedene Umweltwirkungen auch durch Stakeholder nicht immer eindeutige und belastbare Werturteile (Absolutnutzen) festgelegt werden können, sind in Durchführung der Modellerweiterung spezifische Auswertungsalgorithmen zu erarbeiten. Insbesondere in Bestand der quantifizierten Ergebniswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells erscheint für eine rational optimierte Präferenzzuweisung die Verwendung eines Paarvergleiches geeignet und angemessen. Hierzu sind die durch die Stakeholder zu beurteilenden Umweltwirkungen mit den bereits vorliegenden quantifizierten Kriterienergebnissen des modularen Nachhaltigkeitsmodells in betragsmäßigem Nutzen zu vergleichen. Es wird dadurch den Stakeholder ermöglicht, auch bei fehlenden oder eingeschränkten direkten Wertvorstellungen, für jede einzelne Umweltwirkung stabile und konsistente Präferenzen festzulegen. Die Stakeholder sind somit nicht mehr angehalten direkt Absolutwerte von Nutzen nachzuweisender Umweltwirkungen zu definieren, als vielmehr lediglich deren Wertigkeit in Vergleich mit bereits im modularen Nachhaltigkeitsmodell nachgewiesenen indirekt einzuordnen.

6.3.2. Verfahrensstrukturen – Verfahrensmethodik

Entscheidungen dienen allgemein der Lösung von Problemstellungen. Während einfache Auswahlprobleme eine direkte Lösung erfahren, sind bei multikriteriellen Problemstellungen bereits ab einigen wenigen differenzierten Entscheidungsparametern Einschränkungen im Entscheidungsverhalten zu verzeichnen. So ist im Regelfall ab zirka sieben Beurteilungsparametern der menschliche Verstand nicht mehr in der Lage konsistente Entscheidungen zu treffen⁵¹³. Doch gerade komplexe Aufgabenstellungen in Form der Nachhaltigkeitsbewertung von anthropogenen Vorhaben und Maßnahmen

⁵¹⁰ vgl. Abbildung 6-2

⁵¹¹ vgl. HÄNLE (1993)

⁵¹² vgl. HÄNLE (1993)

⁵¹³ vgl. MILLER (1955), ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), WEBER (1993), MEIXNER & HAAS (2009)

beinhalten eine Vielzahl an differenzierten Parametern, die in einer Entscheidungsfindung einer angemessenen Würdigung unterzogen werden müssen.

Semi-strukturierte EUS dienen der Verknüpfung rationaler Daten und menschlicher Werturteile. Sie sind geeignet für die Bearbeitung multikriterieller Problemstellungen. Im Rahmen der Nachhaltigkeitsbeurteilung von Hochwasserschutzmaßnahmen sind in der Modellerweiterung die Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells durch präferenzgestützte Werturteile (Stakeholder) im Paarvergleich zu lösen. Hierzu ist vorrangig eine Methodik der präskriptiven Entscheidungstheorie zu forcieren⁵¹⁴. Als Verfahrensmodelle sind in Detaillierung des EUS allgemein MADM, MODM und entscheidungstechnologische Ansätze geeignet⁵¹⁵. Alle drei Grundverfahren erlauben Entscheidungsunterstützungen in rationaler Aufbereitung verschiedenster Wirkungen und Wirkungskonstellationen sowohl begründet auf strukturierten Eingangsdaten, als auch durch subjektiv geprägte Präferenzabbildungen. Da aber Projektplanungen des Hochwasserschutzes in einem diskreten Lösungsraum stattfinden, sind spezifisch in Zielstellung der Beurteilung der Nachhaltigkeit vorrangig MADM zu verwenden. Die Verfahren erlauben begründet einer definierten Alternativenanzahl die Auswahl der in Aufgabenstellung geeignetsten Projektvariante.

Die Modellerweiterung zur Vervollständigung der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen wird in Form eines semi-strukturierten EUS in Ausprägung eines MADM erarbeitet. Als Zielmethodik wird ein Verfahren in Anlehnung eines „Hierarchisch Additives Gewichtungsvorgangs“ eingesetzt. Zudem werden entsprechend der Präferenzhebung spezifische Zusatzmethoden angewendet, die eine stabile Werterhebung gewährleisten. Im Ergebnis entsteht begründet auf den Grundlagen der präskriptiven Entscheidungstheorie, in Anwendung differenzierter Einzelverfahren ein „modifiziertes Projektbewertungsmodell“.

6.3.3. Präferenzhebung – Stakeholder

Die Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells erfordern eine gesonderte Auswertungsmethodik. Hierzu werden alle nicht direkt rational quantifizierbaren Umweltwirkungen, in Prognose eines grundsätzlichen Berücksichtigungsbedarfs, analysiert und angemessen ihrer Umweltfolgen beurteilt. Zielstellung bildet die Vervollständigung des Nachhaltigkeitsnachweises. Als Verfahren zur Modellerweiterung wird spezifisch ein „modifiziertes Projektbewertungsmodell“ erarbeitet. Maßgeblich gekennzeichnet durch ein MADM in Anlehnung eines „Hierarchisch Additiven Gewichtungsverfahrens“ erlaubt die gewählte Verfahrensmethodik die Beurteilung weiterer nicht direkt rational quantifizierbarer Umweltwirkungen aufbauend auf den Ergebnissen der bereits im modularen Nachhaltigkeitsmodell verwendeten Bewertungskriterien. Durch einen Paarvergleich wird dabei gewährleistet, jede weitere relevante Umweltwirkung in betragsmäßigem Nutzen eindeutig einzuordnen. Die Wertzuweisung erfolgt in Form von repräsentativen Präferenzen. Hierbei besteht Bedarf an einer angemessenen Präferenzhebung.

Die Präferenzhebung erfolgt durch Stakeholder. Diese werden im modifizierten Projektbewertungsmodell auf einen projektspezifisch festzulegenden Personenkreis beschränkt. Nicht die gemäß der Definition von Stakeholdern allgemein als Projektbeteiligte zu bezeichnende Personengruppe bildet dabei den Schwerpunkt der Präferenzanalyse, als vielmehr relevante Experten und Expertengruppen. Hierzu ist in Abhängigkeit der Projekte und der Planungsebene ein jeweils gesonderter Personenkreis zu evaluieren. Bei „Kleinprojekten“ auf kommunaler Ebene, ohne signifikante überregio-

⁵¹⁴ vgl. ZIMMERMANN & GUTSCHE (1991), LAUX (2005), HARTH (2006)

⁵¹⁵ vgl. Abschnitt 3.2.3 „Klassifizierung multikriterieller Entscheidungsunterstützungsverfahren“

nale Umweltauswirkungen ist zum Beispiel ein deutlich begrenzter Kreis an Experten zu berücksichtigen, als dies in überregionalen Projekten der Fall ist.

Stakeholder

“Stakeholders are defined broadly as those groups or individuals: (a) that can reasonably be expected to be significantly affected by the organization’s activities, products, and/or services; or (b) whose actions can reasonably be expected to affect the ability of the organization to successfully implement its strategies and achieve its objectives.”⁵¹⁶

Expertenwissen bildet die Basis der Modellerweiterung des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Nur durch Evaluierung relevanter Präferenzen ist sicherzustellen, die rationale Wirkungsbeurteilung des modularen Nachhaltigkeitsmodells konsistent und stabil zu vervollständigen. Ungerichtete Befragungen von im Querschnitt allgemein Projektbetroffenen erscheinen in Zielstellung einer detaillierten und belastbaren Wirkungsbeurteilung als nicht ausreichend. Begründet auf der Vielzahl verschiedenster Wirkungen, der darin inbegriffenen Wirkungsverknüpfungen über alle Umweltparameter, als auch einem Bedarf an umfassenden Projektkenntnissen, können durch allgemeine Befragungen keine hinreichend konsistenten Wirkungsbeurteilungen sichergestellt werden. In Festlegung der Befragung von Experten und Expertengruppen aber ist zielgerichtet der jeweiligen Projekte ein stabiles und konsistentes Präferenzmaß zu prognostizieren.

6.3.4. Modifiziertes Projektbewertungsmodell

In Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells werden spezifisch der Hochwasserschutzprojekte Experten und Expertengruppen ausgewählt und befragt. Ziel bildet die Erfassung relevanter Präferenzen in Beurteilung der nicht direkt rational quantifizierbaren projektbedingten Umweltwirkungen. Die Befragung als maßgebliche Voraussetzung und Bestandteil des modifizierten Projektbewertungsmodells ist dabei in Inhalt spezifisch den nachzuweisenden Umweltwirkungen und den Ablaufstrukturen des Verfahrensmodells anzupassen. Angemessen dem Auswertungsverfahren sind die Fragestellungen und die Inhalte so zu konzipieren, dass eine umfassende, nachvollzieh- und vergleichbare, sowie stabile Beurteilung verschiedenster Umweltwirkungen sichergestellt werden kann⁵¹⁷.

Begründet auf dem Bedarf an einer grundsätzlichen Nachweisbarkeit der jeweiligen Umweltwirkung wird zuerst ein allgemeiner Grenzwert definiert. Anschließend erfolgt in Auswahl und Priorisierung ein paarweiser Nutzenvergleich. Hierzu werden die zu beurteilenden Umweltwirkungen in Betrag ihrer Nutzen mit bereits quantifizierten Kriterienergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells verglichen. In Verwendung mehrerer Paarvergleiche (Werturteile) erfolgt aufbauend auf den Untersuchungen der Präferenzkonsistenz und unter Berücksichtigung der vorab definierten Grenzwerte, die zusammengefasste Wertbeurteilung. Es wird für jeden Experten und Umweltwirkung ein monetärer Nutzenwert ausgewiesen⁵¹⁸.

⁵¹⁶ GRI (2011) – Seite 42

⁵¹⁷ vgl. Anhang A5 „Stakeholderbefragung“

⁵¹⁸ vgl. Abbildung 6-3

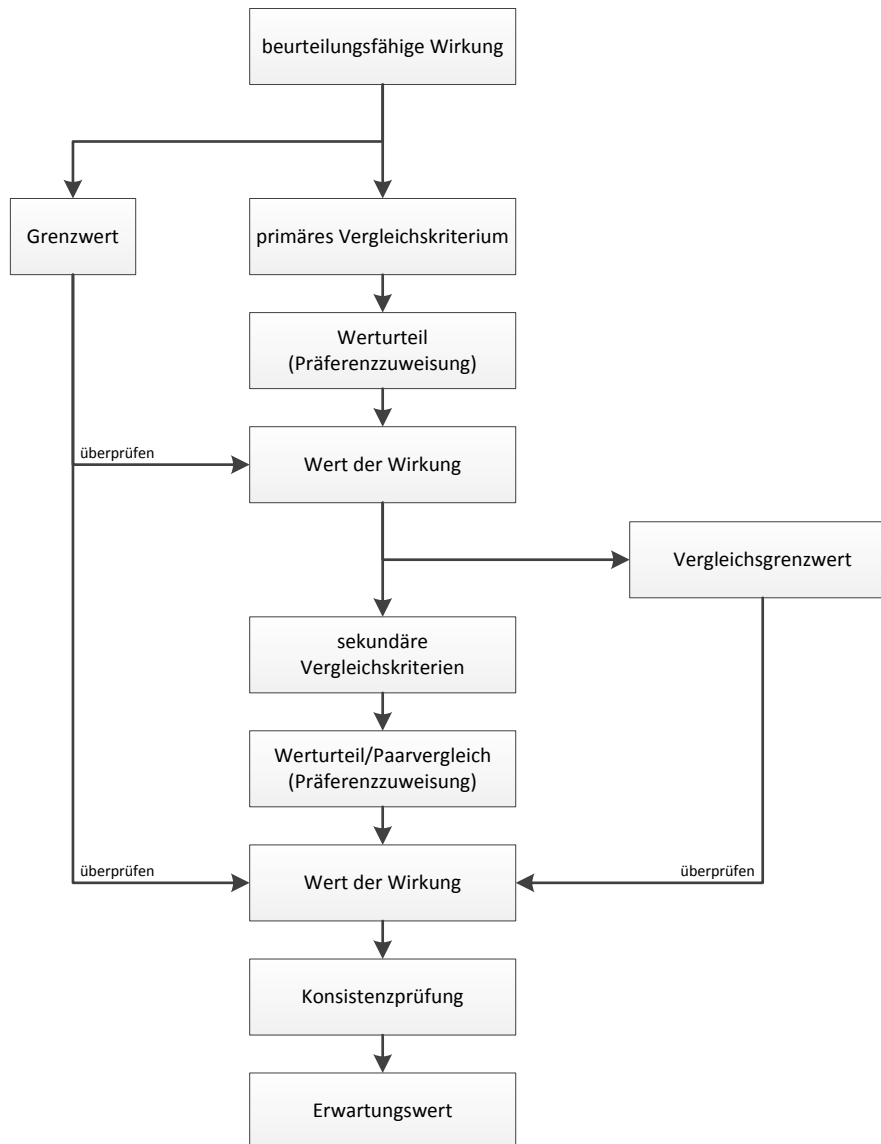


Abbildung 6-3: Prozessmodell – modifiziertes Projektbewertungsmodell

Die Modellerweiterung in Form des modifizierten Projektbewertungsmodells gewährleistet die Vervollständigung der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Durch Implementierung mehrfacher Wertüberprüfungen durch Grenzwertbildungen und Konsistenznachweise, wird sichergestellt, dass eine maximale Stabilität der Präferenzwertzuweisung gegeben ist.

I. Beurteilungsfähige Wirkung

Die Modellerweiterung findet Anwendung für alle projektbedingten Umweltwirkungen die infolge der Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells keine Berücksichtigung erfahren können, gleichzeitig aber eine grundlegende Relevanz in der Nachweisführung besitzen. Die Feststellung der Relevanz der Umweltwirkungen bildet die vorrangige Randbedingung in der Durchführung des modifizierten Projektbewertungsmodells. Ist bereits in Anbetracht der Kriterienstrukturen des modularen Nachhaltigkeitsmodells eine Wirkungsrelevanz auf die Umwelt zu verneinen, so besteht kein Bedarf an einer detaillierten Nachweisführung. Zusätzlich erfolgt im Rahmen der Expertenbefragung eine vorgelagerte zweite Bedarfsprüfung. Hierzu ist vorab der eigentlichen Präferenzvergabe eine Entscheidung der Experten über die Notwendigkeit einer Beurteilung der jeweiligen Umweltwirkung einzufordern. Ist dies nicht gegeben, so ist im weiteren Verlauf begründet fehlender Wirkungsrelevanz auf eine detaillierte Wertermittlung zu verzichten. Besteht aber sowohl durch die Analyseer-

gebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells, als auch durch die Experten ein Bedarf an einer Auswertung der Umweltwirkungen, so ist die Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells zur Nutzensauswertung zu forcieren.

II. Grenzwert

Die Grenzwertfestlegung erfolgt übergeordnet der präferenzgestützten Wertzuweisung. Ziel ist es, infolge variabler Präferenzverhalten der Experten, einen maximalen Rahmen für die Wertbeurteilung der zu untersuchenden Umweltwirkungen zu definieren. Begründet der bereits bestehenden folgenbeurteilten Ergebniswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells sind maßgebliche Begrenzungen der jeweiligen präferenzgestützten Wertzuweisungen notwendig. Ohne Grenzwertdefinition können Wertvorstellungen in Größen variieren, die im Maximum eine Ausschlusswirkung der Kriterien repräsentieren und dadurch eine ganzheitliche Bewertung grundlegend beschränken. Die Grenzwertfestlegung ist projektabhängig durch die Experten vorzunehmen. Hierzu ist durch die Experten aus einer Menge an Werteklassen eine geeignete maximale Wertbeurteilung zu wählen. Die Klassenbildung erfolgt vorab der Befragung in Kenntnis der bereits folgenbeurteilten Umweltwirkungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Dies gewährleistet entsprechend der jeweiligen Projektspezifikationen, angemessene Wertespanssen begründet definiert darzulegen. Projektunabhängige Grenzwerte sind durch die Vielzahl an unterschiedlichsten Maßnahmen und Kombinationsmöglichkeiten im Hochwasserschutz, als auch durch die differenzierten Randbedingungen der Projektgebiete grundsätzlich nicht festlegbar.

III. Primäres Vergleichskriterium

Im modifizierten Projektbewertungsmodell werden Werturteile über Umweltwirkungen im Paarvergleich mit quantifizierten und folgenbeurteilten Sachbilanzwerten des modularen Nachhaltigkeitsmodells vergeben. Hierzu ist mit Beginn der Wertbeurteilung ein maßgebliches primäres Vergleichskriterium aus dem Portfolio des modularen Nachhaltigkeitsmodells auszuwählen. Die Festlegung ist spezifisch durch den jeweiligen Experten separat zu führen. Hierbei ist ein Vergleich unabhängig der Nachhaltigkeitstrios über alle bereits angewendeten Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells möglich. Das Vergleichskriterium muss aber als eindeutig folgenbeurteilter Sachbilanzwert vorliegen. Andere Formen von Auswertungsergebnissen, die nicht innerhalb des modularen Nachhaltigkeitsmodells erarbeitet wurden, sind ungeeignet für einen Wertvergleich. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass zum Beispiel ein Vergleich mit weiteren präferenzgestützten Wirkungsbeurteilungsergebnissen eine Beeinträchtigung der Stabilität der Nachhaltigkeitsbewertung verursachen kann. Folglich ist in Anbetracht der Einhaltung maximaler Präferenzkonsistenz, als Vergleichswert nur ein rationales Kriterienergebnis des modularen Nachhaltigkeitsmodells zu verwenden.

IV. Werturteil – Präferenzbildung

Die Wertbeurteilung der nachzuweisenden Umweltwirkungen erfolgt im Paarvergleich, mit den Ergebniswerten des modularen Nachhaltigkeitsmodells, unter Verwendung einer Präferenzwertskala. Diese erlaubt es Experten den verschiedensten projektbedingten Umweltwirkungen jeweils eine angemessene und begründete Wertigkeit zuzuordnen. Die eingesetzte Skala wird in Anlehnung an die aus dem AHP bekannte Saaty-Skala ausgeführt⁵¹⁹. In optimierter Anwendung für die Experten kann dazu eine Wertbegrenzung (z. B. von +3 bis -3) vorgenommen werden. Es sind Werturteile von gleichbedeutend bis zu absolut dominierend in Vergleich mit bereits ausgewerteten Umweltwirkungen darzustellen. Entsprechend der Festlegung auf Paarvergleiche ist es für die Präferenzvergabe

⁵¹⁹ vgl. SAATY R. W. (1987), WEBER (1993), HEINISCH (2010)

unerheblich, ob die Vergleichsnutzen in positiver oder negativer Ausrichtung bestehen. Vergleichsgrundlage bilden ausschließlich die betragsmäßigen Nutzenwerte der im modularen Nachhaltigkeitsmodell nachgewiesenen Umweltwirkungen.

V. Wert der Wirkung

Die Berechnung der Nutzen der Umweltwirkungen erfolgt aufbauend auf der Präferenzvergabe der Experten in Form einer kardinalen Wertzuordnung. Das verwendete Vergleichskriterienresultat des modularen Nachhaltigkeitsmodells bildet dabei die Basis der Wertermittlung. Durch die klassifizierte Präferenzvergabe erfolgt die Berechnung des Nutzens der zu beurteilenden Umweltwirkung durch Multiplikation mit dem Ergebniswert des Vergleichskriteriums. Hierbei ist sicherzustellen, dass eine Überschreitung des zu Beginn des Verfahrens definierten Grenzwertes verhindert wird. Ist dies durch die Werturteile in Verbindung mit den Vergleichskriterien nicht möglich, so bedarf es einer überarbeiteten Festlegung des primären Vergleichskriteriums. Die Anpassung erfolgt dabei entsprechend der Anwendung des sekundären Vergleichskriteriums, unter gleichzeitiger Berücksichtigung der Grenzwerteinhalten. Ist bei keinem Vergleichskriterium eine Grenzwerteinhaltung gegeben, so bildet der Grenzwert selbst das jeweilige maßgebliche Werturteil. Eine nachträgliche Veränderung der Präferenzzuweisungen ist aus Gründen der Einhaltung einer stabilen Bewertung nicht möglich.

VI. Vergleichsgrenzwert

Das primäre Vergleichskriterium repräsentiert den durch den jeweiligen Experten vordergründig zu berücksichtigenden Vergleichsparameter. Alle weiteren Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells bilden in Präferenzzuordnung nachgeordnete Vergleichswerte. Sie werden unabhängig des primären Kriteriums zur Wirkungsbeurteilung verwendet, doch ist in Berücksichtigung ihres Stellenwertes im Präferenzverhalten der Experten dabei keine grundsätzliche überdimensionierte Abweichung im Ergebniswert zu prognostizieren. Vielmehr müssen alle sekundären Kriterien in Anlehnung des primären Vergleichskriteriums eine ähnliche Nutzenbeurteilung finden, da sonst die vordergründige primäre Zielintention des jeweiligen Stakeholders ab absurdem geführt wird. Um eine Vergleichbarkeit der weiteren Kriterien zu gewährleisten wird im modifizierten Projektbewertungsmodell ein Vergleichsgrenzwert definiert. Hierbei erfolgt die Grenzwertfestsetzung durch die erarbeiteten Nutzenwerte des primären Vergleichskriteriums, unter zusätzlicher Berücksichtigung der verwendeten Präferenzwertskala. Dies erlaubt maximale Wertschranken der nachzuweisenden Nutzen eindeutig und projektspezifisch zu definieren, die bei weiteren präferenzgestützten Paarvergleichen, in Einhaltung einer stabilen und konsistenten Wertbeurteilung, nicht überschritten werden dürfen. Ist dennoch eine Wertüberschreitung zu verzeichnen, so ist die Grenzwertschranke (minimal oder maximal) als Werturteil des sekundären Paarvergleiches zu verarbeiten.

VII. Sekundäre Vergleichskriterien – Werturteil/Parvergleich – Wert der Wirkung

Weitere Vergleichskriterien ermöglichen es Experten präferenzgestützten Werturteile übergreifend eines einzelnen Vergleichsparameters darzulegen. Eine Anwendung ist dabei vorrangig bei verzweigten Präferenzverhalten zu forcieren. Der Paarvergleich findet identisch der Prozessabfolge des primären Vergleichskriteriums statt. Aufbauend auf der Kriterienauswahl für den Paarvergleich erfolgt in Verwendung der Präferenzwertskala ein spezifisches Werturteil. Dieses numerisch quantifiziert, durch die der Skala vorab definierten und hinterlegten Wertfaktoren, wird mit den folgenbeurteilten Sachbilanzwerten der Vergleichskriterien aus dem modularen Nachhaltigkeitsmodell multipliziert.

VIII. Konsistenzprüfung

Mit dem modifizierten Projektbewertungsmodell werden relevante aber nicht direkt quantifizierbare Umweltwirkungen mit folgenbeurteilten Sachbilanzwerten des modularen Nachhaltigkeitsmodells verglichen und in Nutzen beurteilt. Hierbei muss mindestens ein Vergleichskriterium (primäres Vergleichskriterium) eindeutige Festlegung erfahren. Es können aber auch je nach Stakeholder und zu beurteilenden Wirkungen mehrfache Paarvergleiche stattfinden. Die Anzahl an Paarvergleichen ist dabei im Maximum begrenzt durch den Umfang vollständig folgenbeurteilter Sachbilanzwerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells. In Verwendung mehrerer Paarvergleiche zur Kriterienbeurteilung sind dabei, entsprechend der Subjektivität der Wertzuweisungen, Differenzen in den jeweils zu ermittelnden Nutzenwerten nachweisbar. Es besteht die grundsätzliche Gefahr der nicht mehr eindeutigen Nachweisführung der jeweiligen projektbedingten Nutzen. Um möglichst stabile Projektbeurteilungen durch die Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells zu gewährleisten, werden im Prozessmodell zwei Grenzwertfestlegungen zur Wertprüfung konzipiert. Während der allgemeine Grenzwert das jeweilige präferenzgestützte Werturteil in äußerer (maximaler) Rahmengenbeugung beschränkt, dient der Vergleichsgrenzwert der Definition einer maximal zulässigen Ergebniswertvariation entsprechend der Berücksichtigung mehrerer Vergleichskriterien, parallel dem primären Vergleichsinteresse der Experten. Doch ungeachtet der beiden Grenzwerte ist infolge mehrerer differenzierter Paarvergleiche (>1), durch die Verwendung subjektiver Präferenzen zur Wertbeurteilung, eine grundsätzliche Instabilität zu prognostizieren⁵²⁰. In Lösung der Problemstellung zur Gewährleistung einer maximal möglichen Analysestabilität ist es notwendig, die jeweils durch die Experten vergebenen Präferenzen, als auch die damit in direkter Verbindung stehenden Vergleichskriterien einer zusätzlichen Konsistenzprüfung zu unterziehen. Ziel bildet dabei der Nachweis potentieller Unstimmigkeiten in der Präferenzverteilung, vorrangig entsprechend mehrerer Paarvergleiche (>1). Für die Konsistenzprüfung wird auf eine Methodik des AHP zurückgegriffen. Dies ermöglicht unabhängig der jeweiligen Beurteilungszielstellung, ausgehend auf einem noch tolerierbaren Variationsmaß, die Konsistenz von Paarvergleichen eindeutig zu belegen. Je nach Ergebnis der Konsistenzprüfung zeigt sich anschließend eine Gesamtwertbildung oder ein Eingriff in die präferenzgestützte Vergleichswertbeurteilung notwendig. Ist entsprechend einer negativen Konsistenz eine Überarbeitung der Wertbeurteilung vorzunehmen, so ist vorrangig die Rangfolge und der Bedarf an sekundären Vergleichskriterien zu prüfen.

IX. Erwartungswert

Das modifizierte Projektbewertungsmodell dient der Vervollständigung der Wirkungsbeurteilung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Es werden hierbei alle relevanten Wirkungen auf die Umwelt untersucht, die projektbedingt entstehen, aber infolge begrenzter Möglichkeiten im Rahmen des modularen Nachhaltigkeitsmodells keine rationale Quantifizierung erfahren können. Die Beurteilung der Umweltwirkungen erfolgt durch Präferenzwerte differenzierter Experten. In Einhaltung von zwei maßgeblichen Grenzwerten und dem Konsistenzmaß des AHP wird je Experten und zu beurteilender Umweltwirkung ein Nutzenwert bestimmt. Die zugehörige Berechnung erfolgt im Rahmen einer zentralen Wertbildung. Hierzu wird über alle Paarvergleiche, unter Einhaltung der definierten Randbedingungen und der erarbeiteten Grenzwerte/Vergleichsgrenzwerte, ein Mittelwert gebildet. Dieser entspricht der Wertschätzung der zu beurteilenden Umweltwirkung gemäß dem geschlossenen Präferenzverhalten des jeweiligen Experten. Zusätzlich wird für die Wertbildung eine Festlegung der Art der Wirkung notwendig. Es erfolgt dabei eine Definition der Wirkungsausrichtung. In Differenzierung positiver und negativer Nutzen wird die Wirkungsart durch das jeweils zuzuordnende mathematische

⁵²⁰ vgl. Konsistenzprüfung AHP – Abschnitt 3.2.5 „Hierarchisch Additive Gewichtungsverfahren“

Vorzeichen beschrieben. Dies aber ist erst abschließend im modifizierten Projektbewertungsmodell zu berücksichtigen, da der Paarvergleich ausschließlich auf betragsmäßigen Wirkungen und Werturteilen basiert. Vorrangig entsprechend einer weiteren Begrenzung potentieller Vergleichskriterien ist auf eine Integration der Wirkungsart innerhalb der Paarvergleiche zu verzichten.

6.3.5. Gesamtbewertung Modellerweiterung

Das modifizierte Projektbewertungsmodell dient der Vervollständigung der Nachweisführung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen entsprechend relevanter, aber nicht direkt rational quantifizierbarer Umweltwirkungen. Hierzu erfolgt eine Wirkungsbewertung begründet auf den Präferenzen relevanter Experten. Die Auswahl und der Umfang an Experten sind dabei abhängig der Projekte festzulegen. Jedoch ist im Regelfall mehr als ein Experte für eine begründete Wertevaluierung heranzuziehen. Eine einseitige eigenständige Befragung von nur einem Experten erscheint im Rahmen der komplexen Zielstellung der Bewertung und der Vielzahl an Personen im Planungsprozess als nicht ausreichend. Folglich ist eine repräsentative Anzahl an Experten je nach Projekt festzulegen. Die Beurteilung der Umweltwirkungen unter Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells erfolgt für jeden Experten gesondert. Die Ergebnisse entsprechen einem jeweils zuzuordnenden Erwartungswert, der die Wertschätzung des jeweiligen Experten für die projektbedingt zu beurteilenden Umweltwirkungen repräsentiert. In Zusammenfassung der Ergebniswerte mehrerer Experten sind deren Wertvorstellungen anschließend der Einzelbeurteilung zu einem gemeinsamen Erwartungswert zu bündeln. Hierbei ist es allgemein nicht möglich eine Berechnung aufbauend auf einem Mittelwert, ohne zusätzliche Gewichtung durchzuführen. Begründet auf den persönlichen Zielen und Wertvorstellungen sind Experten in ihrem Präferenzverhalten bezüglich der Nachhaltigkeit gerichtet. Eine maßgebliche Unvoreingenommenheit der Expertengruppen geschlossen über die Nachhaltigkeitstrias wäre wünschenswert, wird aber mehrheitlich nicht erreicht, da jeder Experte, durch differenzierte Einflüsse, spezifische Schwerpunkte in seinem Präferenzverhalten aufweist. Um dennoch Werturteile mit einer allgemeinen Repräsentativität bei Kenntnis differenzierter Präferenzverteilungen der befragten Experten zu gewährleisten, erfolgt im modifizierten Projektbewertungsmodell eine gewichtete Wertakkumulation. Hierzu wird durch die Experten eine Einordnung des eigenen Präferenzverhaltens in eine der drei Nachhaltigkeitsdimensionen vorgenommen. Dies gewährleistet das vorrangige Zielinteresse der jeweiligen Experten zu belegen und innerhalb der Gesamtbeurteilung angemessen zu berücksichtigen. Sind zum Beispiel Expertengruppen in Zielinteressen deutlich unausgeglichen, so verursacht eine direkt gemittelte Ergebniswertbildung im Gesamtwert eine Verschiebung der im Grundsatz gleich zu gewichtenden Nachhaltigkeitstrias. Als Ergebnis wäre eine verstärkte Position mindestens einer der drei Nachhaltigkeitsdimensionen zu prognostizieren.

6.3.6. Sensitivitätsanalyse

Die Zusammenführung der Teilergebniswerte des modifizierten Projektbewertungsmodells erfolgt vorrangig auf der Ebene der Erwartungswerte. Durch die identischen Einheitenformen erfolgt dabei die Gesamtwertbildung durch eine umfassende Wertakkumulation. Der Bedarf einer temporalen Wertgewichtung ist grundsätzlich nicht gegeben, da die Ergebnisse des modifizierten Projektbewertungsmodells in vollständiger Nettogegenwartswertform zum Bewertungsstichtag vorliegen. Gleichzeitig aber bildet das Ergebnis, vergleichbar den Inhalten des modularen Nachhaltigkeitsmodells, nur den in Bewertung maßgeblich zu prognostizierenden Projekterwartungswert. Für differenzierte Entwicklungsprognosen und variierende Präferenzen sind abweichend dem Erwartungswert weitere potentieller Ergebniswerte der Nachhaltigkeitsbeurteilung möglich. Im Rahmen der ganzheitlichen Projektbewertung sind diese Wertvarianzen zusätzlich zu ermitteln und aufzubereiten. Für die Mo-

dellerweiterung wird dazu der Ansatz der erweiterten Sensitivitätsanalyse des modularen Nachhaltigkeitsmodells weitergeführt.

Für das modifizierte Projektbewertungsmodell können Ergebniswertvarianzen durch die differenzierten Präferenzzuweisungen der Experten nachweisbar vorliegen. Im Detail wird dafür in Beibehaltung der Gesamtauswertungsmethodik für jede Umweltwirkung ein oberer und unterer Beurteilungsgrenzwert berechnet. Dieser wird anschließend dem Erwartungswert entsprechend maximal positiver und negativer Szenarienprognosen der Nachhaltigkeitsbewertung beigestellt. Die Grenzwertbildung erfolgt spezifisch in Form eines Mittelwertes der oberen und unteren Präferenzwertzuweisungen der Expertengruppen, getrennt nach Zugehörigkeit der jeweiligen Nachhaltigkeitsdimension. Dies gewährleistet nicht absolute Minimal- und Maximalwerte als Grenzen zu deklarieren, als vielmehr ein jeweils repräsentative Wertschwelle entsprechend der jeweiligen Nachhaltigkeitsdimension der Experten festzulegen.

6.4. Das modifizierte Projektbewertungsmodell

Das modifizierte Projektbewertungsmodell wird zur Vervollständigung des Nachhaltigkeitsnachweises von Hochwasserschutzmaßnahmen angewendet. Begründet auf der Zielstellung einer ganzheitlichen Projektbewertung liegt zwar weiterhin der Fokus der Projektauswertungen auf dem modularen Nachhaltigkeitsmodell, doch ist wegen den bestehenden Herausforderungen in der Datenverfügbarkeit und der Kriterienmethodik durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell allein keine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung sicherzustellen. Zwar erscheinen die Herausforderungen durch zukünftige Forschungsanstrengungen und Optimierungen im Planungsprozess lösbar, doch ist für eine gegenwärtige Anwendbarkeit einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen eine Modellerweiterung zwingend notwendig. Das modifizierte Projektbewertungsmodell findet im Bewertungsprozess direkt im Anschluss des modularen Nachhaltigkeitsmodells Durchführung. Alle als relevant zu bezeichnenden Umweltwirkungen, die im modularen Nachhaltigkeitsmodell keine angemessene rationale Quantifizierung erfahren können, werden in das modifizierte Projektbewertungsmodell überführt. In diesem werden unter Einbeziehung spezifischer Projektexterten die jeweiligen Umweltwirkungen durch präferenzgestützte Werturteile im Paarvergleich ausgewertet. Im Ergebnis ist für jede Umweltwirkung ein ausweisbarer monetärer Nutzenwert in Absolutform gegeben. Diese sind in Wert- und Zielform identisch den Berechnungsergebnissen des modularen Nachhaltigkeitsmodells und erlauben in direkter Kombination eine ganzheitliche Projektbewertung der Hochwasserschutzmaßnahmen.

Die Auswertung der nicht rational quantifizierbaren Umweltwirkungen erfolgt durch die Befragung eines spezifischen Expertenkreises. Die Experten gewährleisten durch das ihnen zur Verfügung stehende Fachwissen eine erweiterte Wirkungsauswertung. Durch die starke Einflussnahme der Experten aber auf den Auswertungsprozess ist dabei sowohl die Auswahl, als auch die Zusammensetzung der Befragungsgruppen, in Erarbeitung eines stabilen und repräsentativen Ergebniswertes, kritisch zu hinterfragen. Je nach Expertengruppe ist entsprechend des integrierten Präferenzverhaltens eine differenzierte Wertbeurteilung zu prognostizieren. Folglich ist die Expertenauswahl maßgeblich für die Ergebniswertbildung. Der Expertenkreis ist in Ausweisung eines stabilen und repräsentativen Bewertungsergebnisses in einer ausreichenden Anzahl und Verteilung der Experten über differenzierte Fachgebiete in direkter Abstimmung mit den Projektträgern festzulegen. Je mehr Experten dabei für die Befragung gewonnen werden, desto stabiler ist allgemein die Ergebniswertbildung zu beschreiben. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Experten maßgebliche Schnittpunkte mit dem jeweiligen Projekt aufweisen müssen. Ohne Fachwissen über die Projekte können die Experten die

differenzierten Umweltwirkungen grundsätzlich nicht detailliert und stabil in Wert beurteilen. Folglich ist der Expertenkreis in Anpassung an das Projekt und in Absprache der Projektträger für eine Anwendung spezifisch zu fixieren und zu überprüfen. Allgemeine Festlegungen über die Auswahl der zu befragenden Experten oder definierte Mindestanzahlen sind unabhängig der jeweiligen Projekte nicht möglich.

In Beurteilung der Umweltwirkungen durch das modifizierte Projektbewertungsmodell werden Präferenzen von Experten zur Auswertung verwendet. Diese erlauben die rational nicht quantifizierbaren Umweltwirkungen entsprechend der durch die Experten bestehenden Fachwissen in Wert zu erfassen. Jedoch ist bei jeder Präferenzverarbeitung die Subjektivität der einzelnen Werturteile zu beachten. Für jeden Experten ist dabei entsprechend verschiedenster Randbedingungen eine Vielzahl differenzierter Antworten möglich. Dies verlangt in Vorbereitung und Durchführung der Befragung, wie auch der anschließenden Auswertung einer methodischen Prozessfolge, in deren Ergebnis eine maximal konsistente und stabile Auswertung zu gewährleisten ist. Im modifizierten Projektbewertungsmodell werden die Präferenzvergaben im Rahmen von zwei Grenzwerten und eines Konsistenzverfahrens überprüft. Die Grenzwerte werden ausgehend auf den bereits in Nutzenwert beurteilten Umweltwirkungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells gebildet. Hiermit ist sowohl eine stabile Vergleichbarkeit der einzelnen Umweltwirkungen zu gewährleisten, als auch eine maximale Werteschränke zu begründen. Nur durch diese ist projektabhängig sicherzustellen keine absoluten Ausschlusskriterien zu generieren. Bei unabhängiger Präferenzwertvergabe ist es möglich, dass durch die Wertbeurteilung Kriterienergebnisse entstehen, die in Wertbetrag alle anderen maßgeblich übersteigen. Folglich wäre das Kriterium nicht mehr Gegenstand der ganzheitlichen Projektbewertung, als vielmehr eine ausschließende Randbedingung, die eine Umsetzung der jeweilige Alternative von vornherein verhindert. Mit der Grenzwertfestlegung aber ist dies maßgeblich zu verhindern, so dass durch jede Präferenzvergabe ein vergleichbares Kriterienergebnis gewährleistet wird. Die Präferenzbeurteilung im modifizierten Projektbewertungsmodell wird zudem in Stabilität unterstützt durch die Überprüfung der Konsistenz der durch die Experten vergebenen Werturteile. Bei mehrfacher Vergabe von Präferenzurteilen für eine Umweltwirkung durch einen Experten, müssen diese konsistent zueinander bestehen, um belastbare Ergebnisse zu begründen. Dies wird im modifizierten Projektbewertungsmodell durch die Anwendung des Prüfverfahrens AHP sichergestellt.

Die Methodik des modifizierten Projektbewertungsmodells erlaubt alle relevanten Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen numerisch abzubilden die keine angemessene Nachweisführung im modularen Nachhaltigkeitsmodell erfahren können. Die Wertabbildung erfolgt dabei maßgeblich begründet subjektiver Präferenzen. Diese sind zwar grundsätzlich nie vollständig stabil und in Verwendbarkeit für eine repräsentative und nachvollziehbare Bewertung grundsätzlich zu diskutieren, aber ohne die Evaluierung von Präferenzen ist gegenwärtig keine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen zu gewährleisten. Folglich sind schwache Einschränkungen in der Stabilität der Präferenzurteile zu akzeptieren, wenn die Rahmumgebung der eingesetzten Methodik eine maximale Rationalität und Repräsentativität der Werturteile gewährleistet. Ausgehend von den erläuterten und dargelegten Prozessschritten ist dies vollständig im modifizierten Projektbewertungsmodell gegeben.

7. Ganzheitliche Projektbewertung – Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen

Die Beurteilung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen verlangt eine Analyse aller durch die involvierten Maßnahmen verursachten relevanten Wirkungen auf die Umwelt. Entsprechend dieser entstehen Einflussnahmen auf die ökonomische, ökologische und soziale Dimension. Hochwasserschutzmaßnahmen sind anthropogene Vorhaben die im Interesse der Allgemeinheit Planung und Umsetzung erfahren. Sie dienen primär dem Schutz von Menschen und deren Güter vor schädigenden Einwirkungen ausgelöst durch Hochwasserereignisse. Sie sind geeignet entsprechend ihrer Konzeption Risiken zu verringern, nicht aber einen vollständigen Schutz zu begründen. In der Planung müssen Hochwasserschutzmaßnahmen entsprechend ihrer umfangreichen Schutzfunktionen, aber auch infolge ihrer begrenzten Leistungsfähigkeit und der weiteren Wirkungen auf die Umwelt eine komplexe Analyse erfahren. Waren bisher in Deutschland für Planungsentscheidungen fast ausschließlich Kostenvergleiche unter Berücksichtigung eines definierten Schutzniveaus verbreitet⁵²¹, so sind mittlerweile mehrfach Erweiterungen von Projektbewertungen im Rahmen der Einbeziehung der durch die Maßnahmen verursachten Schadensbegrenzungen und Risiken vorzufinden⁵²². Weitere Optimierungen des Planungsprozesses bestehen gegenwärtig in der Aufstellung zusätzlicher einzelner Sachbilanzen zur Evaluierung weiterer Wirkungsfelder⁵²³. Da aber diese maßgeblich beschränkt in Umfang und Vergleichbarkeit sind, kann auch dadurch keine Bewertung im Sinne der Nachhaltigkeitstrias ganzheitlich erfolgen⁵²⁴. Das modulare Nachhaltigkeitsmodell als erster Verfahrensansatz einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsuntersuchung von Hochwasserschutzmaßnahmen ist aber genau dafür konzipiert. Es werden Maßnahmen des Hochwasserschutzes gemäß ihrer Nachhaltigkeit beurteilt und im Ergebnis quantifiziert. Gleichzeitig können Alternativen bei der Projektplanung eine Differenzierung entsprechend der prognostizierbaren Nachhaltigkeit erfahren. Zudem ist es möglich auch übergeordnet im Entscheidungsprozess der Umsetzungsrangfolge differenzierter Projekte, Nachhaltigkeit als Planungsgrundlage zu berücksichtigen. Alle Projekte werden infolge der Modelanwendung vergleichbar beurteilt und erlauben eine geschlossene Rangfolgenbildung. Ausgehend aber von den begrenzten Informationen im Vorplanungsprozess, wie auch den Einschränkungen in der kriterienabhängigen Methodik der Sachbilanzanalyse und Folgebeurteilung, ist das modulare Nachhaltigkeitsmodell gegenwärtig noch nicht eigenständig geeignet, vollständig alle Umweltwirkungen vergleichbar nachzuweisen. Es existieren Modellherausforderungen die je nach Projekt eine Begrenzung auswertbarer Umweltwirkungen verursachen. Um das modulare Nachhaltigkeitsmodell in Nachweisführung projektbedingter Umweltwirkungen zu vervollständigen, wurde spezifisch den Herausforderungen eine Modellerweiterung erarbeitet. Diese ausgestaltet in Form eines modifizierten Projektbewertungsmodells dient der Vervollständigung der Umweltwirkungsbeurteilung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Für die Modellerweiterung findet eine Auswahl an projektbedingten Experten statt. Diese gewährleisten durch Präferenzurteile in Vergleich mit Ergebniswerten des modularen Nachhaltigkeitsmodells eine stabile und konsistente Quantifizierung der bis dato nicht numerisch abbildbaren Umweltwirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen.

Strukturierte und unstrukturierte Wirkungsauswertungen sind im Rahmen der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsanalyse von Hochwasserschutzmaßnahmen gleichermaßen für eine Beurteilung heranzu-

⁵²¹ vgl. LAWA (1998B, 2005)

⁵²² vgl. NAUMANN (2007, 2010), UMWELTBUNDESAMT (2008), LAWA (2010), RUBIN (2010, 2012), ZEISLER ET AL. (2010)

⁵²³ vgl. SCHMIDTKE & PFLÜGNER (2007), PROAQUA & IÖR (2009)

⁵²⁴ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2008), PFLÜGNER (2010)

ziehen. Während strukturierte Wirkungen durch rationale Auswertungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells Nachweis finden, sind unstrukturierte Wirkungen in Form subjektiver Wertzuweisungen, gestützt auf Präferenzen von Experten, im modifizierten Projektbewertungsmodell auszuwerten. Im Ergebniswert sind beide Auswertungsformen grundsätzlich vergleichbar für eine vollständige Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen zu verwenden. Begründet auf den gegenwärtig bestehenden Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells sind Projektbewertungen in Zielrichtung nachhaltiger Entwicklung im Hochwasserschutz nur in kombinierter Verwendung der Ergebniswerte ganzheitlich möglich. Dennoch bleibt es maßgebliche Zielstellung in der Nachweisführung der Nachhaltigkeit, durch Optimierungen und Verbesserungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells, wie auch der Struktur und der Inhalte des allgemeinen Planungsprozesses von Hochwasserschutzmaßnahmen, präferenzgestützte Wirkungsbeurteilungen zu minimieren und durch rationale Analysen zu ersetzen. Dies aber ist gegenwärtig nicht vollständig möglich, noch für einen definierbaren Zeithorizont zu prognostizieren. Folglich ist das modulare Nachhaltigkeitsmodell und die Modellerweiterung (modifiziertes Projektbewertungsmodell) für zukünftige Projektbewertungen gleichermaßen zu verwenden, um die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen eindeutig und ganzheitlich zu belegen und zu quantifizieren.

7.1. Ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell

Hochwasserschutzmaßnahmen beeinflussen die Umwelt neben ihrer primären Aufgabe zum Schutz der Menschen und ihrer Güter/Werte mit einer Vielzahl weiterer differenzierter Wirkungen. So sind zum Beispiel durch bauliche Maßnahmen Emissionen von Stoffen zu prognostizieren in deren Folge schädliche Veränderungen der Luft oder des Klimas erfolgen können. Es sind aber auch Eingriffe in die Erholung und die Vielfalt biotischer und abiotischer Komponenten der Umwelt zu verzeichnen. Die Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen sind vielfältig und in Abhängigkeit der Maßnahmen und Standorte der Projekte differenziert. So ist bei vergleichbaren Maßnahmen an unterschiedlichen Projektstandorten ein verschiedenartiges Spektrum an relevanten Umweltwirkungen zu verzeichnen. Um Hochwasserschutzmaßnahmen nachhaltig zu konzipieren ist es notwendig, alle relevanten Umweltwirkungen projektabhängig zu erfassen und geschlossen auszuwerten. Nur so ist es zu gewährleisten, die nachhaltige Entwicklung von Hochwasserschutzmaßnahmen ganzheitlich zu verfolgen.

Nach Auswertung des Standes der Praxis und der Forschung bestehen keine Modellverfahren mit denen Hochwasserschutzmaßnahmen umfassend auswertbar und geschlossen ganzheitlich, gemäß aller relevanten Umweltwirkungen zu beurteilen sind⁵²⁵. Je nach Modell ist eine begrenzte Menge an Umweltwirkungen nachweisbar, die aber weder als umfassend in Inhalt und Anzahl zu beschreiben ist, noch in Mehrzahl der Verfahren eine geschlossene Gesamtauswertung ermöglicht⁵²⁶. Zur Problemlösung der ganzheitlichen Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen wurde vorrangig in dieser Arbeit das modulare Nachhaltigkeitsmodell (Teilmodell 1) konzipiert. Dieses ist in Methodik geeignet einen ganzheitlichen Nachhaltigkeitsnachweis zu gewährleisten. Da jedoch gegenwärtig noch Herausforderungen in der frühzeitigen Datenverfügbarkeit im Planungsprozess, wie auch in den Nachweisprozessen einzelner Umweltwirkungen bestehen (Bewertungskriterien), ist zur Sicherstellung einer ganzheitlichen Projektbewertung eine Erweiterung des modularen Nachhaltigkeitsmodells zu konzipieren⁵²⁷. In Form des modifizierten Projektbewertungsmodells (Teilmodell 2) ist dem

⁵²⁵ vgl. Abschnitt 4.5 „Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Forschung“

⁵²⁶ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2008), PFLÜGNER (2010)

⁵²⁷ vgl. Abbildung 7-1

modularen Nachhaltigkeitsmodell ein zweites Teilmodell beigestellt, dass im Zeitraum bis zur Lösung der Herausforderungen eine Vervollständigung der Nachhaltigkeitsbewertungen gewährleistet. Die Verbindung der beiden Teilmodelle erfolgt in zwingender Erstanwendung und Durchführung des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Im modularen Nachhaltigkeitsmodell werden die Rahmen der Analyseumfänge der jeweiligen Schutzmaßnahmen definiert und alle relevanten Umweltwirkungen evaluiert. Anschließend werden alle rational in Sachbilanz und Folgenwert zu erfassenden Umweltwirkungen im Modell detailliert ausgewertet. Sind überdies hinaus aber weitere Umweltwirkungen zu verzeichnen, die Relevanz in Wirkungsumfang und Folgen für die Umwelt aufweisen und nicht mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell auswertbar sind, so müssen diese im modifizierten Projektbewertungsmodell Analyse erfahren. Als Detailschnittpunkt der beiden Modelle dient dabei der Auswertungsprozess der projektbedingt betroffenen, relevanten Kriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Dies begründet gleichermaßen die erste Nachweisrelevanz und bildet Beleg für die nicht rationale Quantifizierbarkeit der Umweltwirkungen. Anschließend der Kriterienübergabe an das modifizierte Projektbewertungsmodell erfolgt die erweiterte Analyse und Wertbeurteilung durch den Einsatz spezifische Expertenurteile. Hierzu werden Präferenzen erhoben die im Vergleich mit bereits im modularen Nachhaltigkeitsmodell nachgewiesenen Umweltwirkungen die Vervollständigung der Auswertungen aller relevanten Umweltwirkungen erlauben. Im Ergebnis sind im modularen Nachhaltigkeitsmodell, als auch im modifizierten Projektbewertungsmodell für die jeweils verschiedenen Umweltwirkungen monetäre Nutzenwerte ausgewiesen. Diese bilden in Kombination die Gesamtergebnisse der Nachhaltigkeitsuntersuchung der jeweiligen Hochwasserschutzmaßnahmen⁵²⁸.

Die Gesamtbewertung der Nachhaltigkeit, entsprechend der Teilergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells und des modifizierten Projektbewertungsmodells, eröffnet Möglichkeiten einer differenzierten Wertkombination. Da für beide Teilmodelle sowohl geschlossene Erwartungswerte, als auch Grenznutzen bestehen, ist eine Gesamtbewertung entsprechend differenzierter Wertakkumulationen gegeben. Vorrangig spezieller Wertzusammenfassungen ist die Gesamtbewertung der Nachhaltigkeit in Verknüpfung der jeweiligen Erwartungswerte möglich. Dies gewährleistet die mit hoher Wahrscheinlichkeit zu prognostizierende Nachhaltigkeit der Projekte darzulegen. Überdies hinaus aber können auch die oberen und untere Grenznutzen Kombination erfahren. Folglich ist in Abweichung des Gesamterwartungswertes eine maximale und minimale Nachhaltigkeit der Hochwasserschutzmaßnahmen über den Projektbewertungszeitraum prognostizierbar. Die Grenzberücksichtigung aus den beiden Teilmodellen erlaubt extrem positive oder negative Zukunftsprognosen. Zusätzlich können abweichend der jeweils gleichgerichteten Zielnutzen auch unterschiedliche Wertkombinationen der Teilmodelle stattfinden. So ist zum Beispiel die Verknüpfung des Erwartungswertes des modularen Nachhaltigkeitsmodells mit dem unteren Grenznutzenwert des modifizierten Projektbewertungsmodells möglich. Entsprechend der Vielzahl potentieller Kombinationsmöglichkeiten sind neben den ebenengleichen Wertakkumulationen von Erwartungswerten oder Grenznutzen, die grundsätzlich in einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung erfolgen müssen, alle weiteren in Absprache mit den Projektträgern zu fixieren. Die bereits dargelegte Kombination aus dem Erwartungswert des Teilmodells 1 mit dem unteren Grenznutzen des Teilmodells 2 nimmt dabei eine besondere Stellung in der Nachhaltigkeitsbewertung der Hochwasserschutzmaßnahmen ein. Die Wertkombination ist in Zielrichtung einer rational begründeten Projektbewertung als maßgeblich konservativ-stabil zu definieren. Die Wertdarstellung erlaubt Kritikern einer zu hohen präferenzgestützten Wertbeurteilung der Projekte entgegen zu wirken und dennoch eine in Wert sehr wahrscheinliche Entwicklung der projektbedingten Nachhaltigkeit zu prognostizieren. Die Verwendung des unteren

⁵²⁸ vgl. Abbildung 7-1

Grenznutzenwertes des modifizierten Projektbewertungsmodells beschreibt eine sehr zurückhaltende Einordnung der subjektiven Präferenzbewertung. Gleichzeitig ist durch die Verwendung der Erwartungswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells aber im Rahmen der rationalen Umweltwirkungsanalyse ein stabiler und mit hoher Wahrscheinlichkeit eintretender Umweltnutzen der Projekte dargelegt. In Anwendung der konservativen Gesamtbewertung ist eine zurückhaltende Nachhaltigkeitsbewertung möglich. Sie entspricht einem wahrscheinlichen Nachhaltigkeitsszenario und ist in Wert maßgeblich stabil.

Die ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen ist gegenwärtig nur in Zusammenwirken des modularen Nachhaltigkeitsmodells und des modifizierten Projektbewertungsmodell zu gewährleisten. Hierbei aber ist maßgeblich der Fokus der Auswertungen auf das modulare Nachhaltigkeitsmodell zu legen. Begründet auf einer maximalen Repräsentativität der Ergebnisse sind grundsätzlich alle mit wissenschaftlichen Methoden und Verfahren nachweisbaren Umweltwirkungen im modularen Nachhaltigkeitsmodell bevorzugt auszuwerten. Nur die Umweltwirkungen die maßgeblich nicht rational quantifizierbar sind, dennoch aber Relevanz in Sachbilanzumfang und Folgen für die Umwelt aufweisen, müssen in das modifizierte Projektbewertungsmodell übertragen werden. Das zukünftige Ziel der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen bildet die maximal mögliche Projektbewertung durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell. Sind dazu die Herausforderungen in der Datenverfügbarkeit während des Planungsprozesses, als auch die Einschränkungen in der Nachweisbarkeit der relevanten Umweltwirkungen lösbar, so bedarf es keiner weiteren Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells. Bis dahin aber muss eine erweiterte Umweltwirkungsanalyse zusätzlich aufbauend auf den Strukturen und Inhalten des modifizierten Projektbewertungsmodells erfolgen. Hierzu ist in Einhaltung der Verfahrensrandbedingungen eine größtmögliche Sorgfalt der Evaluierung der jeweiligen projektbedingten Expertengruppe und der Präferenzhebung zu widmen. Nur entsprechend stabiler Präferenzurteile ist eine belastbare und anerkannte ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung möglich.

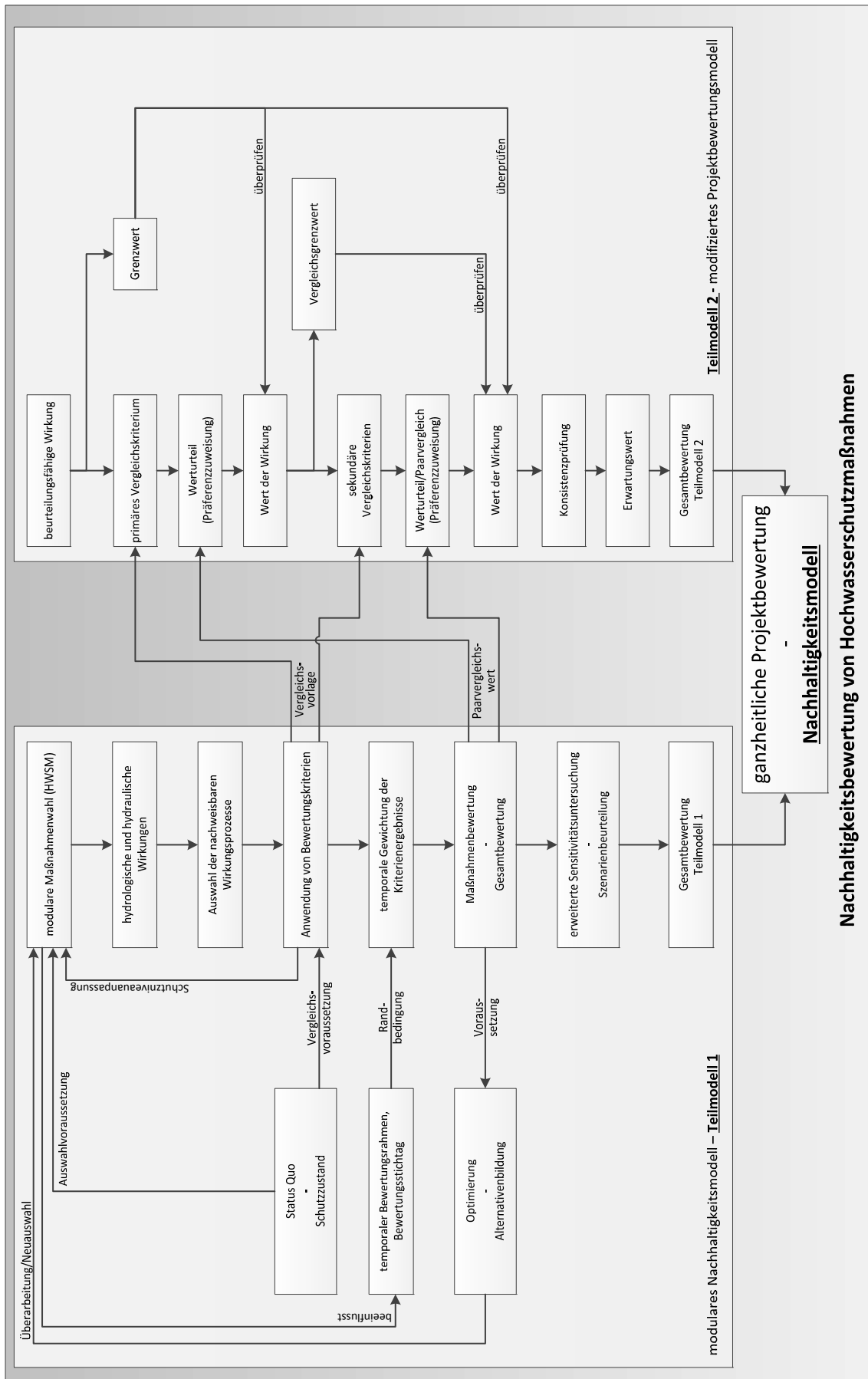


Abbildung 7-1: ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell – Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen in Verknüpfung des modularen Nachhaltigkeitsmodells (Teilmodell 1) und des modifizierten Projektbewertungsmodells (Teilmodell 2) für eine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen

7.2. Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach

In Überprüfung der Anwendbarkeit des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells ist im Folgenden ein Hochwasserschutzprojekt der geschlossenen Projektbewertung durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell und das modifizierte Projektbewertungsmodell unterzogen worden.

Die Beispielanwendung zur Nachweisführung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgt im Rahmen des Projektes der Freilegung eines Teilabschnittes des Hachinger Bachs in der Stadt München⁵²⁹. Das Ziel besteht in der Nachweisführung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit der geplanten Maßnahmenkombination. Im Ergebnis wird die Nachhaltigkeit quantifiziert abgebildet, die infolge der Freilegung eines vormals verrohrten Gewässerabschnittes entsteht.

7.2.1. Grundlagen und Randbedingungen – Freilegung Hachinger Bach

7.2.1.1. Entstehung und Ausbau Hachinger Bach

Der Hachinger Bach ist ein natürliches Gewässer, das maßgeblich geprägt durch den Einfluss von Grundwasser entsteht. Im Raum Deisenhofen-Oberhaching entspringt der Hachinger Bach durch eine mehr als 100 m lange Grundwasseraufstauung. Je nach Grundwasserstand ist dabei einer Verschiebung des Entstehungsgebietes möglich, so dass eine eindeutige Quelle nicht nachgewiesen werden kann⁵³⁰. Die Bachtrasse folgt über Unterhachingen und Neubiberg, durch München und anschließend über den Hüll- und Abfanggraben in den Mittleren-Isar-Kanal. Ursprünglich ohne Gewässerbettausbau versickerte der Hachinger Bach im Raum Perlach - Berg am Laim, je nach Grundwasserstand⁵³¹. Jedoch verlangte die räumliche Expansion Münchens die Bereitstellung weiterer Bauflächen, in deren Folge eine Trockenlegung notwendig war. Der Hachinger Bach wurde in betonierten Gerinnen und Verrohrungen abgeleitet. Versickerungen sind dadurch nicht mehr maßgeblich und bauliche Nutzungen weitestgehend uneingeschränkt auch bei wechselnden Grund- und Flusswasserständen möglich.

7.2.1.2. Bachfreilegung

Der in dieser Arbeit zu beurteilende Gewässerabschnitt betrifft den Hachinger Bach im Detail zwischen der Kampenwandstraße und dem Hüllgraben. Dieser wurde 1933 einer großflächigen Verrohrung unterzogen, um eine unkontrollierte Versickerung und folglich eine Grundwasseranstauung zu vermeiden⁵³². Die Verrohrung beginnt im mittleren Bereich der Heinrich-Wieland-Straße (Kampenwandstraße) parallel einer dem Streckenabschnitt vorgeschalteten Versickerungsanlage⁵³³. Auf einer Strecke von 2,3 km wird der Hachinger Bach in Querschnitten von DN500 bis DN700 in den Hüllgraben voll umschlossen abgeleitet. Das Leistungsvermögen der Verrohrung umfasst zirka 500 l/s, während die Versickerungsanlage in Spitze ebenfalls zirka 500 l/s verarbeiten kann⁵³⁴. Insgesamt steht mit dem gegenwärtigen Ausbauzustand eine maximale hydraulische Leistungsfähigkeit von bis zu 1 m³/s zur Verfügung. Dieser Wert ist gleich dem zu berücksichtigenden 100 jährlichen Hochwasserereignis und erlaubt einen schadlosen Abfluss.

⁵²⁹ Teile der folgenden Abschnitte sind im Rahmen der Bearbeitung der Forschungsarbeit, in Form der Studie „Freilegung Hachinger Bach – Nachhaltigkeitsbewertung – Studie zur ganzheitlichen Projektbewertung der Freilegung Hachinger Bach“ im Stadtratsbeschluss München, mit dem Thema „Freilegung Hachinger Bach zwischen Kampenwandstraße und Hüllgraben im 14. Stadtbezirk Berg am Laim“, vorveröffentlicht.

⁵³⁰ vgl. www.hachinger-bach.de (abgerufen: 28.05.2013)

⁵³¹ vgl. www.hachinger-bach.de (abgerufen: 28.05.2013)

⁵³² vgl. BPR (2011)

⁵³³ vgl. Abbildung 7-2

⁵³⁴ vgl. BPR (2011)

Die naturnahe Wiederherstellung des Hachinger Bachs wurde bereits 1984 im Ausschuss für Stadtplanung und Bauordnung forciert⁵³⁵. Bis dato sind auch bereits Teile der ehemals anthropogen geprägten Bachtrasse renaturiert und in einen naturnahen Zustand überführt. So wurde zum Beispiel bereits 1989 in Perlach eine erste Renaturierungsmaßnahme umgesetzt. Der in dieser Arbeit zu beurteilende Abschnitt des Hachinger Bachs wurde im Rahmen der Planungen im Jahre 1995 in den Bebauungsplan (Nr. 1725) übernommen⁵³⁶. Die Renaturierungsanstrengungen basieren dabei auf zwei primären Zielstellungen⁵³⁷:

- I. Ökologischer Gewässerzustand und
- II. Erholungsnutzungen.

Entsprechend der Vorgaben der Europäischen Union sind alle Mitgliedstaaten aufgefordert Oberflächengewässer zu „schützen, verbessern und (zu) sanieren“, um einen „guten Zustand“ zu gewährleisten⁵³⁸. Für den Hachinger Bach ist dabei der gute Zustand entsprechend einer ökologischen Gewässerstruktur zu erreichen. Hierbei bildet die Gewässerfreilegung inklusive des Sohlausbaus, Basis einer ökologischen Gewässerstruktur, in deren Folge zunehmend Organismen eine Stärkung biologischer Vielfalt begründen.

Parallel ist die Freilegung des Hachinger Bachs maßgeblich durch verschiedene Bürgerbegehren veranlasst⁵³⁹. Inhaltlich wird dabei eine Verbesserung der Nutzungsmöglichkeiten und Erholungsleistungen im innerstädtischen Raum gefordert. Die Gewässerfreisetzung dient der Stärkung der Revitalisierungspotentiale der Stadt (Erholung) und bildet dadurch maßgeblichen Bestandteil des gesellschaftlichen Interesses (regional).

7.2.1.3. Projektplanung

Die Freilegung des Hachinger Bachs umfasst zirka 2,6 km neustrukturierte Gewässertrasse⁵⁴⁰. Hierbei wird der verrohrte Gewässerabschnitt einer vollständigen Trassenneuplanung unterzogen. Es entsteht ein mäandrierender Bach mit strukturierter Sohle in naturnahem Zustand⁵⁴¹. Mit Ausnahme der Straßenquerungen wird ein offenes und barrierefreies Gerinne erstellt. Straßenquerungen sind baubedingt mehrfach geschlossen und in Form eines Rechteckgerinnes auszuführen. Ökologische Ausbaumaßnahmen an der Sohle gewährleisten aber weiterhin natürliche Gewässerstrukturen und die Durchgängigkeit für verschiedenste Lebewesen⁵⁴². Zusätzlich der Renaturierung des Bachs erfolgt im Rahmen des Freilegungsprojektes die Erstellung eines Weiher. Dieser bestand bereits vor Erbauung der Verrohrung und erfährt im Projektrahmen eine Wiederherstellung. Der gezielte Ausbau gewährleistet, infolge nachgewiesener durchgängiger Stoffzirkulation, ein stabiles ökologisches Gleichgewicht des Weiher⁵⁴³. Weiterhin erfolgen Ausweitungen der Parkstrukturen und Nutzungsaktivitäten. So entstehen Angebotsoptimierungen zur Erholung, sowohl passiv als auch aktiv. Das Gesamtprojekt der Bachfreilegung dient gleichermaßen der ökologischen Zustandsverbesserung des Gewässers, als auch der Nutzungs- und Wahrnehmungsmöglichkeiten (Erholung).

⁵³⁵ vgl. BAUREFERAT (2010)

⁵³⁶ vgl. BAUREFERAT (2010)

⁵³⁷ vgl. BAUREFERAT (2010), BPR (2011)

⁵³⁸ Art. 4 Abs. 1a Nr. ii EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000)

⁵³⁹ vgl. BAUREFERAT (2010)

⁵⁴⁰ vgl. Abbildung 7-2

⁵⁴¹ vgl. BPR (2011)

⁵⁴² vgl. BPR (2012A)

⁵⁴³ vgl. BGL (2011)



Abbildung 7-2: Planung Renaturierung – Projektflyer Freilegung Hachinger Bach – Baureferat München (2012)

7.2.1.4. Planungsstand – Alternativen – Freilegung Hachinger Bach

Die Freilegung des Hachinger Bachs zwischen Kampenwandstraße und Hüllgraben bildet nach den bestehenden Planungen die einzige Alternative zur Beibehaltung der Verrohrung⁵⁴⁴. Ausgehend von der Planungszielstellung „Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes“ und „Erhöhung der Erholungsnutzungen“ erscheinen, begründet durch die vielfältigen Randbedingungen (z. B. Flächenverfügbarkeit), weitere Projektalternativen als nicht umsetzbar. Folglich besteht für die Bachfreilegung nur die Möglichkeit der aufgezeigten Trassenführung oder Beibehaltung des Status Quo-Zustandes. Letzteres aber würde keine Verbesserung der Ökologie und der sozialen Projektnutzen ermöglichen.

Das Planungsverfahren zur Freilegung des Hachinger Bachs befindet sich zum Zeitpunkt der Nachhaltigkeitsuntersuchung in Vorbereitung auf die Ausführungsplanung. Die Genehmigungsplanung ist mit dem Planfeststellungsbeschluss abgeschlossen⁵⁴⁵. Unmittelbar anstehende Leistungen betreffen vor-

⁵⁴⁴ vgl. BPR (2012A)

⁵⁴⁵ vgl. Planfeststellungsbeschluss Freilegung Hachinger Bach Landeshauptstadt München – Referat für Gesundheit und Umwelt vom 29.10.2012

nehmlich die Erörterung budgetärer Umfänge und Zielvorstellungen der Vergabe. Für die Anwendung des Nachhaltigkeitsmodells ist der Planungsstand ausreichend, jedoch mit Verweis auf die bereits feststehende Genehmigungsplanung nicht geeignet, Optimierungen der Planungskonzeption ohne umfassende Eingriffe in bestehende Projektandrbedingungen und -vorgaben zu erreichen. Es ist möglich, Änderungen in begrenzten Umfängen in der Maßnahmenausgestaltung zu erzielen, nicht aber eine vollständige, der Nachhaltigkeit optimierte Alternative zu generieren. Da dies aber bereits mit Einleitung der Vorplanung und der Festlegung auf eine Einzelvariante außer Frage stand⁵⁴⁶, ist mit dem gegenwärtigen Planungsstand dennoch eine ganzheitliche und repräsentative Nachhaltigkeitsuntersuchung der definierten Einzelalternative möglich.

7.2.2. Modulares Nachhaltigkeitsmodell

7.2.2.1. Randbedingungen

Die Freilegung des Hachinger Bachs erfolgt in primärer Zielsetzung zur ökologischen Zustandsverbesserung des Gewässers und zur Stärkung regionaler Erholungsnutzungen⁵⁴⁷. Hochwasserschutz bildet keine maßgebliche direkte Zielstellung, da sowohl die Umsetzung als auch die Beibehaltung des Status Quo vergleichbare gegenwärtige Schutzniveaus begründen. In beiden Alternativen ist ein Schutz gegen 100 jährliche Hochwasser gegeben. Trotz der nicht direkten Anwendung für den Hochwasserschutz ist die Bachfreilegung aber entsprechend der Maßnahmenwahl geeignet, Beurteilung durch das ganzheitliche Nachhaltigkeitsmodell zu erfahren. Der Maßnahmeninhalt und die Projektausführung entsprechen der im Nachhaltigkeitsmodell definierten Maßnahmenkonstellation der Renaturierung. Folglich ist auch bei nicht direkter Anwendung des Projektes für den Hochwasserschutz eine Bewertbarkeit der Nachhaltigkeit durch das Nachhaltigkeitsmodell gegeben. Das Gewässer selbst ist nach bayerischem Wassergesetz ein Gewässer III. Ordnung (kommunale Maßnahme). Unterhaltsträger für die Maßnahmenkonzeption ist die Stadt München.

Die Gesamtbewertung des Projektes Hachinger Bach erfolgt geschlossen für die Renaturierung (Bachfreilegung). Der Status Quo (Beibehaltung der Verrohrung) dient als Referenzwert bei unverändertem Bestand der gegenwärtigen Gewässertrassierung. In Beurteilung der alternativen Maßnahmenplanung ist diese grundsätzlich abhängig der vorherrschenden und zukünftigen Maßnahmensituation und entspricht damit nicht dem Bau „auf der grünen Wiese“. Der Status Quo bildet Mindestmaß an Leistungen die sowohl gerade, als auch zukünftig aufrechtgehalten werden müssen, um eine Funktionsfähigkeit des Gewässers zu gewährleisten. Zusätzliche Alternativen sind mit Stand der Planung ausgeschlossen⁵⁴⁸. Es besteht ausschließlich die Möglichkeit der Renaturierungsumsetzung oder der Beibehaltung des Status Quo. Folglich ist für die Gesamtauswertung des Nachhaltigkeitsmodells das Mindestmaß an Vergleichsalternativen eingehalten.

7.2.2.2. Kriterienabgrenzung

Das Nachhaltigkeitsmodell dient der Quantifizierung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen infolge der Nachweisführung und Akkumulation aller relevanten projektbedingten Umweltwirkungen⁵⁴⁹. In Anwendung des Modells werden für die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit repräsentative Kriterien erarbeitet, die eine vergleichbare Beurteilung verschiedenster Umweltwirkungen erlauben. Für das Projekt Hachinger Bach erfolgt die Kriterienauswahl spezifisch der Maßnahmen-

⁵⁴⁶ vgl. BPR (2012A)

⁵⁴⁷ vgl. BAUREFERAT (2010), BPR (2011)

⁵⁴⁸ vgl. BPR (2012A)

⁵⁴⁹ vgl. Abschnitt 5.3.1 „Auswahl und Umfang an Bewertungskriterien“

konzeption für kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen. Entsprechend der primären Einzelmaßnahme des Projektes (Bachfreilegung), in vergleichbarer Funktion einer Renaturierung, sind 15 Kriterien für die Beurteilung der Nachhaltigkeit allgemein geeignet⁵⁵⁰.

Tabelle 7-1: allgemein berücksichtigungsfähige Bewertungskriterien – Projekt Hachinger Bach

Bewertungskriterien	Renaturierung
<u>ökonomische Dimension</u>	
➤ Kosten	x
➤ Schadenseinsparungen	x
<u>ökologische Dimension</u>	
➤ Biodiversität	x
➤ Erosion	-
➤ Sohlflächenänderung	x
➤ Treibhauseffekt	x
➤ Schadstoffe	x
➤ Eutrophierung	x
➤ Versiegelung	x
➤ Grundwasser	x
<u>soziale Dimension</u>	
➤ Hochwasserrisiko-Mensch	x
➤ Anlagenrisiko	-
➤ Lebensqualität	x
➤ Stadtbild	-
➤ Landschaftsvielfalt	x
➤ Kulturgut	x
➤ Erholung	x
➤ Beschäftigung	x

x ... Kriterienanwendbarkeit in der Maßnahmenauswahl allgemein gegeben

- ... Kriterienanwendbarkeit in der Maßnahmenauswahl allgemein nicht gegeben

Das Projekt Hachinger Bach ist im modularen Nachhaltigkeitsmodell (Teilmodell 1) detailliert unter Anwendung von acht Bewertungskriterien direkt quantifizierbar. Die Auswahl umfasst grundsätzlich berücksichtigungsfähige Kriterien, die gleichermaßen infolge geeigneter methodischer Verfahren und Planungsinformationen des Projektes rational quantifizierte Auswertung erfahren können:

1. Kosten,
2. Schadenseinsparungen,
3. Biodiversität-Grünlandgestaltung,
4. Treibhauseffekt,
5. Schadstoffe,
6. Eutrophierung,
7. Hochwasserrisiko-Mensch und
8. Beschäftigung.

Die Kriterien Sohlflächenänderung, Grundwasser und Kulturgut beinhalten Umweltwirkungen die durch Renaturierungen grundsätzlich beeinflusst werden können. Jedoch sind diese entsprechend den Spezifikationen der Maßnahmen im Projekt Hachinger Bach nur als marginal in Wirkungen und Folgen auf die Umwelt zu beschreiben. So ist sowohl infolge der zu gewährleistenden Durchgängigkeit des Gewässers, der relativ geringen Fließgeschwindigkeiten (<1 m/s), als auch der stark begrenzten Sedimenttransportmöglichkeiten eine relevante projektbedingte Einflussnahme auf die Sohlflä-

⁵⁵⁰ vgl. Tabelle 7-1

fen nicht nachweisbar⁵⁵¹. Das Grundwasser wird durch Einbringung von Abdichtungsmaterialien vom Bachlauf getrennt, so dass keinerlei relevante Veränderung an Menge und Qualität zu erwarten sind⁵⁵². Kulturgüter sind projektbedingt nur im Bereich der Straßenquerung Michaeliburgstraße und der Außenbereiche der Klosteranlage betroffen. Eine relevante Umweltfolge ist dabei aber nicht zu verzeichnen⁵⁵³. Für die vier Kriterien

1. Biodiversität-Gewässer,
2. Lebensqualität,
3. Landschaftsvielfalt und
4. Erholung

bestehen begründete Prognosen einer relevanten projektbedingten Umweltbeeinflussung, doch erlauben der Planungsstand, als auch begrenzte methodische Verfahrensansätze der Kriterienauswertung keine rationale Wirkungsquantifizierung im modularen Nachhaltigkeitsmodell. Im Interesse einer vollständigen Nachhaltigkeitsbewertung sind die relevanten aber nicht rational numerisch nachweisbaren Umweltwirkungen separat zu untersuchen und die Ergebnisse durch die Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells (Teilmodell 2) den rationalen Auswertungsergebnissen beizustellen.

7.2.2.3. Maßnahmenbewertung – modulares Nachhaltigkeitsmodell

Die nachfolgend dargelegten Ergebniswerte entstammen der Projektbewertung durch Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Als Grundlage dienen dabei die Bewertungskriterien des Anhangs A4 „Bewertungskriterien kommunaler HWSM“. Die Berechnung erfolgte computergestützt in Auswertung der Planungskonzeption, unter Anwendung der definierten Berechnungsalgorithmen der jeweiligen Kriterien. Einzelauswertungen der Teilkriterien sind im Anhang A6-2 „Auswertung Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach“ dargestellt. Es sind dabei alle Kriterien aufgezeigt, die im modularen Nachhaltigkeitsmodell projektbedingt detailliert analysiert und ausgewertet wurden.

Der Nachhaltigkeitsnachweis der Renaturierung des Hachinger Bachs im modularen Nachhaltigkeitsmodell erfolgt unter Anwendung von acht Bewertungskriterien⁵⁵⁴. Hierbei werden relevante Wirkungen der Maßnahmen auf die Umwelt mehrdimensional erfasst und mittels angepasster Methoden in eine monetäre Auswertungseinheit transformiert. Im Ergebnis sind projektbedingte Umweltwirkungen eindeutig und vergleichbar dargestellt. In Auswertung aller rationalen Umweltwirkungen ist im modularen Nachhaltigkeitsmodell sowohl eine geschlossene, als auch relative Teilergebnisbeurteilung möglich.

Mit den acht Bewertungskriterien des modularen Nachhaltigkeitsmodells ist eine positive Nachhaltigkeit der Renaturierung des Hachinger Bachs nachweisbar. Bei der Analyse der Umweltwirkungen mittels den Bewertungskriterien zeigt sich ein projektbedingter positiver Nutzen von zirka 1,8 Mio. Euro⁵⁵⁵. Maximal negative Nutzen werden im Projekt Hachinger Bach durch die Kosten verursacht. Positive Umweltwirkungen sind vorrangig durch die Biodiversität der dem Gewässer umgebenden Grünlandgestaltung, durch die zu prognostizierenden Schadenseinsparungen, Schadstoffe, veränder-

⁵⁵¹ vgl. hydrodynamische Berechnungen für $HQ_{100}=1 \text{ m}^3/\text{s}$ – vgl. BGL (2011)

⁵⁵² vgl. BOLEY & SCHÖBER (2012)

⁵⁵³ vgl. BPR (2012A)

⁵⁵⁴ vgl. Abbildung 7-5

⁵⁵⁵ Summe aller projektbedingten resultierenden Umweltnutzen – vgl. Abbildung 7-5

ten Hochwasserrisiken für Menschen (HWR-Mensch) und durch den Beschäftigungseffekt nachweisbar.

Kosten als Kriterien begründen ihren negativen Umweltutzen vorrangig auf den für das Projekt benötigten Bauleistungen. So sind im Rahmen der Kosten umfangreiche finanzielle Aufwendungen für die Bacherstellung, als auch die Grünlandgestaltung zu erbringen. Gleichzeitig verlangt der Grunderwerb relevante Projektausgaben. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass im Raum München vergleichsweise sehr hohe Forderungen für den Grunderwerb bestehen. Für die Renaturierung des Hachinger Bachs sind bis zu 600 Euro pro Quadratmeter für die zusätzlich zu erwerbenden Grundflächen aufzubringen. Insgesamt sind, ausgehend von den acht relevanten und rational quantifizierbaren Bewertungskriterien, drei für den Nachweis negativer Umweltutzen verantwortlich. Diese begründen negative Gesamtnutzen in Höhe von zirka 19 Mio. Euro (Erwartungswert)⁵⁵⁶.

Schadenseinsparungen, Schadstoffe, HWR-Mensch, Beschäftigung und die Biodiversität der Grünlandgestaltung belegen positive projektbedingte Umweltutzen. So wird in Zusammenfassung der fünf Kriterien im Projekt Hachinger Bach ein positiver Nutzen von insgesamt zirka 21 Mio. Euro verzeichnet (Erwartungswert)⁵⁵⁷. Das Kriterium Biodiversität-Grünlandgestaltung weist dabei mehr als 50 % der positiven Projektnutzen auf. Hierbei ist zu beachten, dass der Nutzen der biologischen Vielfalt in Auswertung des landschaftspflegerischen Begleitplans nur für die dem Gewässer angrenzende Landschaftsgestaltung Beurteilung findet⁵⁵⁸. Der Bach selbst ist gesondert zu analysieren. Ausgehend von der vollständigen Neukonzipierung der Bachtrasse aber ist mit den bestehenden Auswertungsverfahren und den projektbedingten Planungsinformationen keine detaillierte rationale Wirkungs- und Folgenquantifizierung im Rahmen der Biodiversität (Gewässer) konsistent möglich⁵⁵⁹. Im Kriterium Schadstoffe sind negative Umweltutzen vorrangig infolge der Stoffemission bei der Maßnahmenumsetzung und der Materialbereitstellung zu prognostizieren. Beide Prozesse verursachen unter anderem, im Rahmen der Versauerung, umweltgefährdende Schadstoffemissionen von zirka 3,7 t SO₂-Äquivalent. Gleichzeitig aber ist in der Umsetzung der Renaturierung auch eine Sanierung altlastenverdächtiger Flächen geplant. Vorrangig im Bereich des Bolzplatzes, entlang des ehemaligen Rosenheimer Bahndamms und nördlich der Truderinger Straße sind Altlastenverdachtsflächen vorzufinden, die im Rahmen der Maßnahmenumsetzung einer jeweils angemessenen Sanierung unterzogen werden müssen⁵⁶⁰. Als Folgen sind positive Umweltutzen zu verzeichnen. Diese sind in Umfang in Vergleich zu den negativen Nutzen deutlich höher. Resultierend ist im Kriterium Schadstoffe für das Projekt Hachinger Bach, in Vergleich mit dem Status Quo, ein positiver Umweltutzen von zirka 1 Mio. Euro nachweisbar⁵⁶¹.

⁵⁵⁶ Summe der resultierenden Projektnutzen der Kriterien: Kosten, Treibhauseffekt, Eutrophierung – vgl. Abbildung 7-5

⁵⁵⁷ Summe der resultierenden Projektnutzen der Kriterien: Schadenseinsparungen, Schadstoffe, HWR-Mensch, Beschäftigung, Biodiversität-Grünlandgestaltung – vgl. Abbildung 7-5

⁵⁵⁸ vgl. BPR (2012B)

⁵⁵⁹ vgl. Abschnitt 7.2.3

⁵⁶⁰ vgl. BPR (2012A)

⁵⁶¹ Ergebnis der resultierenden Nutzen des Kriteriums Schadstoffe – vgl. Abbildung 7-5

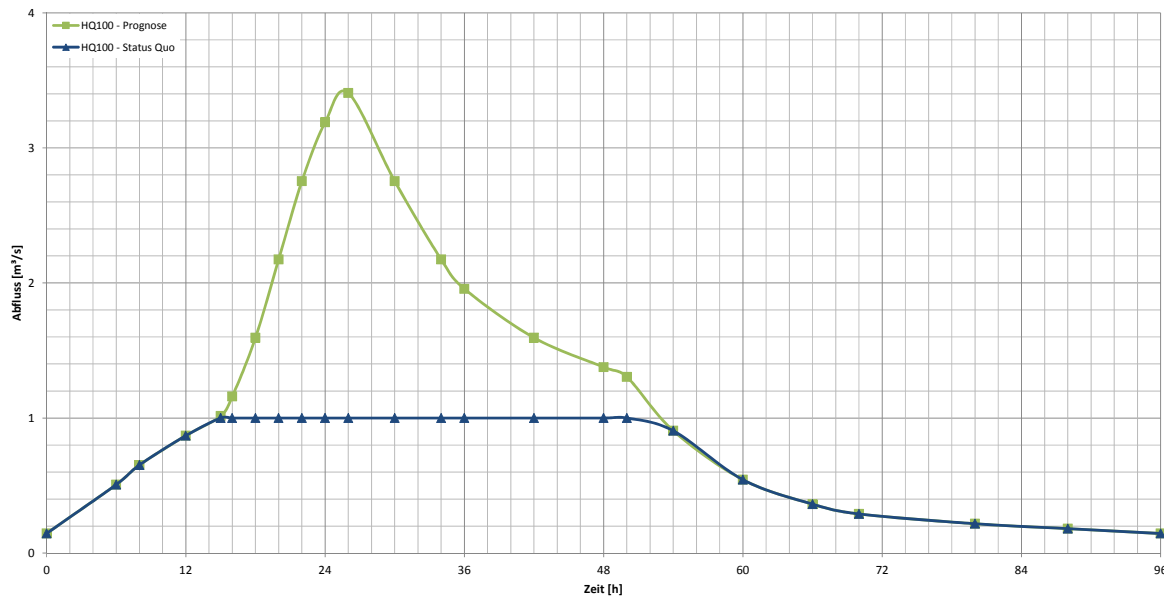


Abbildung 7-3: Vergleich HQ₁₀₀ Abflussganglinien Status Quo und bei Prognose der Bahndurchlassöffnung⁵⁶²

Die Kriterien Schadenseinsparungen, HWR-Mensch und Beschäftigung dienen der Nachweisführung mittlerer Projektnutzen. Hierbei ist insbesondere auf die Stellung des Kriteriums Schadenseinsparungen hinzuweisen. Der Hochwasserschutz bildet primär keinen Zielaspekt der Planungen, da sowohl die Renaturierung als auch die Verrohrung (Status Quo) einen schadlosen Abfluss eines 100 jährlichen Hochwasserereignisses erlauben. Dies aber wird relativiert in Kenntnis der Randbedingungen der Abflussbildung des gegenwärtigen 100 jährlichen Hochwasserereignisses. Das 100 jährliche Hochwasser verursacht einen maximalen Abfluss im Projektgebiet von 1 m³/s. Der Wert ist dabei aber weniger natürlich bedingt, als vielmehr Folge des Bahndamms in Perlach-München. Der hierbei vorliegende Gewässerdurchlass gewährleistet Abflussleistungen von maximal 1 m³/s. Der 100 jährliche Hochwasserabfluss der aber auf den Durchlass trifft, umfasst 3,4 m³/s⁵⁶³. Der Differenzbetrag des Abflusses wird südlich des Bahndamms zurückgehalten. Ein Nachweis der Überschwemmungsflächen liegt vor⁵⁶⁴. Da aber im Rahmen der zukünftigen Instandsetzung der Bahntrasse Perlach-München auch Änderungen am Durchlasskonzept in Betracht gezogen werden, ist es zukünftig möglich, dass entgegen den bisherigen Szenarien keine 1 m³/s Abflussleistung im nördlichen Bereich anstehen, als vielmehr die im Süden des Durchlasses bereits jetzt vorliegenden 3,4 m³/s.

⁵⁶² vgl. Bemessungsganglinien Hachinger Bach – Wasserwirtschaftsamt München

⁵⁶³ vgl. Abbildung 7-3

⁵⁶⁴ vgl. Überschwemmungsgebiet Hachinger Bach:

http://www.muenchen.de/rathaus/Stadtverwaltung/Referat-fuer-Gesundheit-und-Umwelt/Wasser_und_Boden/Regenwasser_gartenbewaesserung/Wasser/Ueberschwemmungsgebiete.html (abgerufen: 16.02.2013)



Abbildung 7-4: Ergebnisse 2D Modellierung Überschwemmungsflächen HQ₁₀₀, Raum Berg am Laim – München

In Anbetracht der möglichen zukünftigen Steigerung des 100 jährlichen Hochwasserabflusses wurden in Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodell, nach Absprache mit dem Baureferat, die Maßnahmen der Renaturierung und der Verrohrung (Status Quo) einer Analyse ihrer hydraulischen Leistungsfähigkeit im Projektgebiet unterzogen. Hierbei wurde ersichtlich, dass durch die Beibehaltung der Versickerungsanlage der renaturierte Bachlauf im Untersuchungsgebiet, in Einhaltung definierter Randbedingungen, einen Schadlosabfluss gewährleisten kann. Die Verrohrung aber ist auf Grundlage fehlender Reserven nicht geeignet, die erhöhten Abflussmengen zu bewirtschaften. Es entstehen unweigerlich Rückstauereffekte, die begründet auf der nahen Verbauung im Projektgebiet, Schäden vornehmlich im Bereich südlich der Bahntrasse, auf Höhe der S-Bahn-Station Berg am Laim verursachen⁵⁶⁵. In Nachweis der im Status Quo potentiell erwachsenden Hochwasserschäden sind positive Projektnutzen der Renaturierung von jährlich zirka 140.000 Euro zu prognostizieren. Die Berechnung erfolgte unter Anwendung einer empirisch-statistischen, flächengewichteten und relativen Schadensfunktion, auf Basis der physikalischen Auswertungsergebnisse einer 2D-Modellierung mit dem Programm MIKE 21 von DHI-WASY⁵⁶⁶.

⁵⁶⁵ vgl. Abbildung 7-4

⁵⁶⁶ 2D-Modellierung – vgl. MIKE FLODD (2007); Schadensfunktionen in Anpassung an den regionalen Verbraucherindex und die Bodenpreise – vgl. KUTSCHERA (2008), www.statistikdaten.bayern.de/genesis/online (abgerufen: 29.01.2013)

Das Projekt Hachinger Bach ist nach der Analyse der rational quantifizierbaren Umweltwirkungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells als nachhaltig zu beschreiben⁵⁶⁷. Die projektbedingt in Vergleich mit dem Status Quo positiven Umweltnutzen sind um zirka 10 % höher als die negativen. Hierbei ist zusätzlich zu beachten, dass für die beiden primären (positiven) Projektzielstellungen, begründet auf differenzierten Ursachen, keine umfassenden rationalen Auswertungsmöglichkeiten bestehen. So ist für die Bewertungskriterien Biodiversität (Gewässer), Lebensqualität, Landschaftsvielfalt und Erholung eine allgemeine positive Wirkungsrelevanz infolge des Projektes zu prognostizieren, doch ist eine quantifizierte Wirkungs- und Folgenbeurteilung mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell rational nicht möglich. Für eine Berücksichtigung ist gesondert das modifizierte Projektbewertungsmodell zu verwenden, das zusätzlich der rationalen Nutzenquantifizierung, die durch das Projekt verursachten weiteren Umweltwirkungen erfasst und vergleichbar auswertet. Die Ergebnisse sind den rationalen Nutzenwerten beizustellen, um abschließend einen ganzheitlichen Nachhaltigkeitsnachweis zu gewährleisten.

⁵⁶⁷ vgl. Abbildung 7-5

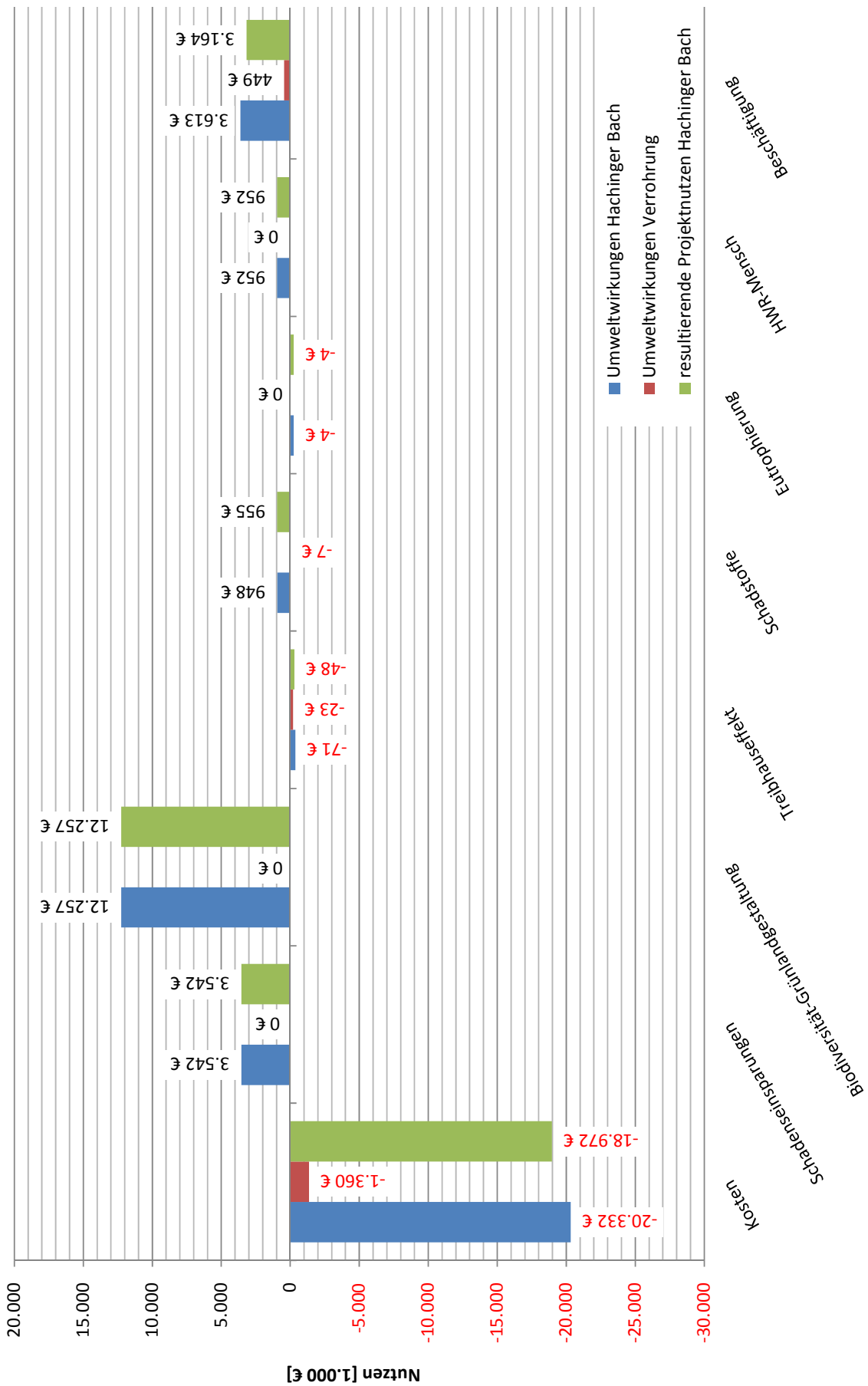


Abbildung 7-5: Vergleich der Umweltwirkungen (Absolutnutzen) der Renaturierung mit denen bei der Beibehaltung der Verrohrung (Status Quo) und der daraus resultierenden Projektnutzen der Nachhaltigkeit für die Freilegung Hachinger Bach – modulares Nachhaltigkeitsmodell

7.2.3. Modifiziertes Projektbewertungsmodell

Das Nachhaltigkeitsmodell dient der ganzheitlichen Projektbewertung. Hierzu werden alle relevanten Umweltwirkungen mittels separaten Methoden und Verfahren analysiert und angemessen ihrer Folgen beurteilt. Da das Modellverfahren aber maßgeblich in der Vorplanung Verwendung findet und die zu beurteilenden Umweltwirkungen in verschiedensten Facetten und Umfängen bestehen, ist nicht bei einer jeden Anwendung grundsätzlich sicherzustellen, alle relevanten Umweltwirkungen ausschließlich mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell nachzuweisen (Modellherausforderungen)⁵⁶⁸. Es bestehen vielmehr Herausforderungen von begrenzten Analyseumfängen, die nicht direkt durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell geschlossen werden können. Es sind je nach Projekt und Stand der Planung differenzierte Einschränkungen in der Erfassung und Auswertung der potentiell bestehenden und dadurch maßgeblich zu analysierenden Umweltwirkungen möglich. Um in Kenntnis der Modellherausforderungen aber dennoch eine ganzheitliche Projektbewertung sicherzustellen, wurde das modifizierte Projektbewertungsmodell (Teilmodell 2) entwickelt. Dieses erlaubt durch Implementierung präferenzgestützter Expertenurteile die Vervollständigung der Auswertung aller relevanten Umweltwirkungen.

7.2.3.1. Erweiterungsbedarf der Nachhaltigkeitsbewertung – Freilegung Hachinger Bach

Das Projekt Hachinger Bach ist in Typisierung der Primärmaßnahmen als Renaturierung zu beschreiben. Dies begründet allgemein ohne Berücksichtigung des jeweiligen Projektstandortes die Verwendung von bis zu 15 Bewertungskriterien des typisierten kommunalen Hochwasserschutzes. Durch die vorliegenden Daten aus der Projektplanung sind dabei acht Kriterien durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell direkt rational auswertbar. Von den verbleibenden sieben Kriterien sind drei als grundsätzlich nicht auswertungsrelevant und vier maßgeblich durch begrenzte Informationen und Methoden der Auswertung als nicht direkt rational nachweisbar zu deklarieren. Während für die drei nicht relevanten Kriterien keinerlei Bedarf an einer erweiterten Analyse besteht, ist für die vier nicht direkt rational quantifizierbaren Kriterien das modifizierte Projektbewertungsmodell anzuwenden. Die vier Kriterien dienen speziell im Projekt Hachinger Bach der Auswertung der maßgeblichen Projektzielstellungen. So ist durch die Kriterien Biodiversität (Gewässer) und Landschaftsvielfalt, die durch das Projekt gezielt gesteuerte Verbesserung des ökologischen Zustandes zu untersuchen. Hierbei ist das primäre Umsetzungsinteresse des Projektes Hachinger Bach zu beurteilen⁵⁶⁹. Zusätzlich bilden die durch das Projekt geschaffenen erweiterten Erholungsnutzungen die zweite primäre Maßnahmenzielstellung.

7.2.3.2. Randbedingungen

Im modifizierten Projektbewertungsmodell sind alle als relevant einzuordnenden Umweltwirkungen zu erfassen und zu beurteilen, die im Rahmen der Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells keine angemessene Würdigung finden können. Der dabei stattfindende Nutznachweis erfolgt maßgeblich unter Verwendung einer präferenzgestützten Wertermittlung. Hierzu ist eine spezifische Stakeholderbefragung durchzuführen. Ausgehend von der Vielschichtigkeit der Schutzmaßnahmen und der weitreichenden Umweltwirkungen und deren Folgen werden Stakeholder dabei ausgewählt nach Projektkenntnis und Fachwissen befragt. Eine allgemeine und offene Befragung potentiell Projektbetroffener ist wegen der benötigten Fachkenntnisse für eine stabile Auswertung der Umweltwirkungen nicht zielführend. Vielmehr bilden die in Projektkenntnis verfügbaren Experten Basis einer konsistenten und umfassenden Projektbewertung.

⁵⁶⁸ vgl. Abschnitt 6.1 „Modellerweiterungsbedarf“

⁵⁶⁹ vgl. Art. 1a EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000)

Die Expertenbefragung für das Projekt Hachinger Bach fand in Abstimmung mit dem Sachgebiet Wasserbau des Baureferates für Ingenieurbau J3 in München statt. Für die Befragung wurden sechs Experten aus den Bereichen der Projektplanung, der Grünlandgestaltung, des Naturschutzes und dem Baurecht gewonnen⁵⁷⁰. Alle Experten verfügen über detaillierte Projektkenntnisse und waren oder sind Teil der Projektplanung. Die Expertenbefragung fand in angeleiteter Form statt. Hierzu wurde vor Beginn der Befragung ein Informationsvortrag gehalten. Dieser diente der Vorbereitung des Befragungsthemas durch die Darlegung der bereits erfolgten Projektbewertung im Rahmen des modularen Nachhaltigkeitsmodells und der im Anschluss durchzuführenden Befragungsinhalte. Es wurden dabei auch die Ergebnisse der rationalen Projektbewertung in Relation zueinander aufgezeigt, die in der folgenden Befragung als Vergleichskenngrößen dienten. Eine Absolutwertdarstellung der Ergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells unterblieb aber, um auf die Experten keine lenkende Funktion im Antwortverhalten auszuüben. Die präferenzgestützte Bewertung im modifizierten Projektbewertungsmodell erfolgt ausschließlich in Relationsbezug der auszuwertenden Umweltwirkungen mit den im modularen Nachhaltigkeitsmodell bereits nachgewiesen. Eine detaillierte Darlegung der einzelnen absoluten Ergebniswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells im Paarvergleich erfolgt nicht. Im Anschluss des Vortrages fand durch jeden Experten einzeln die Bearbeitung des Befragungsbogens statt⁵⁷¹.

Die Expertenbefragung im Rahmen des modifizierten Projektbewertungsmodells für das Projekt Hachinger Bach beinhaltet für jedes der vier Bewertungskriterien einen identischen Teilkatalog an Fragen. Beginnend mit der Beurteilung der Relevanz der nachzuweisenden Wirkungen, erfolgt die Festlegung der positiven oder negativen Nutzensausrichtung und die allgemeine Einordnung der Umweltwirkungen in eine von sechs Wirkungsklassen. Diese dienen vorab der Detailbeurteilung der rahmengebenden Grenzwertdefinition. Anschließend sind die Vergleichskriterien ausgehend von dem Portfolio der im modularen Nachhaltigkeitsmodell angewendeten Kriterien auszuwählen. Diese dienen in Vergleich mit den jeweils zu beurteilenden Umweltwirkungen als Referenzwerte. Die Beurteilung selbst erfolgt durch den Paarvergleich der in Ergebniswert bereits vorliegenden, mit den jeweils auszuwertenden Umweltwirkungen, in Verwendung einer siebenstufigen Präferenzwertskala. Es ist dadurch möglich Wertzuweisungen von absolut dominierend über gleichbedeutend, bis hin zu maßgeblich nachgeordnet zu vergeben. Gleichzeitig sind Zwischenwerte implementiert, um ein vergrößertes Spektrum an Wertklassifizierung zu erreichen. Im Anschluss der Bearbeitung der vier Bewertungskriterien erfolgt die abschließende Befragung nach der jeweiligen Präferenzeinordnung des Experten. Hierzu wird eine eindeutige Einordnung des Antwortverhaltens (Präferenzverhalten) in eine der drei Nachhaltigkeitsdimensionen verlangt. Zielstellung bildet die konsistente Zuordnung der Auswertungsergebnisse zu einer Expertengruppe, um eine vergleichbare Gewichtung der jeweils involvierten Präferenzurteile der differenzierten Expertengruppen zu gewährleisten. Für das Projekt Hachinger Bach sind speziell drei Experten mit sozialem Nachhaltigkeitsbezug und drei Experten mit ökologischem Nachhaltigkeitsbezug befragt wurden. Eine Expertenanzuordnung für die ökonomische Nachhaltigkeitsdimension besteht nicht.

7.2.3.3. Auswertung der Expertenbefragung

Die Expertenbefragung für das Projekt Hachinger Bach erfolgte spezifisch für vier ausgewählte Wirkungsprozesse (Kriterien). Hierzu wurden im Rahmen der Präferenzwertzuweisungen die auszuwertenden Kriterien mit den bestehenden acht bereits in Ergebniswert vorliegenden Kriterien des modu-

⁵⁷⁰ vgl. Abschnitt 6.3.3 „Präferenzhebung – Stakeholder“

⁵⁷¹ vgl. Anhang A5 „Stakeholder-Befragung“

laren Nachhaltigkeitsmodells betragsmäßig in ihren Umfängen und Folgen auf die Umwelt verglichen. Für jeden Wirkungsprozess wurde dazu ein eindeutiger Nutzenwert errechnet. Dieser in Akkumulation über die Befragungsgruppe (Experten) definiert einen repräsentativen Ergebniswert im modifizierten Projektbewertungsmodell.

I. Werteskalen – Werteklassen

Das modifizierte Projektbewertungsmodell zur Modellerweiterung der Nachhaltigkeitsbewertung basiert auf einer mehrstufigen Expertenbefragung. Diese erfolgt separat für jede zu beurteilende Umweltwirkung entsprechend eines einzelnen oder mehrfachen Paarvergleichs. Hierzu werden die zu beurteilenden Umweltwirkungen mit bereits folgenbeurteilten Ergebniswerten des modularen Nachhaltigkeitsmodells verglichen. Ziel ist es, eine konsistente Wertbeurteilung durch Verwendung repräsentativer Vergleichsgrößen zu erreichen. Für die Durchführung der Modellerweiterung sind neben weiteren Grundlagen vorrangig zwei differenzierte Werteskalen zu definieren. Beginnend mit der Befragung ist durch jeden Experten eine Einordnung der Umweltwirkungen in eine übergeordnete Werteklasse notwendig (Grenzwertbildung). Es wird dadurch sichergestellt keine den bestehenden Beurteilungsergebnissen grundlegend abweichenden Werte Höhen zu generieren. Bei jeder Beurteilung durch Präferenzen besteht die Gefahr der absoluten Überdimensionierung in Steuerung der Ergebniswertbildung. So ist ohne Grenzwertdefinition die Gefahr allgegenwärtig ein Ausschlusskriterium zu erörtern, das vollständig den jeweiligen Projektrahmen in Wert sprengt. Dies aber kann durch eine Vorabklassifizierung der Umweltwirkungen maßgeblich verhindert werden. Die zweite Werteskala findet direkte Anwendung im Paarvergleich, denn die jeweiligen Werturteile der Experten erfolgen ausschließlich unter Verwendung einer definierten Präferenzwerteskala. Diese begründet die Differenzierbarkeit der zu beurteilenden Umweltwirkungen in Vergleich der bereits in Ergebniswert bestehenden.

a) Werteskala – Grenzwertbildung

Die Klassifizierung der Grenzwerte erfolgt in direkter Abhängigkeit der vorab im modularen Nachhaltigkeitsmodell nachgewiesenen Nutzen. Hierzu wurde ausgehend von den differenzierten Ergebniswerten des modularen Nachhaltigkeitsmodells eine sechsstufige Werteskala definiert⁵⁷². Basis bildeten die Ergebniswerte des Kriteriums Biodiversität-Grünlandgestaltung. Diese wurden gleichbedeutend auf der Stufe mittel eingeordnet. Eine untere Wertfestlegung (sehr geringe Wirkung) erfolgte für die Kriterien HWR-Mensch, Schadstoffe, Treibhauseffekt und Eutrophierung. Das Ergebnis des Kriteriums Kosten wurden als hoch definiert. Anschließend wurde über dies hinaus eine Festlegung von zwei weiteren übergeordneten Wertestufen vorgenommen. Diese entsprechen in Wertorientierung einem Vielfachen der mittleren Wirkungsbewertung und gewährleisten dadurch auch Umweltwirkungen, die in Umfang und Folgenwert deutlich umfangreicher zu prognostizierenden sind, in den Auswertungen eindeutig und konsistent darzulegen. Gleichzeitig aber wird durch die Grenzwertfestsetzung verhindert übertrieben hohe Wertzuweisungen zu ermöglichen. Ausgehend von den bisher im modularen Nachhaltigkeitsmodell nachgewiesenen Nutzen erscheint keine der weiteren Umweltwirkungen geeignet einen absolut überhöhten Einzelwert zu rechtfertigen.

⁵⁷² vgl. Tabelle 7-2

Tabelle 7-2: Klassifizierte Grenzwertdefinition in Berücksichtigung der folgenbeurteilten Kriterienergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells

<u>Grenzwertdefinition</u>	<u>Werteskala</u>	<u>Kriterienzuordnung</u> ⁵⁷³
absolut dominierend	50.000.000 €	-
sehr hoch	35.000.000 €	-
hoch	25.000.000 €	Kosten
mittel	15.000.000 €	Biodiversität-Grünlandgestaltung
gering	5.000.000 €	Schadenseinsparungen, Beschäftigung
sehr gering	1.000.000 €	Schadstoffe, Treibhauseffekt, Eutrophierung, HWR-Mensch

b) Präferenzwerteskala

Die Präferenzwerteskala im Projekt Hachinger Bach umfasst sieben Wertstufen⁵⁷⁴. Als mittlerer Präferenzwert dient dabei der Wert „1“ in Funktion als gleichbedeutend der zu beurteilenden Umweltwirkungen und der im Vergleich gewählten. Der Maximalwert der Wirkungsbeurteilung für das Projekt Hachinger Bach ist mit „4“ definiert. Basis der Festlegung bildet dabei das im Nutzen als mittlere Umweltwirkung zu deklarierende Kriterium Biodiversität-Grünlandgestaltung. Durch die Beibehaltung der aus der Grenzwertdefinition bestehenden maximalen Wirkungsklasse (absolut dominierende Wirkung⁵⁷⁵) ist ein vierfacher Wirkungswert der mittleren Vergleichswirkung möglich. Zwischenwerte sind grundsätzlich ganzzahlig dargelegt, können aber auch bei Bedarf durch die Experten weitere Untergliederung finden.

Tabelle 7-3: Präferenzwerteskala in Unterscheidung der ganzzahligen Wertzuordnung durch die Experten und der im Modell hinterlegten Werturteile

<u>Präferenzurteil</u>	<u>Werteskala Expertenbefragung</u>	<u>Modell hinterlegte Werturteile</u>
Projektfolgen für die zu beurteilende Umweltwirkung absolut dominierend	3	4/1
- um eine vielfaches höher	2	3/1
- höher	1	2/1
- vergleichbar	0	1/1
- geringer	-1	1/2
- um ein vielfaches geringer	-2	1/3
Projektfolgen für das Vergleichskriterium absolut dominierend	-3	1/4

II. Projektwirkungen auf die Biodiversität (Gewässer)

Die Veränderung der Biodiversität des Gewässers ist im Rahmen des Projektes Hachinger Bach vorrangig der weiteren Umweltwirkungen grundsätzlich zu beurteilen. Die Stärkung der biotischen Vielfalt entspricht der durch das Projekt primär zu verfolgenden Zielstellung in Form der Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes⁵⁷⁶. Da aber in Prognose einer vollständigen Neukonzipierung der Trassenführung keine geeigneten Werkzeuge für eine rationale Nachweisführung der Umweltwirkungen zur Verfügung stehen, ist eine Wirkungsbeurteilung im Rahmen des modularen Nachhaltigkeitsmodells nicht direkt möglich⁵⁷⁷. Durch die Relevanz der projektbedingten Wirkungen auf die

⁵⁷³ entsprechend den Ergebniswerten des modularen Nachhaltigkeitsmodells

⁵⁷⁴ vgl. Tabelle 7-3

⁵⁷⁵ vgl. Tabelle 7-2

⁵⁷⁶ vgl. Art. 1a EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000), BAUREFERAT (2010)

⁵⁷⁷ vgl. Anhang A4-3 „Biodiversität“

Biodiversität des Gewässers aber, ist eine Analyse und Auswertung vorrangig der Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells zu forcieren.

In Auswertung der Befragung über die durch das Projekt Hachinger Bach verursachte Beeinflussung der Biodiversität (Gewässer) ist durch alle Experten eine positive relevante Umweltwirkung zu bescheinigen. Die Veränderung der Biodiversität (Gewässer) wird dabei durch die Experten in Minimum mit zirka 8,4 Mio. Euro Nutzen und im Maximum mit zirka 24,5 Mio. Euro Nutzen beurteilt⁵⁷⁸. In Differenzierbarkeit der Präferenzverteilung ist dabei ein grundsätzlich höherer Nutzen durch ökologisch geprägte Experten vorliegend. Im Erwartungswert ist die Wirkungsbeurteilung von Experten mit sozialem Nachhaltigkeitsbezug mit zirka 15,4 Mio. Euro Nutzen im Vergleich um zirka 1 Mio. Euro Nutzen geringer⁵⁷⁹. Insgesamt ist in Auswertung der Expertenbefragung im Erwartungswert ein positiver Umweltnutzen durch die Stärkung biotischer Vielfalt in Höhe von zirka 15,8 Mio. Euro nachweisbar⁵⁸⁰.

Tabelle 7-4: Ergebnisse Expertenbefragung Nutzenbeurteilung Projekt Hachinger Bach – Biodiversität (Gewässer)

Stakeholder 1	Stakeholder 2	Stakeholder 3	Stakeholder 4	Stakeholder 5	Stakeholder 6	<u>Erwartungswert</u>
ökologische Dimension	ökologische Dimension	ökologische Dimension	soziale Dimension	soziale Dimension	soziale Dimension	gesamt
8.366.837 €	15.614.493 €	25.000.000 €	12.256.950 €	24.513.900 €	9.347.178 €	<u>15.849.893 €</u>

III. Projektwirkungen auf die Landschaftsvielfalt

Das Projekt Hachinger Bach verursacht nicht nur Wirkungen auf die belebte Umwelt sondern parallel dazu auch Eingriffe in die abiotische Natur. Hierbei erfolgen maßgebliche Veränderungen an der Vielfalt und der Funktion der Landschaften im Rahmen der sozialen Nachhaltigkeit. Diese sind im Projekt Hachinger Bach grundsätzlich als positiv zu prognostizieren. Begründet auf den umgebenden städtischen Strukturen Münchens ist infolge der Projektumsetzung eine Stärkung der naturnahen Landschaftsvielfalt zu erwarten.

In Auswertung der Expertenpräferenzen ist für das Projekt Hachinger Bach eine maßgebliche Vorteilhaftigkeit im Rahmen der Landschaftsvielfalt nachweisbar. So ist im Erwartungswert über alle Experten ein Projektnutzen von zirka 18,9 Mio. Euro gegeben⁵⁸¹. Vor allem durch die Werturteile der Experten mit sozialem Nachhaltigkeitsbezug entsteht der sehr hohe Nutzenwert. Diese begründen in Vergleich zu Experten der ökologischen Nachhaltigkeitsdimension mit zirka 21,4 Mio. Euro Nutzen einen um zirka 5 Mio. Euro Nutzen erhöhten Erwartungswert⁵⁸².

Durch die Klassifizierung der Expertengruppe nach ökologischer und sozialer Dimension ergibt sich im Minimum eine Wertbeurteilung von zirka 7,8 Mio. Euro Nutzen respektive 12,3 Mio. Euro Nutzen. Im Maximum sind zirka 24,5 Mio. Euro Nutzen bzw. 35 Mio. Euro Nutzen nachweisbar⁵⁸³. Die Variabilität der Expertenurteile ist zwischen den maximalen Grenzwerten erheblich. So ist in der Zusammenführung der Expertenurteile von ökologischer und sozialer Nachhaltigkeitsdimension eine Wertvariabilität von zirka 20 Mio. Euro Nutzen gegeben⁵⁸⁴. Die absolute Wertdifferenz ist dabei auch in Vergleich zum Kriterium Biodiversität (Gewässer) als erhöht zu beschreiben und dient als Beleg einer höchst

⁵⁷⁸ vgl. Tabelle 7-4

⁵⁷⁹ vgl. Anhang A6-2.2 „Auswertungen modifiziertes Projektbewertungsmodell“

⁵⁸⁰ vgl. Tabelle 7-4

⁵⁸¹ vgl. Tabelle 7-5

⁵⁸² vgl. Anhang A6-2.2 „Auswertungen modifiziertes Projektbewertungsmodell“

⁵⁸³ vgl. Anhang A6-2.2 „Auswertungen modifiziertes Projektbewertungsmodell“

⁵⁸⁴ vgl. Abbildung 7-11

differenzierten Beurteilung der Umweltwirkungen des Projektes auf die Landschaftsvielfalt durch die befragten Experten.

Tabelle 7-5: Ergebnisse Expertenbefragung Nutzenbeurteilung Projekt Hachinger Bach – Landschaftsvielfalt

Stakeholder 1	Stakeholder 2	Stakeholder 3	Stakeholder 4	Stakeholder 5	Stakeholder 6	Erwartungswert
ökologische Dimension	ökologische Dimension	ökologische Dimension	soziale Dimension	soziale Dimension	soziale Dimension	gesamt
16.604.945 €	7.807.247 €	24.513.900 €	12.256.950 €	35.000.000 €	16.924.735 €	<u>18.851.296 €</u>

IV. Projektwirkungen auf die Erholung

Neben der Zielstellung der Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes wird mit dem Projekt Hachinger Bach eine Stärkung der lokalen Erholungsnutzungen in Form optimierter physischer und psychischer Regenerationsmöglichkeiten verfolgt. Spezifisch der im Projekt integrierten Teilmaßnahmen wird sowohl durch die Gewässerneutrassierung, als auch durch die Weiherplanung und die Grünlandgestaltung eine positive Beeinflussung der Erholung begründet. Im Rahmen der Gewässertrassierung wird vergleichbar der Weiherplanung vorrangig eine Erholung durch die definierten und baulich konzipierten Ruhezone erreicht. Durch die Grünland- und Umlandgestaltung erfolgt eine Stärkung der aktiven Regenerierbarkeit. Hierzu sind neben Fahrradwegen, Spielflächen und allgemeinen Grünflächen, auch Sportanlagen in den Planungskonzepten hinterlegt.

Durch die Auswertung der präferenzgestützten Werturteile der Experten ist dem Projekt Hachinger Bach ein umfassender positiver Umweltnutzen im Rahmen der Erholung zuzuordnen⁵⁸⁵. Vergleichbar der Auswertung der Landschaftsvielfalt erfolgt dabei eine deutlich erhöhte Wertbeurteilung durch die Experten mit sozialem Nachhaltigkeitsbezug. Experten der ökologischen Nachhaltigkeitsdimension beurteilen das Projekt in Wirkung auf die Erholung im Erwartungswert um zirka 6 Mio. Euro Nutzen geringer⁵⁸⁶. Im Ergebnis ist im Erwartungswert über alle befragten Experten ein Nutzen durch das Projekt auf die Erholung von zirka 13,8 Mio. Euro nachweisbar⁵⁸⁷. Im Minimum ist in Verbindung der sozialen und ökologischen Dimension der Nachhaltigkeit ein Wert von zirka 8,6 Mio. Euro Nutzen zu verzeichnen, während im Maximum ein Wert von zirka 16 Mio. Euro Nutzen besteht⁵⁸⁸.

Tabelle 7-6: Ergebnisse Expertenbefragung Nutzenbeurteilung Projekt Hachinger Bach – Erholung

Stakeholder 1	Stakeholder 2	Stakeholder 3	Stakeholder 4	Stakeholder 5	Stakeholder 6	Erwartungswert
ökologische Dimension	ökologische Dimension	ökologische Dimension	soziale Dimension	soziale Dimension	soziale Dimension	gesamt
9.486.018 €	7.807.247 €	15.000.000 €	24.513.900 €	9.357.289 €	16.924.735 €	<u>13.848.198 €</u>

V. Projektwirkungen auf die Lebensqualität

Veränderungen von Wahrnehmungen und Empfinden der Lebenssituationen begründen Beeinflussungen der „quality of life“. Die im Rahmen des Projektes Hachinger Bach konzipierten Teilmaßnahmen verursachen dabei eine Vielzahl an Eingriffen, die direkt und indirekt die lokale Lebensqualität verändern können. In Anbetracht der direkt dem Projektstandort anschließenden städtischen Verbauung ist die Wirkung hierbei als grundsätzlich positiv zu definieren.

Die Auswertung der Expertenbefragung über die durch das Projekt Hachinger Bach verursachten Umweltwirkungen auf die Lebensqualität belegt eine grundsätzliche Relevanz und positive Nutzen-

⁵⁸⁵ vgl. Tabelle 7-6

⁵⁸⁶ vgl. Anhang A6-2.2 „Auswertungen modifiziertes Projektbewertungsmodell“

⁵⁸⁷ vgl. Tabelle 7-6

⁵⁸⁸ vgl. Anhang A6-2.2 „Auswertungen modifiziertes Projektbewertungsmodell“

ausrichtung. Der Erwartungswert über alle Experten ist dabei in Höhe von zirka 15,6 Mio. Euro Nutzen vergleichbar der Wirkungsbeurteilung der Biodiversität (Gewässer)⁵⁸⁹. Im Minimum wird der Beeinflussung der Lebensqualität durch das Projekt Hachinger Bach ein Wert von zirka 9,4 Mio. Euro Nutzen und im Maximum von zirka 23,4 Mio. Euro Nutzen zugeordnet⁵⁹⁰.

Insgesamt ist auch im Kriterium Lebensqualität eine Variabilität der Wertbeurteilungsergebnisse deutlich ausgeprägt⁵⁹¹. So ist zwischen der Minimum- und Maximumbewertung eine hohe Wertdifferenz nachweisbar. Die präferenzgestützte Beurteilung der projektbedingten Umweltwirkungen auf die Lebensqualität ist damit vergleichbar den Ergebniswerten der Kriterien Erholung und Biodiversität (Gewässer) und nur geringfügig konzentrierter dem Kriterium Landschaftsvielfalt einzuordnen.

Tabelle 7-7: Ergebnisse Expertenbefragung Nutzenbeurteilung Projekt Hachinger Bach – Lebensqualität

Stakeholder 1	Stakeholder 2	Stakeholder 3	Stakeholder 4	Stakeholder 5	Stakeholder 6	Erwartungswert
ökologische Dimension	ökologische Dimension	ökologische Dimension	soziale Dimension	soziale Dimension	soziale Dimension	gesamt
18.972.036 €	15.614.493 €	12.256.950 €	12.256.950 €	27.871.443 €	6.459.977 €	<u>15.571.975 €</u>

7.2.3.4. Maßnahmenbewertung – modifiziertes Projektbewertungsmodell

Die Auswertung der Ergebnisse der Expertenbefragung durch das modifizierte Projektbewertungsmodell belegt für jedes der vier Bewertungskriterien einen umfangreichen Umweltnutzen⁵⁹². Alle vier Wirkungsprozesse werden durch die Experten als positiv und relevant eingeordnet und in Wert eindeutig definiert. Die Ergebniswerte sind dabei den im modularen Nachhaltigkeitsmodell quantifizierten Umweltwirkungen und speziell in Einzelumfang den Kriterien Kosten und Biodiversität-Grünlandgestaltung vergleichbar. Mit im Minimum zirka 13,8 Mio. Euro Nutzen sind alle Umweltwirkungen in der Wertklassifizierung als „mittel“ bis „hoch“ einzuordnen.

Tabelle 7-8: Vergleich der Erwartungswerte der präferenzgestützten Umweltwirkungsbeurteilung gesamt und in Klassifizierung der Experten nach ökologischem und sozialem Nachhaltigkeitsbezug – modifiziertes Projektbewertungsmodell

Kriterium	Erwartungswert - Experten mit ökologischem Nachhaltigkeitsbezug	Erwartungswert - Experten mit sozialem Nachhaltigkeitsbezug	Erwartungswert gesamt
Biodiversität (Gewässer)	16.327.110 €	15.372.676 €	15.849.893 €
Landschaftsvielfalt	16.308.697 €	21.393.895 €	18.851.296 €
Erholung	10.764.422 €	16.931.974 €	13.848.198 €
Lebensqualität	15.614.493 €	15.529.457 €	15.571.975 €

Das Projekt Hachinger Bach weist in Auswertung der Kriterien Biodiversität (Gewässer), Landschaftsvielfalt, Erholung und Lebensqualität einen hohen projektbedingten Umweltnutzen auf. Durch die geschlossene Auswertung aller Expertenurteile ist, im Erwartungswert der vier Kriterien, dem Projekt ein positiver Umweltnutzen von insgesamt zirka 64,1 Mio. Euro zu bescheinigen⁵⁹³. In Klassifizierung der Befragungsgruppe ist für die Experten mit sozialem Nachhaltigkeitsbezug ein Erwartungswert von zirka 69,2 Mio. Euro Nutzen und für die Experten mit ökologischem Nachhaltigkeitsbezug ein Umweltnutzen von zirka 59 Mio. Euro zu verzeichnen. Insgesamt erscheint der ermittelte Gesamtnutzen dabei in Vergleich der bereits im modularen Nachhaltigkeitsmodell evaluierten als deutlich erhöht⁵⁹⁴. In Berücksichtigung aber, dass die im modifizierten Projektbewertungsmodell ausgewerteten Umweltwirkungen die projektbedingten Primärziele der Maßnahmenplanung beinhalten und die Einzel-

⁵⁸⁹ vgl. Tabelle 7-7

⁵⁹⁰ vgl. Anhang A6-2.2 „Auswertungen modifiziertes Projektbewertungsmodell“

⁵⁹¹ vgl. Abbildung 7-11

⁵⁹² vgl. Tabelle 7-8

⁵⁹³ vgl. Abbildung 7-6

⁵⁹⁴ vgl. Tabelle 7-11

werte nicht die bereits rational quantifizierten überschreiten, ist die Ergebniswerthöhe zu relativieren. Alle Umweltwirkungen in maßgeblicher Zielstellung der Maßnahmenplanung sind grundsätzlich in Nutzenwert als hoch zu prognostizieren. Wäre diese aber nicht der Fall, so wäre allgemein die primäre Projektzielstellung zu überprüfen, da durch andere Umweltwirkungen deutlich höhere Nutzen und folglich auch Zielinteressen der Projektträger bestehen müssten.

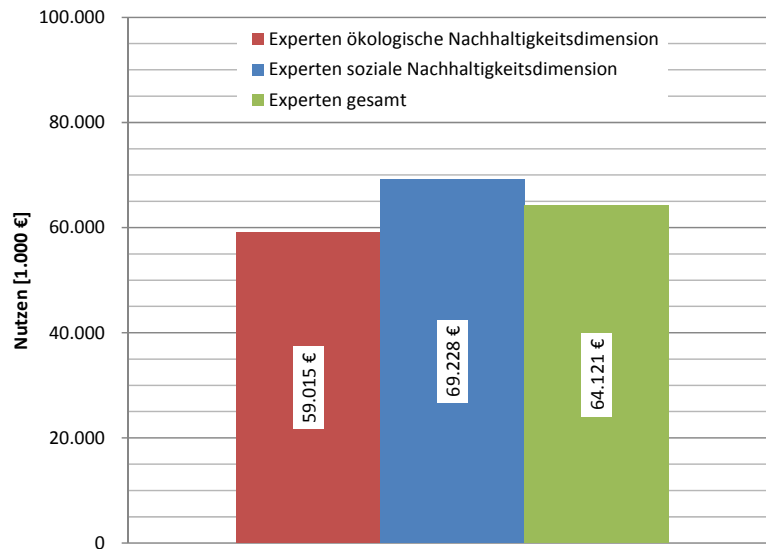


Abbildung 7-6: Ergebnisvergleich der Nutzensauswertung Projekt Hachinger Bach – klassifizierte Erwartungswerte getrennt nach Experten mit sozialem und ökologischem Nachhaltigkeitsbezug und in Gesamtwert – modifiziertes Projektbewertungsmodell

7.2.3.5. Diskussion der Expertenbefragung

Für das Projekt Hachinger Bach erfolgt die Expertenbefragung des modifizierten Projektbewertungsmodells mit relativen, klassifizierten Wertdarstellungen der Ergebniswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Die Festlegung auf relative Wertklassifizierungen als Vergleichsgrößen ist in Absprache mit dem Baureferat, unter Einhaltung einer geringstmöglichen Antwortsteuerung durch die Experten, durchgeführt wurden. Die Vergleichskriterienresultate des modularen Nachhaltigkeitsmodells wurden dazu in verbale Werteklassen eingeordnet⁵⁹⁵. Eine numerische Abbildung der Ergebnisse in Form absoluter Nutzenwerte erfolgte nicht. Zwar besteht grundsätzlich bei einer jeden Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells die Möglichkeit der Absolutwertausweisung zur Vorbereitung der präferenzgestützten paarweisen Wertbeurteilung, doch ist im Projekt Hachinger Bach hierauf bewusst verzichtet wurden. Durch die Auswahl der Experten nach Projektkenntnis besteht bereits ein umfassendes Wissen über die involvierten Maßnahmen und deren maßgeblichen Wirkungen auf die Umwelt. Folglich sind durch die Experten Größenordnungen der bereits ausgewerteten Umweltwirkungen, allen voran der Kosten grundsätzlich bekannt. Für alle den Experten nicht in Wert maßgeblich vorliegenden Kriterien bestehen infolge der Vergleichsklassifizierung Möglichkeiten der Wertvergleichbarkeit. Eine Absolutwertdarstellung wäre zwar direkt geeignet die Unterschiede der Nutzen höchst detailliert darzulegen, doch würden ausgehend von den numerischen Werten Beeinflussungen der präferenzgestützten Werturteile erfolgen. Dadurch wären nicht mehr die für den betragsmäßigen Nutzenvergleich definierten Präferenzurteile vorrangig repräsentativ, als vielmehr die zur Darstellung vorgegebene numerische Werteskala der Expertenbefragung⁵⁹⁶. Eine Absolutwertdarstellung begründet die Gefahr, dass keine stabile Beurteilung erfolgt, als vielmehr eine gesteuerte Berechnung durch die Experten. In Kenntnis der Problematik ist in Absprache mit dem

⁵⁹⁵ vgl. Tabelle 7-2

⁵⁹⁶ vgl. Tabelle 7-3

Baureferat auf eine Absolutwertdarstellung der Ergebniswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells verzichtet wurden.

Im modifizierten Projektbewertungsmodell ist sowohl die Werteskala zur Grenzwertbestimmung als auch die für den Paarvergleich zu berücksichtigende Präferenzwerteskala existentiell. Nur in Verwendung der beiden Skalen ist eine umfassende und eindeutig repräsentative Wirkungsauswertung möglich. Die Festlegung der Skalen erfolgt dabei grundsätzlich projektspezifisch. Für das Projekt Hachinger Bach ist die jeweilige Skalenfestlegung anschließend der Auswertung der Ergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells erfolgt. Hierzu wurden die Ergebniswerte in Vergleich zueinander eingeordnet. Beide Werteskalen sind abhängig voneinander zu entwickeln. So ist es notwendig, dass ausgehend der Präferenzurteile im Paarvergleich (Präferenzwerteskala) nicht grundsätzlich Verletzungen der definierten Grenzwerte (Grenzwerteskala) erfolgen. Gleichzeitig ist die Grenzwertfestlegung insoweit auszuweiten, dass eine differenzierte Beurteilung (Präferenzurteile) der verschiedensten Umweltwirkungen begründet der Ergebniswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells erfolgen kann. Hierzu sind sowohl Werturteile in Über- und Unterschreitung der bestehenden Ergebniswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells durch Anwendung der Präferenzwerteskala zu gewährleisten. Dies ist vorrangig dann notwendig, wenn wie im Projekt Hachinger Bach mit dem modifizierten Projektbewertungsmodell die Beurteilung der primären Projektzielstellungen erfolgen muss⁵⁹⁷. Hierbei sind maßgeblich hohe Projektnutzen zu prognostizieren. Die Skalendefinition ist für das Projekt Hachinger Bach allgemein stabil und inhaltlich konsistent. Die Anwendung erlaubt umfassende präferenzgestützte Wertbeurteilungen. Verschiedenste Experten sind durch die Skalen in der Lage weitreichende Werturteile entsprechend ihrer Präferenzen zu vergeben und stabile Ergebniswertbildungen im Paarvergleich zu begründen.

Tabelle 7-9: Anzahl Paarvergleiche der präferenzgestützten Wertbeurteilung des Projektes Hachinger Bach in Klassifizierung der befragten Stakeholder

Stakeholder Kriterium	I	II	III	IV	V	VI
Biodiversität (Gewässer)	6	3	3	3	1	6
Landschaftsvielfalt	4	3	3	1	2	6
Erholung	1	2	3	3	3	6
Lebensqualität	1	2	3	2	3	6

Durch die Expertenbefragung bestehen für das Projekt Hachinger Bach insgesamt 76 Paarvergleiche zur Beurteilung der vier Umweltwirkungsprozesse⁵⁹⁸. Pro Kriterium sind von den Experten im Mittel drei Paarvergleiche vorgenommen wurden. In der Auswertung der Ergebnisse der präferenzgestützten Wertzuweisungen sind dabei 13 Paarvergleiche in Werturteil den Grenzwert überschreitend zu deklarieren. Insbesondere wurde vorrangig eine Grenzwertüberschreitung im Rahmen der maximalen Wertklassifizierung der Umweltwirkungen festgestellt (> absolut dominierend). Zusätzlich sind in den Expertenpräferenzen über alle Paarvergleiche zehn Konsistenzfehler nachweisbar. Diese entstehen maßgeblich bei präferenzgestützten Werturteilen über mehrere Paarvergleiche (>2). Insgesamt aber ist die Expertenbefragung dennoch als konsistent und repräsentativ einzuordnen. Die potentiellen Fehler der Präferenzvergabe sind durch den Einsatz des modifizierten Projektbewertungsmodells beherrschbar⁵⁹⁹. Begründet auf der Expertenbefragung ist in der Durchführung und Anwendung

⁵⁹⁷ ökologische Zustandsverbesserung – Biodiversität (Gewässer), Landschaftsvielfalt; verbesserte Erholungsnutzungen – Erholung, Lebensqualität

⁵⁹⁸ vgl. Tabelle 7-9

⁵⁹⁹ durch Grenzwert- und Konsistenzprüfung

grundsätzlich keine maßgebliche Einschränkung der Repräsentativität des Verfahrens festzustellen. Lediglich der begrenzte Umfang an Experten erlaubt eine potentielle Diskussion. Die Berücksichtigung von lediglich sechs Experten verursacht in der Wertbeurteilung eine hohe Nutzenvarianz. Für zukünftige Anwendungen des modifizierten Projektbewertungsmodells sollte deshalb eine Erweiterung des Expertenkreises primäre Zielstellung bilden. Zwar ist bereits mit den sechs Experten im Projekt Hachinger Bach eine konsistente und repräsentative Wirkungsbewertung erreicht, doch ist in Anbetracht der bestehenden Wertvarianz dennoch eine umfangreichere Befragungsgruppe zu bevorzugen.

Das modifizierte Projektbewertungsmodell erlaubt im Projekt Hachinger Bach alle nicht direkt rational zu bewertenden aber relevanten Umweltwirkungen umfassend nachzuweisen. In Anwendung der Expertenbefragung ist eine stabile Quantifizierung der zu analysierenden Wirkungsumfänge und Umweltfolgen des Projektes gewährleistet. Die Ergebnisse sind in Wert konsistent und erlauben eine direkte Beistellung den rationalen Ergebniswerten des modularen Nachhaltigkeitsmodells.

7.2.4. Erweiterte Sensitivitätsanalyse

7.2.4.1. Modulares Nachhaltigkeitsmodell

Die Nachhaltigkeitsanalyse im modularen Nachhaltigkeitsmodell erfolgt in Form einer rationalen Realbewertung. Es werden projektbedingte Umweltwirkungen durch repräsentative Indikatoren in Sachbilanz nachgewiesen und entsprechend zugehöriger Werturteile über die Folgen in einen vergleichbaren monetären Ergebniswert transformiert. Während die Sachbilanzierung und die Indikatoren begründet auf einer eindeutigen und vergleichbaren Verfahrensauswahl mehrheitlich fest vorliegen, sind für die Wertgewichtungen und die im Anschluss im Modell notwendigen Wertakkumulationen Varianzspannen in den zur Verwendung möglichen Werten gegeben. So sind mehrfach Monetarisierungen durch einen Erwartungswert charakterisiert, der gleichermaßen einen oberen und unteren Grenzwert aufweist. Infolge sind differenzierte Szenarien der Auswirkungsbewertung der Maßnahmen auf die Nachhaltigkeit zu prognostizieren. In Kenntnis potentieller Varianzspannen der Auswertungen im modularen Nachhaltigkeitsmodell wird für das Projekt Hachinger Bach, zugehörig dem Erwartungswert, ein oberer und unterer Nachhaltigkeitsgrenzwert bestimmt. Basis der Untersuchungen bilden fünf Einzelfaktoren, wovon vier Monetarisierungswerte der Einzelkriterien sind und ein Wert die Methodik des modularen Nachhaltigkeitsmodells betrifft⁶⁰⁰.

Tabelle 7-10: Vergleich der Randbedingungen der Sensitivitätsanalyse – modulares Nachhaltigkeitsmodell

		Erwartungswert	Grenzbedingung 1	Grenzbedingung 2
Schadstoffe	POCP	2.855 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.	2.855 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.	2.091 €/t C ₂ H ₄ -Äqv.
	AP	5.200 €/t SO ₂ -Äqv.	5.200 €/t SO ₂ -Äqv.	3.000 €/t SO ₂ -Äqv.
Treibhauseffekt		70 €/t CO ₂ -Äqv.	280 €/t CO ₂ -Äqv.	20 €/t CO ₂ -Äqv.
Eutrophierung		22,5 €/t P-Äqv.	50 €/t P-Äqv.	5 €/t Äqv.
Kontierungszinssatz		3,00 %	5,00 %	2,00 %

Die Sensitivitätsanalyse im modularen Nachhaltigkeitsmodell begründet für das Projekt Hachinger Bach einen minimalen und maximalen Nachhaltigkeitswert. Die hierzu verwendeten unteren und oberen Grenzwerte der Bewertungskriterien und der Zinsmethodik werden entsprechend negativer und positiver Umweltwirkungen kombiniert, um im Ergebnis Nachhaltigkeitswerte in einem maximalen Abstand zu den Erwartungswerten aufzuzeigen⁶⁰¹. Für die Renaturierung des Hachinger Bachs

⁶⁰⁰ vgl. Tabelle 7-10

⁶⁰¹ vgl. Abbildung 7-7

sind negative Wertvarianzen von maximal 96 % nachweisbar, während positive Werte bis zu 79 % Wertabweichung aufweisen. In den Absolutwerten ist für das Projekt Hachinger Bach durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell ein maximal positiver Nutzen von 3,3 Mio. Euro zu prognostizieren, während negativ lediglich zirka 69.000 Euro positive Nutzen vorliegen.

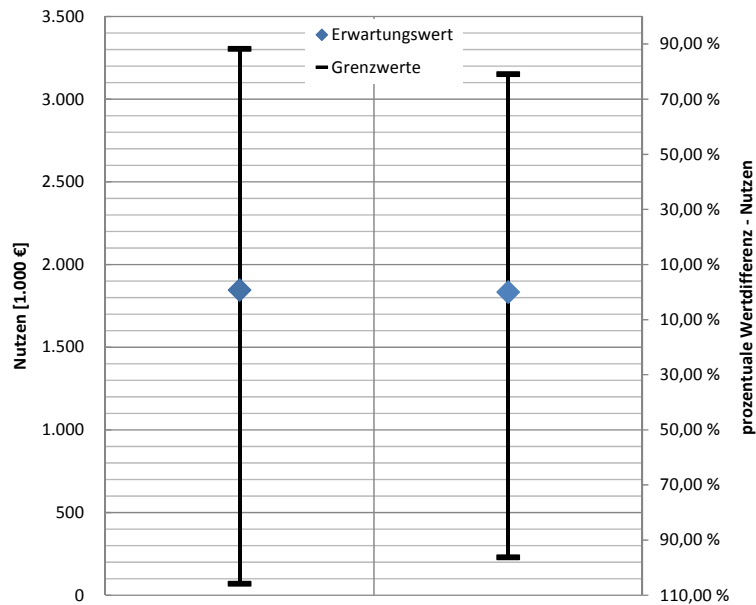


Abbildung 7-7: Wertspannen der Nachhaltigkeitsbewertung (absolut und relativ) in Berücksichtigung eines minimalen und maximalen Grenzwertszenarios abweichend dem Erwartungswert – modulares Nachhaltigkeitsmodell

Durch die Auswertung der Ergebnisse der erweiterten Sensitivitätsanalyse ist grundsätzlich keine relevante Änderung in der Beurteilung der Nachhaltigkeit des Projektes gegeben. Zwar sind entsprechend hoher Wertvarianzen deutlich verbesserte Nachhaltigkeitswerte nachweisbar und nur geringfügige negative Wertentwicklungen zu prognostizieren, doch ist das Projekt auch in Berücksichtigung der maximalen negativen Wertentwicklung ausschließlich im Rahmen des modularen Nachhaltigkeitsmodells als positiv nachhaltig zu deklarieren. Die Renaturierung weist in Anwendung der erweiterten Sensitivitätsanalyse des modularen Nachhaltigkeitsmodells weiterhin positive Gesamtnutzen auf⁶⁰².

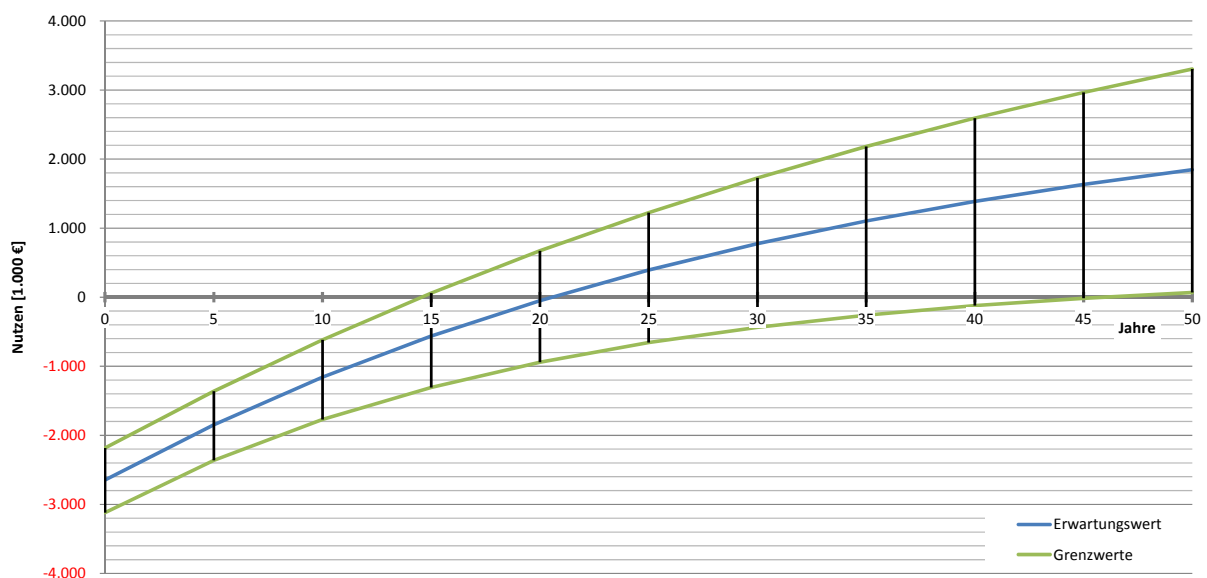


Abbildung 7-8: temporale Nutzenentwicklung – Erwartungswert und Grenzwerte – Bewertungszeitraum 50 Jahre

⁶⁰² vgl. Abbildung 7-8

7.2.4.2. Modifiziertes Projektbewertungsmodell

In Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells werden im Projekt Hachinger Bach die Kriterien Biodiversität (Gewässer), Landschaftsvielfalt, Erholung und Lebensqualität analysiert. Es wurden dafür sechs Experten befragt die gleichermaßen Projektkenntnis und ein weitgefächertes Fachwissen aufweisen. Als Ergebnisse wurden in Auswertung der Expertenbefragung und spezifisch in Klassifizierung der Expertenurteile im Rahmen der Nachhaltigkeitstrias für jedes Kriterium eindeutige Erwartungswerte berechnet. Überdies hinaus aber besteht, ausgehend von der Zusammensetzung und der Wertzuweisungen entsprechend der jeweiligen Präferenzen der Expertengruppe, eine Variabilität in der Ergebniswertbildung⁶⁰³. So ist in allen Kriterien in Klassifizierung ökologischer und sozialer Experten eine Wertvarianz abweichend von dem Erwartungswert nachweisbar. Zudem ist zwischen den minimalen Ergebniswerten und dem jeweiligen Wertmaximum innerhalb der Expertengruppe eine hohe Wertvariabilität zu verzeichnen. Die Variabilität ist dabei sowohl bei ökologisch geprägten Experten⁶⁰⁴, als auch bei Befragten mit sozialem Nachhaltigkeitsbezug⁶⁰⁵ vergleichbar bestehend.

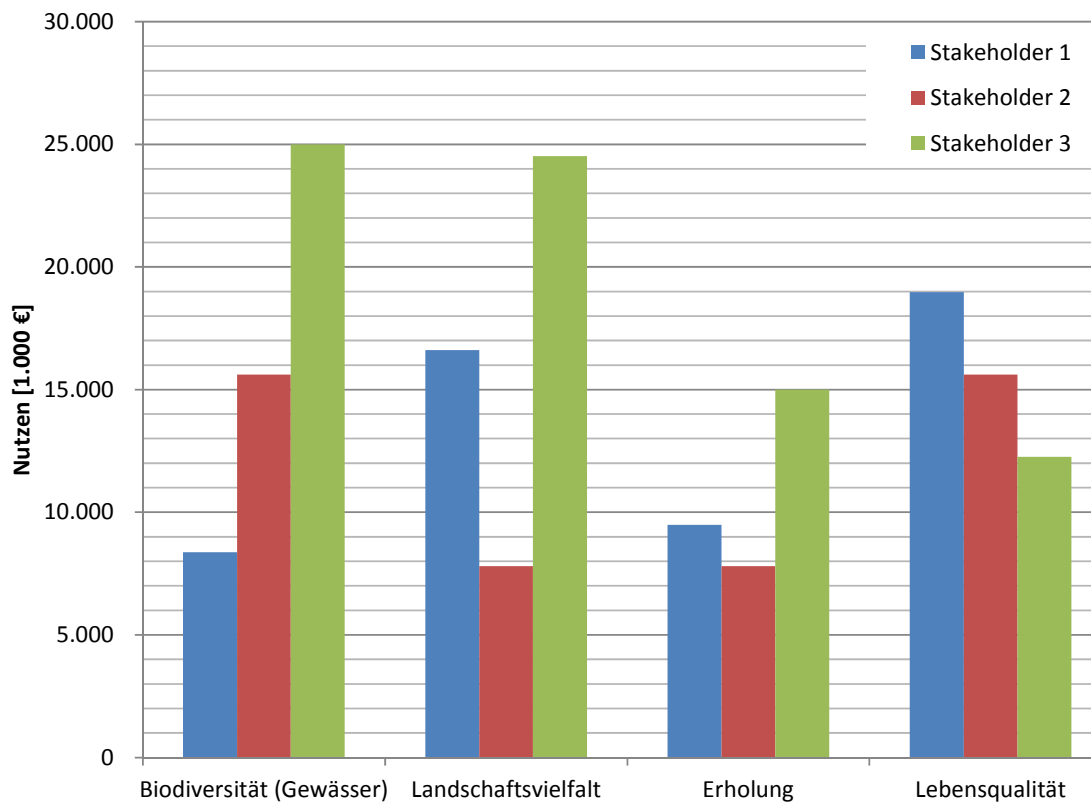


Abbildung 7-9: Ergebnisse der präferenzgestützten Umweltwirkungsauswertung durch ökologisch geprägte Experten – modifiziertes Projektbewertungsmodell

⁶⁰³ vgl. Abbildung 7-9, Abbildung 7-10

⁶⁰⁴ vgl. Abbildung 7-9

⁶⁰⁵ vgl. Abbildung 7-10

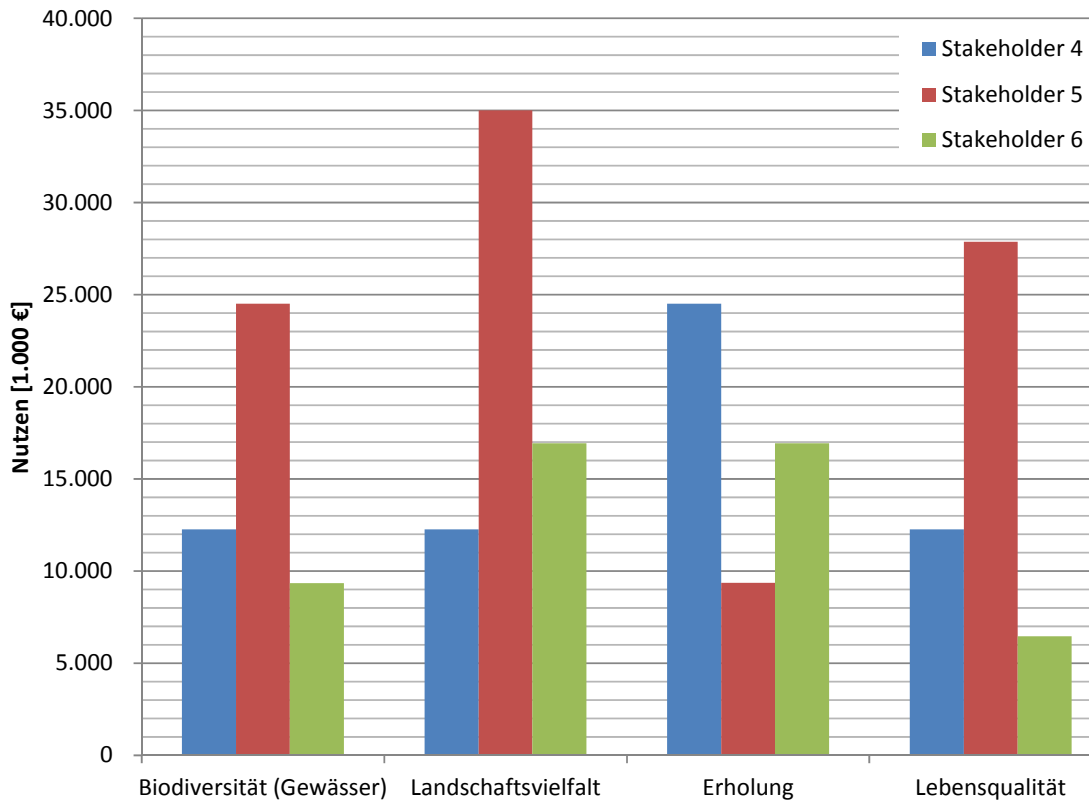


Abbildung 7-10: Ergebnisse der präferenzgestützten Umweltwirkungsauswertung durch sozial geprägte Experten – modifiziertes Projektbewertungsmodell

In Kenntnis der in den Wertzuweisungen variierenden Präferenzurteile der Experten erscheint in Auswertung der vier Umweltwirkungsprozesse zusätzlich den Erwartungswerten eine Darstellung der minimalen und maximalen Grenzwerte zwingend notwendig⁶⁰⁶. Begründet auf den Ergebnissen der Expertenbefragung ist abweichend den Erwartungswerten für jedes Kriterium eine maßgebliche Varianz in der Beurteilung der Umweltnutzen nachweisbar.

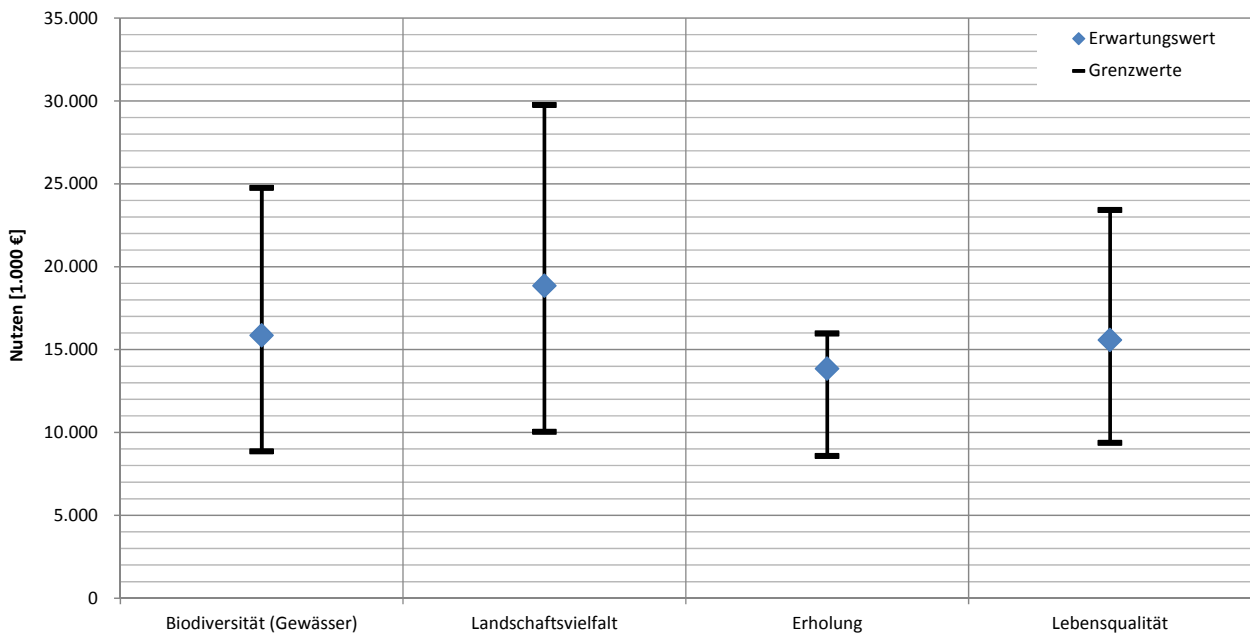


Abbildung 7-11: absolute Ergebniswertvarianzen der Expertenbefragung des Projektes Hachinger Bach – modifiziertes Projektbewertungsmodell

⁶⁰⁶ vgl. Abbildung 7-11

Im Rahmen der erweiterten Sensitivitätsanalyse werden die Werturteile der Experten in Minimum und Maximum parallel dem Erwartungswert dargestellt. Hierzu werden mittlere Grenzwerte in Berücksichtigung der Klassifizierung der Expertenurteile entsprechend der jeweiligen Nachhaltigkeitsdimension berechnet. Diese repräsentieren gesamtheitlich die maximal den Erwartungswerten abweichenden und begründet zu prognostizierenden Wirkungsbeurteilungen. Eine Darstellung von einzelnen minimalen und maximalen Werturteilen erfolgt nicht. Vielmehr ist übergeordnet den Nachhaltigkeitsdimensionen ein unterer und oberer Grenzwert zu evaluieren.

Die Auswertung der Expertenbefragung belegt im Gesamtwert eine hohe Nutzenvarianz⁶⁰⁷. Im Absolutwert sind durch die Experten präferenzgestützte Werturteile in Abweichung zum Gesamterwartungswert der vier Umweltwirkungen von bis zu zirka 29,8 Mio. Euro Nutzen nachweisbar. Die präferenzgestützte Nutzenbewertung durch die Experten begründet dabei in Ausrichtung maximal positiver Nachhaltigkeit einen Gesamtnutzenwert von zirka 93,9 Mio. Euro. Im Minimum ist durch das Projekt Hachinger Bach entsprechend der vier berücksichtigten Wirkungsprozesse ein positiver Nutzen von zirka 36,8 Mio. Euro gegeben.

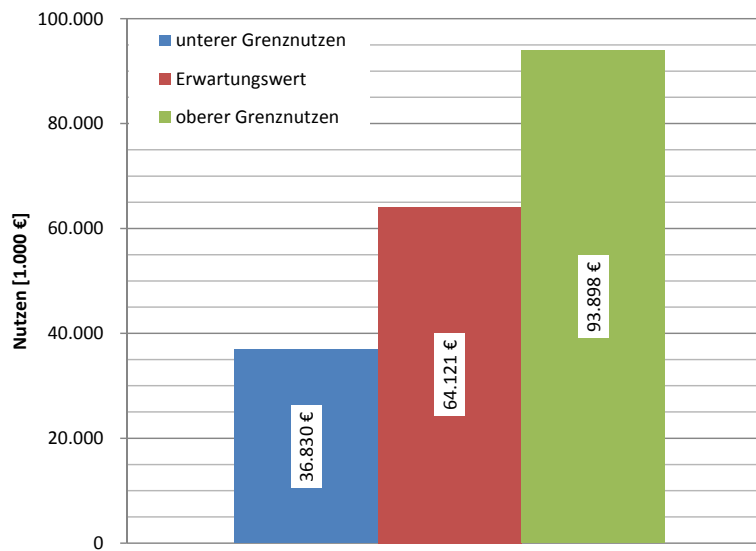


Abbildung 7-12: Gesamtwernergebnisse der präferenzgestützten Bewertung in Darstellung des minimalen und maximalen Grenzwertes zusätzlich dem Erwartungswert – modifiziertes Projektbewertungsmodell

7.2.5. Ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung – Freilegung Hachinger Bach

Das Projekt Hachinger Bach dient primär nicht direkt dem Hochwasserschutz, als vielmehr der ökologischen Zustandsverbesserung und der Stärkung der Erholungsnutzungsmöglichkeiten. Dennoch sind die integrierten Teilmaßnahmen in Funktion und Ausprägung mit einem definierten kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmentyp vorrangig in Form einer Renaturierung vergleichbar. Alle angrenzenden Teilmaßnahmen wie zum Beispiel die Erholungsnutzungsgestaltung, als auch die Grünflächen sind dabei als Erweiterungen zu definieren, die in direkter Verbindung zu der Renaturierung entstehen. Folglich sind auch diese im Projektrahmen zu beurteilen. Das Projekt Hachinger Bach weist eine Vielzahl differenzierter Umweltwirkungen auf. Insgesamt sind, ausgehend von dem Kriterienumfang kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen, 15 als allgemein betroffen zu kennzeichnen. Von diesen sind im Projekt zwölf als grundsätzlich relevant in Umfang und Folgen für die Umwelt einzuordnen. Die Analyse und Auswertung der relevanten Umweltwirkungen wird dabei im Rahmen des modularen Nachhaltigkeitsmodells für acht Bewertungskriterien vollzogen. Für die vier weiteren Kriterien ist zur Auswertung das modifizierte Projektbewertungsmodell verwendet worden.

⁶⁰⁷ vgl. Abbildung 7-12

Tabelle 7-11: Ergebniswerte ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung Hachinger Bach in Darstellung von vier maßgeblichen Nutzenwertkombinationen

Wertbeschreibung	Nutzen Teilmodell 1	Nutzen Teilmodell 2	Gesamtnutzen ganzheitliche Projektbewertung	
			NGW	NKV
Erwartungswert	1.845.381 €	64.121.363 €	65.966.743 €	4,48
unterer Nutzensgrenzwert	69.089 €	36.829.837 €	36.898.926 €	2,90
oberer Nutzensgrenzwert	3.303.430 €	93.898.008 €	97.201.438 €	6,30
konservative Nutzenbewertung	1.845.381 €	36.829.837 €	38.675.218 €	3,04

Für die ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung des Projektes Hachinger Bach sind die Nutzenwerte der rationalen Umweltwirkungsbewertung durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell, um die Ergebniswerte des modifizierten Projektbewertungsmodells zu erweitern. Begründet auf den vergleichbaren Werteeinheiten ist dabei eine monetäre Nutzendarstellung zu forcieren. Im Detail sind entsprechend der Ergebniswerte der Einzelkriterien, unter Berücksichtigung der temporalen Nutzenverteilung, Gesamtwerte zu berechnen. Diese sind anschließend über alle Kriterien zu akkumulieren und den zu beurteilenden Maßnahmen zuzuordnen. In Verbindung der Ergebniswerte der beiden Teilmodelle sind differenzierte Auswertungsoptionen umsetzbar. Es sind zum Beispiel Vergleiche der Erwartungswerte oder im Rahmen unterer und oberer Grenzwertszenarien möglich⁶⁰⁸.

Das Projekt Hachinger Bach erlaubt eine ganzheitliche Projektbewertung in Zielrichtung des Nachweises der Nachhaltigkeit mit vier grundlegend maßgeblichen Ergebniswerten⁶⁰⁹. Es ist sowohl möglich vorrangig der Verknüpfung von gleichrangigen Erwartungswerten oder Grenzwertszenarien die Nutzen ausgehend von den Teilmodellen 1 und 2 zu kombinieren. Zusätzlich besteht die Möglichkeit auch den Erwartungswert der rationalen Wirkungsauswertung des modularen Nachhaltigkeitsmodells mit dem unteren Grenzwert des modifizierten Projektbewertungsmodells zu verbinden. Dies begründet eine konservative Nutzenauswertung. So ist es zu gewährleisten, einerseits die mit hoher Wahrscheinlichkeit eintretenden Erwartungswerte des modularen Nachhaltigkeitsmodells direkt zu verwenden und andererseits, im Rahmen der subjektiv geprägten Präferenzbeurteilung des modifizierten Projektbewertungsmodells, eine zurückhaltende Wertzuordnung vorzunehmen. In Zusammenfassung aller relevanten Umweltwirkungen ist mit jedem begründbaren Verknüpfungsansatz eine projektbedingte Nachhaltigkeit prognostizierbar. Selbst im Rahmen des minimalen Grenzwertszenarios ist durch das Projekt Hachinger Bach ein positives NKV von 2,90 nachweisbar.

⁶⁰⁸ vgl. Tabelle 7-11

⁶⁰⁹ vgl. Abbildung 7-13

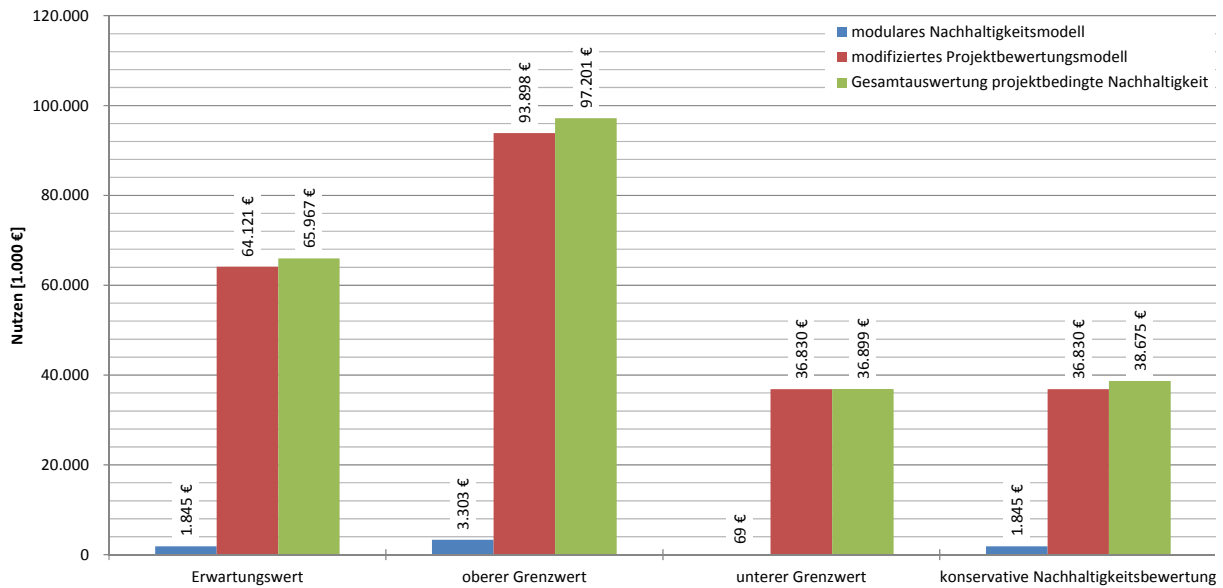


Abbildung 7-13: Vergleich der Gesamtauswertung der Nachhaltigkeit in differenzierter Wertverknüpfung der Ergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells und des modifizierten Projektbewertungsmodells – Projekt Hachinger Bach

7.3. Ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen

Hochwasserschutzmaßnahmen bilden komplexe anthropogene Vorhaben die in unterschiedlichsten Formen und Umfängen auf die Umwelt wirken. Primär konzipiert zur Verringerung der Hochwasserrisiken verursachen Hochwasserschutzmaßnahmen erweiterte Wirkungen im Rahmen der ökonomischen, ökologischen und sozialen Dimension. Je nach Maßnahme und Standort sind differenzierte Umweltwirkungen und -folgen, wie zum Beispiel Schadstoffemissionen, Veränderungen der biotischen und abiotischen Natur, wie auch Einflussnahmen auf die Lebensqualität und die Erholung zu verzeichnen. Im Rahmen der Kenntnis der Vielzahl an Umweltwirkungen sind Hochwasserschutzmaßnahmen in Zielstellung einer maßgeblich nachhaltigen Entwicklung über alle relevanten Umweltwirkungen zu analysieren und ganzheitlich zu beurteilen. Erst in geschlossener Bewertung aller relevanten Projektwirkungen auf die Umwelt sind Hochwasserschutzmaßnahmen als nachhaltig zu deklarieren. In Anwendung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells wird für Hochwasserschutzmaßnahmen der Nachweis der projektbedingten Nachhaltigkeit erbracht. Das Verfahren begründet in kombinierter Teilanwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells (Teilmodell 1) und des modifizierten Projektbewertungsmodells (Teilmodell 2) eine ganzheitliche Projektbewertung. Die Funktionalitäten und Möglichkeiten der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung sind in Anwendung der beiden Teilmodelle und der geschlossenen Gesamtauswertung am Beispiel des Projektes Freilegung Hachinger Bach dargelegt.

Das Projekt Freilegung Hachinger Bach repräsentiert die Möglichkeiten einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen, hierbei insbesondere von Renaturierungsmaßnahmen, in geschlossener, kombinierter Anwendung der beiden neu konzipierten Bewertungsteilmodelle. Jede relevante Umweltwirkung der Maßnahmen kann in Anwendung der Verfahren zielgerichtete Analyse und entsprechend der Umweltfolgen Beurteilung finden. Es wird damit gewährleistet über alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen die Maßnahmen des Projektes zu analysieren und geschlossen in Wert darzulegen. Auch wenn das Projekt Freilegung Hachinger Bach im ursprünglichen Sinne keine direkte Hochwasserschutzmaßnahme repräsentiert, so ist in Übertragung der konzipierten Teilmaßnahmen eine maßgebliche Vergleichbarkeit mit Renaturierungen gegeben. Durch die Anwendung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells ist folglich eine Evaluierung aller relevan-

ten Umweltwirkungen möglich, in deren Ergebnis eine vollständige Auswahl an auszuwertenden Bewertungskriterien zur Nachweisführung projektbedingter Nachhaltigkeit dargelegt ist. Ausgehend von diesen wird im Teilmodell 1 eine rationale Auswertung für die Mehrheit der Umweltwirkungen möglich. Für die weiteren als relevant zu definierenden Kriterien, die keine rationale Auswertung durch das modulare Nachhaltigkeitsmodell erfahren können, muss eine Analyse begründet präferenzgestützter Werturteile erfolgen. Nur Experten sind in der Lage, alle nicht rational durch Prozesse und Algorithmen nachzuweisende Umweltwirkungen angemessen zu erfassen und in Folgen für die Umwelt vergleichbar und repräsentativ darzulegen. Im Ergebnis ist durch das ganzheitliche Nachhaltigkeitsmodell die Nachhaltigkeit des Projektes Freilegung Hachinger Bach eindeutig beleg- und quantifiziert abbildbar.

8. Zusammenfassung und Ausblick

Hochwasser sind natürliche Ereignisse, die durch verschiedene Ursachen Auslösung und Verstärkung erfahren. Geprägt durch umfangreiche Niederschläge und Schneeschmelzen sind neben natürlichen Einflüssen auch anthropogene Rahmenbedingungen maßgeblich für die spezifische Ausbildung und die jeweiligen Folgen von Hochwasserereignissen. Zusätzlich sind durch die bestehenden Prognosen für einen Klimawandel Änderungen der Niederschlagsbelastungen zu erwarten, in deren Ergebnis veränderte Hochwasserereignisse mit verstärkten Belastungen entstehen können. Hochwasser bilden auch bei bestehenden umfangreichen Schutzmöglichkeiten Naturereignisse, die gegenwärtig wie auch in Zukunft nicht vollständig beherrschbar sind. Als Beleg sind die Folgen der gravierenden Hochwasser der letzten Jahre in Deutschland zu nennen. Hierbei waren selbst die umfassend konzipierten technischen Schutzmaßnahmen an den überregional bedeutenden Fließgewässern, wie zum Beispiel an der Elbe und Donau, nicht in der Lage, die Sicherheit der dem Gewässer direkt anliegenden Bevölkerung zu gewährleisten. Hochwasser können an jedem Gewässer auftreten und entsprechend der jeweiligen Ereignisse gravierende Einschnitte in das anthropogene Leben verursachen. Um den Gefahren und Risiken angemessen zu begegnen, bedarf es eines umfassenden, komplexen und dem Risiko bewussten Hochwasserschutzes. Dieser kann nicht nur aus technischen Maßnahmen bestehen, sondern muss überdies hinaus natürliche Rückhaltefunktionen der Umwelt aktivieren und gegen eventuelle, nicht beherrschbare Extremereignisse geeignete Folgenregulierungsleistungen und Bewirtschaftungsstrategien aufweisen. Erst dadurch ist der Hochwasserschutz in der Gegenwart geeignet, maßgeblichen Schutz vor Hochwasser und deren Folgen zu begründen.

Hochwasserschutz umfasst neben technischen Maßnahmen, natürliche Rückhalteleistungen der Umwelt, wie auch Vorsorgemaßnahmen. Der Zusammenschluss erlaubt Hochwasserschutz als insgesamt nachhaltig zu deklarieren. Hierbei begründet der Begriff Nachhaltigkeit aber nur den Rahmen der Vielseitigkeit der Risikominimierung. In der Planung und Konzeption sind die Maßnahmen weiterhin im Regelfall ausschließlich den Schutzziele unterworfen. Es wird mit modernem Hochwasserschutz möglich, die Risiken eines Hochwasserereignisses maßgeblich zu begrenzen, aber nicht vollständig auszuschließen. Dennoch ist durch das Zusammenwirken der drei Maßnahmenbereiche eine deutlich verbesserte Schutzform gegenüber Hochwasser, in Vergleich mit einer eigenständigen Teillösung bestehend zum Beispiel aus ausschließlich technischen Schutzlösungen, erreichbar. Eine Berücksichtigung der gemäß Nachhaltigkeit geforderten ökonomischen, ökologischen und sozialen Dimension in der Projektplanung wird aber auch weiterhin nicht erreicht. Maßnahmen werden vornehmlich, entsprechend der Schutzniveaus, durch die Kosten definiert und nur in Ausnahmen über Schadenseinsparungen und einige wenige ausgewählte Parameter vertiefend analysiert. Im Rahmen einer umfassenden Umweltvorsorge existiert kein Modellwerkzeug, um den Hochwasserschutz in Nachhaltigkeit direkt zu analysieren oder zu beurteilen. Dies kann zum Beispiel in der Umsetzung von Maßnahmen zur Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes problematisch werden. Derartige Maßnahmen begründen im Regelfall keinen umfassenden Schutz wie technische Lösungen, verlangen aber einen mehrfach erhöhten Flächenbedarf und spezifische Kosten. Folglich sind bei der Berücksichtigung von Kostenvergleichen (in Einhaltung definierter Schutzniveaus) mehrfach nur technische Konzepte als in gesellschaftlichem Interesse geeignet zu deklarieren. Dabei wird aber die Vielseitigkeit der Folgen der Schutzmaßnahmen auf die Umwelt vernachlässigt. Insgesamt ist es notwendig, bei der Umsetzung eines modernen nachhaltigen Hochwasserschutzes, Nachhaltigkeit auch angemessen in den Planungsprozessen zu berücksichtigen. Folglich bedarf es der Umsetzung geeigneter

Bewertungsverfahren, um die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen ganzheitlich auszuweisen.

In dieser Arbeit wurde ein Modell (ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell) entworfen und in Anwendung überprüft, um die Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen ganzheitlich nachzuweisen. Mit dem Modell sind sowohl Einzelauswertungen als auch Alternativen- und Projektvergleiche möglich. Dies gewährleistet eine überregionale Verwendbarkeit der Verfahrensmethodik und begründet eine Anwendbarkeit in der Praxis. Das ganzheitliche Nachhaltigkeitsmodell besteht aus zwei differenzierten Teilmodellen. Begründet in einer auf wissenschaftlichen Parametern basierenden Projektbewertung wird mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell (Teilmodell 1) eine umfassende Projektanalyse durchgeführt. Alle als relevant einzuordnenden und durch die Projekte verursachten Umweltwirkungen werden dabei erfasst. Anschließend erfolgt die Auswertung mittels rationaler Algorithmen und Verfahren in differenzierten Kriterien aus unterschiedlichsten Ressortbereichen der Wissenschaft und Forschung. Sind aber entsprechend begrenzter Informationen im Planungsprozess, als auch durch unvollständige wissenschaftliche Werkzeuge keine rationalen Auswertungen möglich, so erfolgt eine Beurteilung der jeweiligen Umweltwirkungen im Teilmodell 2. Dieses als modifiziertes Projektbewertungsmodell (Teilmodell 2) gekennzeichnete Verfahren analysiert alle nicht direkt nachweisbaren und quantifizierbaren Umweltwirkungen, die aber maßgeblich projektbedingte Relevanz aufweisen. Hierzu wird auf eine präferenzgestützte Werbeurteilung durch Experten zurückgegriffen. Im Ergebnis der beiden Teilmodelle sind alle relevanten Umweltwirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen eindeutig im Nutzenwert für die Umwelt dargelegt. Als Vergleichseinheit dient dabei die Einordnung in „Euro-Nutzen“. Dies ermöglicht abschließend eine zusammenfassende, ganzheitliche Auswertung und Beurteilung der durch die Projekte zu prognostizierenden nachhaltigen Entwicklung. Die Ergebnisse sind sowohl für die Beurteilung der Einzelprojekte, als auch in Form von Vergleichsgrößen für die Bildung von Alternativenrangfolgen anwendbar.

Das Modell zur ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen wurde basierend auf fünf maßgeblichen Schwerpunkten entwickelt. Vorrangig muss das Modell eine ganzheitliche Projektbewertung gewährleisten. Dies ist notwendig, da nur in Auswertung aller relevanten, durch das Projekt verursachten Wirkungen eine Gleichgewichtung der ökonomischen, ökologischen und sozialen Dimension sichergestellt ist. Im Nachhaltigkeitsmodell wird die Ganzheitlichkeit der Analysen durch zwei getrennte Rahmenprozesse erreicht. Im modularen Nachhaltigkeitsmodell erfolgt die primäre Auswahl der Umweltwirkungen, die einer grundsätzlichen Evaluierung unterliegen. Hierzu werden die zu beurteilenden Maßnahmen in Gruppen klassifiziert. Dies erlaubt die Abbildung von vergleichbaren Parametern unabhängig einzelner Spezifikationen der Schutzmaßnahmen. In erster Anwendung erfolgt in dieser Arbeit die Klassifizierung durch acht Maßnahmentypen im Rahmen des kommunalen Hochwasserschutzes. Anschließend werden Wirkungsziele definiert. Dies erfolgt in Darstellung der potentiellen Folgen der durch die Maßnahmen verursachten Umweltwirkungen. In Kenntnis der begrenzten Detaillierung der Nachhaltigkeitstrias wird hierbei auf den Schutzgüteransatz, bekannt aus der Umweltverträglichkeitsprüfung, zurückgegriffen. In Verbindung der Typisierung und der Wirkungsziele werden anschließend alle relevanten Umweltwirkungen, die allgemein zu prognostizieren sind, ermittelt. Die daraus erarbeiteten Umweltwirkungen werden anschließend entsprechend potentieller Vergleichbarkeiten in Kriterien überführt. Diese sind im modularen Nachhaltigkeitsmodell mittels differenzierten wissenschaftlichen Algorithmen zur quantifizierten Nachweisführung und Beurteilung auszugestalten. Sind aber durch die frühzeitige Modellanwendung im Planungsprozess notwendige Informationen und Eingangsdaten nicht verfügbar oder im Rahmen einzelner Umweltwirkungen keine geeigneten Algorithmen zur Nachweisführung vorhanden, so wer-

den betroffene Kriterien in das modifizierte Projektbewertungsmodell übertragen. Dies gewährleistet in zweiter Instanz alle relevanten Umweltwirkungen zu analysieren und geschlossen auszuwerten. Durch den Einsatz von Experten sind auch nicht rational quantifizierbare Wirkungen im Wert definierbar. Folglich ist mit dem Nachhaltigkeitsmodell eine ganzheitliche Projektbewertung sichergestellt. Den zweiten Schwerpunkt der Modellerstellung bildet die Modularität. Diese ist der Vielzahl differenzierter Maßnahmen im Hochwasserschutz geschuldet. Bei der Anwendung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells ist die Modularität in der Struktur und Prozessfolge der beiden Teilmodelle nachweisbar. Beide Modelle können grundsätzlich sowohl für Einzelmaßnahmen als auch zusammengesetzte Projekte angewendet werden. Grundlage bildet dabei die Kriterienmethodik. Ausgehend von dieser sind modulare Beurteilungen differenzierter Maßnahmen mit den Teilmodellen möglich. Hierzu muss nicht für jede Maßnahme grundsätzlich jedes Bewertungskriterium Anwendung finden, als vielmehr eine ganzheitliche Auswertung, entsprechend dem bestehenden Kriterienkatalog der Schutzkonzepte, erfolgen. Den dritten Schwerpunkt der Modellerarbeitung bildet die Gesamtprojektauswertung. Hierbei ist sowohl eine Einzel- als auch Alternativenbeurteilung inklusive einer Ergebnisvergleichbarkeit sicherzustellen. Dies ist im Nachhaltigkeitsmodell durch die Ausweisung eines eindeutigen Ergebniswertes erreicht. Die Darstellung der Nachhaltigkeit in „Euro-Nutzen“ erlaubt sowohl Absolutwertaussagen in Einzelauswertung, als auch vergleichende Alternativenbeurteilungen von Hochwasserschutzmaßnahmen. Den vierten Schwerpunkt der Nachhaltigkeitsbewertung bildet die Möglichkeit der Projektoptimierung. Hierzu sind aufbauend auf den Ergebnissen der Projektauswertung Alternativen zu erarbeiten, in deren Folge optimierte nachhaltige Entwicklung forciert werden kann. Die Optimierung erfolgt dabei vorrangig im Teilmodell 1. Im modularen Nachhaltigkeitsmodell wird im Anschluss der Maßnahmenbewertung eine Analyse der Einzelnutzen der Projekte durchgeführt. Die daraus erarbeiteten maßgeblichen positiven und negativen Wirkungsinformationen werden für eine optimierte Projektalternative verwendet. Diese wird anschließend durch eine erneute Anwendung des Nachhaltigkeitsmodells einer zusätzlichen Analyse unterzogen. Im Ergebnis ist eine der Nachhaltigkeit verbesserte Projektvariante geschaffen, die gleichermaßen im Nutzenwert dargelegt wird. Folglich ist mit dem Modell eine Möglichkeit gegeben, nachhaltige Entwicklung durch eine zusätzliche optimierte Alternativenbildung direkt zu forcieren. Den fünften und letzten Schwerpunkt der Modellerstellung bildet die Sensitivität der Projektbewertung. Die Nachhaltigkeitsbewertung begründet sich maßgeblich auf der ganzheitlichen Projektbewertung entsprechend aller relevanten, durch die Projekte verursachten Umweltwirkungen. Folglich ist eine Vielzahl an differenzierten Wirkungen sowohl in der Sachbilanz als auch im Folgenwert nachzuweisen. Die dazu verwendeten Prozesse und Algorithmen erlauben dabei aber mehrfach nicht nur die Ausweisung eines einzigen Ergebniswertes. In Kenntnis der Wertvarianzen, durch Verwendung verschiedener wissenschaftlicher Modelle und Kenngrößen, ist für die Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen eine maßgebliche Analyse der Ergebnisstabilität potentiell prognostizierbarer Szenarien zu erbringen. Diese wird durch die Anwendung der erweiterten Sensitivitätsanalyse in beiden Teilmodellen und in der Gesamtnachhaltigkeitsbewertung erbracht. Es werden parallel dem Erwartungswert potentielle maximale und minimale Nachhaltigkeitsszenarien dargelegt. Dies erlaubt Entscheidungen über die Planung und Umsetzung von Hochwasserschutzmaßnahmen in Kenntnis aller zu prognostizierender Szenarien nachhaltiger Entwicklung stabil zu führen. Gleichwohl aber bleibt der Erwartungswert, als Kenngröße mit der höchsten Wahrscheinlichkeit, in seiner Funktion als Zielwert erhalten.

Das ganzheitliche Nachhaltigkeitsmodell erfüllt im Grundsatz alle Vorgaben der Forschungszielstellung, mit der Einschränkung der Teilmodellverwendung. Zusätzlich zu den Schwerpunkten der Modellerarbeitung bestand das primäre Ziel der Arbeit in der Ausgestaltung einer Methodik, die voll-

ständig auf rationalen Algorithmen und Werten der Wissenschaft basiert. Dies wäre zu erreichen, wenn mittels des modularen Nachhaltigkeitsmodells, ohne weitere Zusatzverfahren, eine ganzheitliche Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen gewährleistet werden kann. Da aber Herausforderungen in der Datenverfügbarkeit während der frühzeitigen Planungsphase der Schutzmaßnahmen bestehen und für einige Umweltwirkungen keine wissenschaftlich fundierten Verfahren zur Nachweisführung vorliegen, ist mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell allein gegenwärtig noch keine vollständige Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen sicherzustellen. Es werden zwar Maßnahmen vorliegen in denen durch Einzelanwendung des Teilmodells 1 ganzheitliche Projektbewertungen zu gewährleisten sind, doch wird dies mehr Ausnahme als Regelfall bilden. Nur durch Integration präferenzgestützter Werturteile erscheint eine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen über differenzierte Projekte grundsätzlich möglich. Rein auf rationalen Algorithmen und Werten basierende Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen sind gegenwärtig nicht ausreichend, um eine vollständige Nachhaltigkeitsanalyse zu gewährleisten. Sie bedürfen der maßgeblichen Unterstützung weiterer Verfahrensansätze wie beispielsweise dem modifizierten Projektbewertungsmodell. Im Laufe der Arbeit wurde deshalb das Ziel der vollständigen rational begründeten Projektauswertung für die Sicherstellung einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung verändert. Entsprechend der bestehenden Herausforderungen war und ist es nur in Anwendung der beiden Teilmodelle möglich, Hochwasserschutzmaßnahmen ganzheitlich, gemäß aller relevanten Umweltwirkungen zu beurteilen. Das ganzheitliche Nachhaltigkeitsmodell verbindet die Vorteile rationaler und präferenzgestützter Bewertungen und beschränkt die jeweils bestehenden Modellherausforderungen.

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell als Teilmodell 1 der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung ist in Struktur und Inhalt vollständig. Ohne die beiden bereits mehrfach dargelegten Herausforderungen ist mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell eine vollständige Nachhaltigkeitsbewertung erreichbar. Mit der Verfahrensmethodik ist eine stabile und repräsentative Ergebniswertbildung gesichert. Kritik an dem Modell ist maximal entsprechend der verwendeten Zieleinheit gegeben. Eine vollständig monetäre Projektbewertung wird oftmals in der Fachwelt abgelehnt. Doch wie bereits kritisch diskutiert, ist mit einer erweiterten NKA eine repräsentative und rational ganzheitliche Projektbewertung grundsätzlich möglich. Es können zwar zum Beispiel keine Existenzwerte von Lebewesen numerisch dargelegt werden, doch ist eine Bewertung im Kontext der Umweltwirkungen und Umweltfolgen gegeben. So wird zum Beispiel im Rahmen des Hochwasserrisikos für Menschen nicht das Leben im Folgenwert direkt quantifiziert, als vielmehr dessen Umweltfolgen in Form verlorener gesellschaftlicher Leistungsvermögen abgebildet. Alle Güter, die allgemein einer Wertschätzung unterliegen, begründen auch einen quantifizierbaren Wert. Dieser kann folglich auch monetäre Abbildung erfahren. Die finanzielle Bewertung repräsentiert dabei nur eine spezifische Darstellungsform der Zuweisung von Wertschätzungen. Alle weiteren potentiellen Kritiken an der Methodik sind grundsätzlich in differenzierten Formen und Umfängen bei allen Bewertungsmethoden vorliegend. Es besteht kein Bewertungsverfahren, welches frei von Kritik in Anwendbarkeit und Durchführung ist. Hierbei ist zu verweisen auf die Herausforderungen einer Nutzwertanalyse im Rahmen der Werttransformation und Wertgewichtung oder der in Kosten-Wirksamkeitsanalysen verbleibenden offenen Fragen über die Gesamtbewertung. Ohne eine geeignete Methodik kann keine stabile und nachvollziehbare Auswertung komplexer Problemstellungen erfolgen, da der menschliche Verstand ohne zusätzliche Strukturen nur eingeschränkte Verarbeitungskapazitäten aufweist. Das modulare Nachhaltigkeitsmodells ist in Struktur und Durchführung nachvollziehbar, begründet Werte durch wissen-

schaftlich fundierte Algorithmen und Kenngrößen und gewährleistet eine eindeutige, rational erfassbare und stabile Ergebniswertbildung.

Das modifizierte Projektbewertungsmodell dient der Vervollständigung der Nachhaltigkeitsbewertung. Das Modell findet dabei Anwendung anschließend dem modularen Nachhaltigkeitsmodell. Alle nicht direkt durch das Teilmodell 1 analysier- und auswertbaren Umweltwirkungen werden in das modifizierte Projektbewertungsmodell übertragen. Ziel ist es, durch das Teilmodell 2 eine ganzheitliche Projektbewertung aller durch die Schutzmaßnahmen verursachten Umweltwirkungen zu erreichen. Sind im modularen Nachhaltigkeitsmodell bereits alle Umweltwirkungen nachgewiesen, so ist eine Durchführung des modifizierten Projektbewertungsmodells nicht notwendig. Dies ist aber ausgehend von den beiden primären Herausforderungen des Teilmodells 1 nur in Ausnahmen zu erwarten. Mehrheitlich wird eine Berücksichtigung des modifizierten Projektbewertungsmodells zwingend notwendig sein, um eine ganzheitliche Auswertung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen sicherzustellen. Das modifizierte Projektbewertungsmodell gewährleistet Analysen und Auswertungen von Umweltwirkungen durch Präferenzurteile von Experten. Die Präferenzverwendung bildet dabei sowohl den größten Vorteil, als auch den maßgeblichen Ansatz einer kritischen Würdigung. Präferenzen erlauben auch nicht direkt rational quantifizierbare Umweltwirkungen in Wert abzubilden. Gleichzeitig aber ist durch den Einsatz von Präferenzen ein erhöhtes Maß an kritikfähiger Instabilität und Inkonsistenz im Auswertungsprozess zu prognostizieren. Präferenzen reflektieren Meinungen und Ziele Einzelner. Folglich ist durch die Präferenzverwendung keine maßgeblich objektive Bewertung im Grundsatz gegeben. Jedoch kann in Verwendung spezifischer Werkzeuge innerhalb der Präferenzabfrage und anschließend im Auswertungsprozess eine maximale Stabilität und Konsistenz begründet werden. Durch Algorithmen und Grenzworgaben sind Präferenzurteile in einem maximal repräsentativen Umfang darlegbar. Wird gleichzeitig durch die Auswahl der Experten eine stabile Befragungsgruppe evaluiert, so sind die Ergebnisse der präferenzgestützten Wertbeurteilung als maximal konsistent und stabil auch für eine ganzheitliche Projektbewertung nutzbar. Eine grundsätzliche Nichtberücksichtigung von Präferenzen würde eine ganzheitliche Projektbewertung maßgeblich verhindern. Folglich ist durch geeignete Werkzeuge und Prozesse eine maximale Repräsentativität und Belastbarkeit der Ergebniswerte sicherzustellen. Dies wird, vorrangig zu dem strukturierten Analyseprozess im modifizierten Projektbewertungsmodell, maßgeblich durch die zur Verwendung anstehenden Grenzwerte und durch die Konsistenzprüfung gewährleistet. Mit dem Modell sind maximal repräsentative Ergebniswerte ausgehend von einer präferenzgestützten Wertbeurteilung erreichbar. Den einzigen verbleibenden weiteren Kritikpunkt des modifizierten Projektbewertungsmodells bildet die im Rahmen der Präferenzhebung notwendige Definition der Expertengruppe. In der Beispielanwendung wird deutlich, dass vorrangig bei lokal begrenzten Projekten nur ein eingeschränkter Kreis an Experten das Anforderungsprofil des modifizierten Projektbewertungsmodells erfüllt. Die Vorgabe einer maßgeblichen Projektkennntnis beschränkt die Anzahl an Experten deutlich. So kann für das Projekt Freilegung Hachinger Bach, in Unterstützung durch das Baureferat München, nur eine Expertengruppe im Umfang von sechs Personen aktiviert werden. Die Anzahl repräsentiert dabei aber bereits eine fast vollständige Menge an Personen, die eine direkte und umfassende Einbindung im Projekt aufweisen. Folglich ist für zukünftige Anwendungen das Anforderungsprofil der berücksichtigungsfähigen Experten zu prüfen und bei Möglichkeiten der Sicherstellung stabiler Werturteile eine Erweiterung durchzuführen. Für eine optimiert repräsentative Projektbewertung ist ein erhöhter Umfang an Experten in Durchführung des modifizierten Projektbewertungsmodells wünschenswert. Ausgehend von der Nachhaltigkeitstrias wäre hierzu ein Expertenkreis

pro Dimension größer drei zu bevorzugen. Eine Maximalbegrenzung des Befragungsumfangs ist bei Voraussetzung der Expertenrandbedingungen nicht gegeben.

Das ganzheitliche Nachhaltigkeitsmodell gewährleistet erstmalig in Deutschland Hochwasserschutzmaßnahmen nicht mehr nur allgemein gemäß der Vielzahl an differenzierten Formen und Einsatzmöglichkeiten als nachhaltig zu bezeichnen, als vielmehr das Ziel der Nachhaltigkeit in der Maßnahmenauswahl und -umsetzung direkt zu verfolgen. Das Modell ist inhaltlich stabil und im Ergebniswert repräsentativ. Die Anwendbarkeit wurde im Rahmen des kommunalen Hochwasserschutzes überprüft. Hierzu sind Kriterien evaluiert und ausgestaltet, um definierte Maßnahmentypen ganzheitlich auszuwerten. Die beiden in der Arbeit dargelegten Beispielprojekte dienen dabei als Beleg der Verwendbarkeit des Verfahrensmodells. In Wahl der zwei differenzierten Maßnahmenkonzeptionen ist die Vielseitigkeit des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells herausgestellt. Entsprechend den Beispielprojekten ist ein vergleichbarer Nachhaltigkeitsnachweis mittels des Modells auch bei anderen kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen zu prognostizieren. Sind überdies hinaus weitere Schutzmaßnahmentypen zu analysieren, so ist durch die dargelegten Strukturen eine Erweiterung der Bewertungskriterien zu forcieren. Es sind dabei die Vorgaben der Modellmethodik, als auch insbesondere die Rahmenbedingungen der Kriterienerstellung zu berücksichtigen. Gleichzeitig ist bei der Anpassung des Modells an zukünftige Forschungsergebnisse eine Überarbeitung der bereits erstellten Kriterien vorzunehmen. Neue Methoden und Kenngrößen gilt es in die bestehenden und neuen Kriterien einzuarbeiten. Nur durch Anpassung ist eine modellbedingte Aktualität der ganzheitlichen Projektbewertung zu gewährleisten. Zudem können weitere Optimierungen der Nachhaltigkeitsbewertung zum Beispiel entsprechend der vertieften Analyse der Wertvarianzen erfolgen. Hierbei besteht grundsätzlicher Bedarf an einer Implementierung geeigneter Analysetools. Bis dato ist einzig die Berechnung eines unteren und oberen Nachhaltigkeitsgrenzscenario zusätzlich dem Erwartungswert gegeben. In Erarbeitung erweiterter Analysetools sind sowohl für die differenzierten Wertszenarien die Wahrscheinlichkeitsverteilungen zu prognostizieren, als auch punktuelle zusätzliche Zwischenwerte begründet darzulegen. Entscheidungsträger wären dadurch in der Lage vom Erwartungswert abweichende Szenarien in Kenntnis der Risiken detailliert und nachvollziehbar zu wählen. Alle dargelegten Werte repräsentieren dabei weiterhin direkt die durch die Maßnahmen verursachte nachhaltige Entwicklung, wenn auch entsprechend differenzierter Eintrittswahrscheinlichkeiten. Zudem sind durch Erweiterungen des Nachhaltigkeitsmodells Integrationen weiterer Auswertungsparameter denkbar. So können zum Beispiel die Auswirkungen der Klimaveränderungen Gegenstand einer Modelloptimierung bilden. Hierzu sind, vergleichbar der Risikoevaluierung potentieller Nachhaltigkeitsszenarien, Wahrscheinlichkeiten und zugehörige Wertegrößen bei einem sich einstellenden Klimawandel zu prognostizieren. Das Ergebnis entspräche einem erweiterten Szenario der Nachhaltigkeitsbewertung in Fortschreibung des gegenwärtigen Prognosehorizontes. Aber nicht nur der Klimawandel kann für eine optimierte Modellstruktur herangezogen werden. Vorrangig durch Anpassung einzelner Parameter und der Fortschreibung der Modellstruktur erscheint es möglich, eine Vorabanalyse der Nachhaltigkeit zu erarbeiten. Bei differenzierten Alternativen ist es mehrfach nicht möglich, detaillierte Berechnungen für alle Varianten durchzuführen. Vielmehr muss ein vorgelagerter Auswahlprozess stattfinden, um einen beherrschbaren Alternativenumfang zu generieren. Der daraus ableitbare „Vor-Check“ muss gewährleisten, basierend auf einer differenzierten Anzahl an Prüfkriterien, die Alternativen in Nachhaltigkeit überschlägig abzuwägen. Dies erlaubt eine Begrenzung der detailliert zu analysierenden Varianten und beeinflusst dadurch den Bearbeitungsumfang der Auswertungen signifikant. Im Ergebnis wäre weiterhin eine vollständige Nachhaltigkeitsbewertung in Anwendung des ganzheitlichen Modells gegeben, jedoch aber mit begrenzten Alterna-

tivumfängen. Mit der in dieser Arbeit aufgezeigten Entwicklungsstufe des Nachhaltigkeitsmodells ist bereits eine ganzheitliche Projektbewertung möglich. Dennoch sind zum Beispiel Erweiterungen der Kriterienmethodik, Fortschreibungen der Inhalte durch zukünftige Forschungsergebnisse, als auch optimierte Risikotools denkbar. Diese in Verbindung mit der Entwicklung eines „Vor-Check“ der Nachhaltigkeit erlauben eine auch in Zukunft weiterhin aktuelle und optimierte Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen.

Das Nachhaltigkeitsmodell ermöglicht Hochwasserschutzmaßnahmen ganzheitlich entsprechend der zu prognostizierenden Umweltwirkungen zu analysieren und geschlossen auszuwerten. Folglich ist ausgehend von den Ergebniswerten die durch die Projekte verursachte Nachhaltigkeit messbar. Es wird damit gewährleistet nachhaltigen Hochwasserschutz nicht nur in Beschreibung und Sicherheitsbestreben zu erreichen, als vielmehr auch der dem Begriff hinterlegten gleichgewichteten Trias ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimensionen gerecht zu werden. Nachhaltigkeit bildet damit nicht mehr nur einen allgemeinen Zielbegriff, als vielmehr eine direkte Zielstellung in der Projektplanung von Hochwasserschutzmaßnahmen.

Literaturverzeichnis

- Abt, S. R.; Wittler, R. J.; Taylor, A.; Love, D. J.** (1989); Human stability in a high flood hazard zone, Water resources bulletin; American Water Resources Association; Ausgabe 25 Nr. 4; S. 881-890
- Agenda 21** (1992); Press summary of Agenda 21 (based on the final text); Department of Public Information United Nations; <http://habitat.igc.org/agenda21/index.html> (abgerufen: 14.08.2012)
- Albert, C.; von Haaren, C.** (2012); Ökosystemdienstleistungen in der Landschaftsplanung: Konzepte und Begrifflichkeiten; Beitrag zu: Workshopbericht - Ökosystemdienstleistungen von Wäldern; BfN-Skript 320; S. 11-15
- Angenendt, E.; Billen, N.; Gaiser, T.; Triebe, S.; Stahr, K.; Zeddies, J.** (2007); Bewertung von Strategien zur Vermeidung von CO₂-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Nutzung in Baden-Württemberg; Forschungsbericht FZKA-BWPLUS
- Assmann, A** (1998); Die Planung dezentraler, integrierter Hochwasserschutzmaßnahmen mit dem Schwerpunkt der Standortausweisung von Retentionsarealen an der oberen Elsenz; Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät; Universität Jena; Dissertation
- Assmann, A.; Bauer, C.; Koehler, G.; Mollenhauer, K.; Röttcher, K.; Schmidt, W.; Sieker, W.; Zimmerling, B.** (2006); Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); DWA-Themen April 2006
- ATV-DVWK** (2004); Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK); Themen; August 2004
- ATV-DVWK** (2006); Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung; Ergebnisse Projektgruppe der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK); Projektgruppe „Dezentraler Hochwasserschutz“
- Atwood, J. D.** (2007); The EPIC/APEX Process Models - Improvements, Multi-run Management Software, supporting Data, and Examples; In: Workshop on Data Needs for Agri-Environmental Policy Modeling and Analysis; Washington DC; 15.10.2007; <http://www.farmfoundation.org/news/articlefiles/437-ATWOOD.pdf> (abgerufen: 24.02.2011)
- Auerswald, K.** (1991); Onsite- und Offsite-Schäden durch Bodenerosion; In: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit 3; S. 75-82
- Bach, S.; Gornig, M.; Stille, F.; Voigt, U.** (1994); Wechselwirkungen zwischen Infrastrukturausstattung, strukturellem Wandel und Wirtschaftswachstum; Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW); Beiträge zur Strukturforschung; Heft 151
- Bach, H.-U.; Spitznagel, E.** (2003); Gesamtfiskalische Modellrechnung - Was kostet uns die Arbeitslosigkeit; IAB Kurzbericht; Ausgabe Nr. 10; Institut für Arbeitsmarkt- und Berufsforschung der Bundesanstalt für Arbeit (IAB)

- Bachmann, D.; Huber, N. P.; Schüttrumpf, H.** (2009); REISE: Multikriterielle Entscheidungsunterstützung zur Planung von Hochwasserschutzkonzepten; Wasserwirtschaft und Klimawandel - Fakten, Folgen, Aufgaben; 39. Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2009 (IWA-SA); In: Mitteilungen/Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft; RWTH Aachen; Nr. 157; S. E/1-27
- Bastian, O.; Grunewald, K.; Lupp, G.; Syrbe, R.-U.; Wachler, C.** (2012); Verfahrensansätze der Landschaftsökologie zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen; In: Workshopbericht - Ökosystemdienstleistungen von Wäldern; BfN-Skript 320; S. 78-90
- BauGB** (2013); Baugesetzbuch (BauGB); Stand: 11. Juni 2013
- Baumgärtner, U.; Fischer, O.; Jungwirth, J.; Katz, C.; Lederer, W.; Putz, A.; Streit, W.; Wilberg, U.; Wüst, W.** (2012); Ganzheitliche Beurteilung von Verkehrsinfrastrukturprojekten; In: Beton- und Stahlbetonbau; Nr. 107; S. 510-523
- Baureferat** (2010); Grundsatzbeschluss - Hachinger Bach - Renaturierung zwischen Kampenwandstraße und Hüllgraben im 14. Stadtbezirk Berg am Laim; Beschluss des Bauausschusses vom 11.05.2010; Öffentliche Sitzung
- Bayer, E.; Bosold, D.; Hersel, O.** (2009); Hochwasserschutz und zementgebundene Baustoffe - Hinweise für Planung und Ausführung; 2. Auflage; BetonMarketing Deutschland GmbH
- BayNatSchG** (2013), Gesetz über den Schutz der Natur, die Pflege der Landschaft und die Erholung in der freien Natur - Bayerisches Naturschutzgesetz (BayNatSchG); Stand: 08. April 2013
- Bayerischer Gemeindetag** (2003); Hochwasserschutz für Kommunen - Praxisratgeber - Erläuterungen, Thesen, Tipps, Beispiel; Arbeitskreis zum Bayerischer Gemeindetag
- BayWG** (2010); Bayerisches Wassergesetz (BayWG); Stand: 25. Februar 2010
- BBodSchG** (2004); Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG); Stand: 09. Dezember 2004
- BBodSchV** (2009); Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV); Stand: 31. Juli 2009
- Becker, A.** (1992); Methodische Aspekte der Regionalisierung; In: Regionalisierung in der Hydrologie - Ergebnisse von Rundgesprächen der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG)
- Behrendt, H.; Huber, P.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R.** (1999); Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands, UBA-Texte 75/1999, Umweltbundesamt
- Behrendt, H.; Bach, M.; Kunkel, R.; Opitz, D.; Pagenkopf, W. D.; Scholz, G.; Wendland, F.** (2002); Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Basis eines harmonisierten Vorgehens; Abschlussbericht zum UBA-Projekt 29922285; Umweltbundesamt
- Berz, G.** (2010); Was kostet der Klimawandel?; Vortrag bei der IHK Bielefeld am 27.01.2010; http://www.ostwestfalen.ihk.de/fileadmin/redakteure/innovation_umwelt/Umwelt/Praes._Berz_IHK_Bielefeld_27.1.10.pdf (abgerufen: 11.07.2013)

- Beyene, M.** (1992); Ein Informationssystem für die Abschätzung von Hochwasserschadenspotentialen; Aachen - Technische Hochschule Aachen; Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft; Mitteilungen 83
- BfLFUW** (2001); Hochwasserschutz mit Mobilelementen - Studie; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BfLFUW) Österreich; Wien
- BfLFUW** (2009); Kosten-Nutzen-Untersuchungen im Schutzwasserbau - Richtlinie; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BfLFUW) Österreich; Wien
- BfN** (2005); Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie - Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft; Bundesamt für Naturschutz (BfN); BfN-Heft 27
- BfN** (2008); Biodiversität von Gewässern, Auen und Grundwasser - Biodiversity of surface waters, floodplains and groundwater; Symposiumsbericht vom 29. Bis 30. Oktober 2008; Bundesamt für Naturschutz (BfN); Bonn
- BGL** (2011); Prognose der Gewässergüte und Bewirtschaftungsempfehlungen für den durch Freilegung und naturnahen Ausbau des Hachinger Bachs entstehenden Weiher am Michaelianger; Büro für Gewässerkunde und Landschaftsökologie K.-J. Boos (BGL)
- BHO** (2001); Arbeitsanleitung Einführung in Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen, Allgemeines Haushaltsrecht BHO; Vorschriftenammlung Bundesfinanzverwaltung
- BHO** (2010); Bundeshaushaltsordnung (BHO); Stand 09. Dezember 2010
- Bickel, P.** (2005); Externe Grenzkosten verkehrsbedingter Umwelt und Gesundheitsrisiken; Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung; Universität Stuttgart
- Biehler, H.; Sträter, D.; Schwarz-Koch, M.** (2011); Die Beschäftigungswirkungen von Stuttgart 21 auf dem Prüfstand - Ein Versuch zur Versachlichung der Debatte; IMU-Institut; Stuttgart
- Bienert, S.** (2005); Bewertung von Spezialimmobilien - Risiken, Benchmarks und Methoden; Gabler-Verlag
- Binder, F.; Macher, C.; Klöcking, B.** (2008); Integrale Planung von Erstaufforstungen am Beispiel der Paar in der Gemeinde Geltendorf; Beiträge zum Symposium „Wald - Schutz vor Hochwasser?“; In: Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft; Heft 55; S. 73-82
- Birkel, I.; Mayer, A.** (1992); Ökologische Zustandserfassung der Flussauen an Iller, Lech, Isar, Inn, Salzach und Donau und ihre Unterschützstellung; Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz; Heft 124
- Bismuth, C.; Buschhardt, A.; Diewitz, U.-U.; Dittmann, W.; Eichler, F.; Garber, W.-D.; Gerten, D.; Gregor, H.-D.; Haase, W.; Junker, H.; Kremser, U.; Locher, B.; Möller, H.-W.; Nantke, H.-J.; Rechenberg, B.; Rechenberg, J.; Schablitzki, G.; Schmitz, E.; Schulz, D.; Solms, J.; Terytze, K.; Voigt, T.; Werner, J.; Wiemann, A.** (1998); Hausgemachte Überschwemmungen - Vorsorge gegen zukünftige Hochwasserschäden - Maßnahmenvorschläge; <http://www.umweltdaten.de/rup/bericht-18-98.pdf> (abgerufen: 11.07.2013)

- BMF** (2008); Das System der öffentlichen Haushalte; Bundesministerium der Finanzen (BMF); <http://www.bundesfinanzministerium.de/bundshaushalt2008/pdf/hhsys.pdf> (abgerufen: 11.07.2013)
- BMU** (2002); Umweltökonomische Gesamtrechnungen - Vierte und abschließende Stellungnahme zu den Umsetzungskonzepten des statistischen Bundesamtes; Beirat „Umweltökonomische Gesamtrechnungen“ beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)
- BMU** (2009); Auenzustandsbericht - Flussauen in Deutschland; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)
- BMU** (2010); Klimaschutzpolitik in Deutschland - Stand Juni 2009; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU); http://www.bmu.de/klimaschutz/nationale_klimapolitik/doc/5698.php (abgerufen: 23.02.2011)
- BMVEL** (2001); Jahresbericht über Flurbereinigung und agrarstrukturelle Vorplanungen in Deutschland; Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL)
- BMVBS** (2001); Leitfaden nachhaltiges Bauen; Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)
- BMVBS** (2007); Leitfaden zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen; Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)
- BMVBS** (2008a); Hochwasserschutzfibel; Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)
- BMVBS** (2008b); Datenbank Lebensdauer Baugruppen; Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)
- BMVBS** (2010); Arbeitshilfen Boden- und Grundwasserschutz; Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)
- BMVBS** (2011a); Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen (BNB), Handbuch - Prüfungsunterlage für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden, Neubau Büro- und Verwaltungsgebäude; Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)
- BMVBS** (2011b); Verkehr in Zahlen 2010/2011; DVV Media Group GmbH; Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS)
- BNatSchG** (2009); Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege - Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG); Stand: 29. Juli 2009
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C.** (2000); Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland; UBA-Texte 53/20000; Umweltbundesamt
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Liebert, J.; Schleich, J.; Walz, R.** (2002); Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz; UBA-Texte 12/2002; Umweltbundesamt

- Boley, C; Schober, P.** (2012); Freilegung Hachinger Bach - Geohydraulisches Gutachten zu den Auswirkungen der Freilegung des Hachinger Bachs auf die Grundwasserverhältnisse; BoleyGeotechnik Beratende Ingenieure
- BPR** (2011); Erläuterungsbericht zur Genehmigungsplanung - Freilegung Hachinger Bach zwischen Kampenwandstraße und Hüllgraben; Planungsarge - Beraten/Planen/Realisieren (BPR)
- BPR** (2012a); Umweltverträglichkeitsstudie - Freilegung Hachinger Bach zwischen Kampenwandstraße und Hüllgraben; Planungsarge - Beraten/Planen/Realisieren (BPR)
- BPR** (2012b); Landschaftspflegerischer Begleitplan - Freilegung Hachinger Bach zwischen Kampenwandstraße und Hüllgraben; Planungsarge - Beraten/Planen/Realisieren (BPR)
- Brand-Sassen, H.** (2004); Bodenschutz in der deutschen Landwirtschaft - Stand und Verbesserungsmöglichkeiten; Universität Georg-August Göttingen; Fakultät für Agrarwissenschaften; Dissertation
- Bräuer, I.** (2007); „Welche Strategien haben das beste Kosten-Nutzen-Verhältnis? - Eine ökonomische Einschätzung“; BfN-Fachtagung Klimawandel - Naturschutz: Klimawandel verändert Wasserhaushalt an Flussläufen; Bundesamt für Naturschutz (BfN); Vortrag 22. November 2007; Bonn
- Bräunig, A.**(2009); Erläuterung zu Kartendarstellungen und GIS-Daten der potentiellen Wassererosionsgefährdung; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie; Referat 64 „Bodenschutz“
- Brockhaus** (2010); Enzyklopädie; Bibliographisches Institut & F.A. Brockhaus AG
- Bronstert, A.; Blume, T.; Francke, T.; Niehoff, D.** (2008); Möglichkeiten des Hochwasserrückhalts im Einzugsgebiet: Ergebnisse aus dem Rhein- und Illergebiet; In: Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen Heft 100/2008; Universität der Bundeswehr München
- Brouwer, R.; van Eck, R.; Boeters, R.; Bouma, J.** (2001); Living with Floods: An Integrated Assessment of Land Use Changes an Floodplain Restoration as Alternative Flood Protection Measures in the Netherlands; CSERGE Working Paper ECM 01-06
- Brown, C. A.; Graham, W. J.** (1988); Assessing the threat to life from dam failure; Water Resources Bulletin; Vol. 24; Nr. 6
- Bruck, M.; Adensam, H.; Geissler, S.; Fellner, M.** (2002); Externe Kosten - Externe Kosten im Hochbau - Band 1; Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit Österreich; Wien
- Brundtland, G.** (1987); Report of the World Commission on environment and Development, "Our Common Future"; United Nations; General Assembly; 42 session; 04. August 1987
- Buck, W.; Kron, A.; Dieterle, K.** (2007); „Was-Wäre-Wenn“ - Schadenserhebungen für ein Hochwasserschutzprojekt; Erhebung, Auswertung und Verwendung von Hochwasserschadensinformationen; Neues und Bewährtes; DWA - Tagungsunterlagen zum DWA-Seminar am 24. April 2007; Karlsruhe

- Bundesrechnungshof** (2007); Bemerkungen 2007 - zur Haushalts- und Wirtschaftsführung des Bundes; Bundesrechnungshof; Referat Öffentlichkeitsarbeit
- Bundestag** (1998); Konzept Nachhaltigkeit - Vom Leitbild zur Umsetzung; Abschlussbericht der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung"; Deutscher Bundestag; Bonn
- BUWAL** (2005); Der monetäre Erholungswert des Waldes; Umwelt-Materialien Nr. 193 - Wald; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Schweiz; Bern
- CBD** (2012); User`s Manual for the City Biodiversity Index; Convention on Biological Diversity (CBD); <http://www.cbd.int/authorities/doc/User%27s%20Manual-for-the-City-Biodiversity-Index18April2012.pdf> (abgerufen: 06.03.2013)
- CBI** (2012); City Biodiversity Index - Report 2012; Anlage 01 zur Drucksache 0029/2013/IV; Stadt Heidelberg
- Claussen, K.; Kaden, S.; Kalthofen, M.; Roers, M.; Lüllwitz, T.** (2010); Elbe-Expert-Toolbox: Instrumentarium zur integralen wasserwirtschaftlichen, sozialen und ökonomischen Analyse im Elbe-Einzugsgebiet; In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 29.10; S. 255-262
- COP7** (2001); Klimakonferenz von Marrakesch: Kyoto-Protokoll kann in Kraft treten - Wichtige Entscheidungen nach 10 Jahren Klimaverhandlungen - ein Bericht von COP7; Conference of the Parties (COP); <http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/cop7.pdf> (abgerufen: 07.09.2011)
- Defra** (2003); Flood Risk to People Phase 1; R&D Technical Report; FD2317; Defra/Environment Agency - Flood and Coastal Defence R&ED Programme; Department for Environment Food and Rural Affairs (Defra)
- Defra** (2005); The economic, social and ecological value of ecosystem services: DEFRA key messages from eftec report; Department for Environment Food and Rural Affairs (Defra)
- Defra** (2006a); Flood Risks to People Phase 2; FD231/TR1; The Flood Risks to People Methodology; Defra/Environment Agency - Flood and Coastal Defence R&ED Programme; Department for Environment Food and Rural Affairs (Defra)
- Defra** (2006b); Flood Risks to People Phase; FD231/TR2; The Flood Risks to People Guidance Document; Defra/Environment Agency - Flood and Coastal Defence R&ED Programme; Department for Environment Food and Rural Affairs (Defra)
- Dehnhardt, A.** (2002); Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe - Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen; In: Ökologisches Wirtschaften 5/2002; S. 27-28
- DeKay, M. L.; McClelland, G. H.** (1993); Predicting loss of life in cases of dam failure and flash flood; Risk Analysis Vol. 13; Nr. 2

- Deppert, W.; Mielke, D.; Theobald, W.**(2001); Mensch und Wirtschaft - Interdisziplinäre Beiträge zur Wirtschafts- und Unternehmensethik - Man and business: interdisciplinary articles on economic and corporate ethics; Wirtschaft mit menschlichem Antlitz; Band 1
- Deutsch, M.; Pörtge, K.-H.** (2003); Hochwasserereignisse in Thüringen; Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG); Nr. 63; Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt Freistaat Thüringen
- Deutsche Rückversicherung** (1999); Das Pfingsthochwasser im Mai 1999; Deutsche Rückversicherung AG; Düsseldorf
- DGNB** (2009); DGNB Handbuch - Neubau Büro und Verwaltungsgebäude Version 2009; Deutsche Gesellschaft für nachhaltiges Bauen (DGNB); Stuttgart
- DKKV** (2003); Hochwasservorsorge in Deutschland - Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet; Deutsches Komitee Katastrophenvorsorge e. V. (DKKV); Heft 29
- DKKV** (2004); Hochwasservorsorge in Deutschland - Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet; Deutsches Komitee Katastrophenvorsorge e. V. (DKKV); Kurzfassung für die Versicherungswirtschaft
- DIN 276-1** (2008); Kosten im Hochbau; Teil 1 Hochbau; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 276-4** (2009); Kosten im Bauwesen; Teil 4 Ingenieurbau; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 4049-3** (1994); Hydrologie; Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 18960** (2008); Nutzungskosten im Hochbau; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 19700-10** (2004); Stauanlagen; Teil 10 Gemeinsame Festlegungen; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 19700-11** (2004); Stauanlagen; Teil 11 Talsperren; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 19700-12** (2004); Stauanlagen; Teil 12 Hochwasserrückhaltebecken; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 19708** (2005); Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 31051** (2003); Grundlagen der Instandhaltung; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN EN 752** (2008); Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden; Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN EN 13383-1** (2009); Wasserbausteine; Teil 1: Anforderungen; Deutsche Fassung prEN 13383-1:2009; Deutsches Institut für Normung e. V.; Entwurf
- DIN EN ISO 14040** (2009); Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006; Deutsches Institut für Normung e. V.

- DIN EN ISO 14044** (2006); Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006; Deutsches Institut für Normung e. V.
- Disse, M.; Rieger, W.** (2008); Wasserrückhalt in der Fläche; Tagungsbericht zum Seminar „Wasserrückhalt in der Fläche - Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes“; In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Jahrgang 52; Heft 5; S. 270 - 272
- Dittrich, S.; Worm, W.** (2006); Möglichkeiten der ländlichen Entwicklung zur Unterstützung eines dezentralen Hochwasserschutzes; Infodienst der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft; Schriftenreihe 11/2006 Dezentraler Hochwasserschutz
- DNV** (2010); Nachhaltigkeitsstudie - Ökobilanz von Fassadenkonstruktionen mit Naturstein und Glas; Deutscher Natursteinwerk-Verband e.V. (DNV); Würzburg
- Dohm, B.; Kreiter, T.** (1999); Bemessung und Optimierung von Kleinrückhalten im Rahmen dezentraler Hochwasserschutzkonzepte; Fachhochschule Trier; Fachbereich Bauingenieurwesen; Diplomarbeit; unveröffentlicht
- Doleschel, P.; Heißenhuber, A.** (1991); Externe Kosten der Bodenerosion; In: Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch; Jahrgang. 68; S. 187-209
- Dubgaard, A.; Kallesoe, M. F.; Pertersen, M. L.; Ladenburg, J.** (2002); Cost-Benefit Analysis of Skjern River Restoration Project; Papers from the Department of Economics and Natural Resources; Copenhagen
- DVGW** (2003); Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001; Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. (DVGW)
- DVWK** (1985); Leitlinien zur Ökonomischen Bewertung von Hochwasserschutzwirkungen; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK); Heft 10; Bonn
- DVWK** (1986); Flussdeiche; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK); Merkblatt 210/1986; Bonn
- DVWK** (1991); Hochwasserrückhaltebecken; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK); Merkblatt 202/1991; Hamburg und Berlin
- DWA** (2006); Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); Themen-Heft April 2006
- DWA** (2007); Dezentraler Hochwasserschutz; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); Beiträge zum Seminar 4./5. Juni 2007; Leipzig
- DWA** (2008); Arbeitshilfe Hochwasserschadensinformation; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA); Themen-Heft August 2008
- DWA** (2012); Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien); 8. Auflage; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA)

- Dyer, J. S.** (1990); Remarks on the Analytic Hierarchy Process; In: Management Science; Vol. 36; No. 3; S. 249-258
- Ebinger, F.; Elsner K.; Vogt, P.** (2007); Ökoeffizienz-Analyse von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen; In: Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen; Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz; Nr. 64/07; S. 285-298
- Ebinger, F.; Elsner K.; Vogt, P.** (2008); Ökoeffizienz-Analyse; Entwicklung eines Ansatzes zur Bewertung von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen; Institut für Forstökonomie; Universität Freiburg; Arbeitsbericht 51-2008
- EC** (2005); ExternE - Externalities of Energy - Methodology 2005 Update; European Commission (EC); Directorate-General for Research Sustainable Energy Systems
- EFRE** (2007); Infoblatt „Kommunaler Hochwasserschutz“; Europäischer Fonds für regionale Entwicklung (EFRE)
- Egli, T.** (2002); Hochwasserschutz durch nachhaltiges Schadenspotenzialmanagement; Internationales Symposium 2002 in Zürich
- Ehrhardt, T.; Scheid, Y.; El Tayeb, A.** (2011); Entwurf und Ausführung der Steinschüttdämme und der Schlitzwand des Merowe-Projektes; In: WasserWirtschaft 1-2 2011; Wasserbau; S. 36-42
- Ellenberg, H.** (1964); Naturgemäße Anbauplanung, Melioration und Landespflege; Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie; Band 3
- Enquete Kommission** (1998); Abschlussbericht der Enquete Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltigen zukunftsverträglichen Entwicklung“ - Konzept Nachhaltigkeit - Vom Leitbild zur Umsetzung; Drucksache 13/11200; Deutscher Bundestag
- EUREK** (1999); Europäisches Raumordnungskonzept (EUREK) - Auf dem Wege zu einer räumlich ausgewogenen und nachhaltigen Entwicklung in der Europäischen Union; Europäische Kommission
- Europäische Pflanzenschutzmittelverordnung** (1991); Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln - 91/414/EWG; Rat der Europäischen Gemeinschaft
- Europäische Umweltagentur** (2003); Die Umwelt in Europa - der dritte Lagebericht; http://www.eea.europa.eu/de/publications/environmental_assessment_report_2003_10sum (abgerufen: 12.04.2011)
- Europäische Wasserrahmenrichtlinie** (2000); Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates; Stand: 23. Oktober 2000
- Eyerer, P.; Reinhardt, H-W.** (2000); Ökologische Bilanzierung von Baustoffen und Gebäuden - Wege zu einer ganzheitlichen Bilanzierung; Baupraxis

- Feldwisch, N.; Botschek, J.; Fiener, P.; Haider, J.; Schröder, A.; Unterseher, E.** (2008); Stoffeinträge in Gewässer durch Bodenerosion - Fachbeitrag zu Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen nach §§ 11 und 13 WRRL; In: Kurzfassungen der Vorträge und Poster am 20.02.2008 in Halle (Saale); Thema: Bodenerosion; S. 34/35
- Finkel, M.; Morio, M.; Schädler, S.** (2010); Ganzheitliche Bewertungs- von Nutzungsstrategien für Brachflächen; Kurzfassung Vortrag - 2. Task-Symposium 2010; Leipzig
- Florio, M.** (2003); Anleitung zur Kosten-Nutzen-Analyse; Europäische Kommission GD Regionalpolitik; Referat Bewertung
- Fohrer, N.** (2003); Bodenschutz und Hochwasserschutz; Beitrag zum Seminar Bodenschutz und Nachhaltigkeit; 5. Sächsische Bodentage; Dresden
- Forman, R. T. T.; Godron, M.** (1986); Landscape ecology; University of Minnesota; USA
- Frede, H.-G.; Dabbert, S.** (1998); Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft; Landberg
- Free Dictionary** (2010); Lexikon; <http://www.thefreedictionary.com> (abgerufen: 11.07.2013)
- Frenzel, M.; Dunger, V.** (1999); Die Ursachen von Hochwässern; Oberseminarvortrag; Universität Freiberg
- Gassner, E.; Schmidt-Räntsch, B.-K.** (2003); Bundesnaturschutzgesetz – Kommentar; 2. Auflage
- Gassner, E.; Winkelbrandt, A.** (2005); UVP - Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung; Leitfaden; 4. Auflage; München
- GG** (2012); Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland; Stand: 11. Juli 2012
- GIZ** (2011); Förderprogramm Entwicklungspolitische Bildung (FEB), Ergänzungen zum Merkblatt "Ausgaben- und Finanzierungsplan" - Verwaltungskosten (Pauschale); Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung; Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH
- Gottschling, I.** (2005); Bauwirtschaft und Baubetrieb; Projektanalyse und Wirtschaftlichkeitsvergleich bei PPP-Projekten im Hochbau – Entscheidungsgrundlagen für Schulprojekte; Mitteilungen Heft 26; Technische Universität Berlin
- Götze, U.** (2008); Investitionsrechnung - Modelle und Analysen zur Beurteilung von Investitionsvorhaben; 6. Auflage
- Graham, W. J.** (1999); A procedure for estimating loss of life caused by dam failure; Dam safety office report DSO-99-6; U. S. Department of Interior Bureau of Reclamation Dam Safety Office Denver; Colorado
- Grambow, M.** (2008); Wassermanagement - Integriertes Wasser-Ressourcenmanagement von der Theorie zur Umsetzung; Wiesbaden
- GRI** (2011); RG - Sustainability Reporting Guidelines; Global Reporting Initiative (GRI); Version 3.1; www.globalreporting.org/reporting/get-started/Pages/default.aspx (abgerufen: 05.12.2012)

- Grimm, V.; Glauner, C.; Eickenbusch, H.; Zweck, A.** (2008); Wasserknappheit & Technologie - Übersichtsstudie; im Auftrag VDI (Verein Deutscher Ingenieure); Düsseldorf
- Grossmann, M.; Hartje, V.; Meyerhoff, J.** (2010); Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe; Naturschutz und Biologische Vielfalt; Heft 89; Bundesamt für Naturschutz (BfN)
- Großmann, J.; Grunewald, V.; Schaub, A.; Freiherr von Spies, F.** (2004); Quantifizierung finanzieller Risiken von Altlasten mit dem Instrumentarium „KOBALT“; In: Altlasten Spektrum; Ausgabe 02/2004; S. 99-102
- Grunewald, K.; Bastian, O.** (2012); Ökosystemdienstleistungen - Konzept, Methoden und Fallbeispiele; Springer-Verlag
- Gunkel, G.** (1996); Renaturierung kleiner Fließgewässer; Gustav Fischer Verlag
- Gündra, H.** (1999); Angewandte Geomorphologie und Hochwasserschutzplanung an der oberen Elsenz; Kraichgau-Heidelberg
- Gunreben, M.; Dahlmann, I.; Frie, B.; Hensel, R.; Penn-Bressel, G.; Dosch, F.** (2007); Die Erhebung eines bundesweiten Indikators "Bodenversiegelung"; Bodenschutz 2/2007
- Günther, F. W.; Reicherter, E.** (2001); Investitionskosten der Abwasserentsorgung; Oldenbourg Industrieverlag; München
- Gutachterausschuss Dresden** (2011); Bodenrichtwerte für landwirtschaftlich, gärtnerisch und forstwirtschaftlich genutzte Grundstücke; Gutachterausschuss für die Ermittlung von Grundstückswerten in der Landeshauptstadt Dresden; Berichtszeitraum 2009/2010
- Haaren, C. v.; Scholles, F.; Ott, S.; Myrzik, A.; Wulfert, K.** (2004); Strategische Umweltprüfung und Landschaftsplanung; Abschlussbericht zum F+E Vorhaben 802 82 130 des Bundesamts für Naturschutz (BfN); Universität Hannover
- Haas, G.** (1997); Leistungen des ökologischen Landbaus zur Verringerung von Gewässerbelastungen; Umweltqualitäten und Wirtschaften - Was wurde erreicht? - Wo geht es hin?; 30. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 1997; Konstanz
- Habersack, H.; Moser, A.** (2003); Ereignisdokumentation Hochwasser August 2002; Zentrum für naturgefahren und Risikomanagement (ZENAR); Universität für Bodenkultur; Wien
- Hachtel, G.; Holzbaur, U.** (2010); Management für Ingenieure; Technisches Management für Ingenieure in Produktion und Logistik; Vieweg-Teubner Verlag
- Haedrich, G.; Kuß, A.; Kreilkamp, E.** (1986); Der Analytic Hierarchy Process - Ein neues Hilfsmittel zur Analyse und Entwicklung von Unternehmens- und Marketingstrategien; In: Wirtschaftswissenschaftliches Studium; Jahrgang 15; Heft-Nr. 3; S. 120-126
- Hänle, M.** (1993); Systeme zur Unterstützung von Gruppenentscheidungen - Konzeption und Implementation eines Prototypen; Bergisch Gladbach - Köln
- Hanusch, H.** (1994); WiSo-Kurzlehrbücher; Nutzen-Kosten-Analyse; Reihe Volkswirtschaft; 2. Auflage

- Hanusch, H.** (2004); Nutzen-Kosten-Analyse; Skript zur Vorlesung; Universität Augsburg
- Hanusch, H.** (2011); Vahlens-Kurzlehrbücher; Nutzen-Kosten-Analyse; 3. Auflage
- Hanusch, H.; Kuhn, T.** (1994); Einführung in die Volkswirtschaftslehre; 3. Auflage; Springer-Verlag
- Harker, P. T.; Vargas, L.** (1987); The Theory of Ratio Scale Estimation - Saaty's Analytic Hierarchy Process; In: Management Science; Vol. 33; No. 11; S. 1383-1403
- Härle, J.** (1992); Menschen verändern Fließgewässer; In: Geographie und Schule; Nr. 75; S. 14-33
- Harth, M.** (2006); Multikriterielle Bewertungsverfahren als Beitrag zur Entscheidungsfindung in der Landnutzungsplanung - unter Berücksichtigung der Adaptiven Conjoint-Analyse und der Discrete Choice Experiments; Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg; Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung; Dissertation
- Hartje, V.; Meyerhoff, j.; Dehnhardt, A.** (2003); Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe; Forschungsvorhaben gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des Programms Elbe-Ökologie; Endbericht
- Hartwig, K.-H.** (2005); Volkswirtschaftliche Effekte unterlassener Infrastrukturinvestitionen; Institut für Verkehrswissenschaft; Westfälische Wilhelm-Universität Münster
- Hartwig, K.-H.; Ambrecht, H.** (2005); Volkswirtschaftliche Effekte unterlassener Infrastrukturinvestitionen; Studie im Auftrag des Bundesverbandes der Deutschen Zementindustrie, des Hauptverbandes der Deutschen Bauindustrie und des Verbandes der Automobilindustrie; Münster
- Havemann, R.-H.; Krutilla, J.-V.** (1986); Unemployment, Idle Capacity and the Evaluation of Public Expenditures: National and Regional Analysis; Baltimore
- Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Lankreijer, R. M.; Udo de Haes, H. A.; Wegener Sleeswijk, A.** (1992); Environmental life cycle assessment of products - Guide - October 1992; Centre of Environmental Science; Leiden
- Heinisch, T.** (2010); Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems zur Anpassung an den Klimawandel am Beispiel der Wasserwirtschaft; Universität der Bundeswehr München; Institut für Wasserwesen; Dissertation
- Heißenhuber, A.; Schmidlein, E.-M.** (1988); Ökologische und Ökonomische Probleme der Bodenerosion; Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch; Sonderheft 1; München
- Helbig, H.; Möller, M.; Schmidt, G.** (2010); Bodenerosion durch Wasser in Sachsen-Anhalt; Bundesverband Boden e. V. (BVB); Band 15
- Hevesi, A. G.** (2001); The Impact of the September 11 WTC Attack on NYC's Economy and City Revenues; The City of New York; Office of the Comptroller; New York
- Hicks, J-R.** (1939); The Foundations of Welfare Economics; *Economica* No. 49; S. 696-712

- Hilger, T. H.; Gaiser, T.; Ferreira L. G. R.; Herfort, J.; Schneider, L. S.; de Barros, I.** (1999); Die Agrarökosystemmodelle EPIC und ALMANAC und ihre Einbindung in das WAVES; Beitrag zum WAVES Workshop über integriertes Modellieren vom 13-14. Januar 1999 am PIK; Potsdam.
- Hiller, D. A.; Bräunig, A.** (2008); Verbesserung der Erosionsprognose mit der ABAG in Sachsen; Generierung landestypischer, regionaler R- und C-Faktoren; In: Kurzfassungen der Vorträge und Poster am 20.02.2008 in Halle (Saale); Thema: Bodenerosion; S. 43
- Hinz, S. A.** (2012); Ganzheitliches Wertschöpfungsmodell der Waldflurbereinigung und deren Effizienzsteigerung; Fakultät für Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften; Universität der Bundeswehr München; Dissertation
- Hipsey, M.R.; Romero, J.R.; Antenucci, J.P.; Hamilton, D.** (2006); Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2. v2.3 Science Manual; Centre for Water Research; University of Western Australia
- HOAI** (2009); Honorarordnung für Ingenieure; Ausschuss der Verbände und Kammern der Ingenieure und Architekten für die Honorarordnung e. V.; Bundesanzeiger Verlagsges. M. b. H.; Köln
- HOAI** (2013); Honorarordnung für Ingenieure; Ausschuss der Verbände und Kammern der Ingenieure und Architekten für die Honorarordnung e. V.; Bundesanzeiger Verlagsges. M. b. H.; Köln
- Hoffmann C. C.; Baattrup-Pedersen, A.** (2007); Re-establishing freshwater wetlands in Denmark; In: Ecological Engineering; Nr. 30; S. 157-166
- Hoffmann, T. G.; Mehl, D.; Weiland, M.; Mühlner, C.** (2010); HYDREG - Ein Verfahren zur Natürlichkeitsbewertung des hydrologischen Regimes der Oberflächenwasserkörper gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie; Teil 2: Methodik und Ergebnisse; In: Korrespondenz Wasserwirtschaft; Nr. 9; S. 474-484
- Hofmann, J.** (1981); Erweiterte Nutzen-Kosten-Analyse zur Bewertung und Auswahl öffentlicher Projekte; Göttingen
- Holle, F.-K.** (2006); Informationsvorsorge: Hochwasservorhersage und Hochwasserwarndienst; DWA Hochwasser - Vorsorge und Schutzkonzepte; In: DWA Hochwasser - Vorsorge und Schutzkonzepte, Beiträge zum Seminar am 6./7. November 2006 in Stein bei Nürnberg; Hydrologische Wissenschaften; Heft 18.06; S. 169-186
- HSE** (1999); Reducing risks - protecting people; HSE's decision-making process; Health & Safety Executive (HSE)
- Hübel, K.-H.; Otto-Zimmermann, K.** (1989); Bewertung der Umweltverträglichkeit; Bewertungsmaßstäbe und Bewertungsverfahren für Umweltverträglichkeitsprüfungen; Taunusstein
- Huber, N. P.** (2007); REISE - Entwicklung eines risikobasierten Entscheidungshilfesystem zur Identifikation von Schutzmaßnahmen bei extremen Hochwasserereignissen; RIMAX-Statusseminar 14. Bis 16. März 2007; GeoForschungsZentrum Potsdam
- Hübler, K.-H.; Schablitzki, G.** (1991); Volkswirtschaftliche Verluste durch Bodenbelastung in der BRD; Berichte 10/91; Umweltbundesamtes; Berlin

- Huet, M.** (1949); Aperçu des relations entre la pente et les populations piscioles des eaux courantes; Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie; Vol. 11; S. 332-351
- Hüftle, M.** (2006); Bewertungsverfahren; Universität Hannover; www.ivh.uni-hannover.de/optiv/Methoden/BewVerfa/BewVerfa.pdf (abgerufen: 14.07.2011)
- Humboldt, A. von** (1849); Ansichten der Natur mit wissenschaftlichen Erläuterungen; 3. Auflage; Band 1; Stuttgart und Tübingen
- Hutter, G.; Schanze, J.** (2004); Potentiale kooperativen Lernens für das Hochwasserrisikomanagement - am Beispiel der Vorsorge gegenüber Sturzfluten im Flussgebiet der Weißeritz; In: Von der Analyse natürlicher Prozesse zur gesellschaftlichen Praxis; Universitätsverlag; Praxis Kultur- und Sozialgeographie Heft 32; S. 63-87
- Hütte, M.** (2000); Ökologie und Wasserbau; Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung; Berlin
- Hwang, C.-L.; Yoon, K.** (1981); Multiple Attribute Decision Making - Methods and Applications; Springer-Verlag
- HWRM-RL** (2007); Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken; Hochwasserrisiko-Management-Rahmen-Richtlinie (HWRM-RL); Stand: 06. November 2007
- IDP** (2003); Risikoanalyse Donau - Hochwasserschadensminderung an der Baden-Württembergischen Donau - Zusammenfassung der Ergebnisse; Integriertes Donau-Programm (IDP); Gewässerdirektion Donau/Bodensee
- IdWK** (2010); Jährliche Kosten (in Euro) eines Drei-Personen-Pendlerhaushalts für Strom, Erdgas und Kraftstoff von 1998 bis 2009; Institut der deutschen Wirtschaft Köln (IdWK)
- IKSD** (2004); Aktionsprogramm für nachhaltigen Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Donau; Internationale Kommission zum Schutz der Donau (IKSD); Final IC/082; Übersetzung
- IKSE** (2003); Das Extremhochwasser der Elbe im August 2002 - Schlussfolgerungen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes aus Sicht der IKSE; Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE); Magdeburg
- IKSR** (2001); Atlas der Überschwemmungsgefährdung und möglichen Schäden bei Extremhochwasser am Rhein; Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR); Koblenz
- IKSR** (2002); Hochwasservorsorge: Maßnahmen und ihre Wirksamkeit; Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR); Koblenz
- IIASA** (2005); Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme; Final Report; International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA); Austria
- ImmoWertV** (2010); Immobilienwertermittlungsverordnung, Stand: 19. Mai 2010

- Interwies, E.; Kraemer, R. A.; Kranz, N.; Görlach, B.; Dworak, T.; Borchardt, D.; Richter, S.; Willecke, J.** (2004); Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie - HANDBUCH; Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Forschungsbericht 202 21 210
- Isermann, K.; Isermann, R.** (1997); Lösungsansätze zur nachhaltigen Landnutzung in Baden-Württemberg aus Sicht des Nährstoffhaushaltes; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft anlässlich ihrer Jahrestagung vom 06. - 14. September 1997; Konstanz
- ITVA** (2007); Monetäre Bewertung ökologischer Lasten auf Grundstücken und deren Einbeziehung in die Verkehrswertermittlung - Entwurf; Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e. V. (ITVA)
- IWHW** (2007); Nutzen-Kosten-Analyse; Übungen Wasserwirtschaft, Hydrologie und Flussgebietsmanagement; Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau (IWHW); Universität für Bodenkultur; Wien
- Jacoby, C.; Kistenmacher, H.** (1998); Bewertungs- und Entscheidungsmethoden; Methoden und Instrumente räumlicher Planung - Handbuch; Verlag der ARL (Akademie für Raumforschung und Landesplanung); Hannover
- Jacoby, C.** (2000); Die Strategische Umweltprüfung (SUP) in der Raumplanung - Instrumente, Methoden und Rechtsgrundlagen für die Bewertung von Standortalternativen in der Stadt- und Regionalplanung; Berlin
- Janich, P.; Gutmann, M.** (2000); Normative Grundlagen der Biodiversität; Biodiversitätsforschung in Deutschland. Potentiale und Perspektiven; Europäische Akademie zur Erforschung von Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen; Graue Reihe Nr. 11; 2. Auflage; Bad Neuenahr-Ahrweiler GmbH
- Jetten, V.; Govers, G.; Hessel, R.** (2003); Erosion models: quality of spatial predictions; In: Hydrological Processes; No. 17; S. 887-900
- Jonkman, S. N.** (2007); Loss of life estimation in flood risk assessment - Theory and applications; Technische Universität Delft; Niederlande; Dissertation
- KA** (1998); Durchgängige Kostenplanung und -steuerung bei kommunalen Kläranlagen - Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 8.1.1 „Kostenanalyse und -steuerung“ im ATV-Hauptausschuß „Wirtschaft“; Korrespondenz Abwasser (KA); 45. Jahrgang; Nr. 3; ATV-Arbeitsberichte
- Kaldor, N.** (1939); Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility; Economic Journal 49; S. 549-552
- Kahlenborn, W.; Kraemer, R. A.** (1999); Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland; Springer-Verlag
- Kalusche, W.** (2009); Lebenszykluskosten - Optimierung von Baukonstruktionen; Institut für international Architektur-Dokumentation; München

- Klaus, J.; Schmidtke, R.-F.** (1990);, Bewertungsgutachten für Deichbauvorhaben an der Festlandküste - Modellgebiet Wesermarsch; Untersuchungsbericht an den Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Bonn
- Kleiber, W.; Simon, J.** (2012); Marktwertermittlung nach ImmoWertV 2010 - Unter Berücksichtigung der Wertermittlungsrichtlinien WertR 06; 7. Auflage
- Kleine, A.** (2008); Operationalisierung einer Nachhaltigkeitsstrategie – Ökologie, Ökonomie und Soziales integrieren; Gabler Edition Wissenschaft
- Kleinod, K.** (2008); Fernerkundungsgestützte Modellierung kleinräumiger Biodiversität am Beispiel des Turtmantals in der Schweiz; Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn; Dissertation
- Knöpp, H.; Kothe, P.** (1965); Die Bedeutung des biologischen Wasserbaus für die Gewässerbiologie und Fischerei; Der biologische Wasserbau an den Bundeswasserstrassen; Stuttgart
- Koehler, G.** (2006); Dezentraler Hochwasserschutz - Einführung und Grundlagen; Beitrag zum Seminar Dezentraler Hochwasserschutz am 16./17. Oktober 2006; Koblenz
- Kok, M.; Huizinga, H.-J.; Meijerrink, T.-C.** (2004); Standaardmethode 2004 - Schade en Slachtoffers als gevolg van overstromingen; Dienst Weg- en Waterbouwkunde; Niederlande
- Köngeter, J.; Kutschera, G.; Reuter, C.** (2006); Risk Assessment für Stauanlagen - Schadenspotentiale und Schadensminderung; Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen; Projektbericht i. A. des Wasserverbandes Eifel-Ruhr; unveröffentlicht
- Köppel, J.** (2004); Eingriffsregelung - Umweltverträglichkeitsprüfung - FFH-Verträglichkeitsprüfung; UTB 2512; Stuttgart
- Kreiter, T.** (2007); Dezentrale und naturnahe Retentionsmaßnahmen als Beitrag zum Hochwasserschutz in mesoskaligen Einzugsgebieten der Mittelgebirge; Fachbereich für Geographie und Geowissenschaften; Universität Trier; Dissertation
- Krewitt, W.; Schlomann, B.** (2006); Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern; Gutachten im Rahmen von Beratungsleistungen für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- Kron, W.** (2006); Hochwasserschadensrisiko: Vorsorgestrategien und Versicherung; In: DWA Hochwasser - Vorsorge und Schutzkonzepte; Beiträge zum Seminar am 6./7. November 2006 in Stein bei Nürnberg; Hydrologische Wissenschaften; Heft 18.06; S. 113-140
- Kron, A.** (2010); Projektbewertung für ein Hochwasserschutzprojekt der Stadt Greifswald auf der Basis von Was-Wäre-Wenn-Erhebungen und der empirisch abgeleiteten Schadensbeziehungen; Schadensanalysen und Projektbewertungen im Hochwasserrisikomanagement; DWA-Tagungsunterlagen zum DWA-Seminar am 21.09.2010; Hannover
- Kron, W.; Thumerer, T.** (2001); Überschwemmung in Deutschland - Risikomodellierung und Kumul-Kontrolle für Hochwassergebiete; Versicherungswirtschaft Heft 17

- Kyoto-Protokoll** (1997); Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der vereinten Nationen über Klimaänderungen;
http://www.bmu.de/klimaschutz/internationale_klimapolitik/kyoto_protokoll/doc/5802.php (abgerufen: 14.08.2012)
- Kutschera, G.** (2008); Analyse von Unsicherheiten bei der Ermittlung der Schadenspotentiale infolge Überschwemmung; Fakultät Bauingenieurwesen; RWTH-Aachen; Dissertation
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen** (2010); Effizienter Einsatz von Wirtschaftsdüngern in landwirtschaftlich Fruchtfolgen und ihre Klimarelevanz - was ist zu berücksichtigen?; Landwirtschaftskammer Niedersachsen
- Laux, H.** (2005); Entscheidungstheorie; 6. durchgesehene Auflage; Springer-Verlag
- LAWA** (1998a); Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland; Verfahrensbeschreibung für kleine bis mittelgroße Fließgewässer; Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser(LAWA); Berlin
- LAWA** (1998b); Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien); 6. Auflage; Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser(LAWA); Berlin
- LAWA** (1999); Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland; Übersichtsverfahren Fließgewässer; Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser(LAWA); Berlin
- LAWA** (2000); Wirksamkeit von Hochwasservorsorge- und Hochwasserschutzmaßnahmen; Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA); Berlin
- LAWA** (2001); Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland; Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland; Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA); Berlin
- LAWA** (2005); Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien); 7. Auflage; Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA); Berlin
- LAWA** (2010); Empfehlungen zur Aufstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen; beschlossen auf der 139. LAWA-VV am 25./26. März 2010 in Dresden; Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)
- Lehmann, C.; Spreafico, M.; Naef, O.** (1996); Empfehlung zur Abschätzung von Feststofffrachten in Wildbächen; Teil I und II; Fachliche Grundlagen und Fallbeispiele; Mitteilungen Nr. 4 der Gruppe für operationelle Hydrologie, Landeshydrologie und -Geologie; Bern
- Leicht, H.** (2008); Synergien zwischen Wasserwirtschaft und Naturschutz beim natürlichen Wasserrückhalt; Tagungsband zum Seminar - Wasserrückhalt in der Fläche - Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes; Institut für Wasserwesen; Universität der Bundeswehr München; Heft 100/2008
- LfU** (2002); Freizeit und Erholungsvorsorge im Landschaftsplan, Planungshilfen für die Landschaftsplanung; Merkblätter zur Landschaftspflege und zum Naturschutz 3.6; Landesamt für Umwelt (LfU); Bayern

- LfU** (2008); Chancen Flächenrecycling - Zukunft ohne Altlasten; Ratgeber für Kommunen und Investoren; Landesamt für Umwelt (LfU); Bayern
- LfU** (2010); Hochwasserrisikomanagement-Pläne; Landesamt für Umwelt (LfU); Bayern;
http://www.lfu.bayern.de/wasser/hw_risikomanagement_plaene/
(abgerufen: 17.12.2010)
- LfUG** (2004); Ereignisanalyse - Hochwasser August 2002 in den Osterzgebirgsflüssen; Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG); Sachsen
- LfUG** (2006); Atlas der Hochwassergefährdung in Sachsen (Gefahrenhinweiskarte Sachsen) - Allgemeine Hinweise - Beschreibung; Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG);
<http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/>
(abgerufen: 28.11.2010)
- LfUT** (2001); Flächenversiegelung in Thüringen - Grundlagen; Erhebungsmethoden und Bearbeitungsstand; Landesamt für Umwelt Thüringen (LfUT); Schriftenreihe Nr. 46
- Liersch, S.** (2005); Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und umweltgerechten Bewirtschaftungsmethoden auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Einzugsgebietes der Ems in Nordrhein-Westfalen; Institut für Geoökologie; Universität Potsdam; Diplomarbeit
- Lingnau, V.; Jonen, A.; Sagawe, C.** (2007); Aufbau eines kognitionsorientierten Risikocontrollinginstrumentes: Unterstützung der Risikobewertung mittels des Analytic Hierarchy Process; Beiträge zur Controlling-Forschung; Nr. 12
- LTV** (2003); Erstellung von Hochwasserschutzkonzepten für Fließgewässer - Empfehlungen für die Ermittlung des Gefährdungs- und Schadenpotentials bei Hochwasserereignissen sowie für die Festlegung von Schutzziele; Landestalsperrenverwaltung Sachsen; unveröffentlicht
- LTV, Pirna** (2008); Altstadt von Pirna bekommt Schutz vor Hochwasser - LTV sucht Varianten auch ohne Nutzung des Bahndammes; Gemeinsame Pressemitteilung der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV-Sachsen) und der Stadtverwaltung Pirna; Pirna
- LTV** (2011); Neubau von Hochwasserrückhaltebecken im Osterzgebirge; Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen; Betrieb Oberes Elbtal
- LUBW** (2007); Arbeitshilfe zur DIN 19700 für Hochwasserrückhaltebecken Baden-Württemberg; Oberirdische Gewässer - Gewässerökologie 106; Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)
- LUBW** (2012); Altlastenbewertung - Priorisierungs- und bewertungsverfahren Baden-Württemberg; Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)
- MA** (2003); Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment; Island Press; Washington D.C
- MA** (2005); Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and Human Well-being: Synthesis; Island Press; Washington D.C.

- Maibach, M.; Sieber, N.; Bertenrath, R.; Ewringmann, D.; Koch, L.; Thöne, M.; Bickel, P.** (2007); Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Umweltkosten bei Wirtschaftlichkeitsrechnungen von öffentlichen Investitionen; Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes
- Maiwald, H.; Schwarz, J.** (2010); Neue Ansätze zur ingenieurmäßigen Bewertung der Verletzbarkeit von Bauwerken; Zentrum für Ingenieuranalyse von Erdbebenschäden (EDAC); Schadensanalysen und Projektbewertungen im Hochwasserrisikomanagement; DWA-Tagungsunterlagen zum DWA-Seminar am 21.09.2010; Hannover
- Maniak, U.** (2001); Wasserwirtschaft: Einführung in die Bewertung wasserwirtschaftlicher Vorhaben; Berlin; Springer-Verlag
- Marenbach, B.** (2002); Der Beitrag naturnaher Retentionsmaßnahmen in den Talauen zur Hochwasserdämpfung; Mitteilungen des Fachgebietes Wasserbau und Wasserwirtschaft; Universität Kaiserslautern, Dissertation
- Margraf, C.** (2005); Wasserrückhaltung in der Fläche - Die Verantwortung des Bundes Naturschutz in Bayern e. V.; Seminarbericht; Schriften aus dem Donaumoos 4/2004
- Martinez-Carreras, N.; Krein, A.; Iffly, J.-F.; Barnich, F.; Pfister, L.; Hoffmann, L.; Gallert, F.** (2007); Examining the spatial and temporal variations of erosion processes and hydrochemical response in mesoscale catchments - preliminary results from the Attert basin in Luxembourg; In: Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen; Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz; Nr. 64/07; S. 125-134
- Matzdorf, B.; Reutter, M.; Hübner, C.** (2010); Gutachten-Vorstudie - Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von HNV-Grünland (High Nature Value Grassland) - Abschlussbericht; Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.
- Meadows, D. H.; Randers, J.; Meadows, D. L.; Behrens, W. W.** (1974); The Limits to growth: A report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind; 2nd edition
- Meixner, O.; Haas, R.** (2009); Wissensmanagement und Entscheidungsunterstützung; 2. Auflage; Eigenverlag Institut für Marketing und Innovation; Universität für Bodenkultur; Wien
- MEKA** (2011); Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz zur Förderung der Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft und von Erzeugungspraktiken, die der Marktentlastung dienen; Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich (MEKA III); Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz; Baden-Württemberg
- Mendel, H.G.** (2000); Elemente des Wasserkreislaufes - Eine kommentierte Bibliographie zur Abflussbildung; Analytica Verlagsgesellschaft
- Mendel, H.G.** (2005); Hochwasser in bewaldeten Einzugsgebieten - Eine Bestandsaufnahme; Dezentraler Hochwasserschutz in kleinen bewaldeten Einzugsgebieten; Schriftenreihe der Hochschule für Forstwirtschaft; Rottenburg

- Merz, B.** (2006); Hochwasserrisiken - Grenzen und Möglichkeiten der Risikoabschätzung; Stuttgart
- Meyer, V.** (2005); Methoden der Sturmflut-Schadenspotentialanalyse an der deutschen Nordseeküste; UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle-GmbH; Fachbereich Geowissenschaften und Geographie; Universität Hannover; Dissertation
- Meyer, V.; Messner, F.** (2005); National Flood Damage Evaluation Methods - A Review of Applied Methods in the Netherlands, the Czech Republic and Germany; UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ-Discussion Papers)
- Meyerhoff, J.** (2002); Die ökonomische Bewertung von Feuchtgebieten; Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe - Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen; Forschungsvorhaben Programm Elbe-Ökologie; Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)
- Meyerhoff, J.; Hartje, V.; Zerbe, S.** (2006); Biologische Vielfalt und deren Bewertung am Beispiel des ökologischen Waldumbaus in den Regionen Solling und Lüneburger Heide; Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben; Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme; Reihe B; Band 73
- Meyke, U.** (1973); Cost-Effectiveness-analysis als Planungsinstrument - Unter besonderer Berücksichtigung der Infrastrukturinvestitionen im Verkehr; Forschungen aus dem Institut für Verkehrswissenschaft; Universität Münster; Band 16
- MfWVLW** (2007); Wirkungsorientiertes Controlling: „Entwicklung und Einführung eines Konzeptes zur Wirkungsanalyse und -prognose für Bodenneuordnungsverfahren in Rheinland-Pfalz“ - Abschlussbericht Phase I und II; Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau (MfWVLW); Rheinland-Pfalz; Nachrichtenblatt-Sonderheft 19/2007
- Miegel, K.; Zachow, B.** (2006); Abbau von Stickstoff-Bilanzüberschüssen durch modellgestützte Düngempfehlung; In: Meeresbiologische Beiträge Nr. 15; S. 49-60
- MIKE FLOOD** (2007); MIKE FLOOD - 1D-2D Modelling; User Manual; DHI -Water & Environment
- Miller, G. A.** (1955); The magical number seven - plus or minus two - some limits on our capacity for processing information; In: Psychological Review; Vol. 101; No. 2; S. 343-352
- MLUR** (2003); Leitfaden für die Umstellung auf Systeme der nicht wendenden Bodenbearbeitung; Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung (MLUR); Brandenburg
- Moffett, A.; Sarkar, S.** (2006); Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: a minireview with recommendations; In: Diversity and Distributions; No. 12; S. 125-137
- Möllmann, A. F. D.; Vermeer, P. A.; Westrich, B.** (2007); Zuverlässigkeitsanalyse der Standsicherheit von Flussdeichen; Veröffentlichung Universität Stuttgart; <http://www.uni-stuttgart.de/igs/content/publications/150.pdf> (abgerufen: 05.03.2011)
- Möllmann, A. F. D.** (2009); Probabilistische Untersuchung von Hochwasserschutzdeichen mit analytischen Verfahren und der Finite-Elemente-Methode; Fakultät für Bauingenieur- und Umweltingenieurwesen; Universität Stuttgart; Dissertation

- Mulholland, P. M.; Newbold, J. D.; Elwood, J. W.; Ferren, L. A.; Webster, J. R.** (1985); Phosphorus spiralling in a woodland stream: Seasonal variations; Ecology Vol. 66
- Mühlenkamp, H.** (1994); Kosten-Nutzen-Analyse; R. Oldenbourg Verlag; München
- Müller, U.** (2010); Hochwasserrisikomanagement: Theorie und Praxis; Vieweg-Teubner Verlag
- Münchner Rück** (2009); Naturkatastrophen in Deutschland; Geo-Risiko-Forschung; NatCatSERVICE; Münchner Rückversicherungsgesellschaft
- Münchner Rück** (2011); Topics Geo - Naturkatastrophen 2010 - Analysen, Bewertungen, Positionen - Topics Geo; Munich RE
- Münchner Rück** (2012); Große Naturkatastrophen weltweit 1950-2011 - Gesamtschäden und versicherte Schäden mit Trend; GeoRisikoForschung; NatCatSERVICE;
http://www.munichre.com/app_pages/www/@res/pdf/NatCatService/great_natural_catastrophes/NatCatSERVICE_Great_1950_2011_losses_de.pdf (abgerufen: 11.07.2013)
- Munda, G.** (2008); Social Multi-Criteria Evaluation for a Sustainable Economy; Springer-Verlag
- MURL** (2000); Hochwasserschadenspotentiale am Rhein in Nordrhein-Westfalen; Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL); NRW; Düsseldorf
- Musgrave, R. A.; Musgrave, P. B.; Kullmer, L.** (1990); Die öffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis; Band 1; 5. Auflage
- Mysiak, J.** (2001); Räumliche Entscheidungsfindung mit Hilfe raumbezogener Informationssysteme - Konzepte und Anwendungsmöglichkeiten für geographische Informationen zur Lösung von räumlichen Entscheidungsproblemen am Beispiel der Forstwirtschaft; Fakultät für Forstwirtschaften und Waldökologie; Georg August Universität Göttingen; Dissertation
- Nachhaltigkeitsstrategie** (2002); Perspektiven für Deutschland - Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung; Die Bundesregierung
- Nachhaltigkeitsstrategie-EU** (2006); Überprüfung der EU-Strategie für nachhaltige Entwicklung - Die erneuerte Strategie; Rat der Europäischen Union
- National Research Council** (2005); Valuing Ecosystem Services - Toward Better Environmental Decision-Making; The National Academies Press; Washington D. C.
- NatSchG** (2009); Naturschutzgesetze Bund und Länder; Naturschutzgesetz Baden Württemberg; Fachdienst Naturschutz; Staatlicher Naturschutzverwaltung Baden Württemberg; LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz; Stand: 17. Dezember 2009
- Naumann, T. (2007)**; Abschätzung von Hochwasserschäden an der Bausubstanz von Wohngebäuden nach einem gebäudetypologischen Ansatz; Erhebung, Auswertung und Verwendung von Hochwasserschadensinformationen; Neues und Bewährtes Hennef; DWA Tagungsunterlagen zum DWA-Seminar am 24. April 2007; Karlsruhe
- Naumann, T.** (2010); Entwicklung von analytischen Schadensfunktionen (ohne und mit Dynamik) und deren Einsatz in der Projektbewertung; Schadensanalysen und Projektbewertungen im

Hochwasserrisikomanagement; DWA-Tagungsunterlagen zum DWA-Seminar am 21.09.2010; Hannover

- Newbold, J.D.; O'Neill, R. V.; Elwood, J. W.; Van Winkle, W.** (1982); Nutrient spiraling in streams: Implications for nutrient limitation and invertebrate activity; Oak Ridge National Laboratory; Tennessee
- Niehoff, D.** (2001); Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala; Institut für Klimafolgenforschung e. V.; Math. Nat. Fakultät; Universität Potsdam; Dissertation
- Niemeyer, G.** (1973); Systemsimulation; Studienbuch für Studierende der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften sowie aller Ingenieur- und Naturwissenschaften ab 4. oder 5. Semester; Frankfurt am Main
- Niemeyer, M.** (2007); Einfluss der Breschenbildung auf die Flutwellenausbreitung bei Damm- und Deichbrüchen; Fakultät Bauingenieurwesen; Technische Hochschule Aachen; Dissertation
- Nitratbericht** (2004); Nitratbericht 2004 - 3. Bericht gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12.12.1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung aus landwirtschaftlichen Quellen; Mitteilungen der Regierung der BRD vom August 2004
- Nitratbericht** (2008); Nitratbericht 2008 - Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)
- Nitratrichtlinie** (1991); Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen - 91/676/EWG; Europäische Gemeinschaft
- Noll, H.-H.** (1982); Beschäftigungschancen und Arbeitsbedingungen - ein Sozialbericht für die Bundesrepublik 1950-1980; Frankfurt a. M./New York
- Noll, H.-H.** (2000); Konzepte der Wohlfahrtsentwicklung: Lebensqualität und „neue Wohlfahrtskonzepte“; Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung; WZB-discussion-papers
- Nujic, M.** (2003); HYDRO_AS-2D - Ein zweidimensionales Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis; Benutzerhandbuch
- NWDA** (2008); The economic benefits of green infrastructure - an assessment framework for the NWDA; Northwest Regional Development Agency - NWDA; Liverpool
- OAW** (2010); Handbuch der Strategischen Umweltprüfung - Die Umweltprüfung von Politiken, Plänen und Programmen; Österreichische Akademie der Wissenschaften (OAW); Institut für Technikfolgen-Abschätzung; Auflage 3.1; Wien
- Oberfeld, G.** (1999); Luftschadstoffe - Auswirkungen auf den Menschen; Österreichische Ärztekammer; Diplomfortbildungskurs Umweltmedizin; Landessanitätsdirektion; Referat Umweltmedizin; Salzburg

- Oblozinska, Z.** (2005); Bewertungsverfahren, Materialien zur Vorlesung, Verkehrsplanung 12; Institut für Verkehrsplanung und Transportsysteme; Eidgenössische Technische Hochschule Zürich - ETH
- OECD** (2001); Environmental Indicators for Agriculture, Methods and Results; Volume 3; Organization for Economic Co-operation and Development (OECD)
- Ott, K.; Döring, R.** (2008); Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit; Metropolis Verlag; 2. Auflage
- Otto, A.** (1991); Grundlagen der morphologischen Typologie der Bäche; Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik; Universität Karlsruhe
- Ökobau.dat** (2012); Baustoffdatenbank für die Bestimmung globaler ökologischer Wirkungen - Ökobau.dat 2011; Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung; Stand: 20.09.2012;
<http://www.nachhaltigesbauen.de/baustoff-und-gebaeuedaten/oekobaudat.html>
(abgerufen: 06.11.2012)
- Pabst, J.** (2006); Nutzen-Kosten-Analyse; Referat zur Veranstaltung „Theorie und Wirtschaftspolitik Teil 2“; Universität Zürich (UZH)
- Patt, H.**(2001); Hochwasser-Handbuch - Auswirkungen und Schutz; Springer-Verlag
- Patt, H., Jüpner, R.** (2013); Hochwasser-Handbuch - Auswirkungen und Schutz; 2. Auflage; Springer-Verlag
- Pauschert, P.; Buschmann, M.** (1999); Kartierung und Bewertung der Strukturgüte von Flussauen - Methodik und Anwendung als Planungsinstrument am Beispiel der Mulde in Sachsen und Sachsen-Anhalt; Wasserwirtschaft Heft 89/1
- Penning-Rowsell, E.; Parker, D.; Harding, D.** (1986); Floods and Drainage - British Policies for Hazard Reduction; Agriculture Improvement and Wetland Conservation; London
- Perkuhn, P. (2012)**; Entwicklung eines Bewertungsschemas zur Nachweisführung der veränderten Erholungsnutzen durch kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen; Institut für Baubetrieb; Universität der Bundeswehr; Bachelor-Arbeit; unveröffentlicht
- Pfannschmidt, K.** (2008); Optimierungsmethoden zur HRU-basierten N/A-Modellierung für eine operationelle Hochwasservorhersage auf Basis prognostischer Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes - Untersuchen in einem mesoskaligen Einzugsgebiet im Thüringer Wald; Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät; Friedrich-Schiller-Universität Jena; Dissertation
- Pflügner, W.** (1988); Nutzen-Analysen im Umweltschutz - Der ökonomische Wert von Wasser und Luft; Abhandlungen zu den wissenschaftlichen Staatswissenschaften; Band 29; Dissertation; Erlangen-Nürnberg
- Pflügner, W.** (2010); Bewertungen in der Wasserwirtschaft: Stellenwert, Aufgaben, Entwicklungsbedarf; Tag der Hydrologie 2010 in Braunschweig; In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Heft 17.06; S. 155-161

- Pfohl, H.-C.** (1976); Praktische Relevanz von Entscheidungstechniken; In: Die Unternehmung; Nr. 30; Heft 2; S. 73-93
- Pöhler, H.** (2006); Anpassung von WaSiM-ETH und die Erstellung und Berechnung von Landnutzungs- und Klimaszenarien für die Niederschlags-Abfluss-Modellierung am Beispiel des Osterzgebirges; Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau; TU Bergakademie Freiberg; Dissertation
- PONS** (2010); Bildwörterbuch; <http://www.pons.de> (abgerufen: 11.07.2013)
- Prahl, H.-W.** (2002); Soziologie der Freizeit; Ferdinand Schöningh; Paderborn
- ProAqua** (2005); Hochwasser 2002 - Studie Hochwasserschutzkonzept im Schadensgebiet der Fließgewässer 1. Ordnung; Gefahrenkarten Los 1 - Biela und Gottleuba mit Nebenflüssen; ProAqua - Ingenieurgesellschaft für Wasser- und Umwelttechnik mbH
- ProAqua; IÖR** (2009); Erhebung von Schadensfunktionen und Pilotanwendung zur Bewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen für die die Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen - Teil 1 Untersuchungsgebiet Pirna (Mündungsbereich Seidewitz - Gottleuba - Elbe); ProAqua - Ingenieurgesellschaft für Wasser- und Umwelttechnik mbH; Leibnitz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR)
- Rademacher, H. F.** (2011); Gewässer sind meistens Ingenieurbauwerke; Deutsches Ingenieurblatt; November 2011; Heft 11
- Reese, S.; Markau, H.-J.; Sterr, H.** (2003); MERK - Mikroskalige Evaluation der Risiken in überflutungsgefährdeten Küstenniederungen; Forschungs- und Technologiezentrum Westküste; Büsum
- Rembierz, W.; Rühl, C.; Siegel, S.; Greiving, S.; Riedl, U.; Sieker, F.; Egli, T.; Gieseler, O.; Vogt, R.; Korndörfer, C.; Kriebisch, H.** (2001); Vorbeugender Hochwasserschutz - Handlungsmöglichkeiten der Gemeinden; Workshop: Vorbeugender Hochwasserschutz auf kommunaler Ebene; Dresden
- RESCDAM** (2000); The use of physical models in Dam-Break Flood Analysis - RESCDAM; Final Report of Helsinki University of Technology; Helsinki
- RESCDAM** (2001); Development of Rescue Actions Based on Dam-Break Flood analysis - RESCDAM; Final Report; Grant Agreement No Subv 99/52623; Helsinki
- Richmann, A.; Hoffmann, M.; Gretzschel, M.** (2006); Möglichkeiten zur Abschätzung des Schadenspotentials im Landkreis Stendal; Beiträge zur Konferenz „Strategien und Instrumente zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes“ Aachen; Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte; Band 6
- Riedl, U.** (2002); Was können Landschaftsplanung, Naturschutz und Landschaftspflege zum vorbeugenden Hochwasserschutz beitragen?; Bericht Workshop „Vorbeugender Hochwasserschutz auf kommunaler Ebene“ 13/14.12.2000 Dresden; In: UBA-Texte 14/01; S. 52-66

- Rieger, W.** (2012); Prozessorientierte Modellierung dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen; Fakultät für Bauingenieurwesen; Universität der Bundeswehr München; Dissertation
- Robinson, M.; Rycroft, D.W.** (1999); The impact of drainage on streamflow; Agronomy Monograph Vol. 38
- Röder, M.; Lütz, M.; Gerber, S.** (2008); Bewertung von Landnutzungsszenarien des dezentralen Hochwasserschutzes; In: Wasser-Wirtschaft 1-2/2008; S. 49-54
- Rofi, A.; Doocy, S.; Robinson, C.** (2006); Tsunami mortality and displacement in Aceh province Indonesia; Disasters Vol. 30; No. 3; S. 340-350
- ROG** (2009); Raumordnungsgesetz (ROG); Stand 31. Juli 2009
- Röttcher, K.; Tönsmann, F.** (2001); Möglichkeiten dezentraler Hochwasserrückhaltebecken in kleinen Einzugsgebieten; Wasser & Boden 53/10
- Röttcher, K.; Tönsmann, F.**(2004); Hochwasserschutzkonzepte und EU-Wasserrahmenrichtlinie; Beitrag zum deutsch-polnischen Workshop „integrierte Wasserbewirtschaftung“ 2003 Kassel; Kasseler Wasserbau-Mitteilungen; Heft 14
- Röttcher, K.** (2005); Dezentrale und zentrale Rückhaltemaßnahmen für den Hochwasserschutz - Untersuchungen am Beispiel der Erpe; In: Wasser und Abfall 5; S. 11-15
- Rubin, C.** (2010); Hochwasserschadenserhebung und deren Einsatz in der Projektbewertung, dargestellt am Beispiel Pilotprojekt Pirna; Schadensanalysen und Projektbewertungen im Hochwasserrisikomanagement; DWA-Tagungsunterlagen zum DWA-Seminar am 21.09.2010; Hannover
- Rubin, C.** (2012); Hochwasserschadenserhebung und deren Einsatz in der Projektbewertung, dargestellt am Beispiel Pilotprojekt Pirna; In: Schadensanalysen und Projektbewertung im Hochwasserrisikomanagement; DWA-Themenheft T1/2012; S. 104-114
- Rusche, K.; Wilker, J.; Schulwitz, M.** (2012); Ökonomischer Mehrwert von Revitalisierungsprojekten in Stuttgart; Studie im Rahmen des EU-Projektes REURIS - „Revitalisation of Urban River Spaces“; Amt für Stadtplanung und Stadterneuerung; Stadt Stuttgart
- Saaty, R. W.** (1987); The Analytic Hierarchy Process - What it is and how it is used; In: Mathl Modeling; Vol. 9; Nr. 3-5; S. 161-176
- Saaty, T. L.** (1987); Concepts, Theory and Techniques - Rank Generation, Preservation, and Reversal in the Analytic Hierarchy Decision Process; In: Decision Science; No. 18; S. 157-177
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft** (2006); Dezentraler Hochwasserschutz; Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft; Heft 11/2006
- SächsNatSchG** (2012); Sächsisches Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege - Sächsisches Naturschutzgesetz (SächsNatSchG); Stand: 27. Januar 2012
- SächsWG** (2012); Sächsisches Wassergesetz; Stand: 13. Dezember 2012

- Sandoval-Wong, J. A.** (2012); Development of a risk based decision analysis system for project management in construction projects; Institut für Baubetrieb; Universität der Bundeswehr München; Dissertation
- Schach, P.** (1987); Bewertung von Erosionsschutzmaßnahmen; In: GEWISOLA; Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e. V.; Band 23; S. 317-325
- Schach, R.; Jehle, P.; Naumann, R.** (2006); Transrapid und Rad-Schiene-Hochgeschwindigkeitsbahn - Ein gesamtheitlicher Systemvergleich; VDI-Buch
- Schälchli, U.** (1993); Die Kolmation der Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen; Versuchsanstalt für Wasserbau; Hydrologie und Glaziologie; Eidgenössische Technische Hochschule Zürich - ETH Zürich
- Schaub, A.; Stark, K.** (1985); Life Cycle Cost von Bauobjekten; Methoden zur Planung von Erst- und Folgekosten; Schriftenreihe der Gesellschaft Projektmanagement H. Schelle
- Scheffer, F.; Schachschabel, P.** (2010); Lehrbuch der Bodenkunde; 16. Auflage; Springer-Verlag
- Schewwers, U.; Adam, B.** (2010); Bewertung von Auen anhand der Fischfauna - Machbarkeitsstudie; Bundesamt für Naturschutz; BfN-Skript 268
- Schlepütz, E.** (2004); Hochwasserschutzmaßnahmen und Akzeptanz in der Bevölkerung am Beispiel der geplanten Retentionsräume im Stadtgebiet von Köln; Ferger-Verlag
- Schlüter, U.** (1992); Renaturierung von Fließgewässern; Naturschutz und Landschaftsplanung
- Schmidtke, R. F.** (1995); Sozio-ökonomische Schäden von Hochwasserkatastrophen; In: Wasserbau-Mitteilungen; Technische Hochschule Darmstadt; Nr. 40/1995; S. 143-156
- Schmidtke, R. F.; Pflügner, W.** (2007); Arbeitshilfe zur Behandlung von Bewertungsfragen bei Hochwasserschutzmaßnahmen für die Landestalsperrenverwaltung im Freistaat Sachsen; Sachsen; unveröffentlicht
- Schmidtke, R. F.** (2010); Seminar „Standartverfahren zur Wirtschaftlichkeitsberechnung für Planungen und Investitionsentscheidungen in der Wasserwirtschaft“; Würzburg 09.11.2010
- Schneeweiß, C.** (1991); Planung 1 - Systemanalytische und entscheidungstheoretische Grundlagen; Springer-Verlag
- Scholz + Lewis mbH** (2010); Kurzerläuterungsbericht - Errichtung von Umflutgerinnen im Stadtgebiet Pirna - Hydraulische Untersuchungen und Ergänzungen zur Vorplanung; Landestalsperrenverwaltung Sachsen; Planungsgesellschaft Scholz + Lewis mbH; unveröffentlicht
- Schönleber, H.-F.** (2006); Konservierende Bodenbearbeitung in einem sächsischen Ackerbaubetrieb als Beitrag zum dezentralen Hochwasserschutz; Dezentraler Hochwasserschutz - Beiträge zum Seminar am 16./17. Oktober 2006 in Koblenz; In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Heft 17.06; S. 83-86
- Schulla, J.** (1997); Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen der Klimaänderungen; Eidgenössische Technische Hochschule Zürich - ETH Zürich

- Schüler, G.** (2005); Wasserrückhalt und Hochwasserschutz durch vorsorgende Waldbewirtschaftung; In: Abwassertechnik und Gewässerschutz - Loseblattwerk; S. 60
- Schwarz, J.; Thieking, A.; Büllesbach, J.** (2013a); Nachhaltige Immobilien im Neubau und Bestand – Entwicklung des Managementprozesses; In: Bauprozessmanagement – Großprojekte kostengünstig und termingerecht realisieren
- Schwarz, J.; Engelhardt, S.; Keuser, M.** (2013b); Nachhaltigkeit im Tunnelbau; Beitrag zum Betonkalender 2014; Berlin
- Schwarze, R.; Wagner, G.** (2003); Marktkonforme Versicherungspflicht für Naturkatastrophen - Bausteine einer Elementarversicherung; Wochenbericht DIW; Nr. 12/2003; S. 183-189
- Schwärzler, E.** (2010); Vorstellung des Maßnahmenprogrammes zur Gewässerrenaturierung in Vorarlberg; Landespressestelle Vorarlberg; Niederschrift zur Pressekonferenz vom 22. April 2010; Vorarlberg
- Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M.** (1990); Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen; 2. Auflage; Ulmer Verlag
- Seidenfus, H. St.; Meyke, U.** (1971); Nutzen-Kosten-Analyse für Wasserstraßenprojekte - Methodenkritische Überlegungen am Beispiel der Rhein-Main-Donau-Verbindung; Göttingen
- Shabman, L.; Batie, S.** (1978); The Economic Value of Natural Coastal Wetlands: A Critique; In: Coastal Zone Management Journal 4 (3); S. 231-247
- Sieker, F.** (2007); Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wasserrückhalt in der Fläche unter besonderer Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte - untersucht am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Mulde in Sachsen; Abschlussbericht; Institut für Wasserwirtschaft; Hydrologie und landwirtschaftlicher Wasserbau; Leibniz Universität; Hannover
- Socher, M.; Müller, U.; Sieber, H.-U.** (2005); Verfahren zur HWSK-übergreifenden Priorisierung von Hochwasserschutzmaßnahmen nach Socher, Müller, Sieber (SMS Verfahren); Verfahrensbeschreibung; Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft - Landestalsperrenverwaltung; Sachsen
- Socher, M.; Müller, G.; Sieber, H.-U.; Wundrak, P.** (2006); Verfahren zur landesweiten Priorisierung von Hochwasserschutzmaßnahmen in Sachsen; In: Hydrologie und Wasserwirtschaft; Jahrgang 50; Nr. 3; S. 123-130
- Sommer, H.** (2009); Projektmanagement im Hochbau - 35 Jahre Innovation bei Drees & Sommer; 3. Auflage; Springer-Verlag
- Sossidi, K.; Gönnert, G.; Ackermann, D.** (2010); GIS-unterstützte Analyse des Überflutungsrisikos in Hamburg unter Berücksichtigung der EG-Hochwasserrahmenrichtlinie; In: From Brazil to Thailand - New Results in Coastal Research; Coastline Reports 16 (2010); S. 87-96
- Sozialgesetzbuch** (2013); Sozialgesetzbuch (SGB) Drittes Buch (III) - Arbeitsförderung; Stand: 13. März 2013

- Springer, P.** (2004); Gewässerrenaturierung - „Was ist machbar?“; Seminararbeit; Fachabteilung für Hydrologie und Wasserwirtschaft; Universität Kiel
- Statistisches Bundesamt** (2008); Entwicklung von versiegelten Flächenanteilen;
<http://www.destatis.de> (abgerufen 11.02.2011)
- Statistisches Bundesamt** (2010a); Nachhaltige Entwicklung in Deutschland; Indikatorenbericht 2010; Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland
- Statistisches Bundesamt** (2010b); Preis: Kaufwerte für Bauland; 2. Vierteljahr 2010; Fachserie 17; Reihe 5
- Stempkowski, R.** (2004); Risiko- & Kostenprognose-Modell - Anwendung des Risikomanagements in der Kostenplanung; Festschrift W. Nesitka 65. Geburtstag
- Stepken, G.** (2006); Multikriterielle Entscheidungstheorien; Version 1.0;
www.little-idiot.de/teambuilding/MultikriterielleEntscheidungstheorien.pdf
(abgerufen: 09.10.2011)
- Stern, N** (2006); The Economics of Climate Change; UK HM Treasury
- StMLU** (2002); Hochwasserschutz in Bayern; Aktionsprogramm 2020; Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU); München
- Stumpf, F.; Auerswald, K.** (2006); Hochaufgelöste Erosionsprognosekarten von Bayern; In: Wasser-Wirtschaft; 7-8/2006; S. 70-74
- Szroeter, I.** (2010); Nachhaltiges Bauen mit Stahlbeton; Institut für Konstruktiven Ingenieurbau; Universität der Bundeswehr; Bachelorarbeit; unveröffentlicht
- TA Luft** (2002); Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz; Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- Tebrügge, F.; Düring, R. A.** (1999); Reducing tillage intensity - a review of results from long-term study in Germany; In: Soil & Tillage Research 53; S. 15-28
- Tebrügge, F.** (2000); Visionen für die Direktsaat und ihr Beitrag zum Boden-, Wasser- und Klimaschutz; Institut für Landtechnik; Justus-Liebig Universität Gießen; Beitrag in Landwirtschaftlicher Beratungszentrale Lindau; Zollikofen-Bern
- TEEB** (2010a); The Economics of ecosystems and Biodiversity - Ecological and Economic Foundations
- TEEB** (2010b); Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren; Ansatz - Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB - eine Synthese
- TEEB** (2010c); The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers
- TEHG** (2011a); Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen - Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG); Stand: 22. Dezember 2011

- TEHG** (2011b); Gesetz zur Anpassung der Rechtsgrundlagen für die Fortentwicklung des Emissionshandels; Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG); BGBl 2011; S. 1475-1502
- Thiele, H. D.; Wronka, T. C.** (2001); Umweltgüter und ihre Bewertung: Möglichkeiten und Grenzen des Benefit Transfer; Working Paper EWP 0106; Department of Food Economics and Consumption Studies; University of Kiel
- Tönsmann, F.** (1995); Studie zum Hochwasserschutz an der Bauna; Kurzfassung; Report on flood-protection in the valley of the Bauna - Abridged version; Kasseler Wasserbau-Materialien; Band 3
- Träbing, K.** (1996); Flussmorphologische Aspekte der Leitbildbindung; In: Sanierung und Renaturierung von Fließgewässern; Grundlagen und Praxis; Kassel; S. 57-78
- Troll, C.** (1966); Ökologische Landschaftsforschung und vergleichende Hochgebirgsforschung - Erdkundliches Wissen; Schriftenreihe für Forschung und Praxis; Heft 11; Wiesbaden
- Turner, G.** (2008); A comparison of the limits to growth with thirty years of reality; Socio-Economics and the Environment in Discussion; SIRO Working Paper; Series 2008-09
- Türke, H.** (1999); Statik im Erdbau; 3. Auflage; Ernst & Sohn Verlag; Berlin
- UFZ-Bericht - Zentrum für Umweltforschung** (2007); Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne EG-Wasserrahmenrichtlinie - Komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse; F+E Vorhaben im Auftrag der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; Projekt Nr. AR 1.05; UFZ-Bericht 02/2007
- UFZ - Umweltforschungszentrum** (1998); Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe; Tagungsband 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar
- Umweltamt - Stendal** (2008); Hochwasser-Broschüre - Hinweise und Tipps für die betroffene Bevölkerung im Bereich der „Kommunalen Arbeitsgemeinschaft zur Zusammenarbeit im Elbetal (KAG)“;
http://www.lueneburg.de/Portaldaten/1/Resources/klg_dateien/klg_dokumente/4_ordnung/41_ordnung_und_kommunales/hw-broschuere_040608.pdf (abgerufen: 25.06.2013)
- Umweltbundesamt** (2007); Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten; Umweltbundesamt;
<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3193.pdf> (abgerufen: 23.09.2011)
- Umweltbundesamt** (2008); Kosten-Nutzen-Analyse von Hochwasserschutzmaßnahmen; Texte Nr. 31/2008; UBA-FBNr: 001169
- Umweltbundesamt** (2010); Leitfaden zur Strategischen Umweltprüfung (Langfassung);
http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/sup_leitfaden_lang_bf.pdf (abgerufen: 11.07.2013)
- Umweltinformationsgesetz** (2004); Umweltinformationsgesetz (UIG); Stand: 22. Dezember 2004
- UN** (1992); Convention on Biological Diversity; United Nations (UN)

- UN** (2000); Guidelines on sustainable Flood Prevention; Sustainable Flood Prevention; United Nations (UN)
- UNESCO** (2003); Convention for the safeguarding of the intangible cultural heritage; UNESCO; Paris
- UNESCO** (2006); Übereinkommen über Schutz und Förderung der Vielfalt kultureller Ausdrucksformen - Magna Charta der Internationalen Kulturpolitik; Deutsche UNESCO-Kommission e. V. (DUK); Bonn
- UVPG** (2010); Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG); Stand: 11. August 2010
- Van der Lee, G. E. M.; Venternik, H. O.; Asselman, N. E. M.** (2004); Nutrient Retention in Floodplains of the Rhine distributaries in the Netherlands; In: River Research and Applications; Nr. 20; S. 315-325
- VDI 2310** (2008); VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft - Maximale Immission-Werte; Verein Deutscher Ingenieure (VDI); Band 1a
- Vogt, P.** (2012); Modell für die Lebenszykluskostenanalyse von Straßentunneln unter Beachtung technischer und finanzieller Unsicherheiten; Fakultät für Bau- und Umweltingenieurwissenschaften; Ruhr-Universität Bochum; Dissertation
- Volz, K.-R.; Mann C.** (2006); Konfliktanalysen als Grundlage für die Entwicklung von umweltgerechten Managementstrategien in Erholungsgebieten - Eine Untersuchung zur sozialen Tragfähigkeit am Beispiel des Naturparks Schwarzwald Mitte/Nord; Forschungsbericht FZKA-BWPLUS; Institut für Forst- und Umweltpolitik; Universität Freiburg
- von Detten, R.** (2003); Abschied vom Nachhaltigkeitsprinzip?; Forstliches Handeln im Angesicht von Unsicherheit und Sinnkrise – Ein Essay; Institut für Forstökonomie; Universität Freiburg
- Vorndran, I.** (2010); Unfallstatistik - Verkehrsmittel im Risikovergleich; In: Wirtschaft und Statistik Nr. 12/2010; Statistisches Bundesamt; S. 1083-1088
- Vrouwenvelder, A.C.W.M.; Steenhuis, C.M.** (1997); Tweede waterkeringen Hoeksche Waard, berekening van het aantal slachtoffers bij verschillende inundatiescenario's, Secondary flood defenses in the Hoeksche Waard - calculation of the number of fatalities for various flood scenarios in Dutch; Report TNO 97-CON-R0332; Niederlande
- Wagner, K.; Janetschek, H.; Neuwirth, J.** (2009); Landwirtschaft und Hochwasser - Wechselwirkungen zwischen Landnutzung und Wasserrückhalt; Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie; Band 18(3); S. 137-146
- Walter, A.** (2008); Geotechnische Anforderungen an einen sicheren Hochwasserschutz; TU-Freiburg
- WaSIM-ETH** (1998); Modellbeschreibung;
www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_1998_de.pdf (abgerufen: 17.08.2010)
- Weber, K.** (1993); Mehrkriterielle Entscheidungen; Oldenbourg Verlag
- Wegner, H.** (1992); Dezentraler Hochwasserschutz; Wasser & Boden 1; Heft 1

- Weinmann, J.; Hoffmann, S., Hoffmann, A.** (2003); Messung und ökonomische Bewertung von Biodiversität - Mission impossible?; Ökologie und Wirtschaftsforschung; Band 48
- Weiß, A.** (2009); Beitrag unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren und Bewirtschaftungsformen der Landwirtschaft zur Reduzierung des Hochwasserabflusses; Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft; Universität Kassel; Kasseler Wasserbau-Mitteilungen; Heft 17; Dissertation
- Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M.; Schmidt, R.** (1993); Nitratatlas - Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland - Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen - Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnisse; Springer-Verlag
- Werner, W.; Wodsak, H.-P.** (1994); Stickstoff- und Phosphoreintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR; Schriftenreihe agrarspectrum; Band 19; Verlagsunion Agrar; Frankfurt
- WertR** (2006); Wertermittlungsrichtlinie;
<http://www.bmvbs.de/SharedDocs/DE/Artikel/GesetzeUndVerordnungen/BauenWohnenStadtentwicklung/wertermittlungsrichtlinien.html> (abgerufen: 12.09.2010)
- Wetzell, O. W.** (2009); Wendehorst Bautechnische Zahlentafeln; 33. Auflage; Vieweg-Teubner-Verlag
- WHG** (2010); Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes; Wasserhaushaltsgesetz BRD; Stand: 11. August 2010
- WHO** (1995); The World Health Organization Quality of Life Assessment (WHOQOL): Position Paper from the World Health Organization; In: Social Science & Medicine; Vol. 41; No. 10; S. 1403-1409
- Wishmeyer, W.; Smith, D.** (1961); A universal soil loss equation to guide conservation farm planning; In: Transactions of the 7th International Congress of Soil Sciences in Madison/Wisconsin; S. 418-425
- Wohlrab, B.** (1992); Landschaftswasserhaushalt; Paul Parey Verlag
- Wolke, T.** (2007); Risikomanagement; Oldenbourg Wissenschaftsverlag GmbH
- Worch, B.** (1996); Die Anwendung der Kosten-Nutzen-Analyse im Umweltbereich; Ökologische Reihe (1); Universität Bremen; Dissertation
- Wurbs, D.; Möller, M.; Koschitzki, T.; Schrödter, M.** (2008); ABAGFlux 1.0 - ein Werkzeug zum Bodenerosionsschutz; In: Kurzfassungen der Vorträge und Poster am 20.02.2008 in Halle (Saale); Thema: Bodenerosion; S. 36-38
- Yörük, A.** (2008); Unsicherheiten bei der hydrodynamischen Modellierung von Überschwemmungsgebieten; Institut für Wasserwesen; Universität der Bundeswehr München; Dissertation
- Zeddies, J.; Doluschitz, R.** (1996); Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich (MEKA) - Wissenschaftliche Begleituntersuchungen zur Durchführung und Auswirkungen; Agrarforschung in Baden-Württemberg; Band 25

- Zeisler, P.; Rodriguez, R.** (2005); Gefahrenhinweiskarte Überflutung für den Freistaat Sachsen; <http://www.rzb-gbr.de/html/> (abgerufen: 08.11.2010)
- Zeisler, P.; Rodriguez, R.; Blank** (2010); Ein System zur Abschätzung der Hochwasserschadenspotentiale in Baden-Württemberg; Schadensanalysen und Projektbewertungen im Hochwasserrisikomanagement; DWA-Tagungsunterlagen zum DWA-Seminar am 21.09.2010; Hannover
- Zimmermann, H-J.; Gutsche, L.** (1991); Multi-Criteria-Analyse - Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen; Springer-Verlag
- Zinke, T.; Schmidt-Thrö, G.; Ummenhofer, T.** (2012); Entwicklung und Verwendung von externen Kosten für die Nachhaltigkeitsbewertung von Verkehrsinfrastruktur; In: Beton- und Stahlbetonbau 107 (2012); Heft 8; S. 524-532

Anhang

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	249
Tabellenverzeichnis.....	253
Formelverzeichnis.....	255
A1. Moderner Hochwasserschutz – Möglichkeiten anthropogenen Handelns.....	257
1. Hochwasservorsorge.....	257
1.1. Flächenvorsorge.....	258
1.2. Bauvorsorge.....	260
1.3. Risikovorsorge.....	262
1.4. Verhaltensvorsorge.....	263
1.5. Informationsvorsorge.....	263
2. Technischer Hochwasserschutz.....	264
2.1. Hochwasserrückhaltebecken (HWRB).....	264
2.2. Talsperren.....	265
2.3. Polder.....	266
2.4. Deiche.....	267
2.5. Wehre.....	269
2.6. Hochwasserschutzwände.....	269
3. Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes in der Fläche.....	270
3.1. Flächenvorsorge (Retentionsflächen).....	270
3.2. Kleinrückhalte.....	271
3.3. Naturschonende Landwirtschaft.....	274
3.4. Forstwirtschaft.....	276
3.5. Renaturierung.....	277
3.6. Weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten.....	279
A2. Kommunalen Hochwasserschutz.....	283
1. Kommunale Hochwasser.....	283
2. Gewässerordnungen – Bedarfsträger – Bedarfsdecker.....	284
3. Kommunale Schutzmaßnahmen.....	285
4. Kommunale HWSM in Zuordnung geeigneter Auswertungs- und Vergleichsmethoden.....	286
5. Kommunale HWSM – Anwendung im Nachhaltigkeitsmodell.....	287

A3.	Maßgebliche Randbedingungen des Nachhaltigkeitsmodells	289
1.	Temporale Randbedingungen der Projektbewertung	289
1.1.	Zeiträume der Bewertung.....	289
1.2.	Bewertungstichtag	291
2.	Marktzinssätze für die Nutzenakkumulation	292
A4.	Bewertungskriterien kommunaler HWSM.....	293
	Ökonomische Dimension	293
1.	Kosten.....	294
1.1.	Kostenstrukturen	294
1.2.	Investitionskosten.....	295
1.3.	Laufende Kosten	298
2.	Schadenseinsparungen.....	302
1.1.	Idee und Zielsetzung der Schadenseinsparungen	303
1.2.	Schadenseinsparungen – kommunale HWSM.....	303
1.3.	Verfahren zur Erfassung von Schadenseinsparungserfassung	303
1.4.	Schadensarten	304
1.5.	Verfahrensstruktur von Schadenseinsparungsanalysen.....	305
1.6.	Verfahren zur Nachweisführung von Schadenseinsparungen.....	306
1.7.	Schadenseinsparungen – Zusammenfassung	313
	Ökologische Dimension	313
3.	Biodiversität	314
3.1.	Definition – Zielstellung	314
3.2.	Anwendungsrahmen, Bewertungsmethodik.....	316
4.	Erosion.....	317
4.1.	Definition – Zielstellung	317
4.2.	Erosion – kommunale HWSM	319
4.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	320
4.4.	Indikator Bodenerosion	320
4.5.	Auswertungsmethodik.....	321
4.6.	Folgenbeurteilung – Wertgewichtung.....	322
4.7.	Gesamtberechnung	324
4.8.	Erosion – Zusammenfassung	324
5.	Sohltiefenänderung.....	324
5.1.	Definition – Zielstellung	325
5.2.	Sohltiefenänderung – kommunale HWSM	325

5.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	326
5.4.	Bewertungsmethodik	326
6.	Treibhauseffekt	327
6.1.	Definition – Zielstellung	327
6.2.	Treibhauseffekt – kommunale HWSM.....	327
6.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	327
6.4.	Indikator Treibhauseffekt	328
6.5.	Auswertungsmethodik.....	329
6.6.	Folgenbeurteilung – Wertgewichtung.....	332
6.7.	Gesamtberechnung	333
6.8.	Treibhauseffekt – Zusammenfassung.....	333
7.	Schadstoffe.....	334
7.1.	Definition – Zielstellung	334
7.2.	Teilkriterium Schadstoffe – Boden	335
7.3.	Schadstoffe – Wasser.....	340
7.4.	Schadstoffe – Luft	341
7.5.	Schadstoffe – Zusammenfassung	347
8.	Eutrophierung	347
8.1.	Definition und Zielstellung.....	347
8.2.	Eutrophierung – kommunale HWSM.....	347
8.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	348
8.4.	Indikator Eutrophierung	348
8.5.	Auswertungsmethodik Stickstoff.....	349
8.6.	Auswertungsmethodik Phosphor	352
8.7.	Folgenbeurteilung – Wertgewichtung.....	354
8.8.	Gesamtberechnung	356
8.9.	Eutrophierung – Zusammenfassung.....	357
9.	Versiegelung.....	357
9.1.	Definition – Zielstellung	357
9.2.	Versiegelung – kommunale HWSM	358
9.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	360
9.4.	Bewertungsmethodik	361
10.	Grundwasser	361
10.1.	Definition – Zielstellung	361
10.2.	Grundwasser – kommunale HWSM.....	362

10.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	362
10.4.	Bewertungsmethodik	363
	Soziale Dimension	363
11.	Hochwasserrisiko – Mensch (HWR-Mensch)	363
11.1.	Definition und Zielstellung.....	364
11.2.	HWR-Mensch – kommunale HWSM.....	364
11.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	364
11.4.	Indikator HWR-Mensch	364
11.5.	Auswertungsmethodik.....	365
11.6.	Folgenbeurteilung – Wertgewichtung.....	371
11.7.	Gesamtberechnung	372
11.8.	HWR-Mensch – Zusammenfassung	372
12.	Anlagenrisiko	373
12.1.	Definition und Zielstellung.....	373
12.2.	Anlagenrisiko – kommunale HWSM	373
12.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	374
12.4.	Indikator Anlagenrisiko	374
12.5.	Auswertungsmethodik.....	375
12.6.	Folgenbeurteilung – Wertgewichtung.....	383
12.7.	Gesamtberechnung	383
12.8.	Anlagenrisiko – Zusammenfassung	383
13.	Lebensqualität	384
13.1.	Definition und Zielstellung.....	384
13.2.	Lebensqualität – kommunale HWSM	385
13.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	385
13.4.	Teilkriterien Lebensqualität	385
13.5.	Lebensqualität – Bewegungsfreiheit	385
13.6.	Lebensqualität – Zusammenfassung	387
14.	Stadtbild	388
14.1.	Definition und Zielstellung.....	388
14.2.	Stadtbild – kommunale HWSM.....	388
14.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	388
14.4.	Bewertungsmethodik	389
15.	Landschaftsvielfalt.....	389
15.1.	Definition und Zielstellung.....	389

15.2.	Landschaftsvielfalt – kommunale HWSM	390
15.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	390
15.4.	Bewertungsmethodik	390
16.	Kulturgut.....	391
16.1.	Definition und Zielstellung.....	391
16.2.	Kulturgut – kommunale HWSM.....	392
16.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	392
16.4.	Bewertungsmethodik	393
17.	Erholung	393
17.1.	Definition und Zielstellung.....	393
17.2.	Erholung – kommunale HWSM.....	394
17.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	394
17.4.	Bewertungsmethodik	395
18.	Beschäftigung	395
18.1.	Definition und Zielstellung.....	395
18.2.	Beschäftigung – kommunale HWSM	396
18.3.	Relevanz der Umweltwirkungen.....	396
18.4.	Indikator Beschäftigung	397
18.5.	Auswertungsmethodik.....	397
18.6.	Folgenbeurteilung – Wertgewichtung.....	399
18.7.	Gesamtberechnung	400
18.8.	Beschäftigung – Zusammenfassung.....	401
A5.	Stakeholder-Befragung.....	403
A6.	Anwendungsbeispiele der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen	417
1.	Auswertung Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna	417
1.1.	Auswertung ökonomische Dimension	417
1.2.	Auswertung ökologische Dimension	423
1.3.	Auswertung soziale Dimension.....	428
1.4.	Gesamtbewertung	436
2.	Auswertung Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach	442
2.1.	Auswertungen modulares Nachhaltigkeitsmodell	442
2.2.	Auswertungen modifiziertes Projektbewertungsmodell.....	455
2.3.	Gesamtbewertung ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell	457

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Moderner Hochwasserschutz – Drei-Säulen-Modell	257
Abbildung 2: Hochwassergefahrenkarte Main – Wasserstand, Gemeinde Kitzingen – Auszug	259
Abbildung 3: Hochwasserrisikokarte Main, Gemeinde Kitzingen – Auszug.....	260
Abbildung 4: Bauvorsorge	261
Abbildung 5: Luftbild der Oleftalsperre (Kreis Euskirchen).....	265
Abbildung 6: Luftbild Polder Söllingen/Greffern (Rhein)	266
Abbildung 7: Deiche und ihre räumlichen und funktionalen Einsatzgebiete.....	267
Abbildung 8: schematische Darstellung eines Deichaufbaus.....	268
Abbildung 9: schematische Darstellung einer massiven Schutzwand	270
Abbildung 10: Schema des "Bad Orber Modell" zum Einsatz von Muldenspeichern	272
Abbildung 11: Kleiner Speicher, Gemeinde Mohrbach 10.000 m ³	273
Abbildung 12: Vergleich Oberflächenabfluss bei verschiedenen Flächennutzungen	279
Abbildung 13: Muldenrigolensysteme (li: MR-Versickerung, re: Innodrain-System)	281
Abbildung 14: extensive (li), intensive (re) Dachbegrünung	281
Abbildung 15: Auswahl kommunaler HWSM in Zielstellung der Anwendbarkeit im Nachhaltigkeitsmodell.....	288
Abbildung 16: Klassifizierung der Bewertungszeiträume im Nachhaltigkeitsmodell.....	289
Abbildung 17: Klassifizierung von Herstellungskosten.....	298
Abbildung 18: Betriebskosten	300
Abbildung 19: Grundstruktur von Schadenseinsparungsanalysen	306
Abbildung 20: Verfahrensablauf zur Nachweisführung von Schadenseinsparungen	306
Abbildung 21: Klassifizierung von Vermögenswerten unter Berücksichtigung statistischer Wertschöpfungen – Beispiel Sachsen	309
Abbildung 22: Differenzierung der Auswertungsverfahren des Indikators Bodenerosion on-site nach Detaillierungsgrad und Berechnungsaufwand	322
Abbildung 23: Leistungseinsatz und Treibstoffverbrauch in Abhängigkeit von der Landbewirtschaftungsform	330
Abbildung 24: Preisentwicklung Zertifikathandel Emissionsrechte (CO ₂ -Äquivalent) – 2005-2011	332
Abbildung 25: Schema der Schadstoffausbreitung	334
Abbildung 26: Schadstoffe in Überblick maßgeblicher Emission- und Immissionsstoffe und den resultierenden Umweltfolgen.....	341
Abbildung 27: Klassifizierung kommunaler HWSM nach ihrer Versiegelungswirkung.....	359
Abbildung 28: Zielvorgaben der Flächenversiegelung – Umweltbundesamtes (UBA)	359
Abbildung 29: Auswertungsmethodik HWR-Mensch.....	366
Abbildung 30: graphische Darstellung der Nachweisführung statistisch-jährlicher Hochwasseropfer	370
Abbildung 31: hazard-analysis-curve	376
Abbildung 32: Auftrieb/Piping an einem Deichkörper	377

Abbildung 33: Böschungsbruch, Geländebruch	377
Abbildung 34: Versagenswahrscheinlichkeit in Darstellung von Einwirkung $f(E)$ und Widerstand $f(W)$	378
Abbildung 35: fragility curve`s in Abhängigkeit des Wasserstandes für Deichalternativen – Beispiel	378
Abbildung 36: dreidimensionale Ergebnisdarstellung Anlagenrisiko-Mensch in Verknüpfung von hazard, reliability und consequence analysis – Beispiel.....	381
Abbildung 37: Belastungszonen bei Versagen von HWSM (Deich) infolge differenzierter hydraulischer Belastungen	382
Abbildung 38: durchschnittlicher Kraftstoffverbrauch von PKW in Deutschland	387
Abbildung 39: Beschäftigungseffekte von Infrastrukturinvestitionen (in Erwerbstätigenjahren).....	398
Abbildung 40: Vergleich von Arbeitslosenzahlen und gesellschaftlichen Kosten pro Arbeitslosen.....	400
Abbildung 41: Prozessschema Modellerweiterung zur Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen (modifiziertes Projektbewertungsmodell)	405
Abbildung 42: Standort des zukünftigen HWRB – li.: Blick auf die Sperrstelle, re.: Blick von der Sperrstelle in den zukünftigen Staubereich	418
Abbildung 43: Gesamtkosten – Bewertungszeitraum 80 Jahre – HWS-Projekt Pirna	420
Abbildung 44: Schadenseinsparungen – Vergleich Zeit-/Neuwert – HWS-Projekt Pirna	422
Abbildung 45: Schadenerwartungswerte und Schadenseinsparungen (in Vergleich zum Status Quo) – Zeitwert – HWS-Projekt Pirna.....	423
Abbildung 46: Treibhauseffekt – HWS-Projekt Pirna	424
Abbildung 47: Ansicht stillgelegte Bahndammstrecke auf Höhe Waschhausweg – Pirna.....	425
Abbildung 48: Schadstoffe-Luft – HWS-Projekt Pirna	426
Abbildung 49: Schadstoffe – HWS-Projekt Pirna.....	427
Abbildung 50: Eutrophierung – HWS-Projekt Pirna	428
Abbildung 51: physikalische Hochwasserbeeinträchtigung („Belastungsraster“) – Status Quo, 50 jährliches HW – Wohnbebauung – Pirna Innenstadt – HWS-Projekt Pirna	430
Abbildung 52: statistische jährliche HW-Opfer der Alternativen und deren Änderung in Bezug auf den Status Quo – HWS-Projekt Pirna	431
Abbildung 53: HWR-Mensch – HWS-Projekt Pirna	432
Abbildung 54: Anlagenrisiko – HWS-Projekt Pirna.....	434
Abbildung 55: Lebensqualität – HWS-Projekt Pirna.....	435
Abbildung 56: Beschäftigung – HWS-Projekt Pirna.....	436
Abbildung 57: Übersicht der Ergebnisse der Projektbewertung Variante 1b – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna.....	438
Abbildung 58: Übersicht der Ergebnisse der Projektbewertung Variante 3b – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna.....	439
Abbildung 59: Übersicht der Ergebnisse der Projektbewertung Variante 4a – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna.....	440

Abbildung 60: Übersicht der Ergebnisse der Projektbewertung Variante 4b – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna.....	441
Abbildung 61: zusammengefasste Ergebnisse Nachhaltigkeitsbewertung – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna.....	442
Abbildung 62: Kosten Projekt und bei Beibehaltung Status Quo – Bewertungszeitraum 50 Jahre – Projekt Hachinger Bach.....	444
Abbildung 63: Vergleich der HQ ₁₀₀ Abflussganglinien des Status Quo (HQ _{100-Status Quo}) und der Prognose bei Öffnung des Bahndurchlasses (HQ _{100-max}) – Projekt Hachinger Bach.....	445
Abbildung 64: Ergebnisse 2D Modellierung Überschwemmungsflächen HQ ₁₀₀ – Wasserstand – Projekt Hachinger Bach	446
Abbildung 65: Ergebnisse 2D Modellierung Überschwemmungsflächen HQ ₁₀₀ – Fließgeschwindigkeit – Projekt Hachinger Bach.....	452
Abbildung 66: temporale Nutzenentwicklung – Bewertungszeitraum 50 Jahre – ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell – Projekt Hachinger Bach	459

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Deicharten	268
Tabelle 2: Klassifizierung von Hochwasserrückhaltebecken nach DIN 19700, Teil 12 (2004)	271
Tabelle 3: Leistungsfähigkeiten von Kleinrückhaltebecken (Übersicht)	273
Tabelle 4: Flächennutzungen – Oberflächenabfluss	275
Tabelle 5: Hochwasserscheitelabminderung durch Forsterweiterungen (Übersicht)	277
Tabelle 6: Zuständigkeiten oberirdischer Gewässer im Freistaat Bayern	284
Tabelle 7: Basisvergleichszeiträume wasserwirtschaftlicher Maßnahmen	291
Tabelle 8: Kostenbegriffe und Stufen der Planung/Ausführung	295
Tabelle 9: Personalkostensätze für Laufbahngruppen des öffentlichen Dienstes im Durchschnitt	299
Tabelle 10: Häufigkeitsklassen von Hochwasserereignissen	308
Tabelle 11: GWP für ausgewählte Stoffe/Stoffverbindungen.....	328
Tabelle 12: Klassifizierung kommunaler HWSM – Treibhauseffekt	329
Tabelle 13: jährlicher Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsformen der Landwirtschaft.....	331
Tabelle 14: CO ₂ -Senkenfunktion ausgewählter Bewirtschaftungsmaßnahmen in Vergleich zu einer konventionellen Landbewirtschaftung.....	331
Tabelle 15: monetäre Kostenfaktoren zur Beurteilung von CO ₂ -Emissionen	333
Tabelle 16: Schadstoff-Äquivalente ausgewählter Energieträger.....	344
Tabelle 17: Folgenbeurteilung Schadstoffe-Luft in Abhängigkeit der Sachbilanzindikatoren	346
Tabelle 18: Stickstoff-Flächenbilanzüberschüsse [kg N/(ha*a)] in Deutschland – Zeitraum 1990 bis 2005.....	351
Tabelle 19: Wirkungen und Wirkungsfolgen von Flächenversiegelung – Auszug.....	358
Tabelle 20: beispielhafte Risikozonierung in Abhängigkeit physikalischer Belastungen (d...depth, v...velocity).....	368
Tabelle 21: Vulnerabilität Gebiet	369
Tabelle 22: Schadenserwartungswerte – Zeitwert und Neuwert – HWS-Projekt Pirna	421
Tabelle 23: allgemeine Randbedingungen der Projektbewertung zur Vorbereitung der Gesamtbewertung – HWS-Projekt Pirna	437
Tabelle 24: Übersicht der Erwartungswerte der Umweltfolgen – indirekte Bewertungskriterien – HWS-Projekt Pirna	437
Tabelle 25: Berechnung der Ausgleichsflächen – Projekt Hachinger Bach	447
Tabelle 26: Berechnung der Treibhausgasemissionsmengen – Projekt Hachinger Bach.....	449
Tabelle 27: Schadstoffemissionen aus der Bachfreilegung und der Beibehaltung des Status Quo – Projekt Hachinger Bach.....	449
Tabelle 28: allgemeine Randbedingungen der Projektbewertung zur Vorbereitung der Gesamtbewertung – Projekt Hachinger Bach	453

Tabelle 29: Übersicht der Erwartungswerte der Umweltfolgen – indirekte Bewertungskriterien – Projekt Hachinger Bach	453
Tabelle 30: Gesamtauswertung der Nachhaltigkeit – in Einzeldarstellung der Erwartungswerte und der oberen und unteren Grenzwertszenarien der erweiterten Sensitivitätsanalyse – modulares Nachhaltigkeitsmodell – Projekt Hachinger Bach	454
Tabelle 31: Übersicht der Auswertungsergebnisse der vier Bewertungskriterien, in Klassifizierung der Experten entsprechend der Nachhaltigkeitstrias und Gesamt – modifiziertes Projektbewertungsmodell – Projekt Hachinger Bach	455
Tabelle 32: Übersicht Auswertung Bewertungskriterium Biodiversität (Gewässer) – Stakeholder 6 – modifiziertes Projektbewertungsmodell – Projekt Hachinger Bach	456
Tabelle 33: Übersicht Gesamtbewertung ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell – Projekt Hachinger Bach	457

Formelverzeichnis

Formel 1: Personalkostenberechnung	299
Formel 2: Schadenserwartungswert	313
Formel 3: allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG)	321
Formel 4: statistische jährliche Überschwemmungsflächen.....	352
Formel 5: Stabilitätsverlust	367
Formel 6: Hochwasseropferberechnung für ein Hochwasserereignis	370
Formel 7: Berechnung Hochwasserrisiko-Mensch	371
Formel 8: Lebensqualität – Bewegungsfreiheit.....	387
Formel 9: Indikator Beschäftigung	399
Formel 10: Gesamtberechnung Beschäftigung	400

A1. Moderner Hochwasserschutz – Möglichkeiten anthropogenen Handelns

Das Wissen und Verstehen um den Begriff Hochwasserschutz umfasst zu meist technische Hochwasserrückhaltemaßnahmen in Form von Talsperren, Deichen oder Rückhaltebecken. Bei der objektiven Auswertung des Begriffes stellt sich jedoch ein sehr viel größeres Spektrum an Maßnahmen dar. Neben den technischen Schutzmaßnahmen sind Vorsorgemaßnahmen und Rückhaltemaßnahmen in der Fläche von grundlegender Bedeutung.

Moderner Hochwasserschutz vereint verschiedenste Formen und Ausprägungen von Maßnahmen zur maximalen Begrenzung der Gefahren und Risiken eines Hochwasserschadensereignisses. Ausgehend von der Vielzahl an potentiellen Schutzmaßnahmen sind in der Wasserwirtschaft für den Hochwasserschutz verschiedene Handlungsbereiche definiert¹.

- Vermeidung neuer Risiken im Hochwasserrisikogebiet
- Reduktion bestehender Risiken im Hochwasserrisikogebiet
- Reduktion nachteiliger Folgen während eines Hochwassers
- Reduktion nachteiliger Folgen nach einem Hochwasser

Die vier Handlungsbereiche umfassen inhaltlich die Schutzmaßnahmen, wie diese im Rahmen des modernen Hochwasserschutzes im „Drei-Säulen-Modell“ dargestellt sind². Dieses dient in der Arbeit als Grundlage der Maßnahmentypisierung zur Nachweisführung der projektbedingten Nachhaltigkeit.

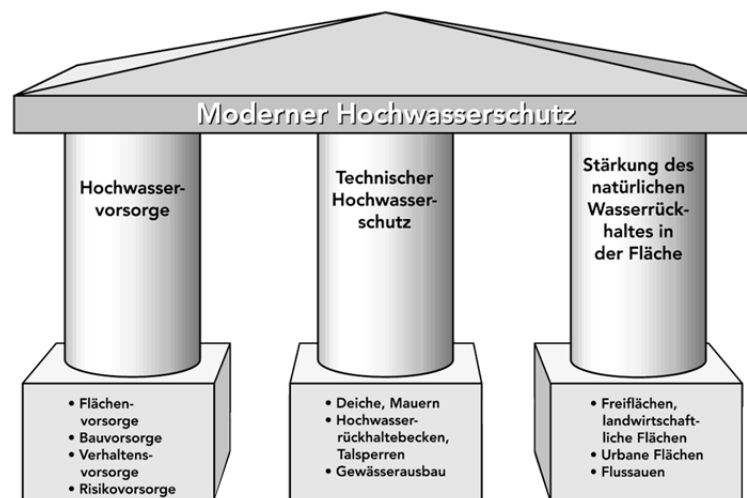


Abbildung 1: Moderner Hochwasserschutz – Drei-Säulen-Modell³

1. Hochwasservorsorge

Die Hochwasservorsorge umfasst Maßnahmen die vor dem eigentlichen Ereignis, nach der direkten Abwehr und während der Bewirtschaftung wirken.

Die Hochwasservorsorge besteht aus fünf Einzelmaßnahmentypen⁴:

- Flächenvorsorge,

¹ vgl. LAWA (2010)

² vgl. Abbildung 1

³ Drei-Säulen-Modell verändert nach www.sachsen-anhalt.de/index.php?id=13429 (abgerufen: 10.08.2011)

⁴ vgl. DKKV (2003), MÜLLER (2010)

- Bauvorsorge,
- Risikovorsorge,
- Verhaltensvorsorge und
- Informationsvorsorge.

1.1. Flächenvorsorge

In Funktion einer vorausschauenden Darstellung möglicher Beeinträchtigungen durch Hochwasserereignisse besteht die Zielwirkung der Flächenvorsorge in der Vermittlung der Risiken und Gefährdungen, zur Förderung des Selbstschutzes und zur Erzeugung potentieller Maßnahmenregelplanungen für den geordneten Umgang mit dem Hochwasserereignis⁵.

Das Wasserhaushaltsgesetz regelt die Festlegung und Ausweisung von hochwasserbetroffenen Risikogebieten⁶. Für die Bearbeitung sind die zuständigen Behörden maßgebend. Es werden sowohl Bereiche mit niedriger (HQ_{100+x}), mittlerer (HQ_{100}) und wenn notwendig, auch Bereiche mit einer hoher Hochwasserwahrscheinlichkeit (HQ_{100-x}) dargestellt⁷. Der Inhalt der Kartierungen umfasst zum Beispiel die geographischen Ausmaße, die Wassertiefe und den Wasserstand, sowie wenn notwendig, die Fließgeschwindigkeit⁸. Die Gebietsausweisungen sind in Form von Gefahren- und Risikokarten darzustellen⁹.

Hochwasser-Gefahrenkarten¹⁰

Hochwasser-Gefahrenkarten umfassen Darstellungen und Gebietsausweisungen in Form der Jährlichkeit der Beeinträchtigungen und der Intensität der Ereignisse, in der Regel basierend auf dem Wasserstand und/oder der Fließgeschwindigkeit¹¹.

⁵ vgl. § 79 WHG (2010)

⁶ vgl. § 73 ff. WHG (2010)

⁷ vgl. Art. 6 HWRM-RL (2007)

⁸ vgl. Art. 6 HWRM-RL (2007)

⁹ vgl. § 79 WHG (2010)

¹⁰ vgl. Abbildung 2

¹¹ vgl. Art. 6 Nr. 4 HWRM-RL (2007)

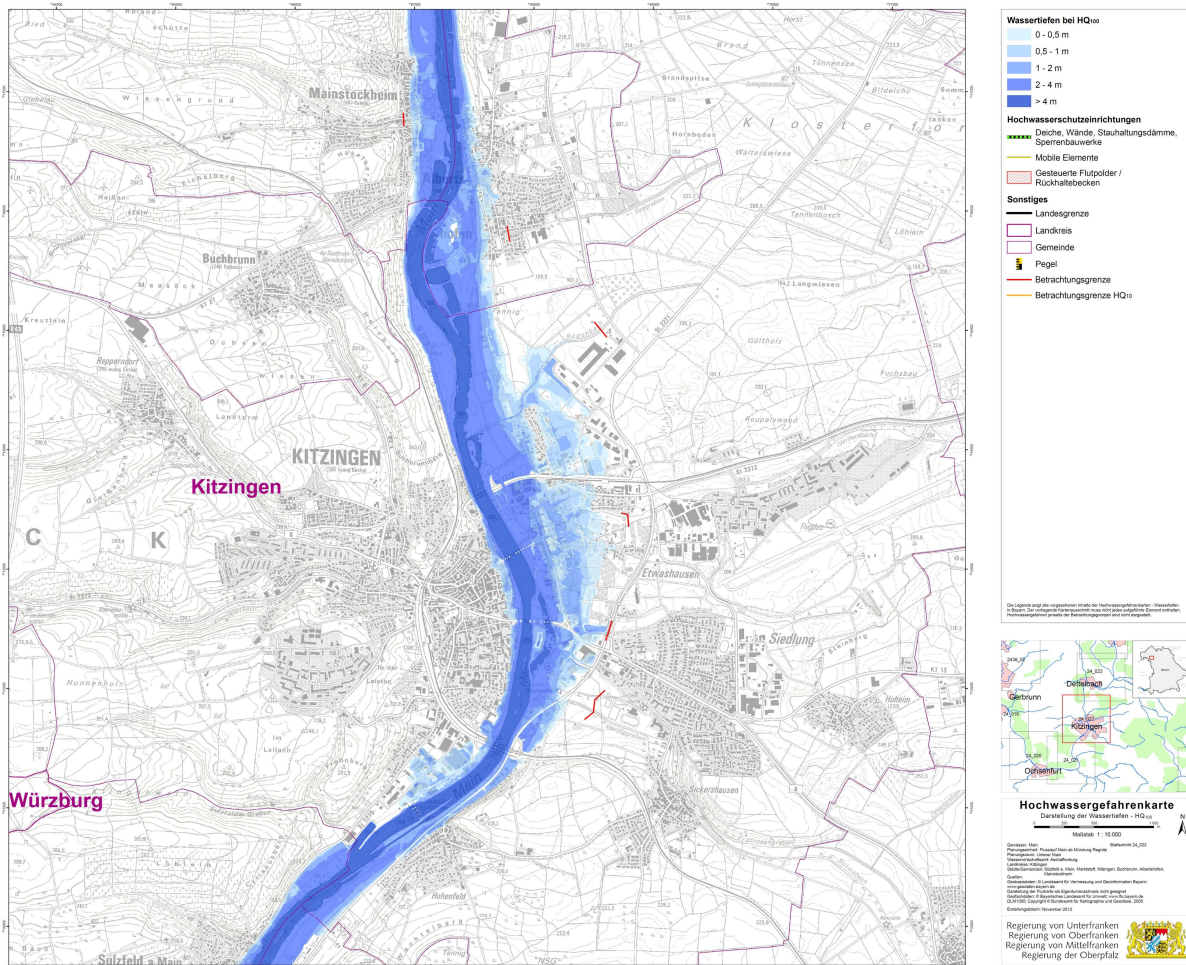


Abbildung 2: Hochwassergefahrenkarte Main – Wasserstand – HQ₁₀₀, Gemeinde Kitzingen – Auszug¹²

Hochwasser-Risikokarten¹³

Hochwasser-Risikokarten verbinden die Ergebnisse der Hochwasser-Gefahrenkarten mit weitgehendenden raumordnerischen Fachinformationen. Sie ermöglichen durch Einbeziehung nutzungsspezifischer Randbedingungen die Ausweisung gefährdeter Bereiche inklusive der dabei beeinträchtigten Werte. Darstellungen von Hochwasserrisikokartierungen umfassen mindestens Gebietsnutzungen und die betroffene Personen des Bereiches. Zusätzliche Angaben, zum Beispiel in Darstellung der physikalischen Belastungen, ermöglichen weitere Inputs an Informationen zur Nachweisführung potentieller Risiken¹⁴.

¹² www.hopla-main.de – Blattschnitt 24_022 (abgerufen: 24.10.2013)

¹³ vgl. Abbildung 3

¹⁴ vgl. Art. 6 Nr. 5 HWRM-RL (2007)

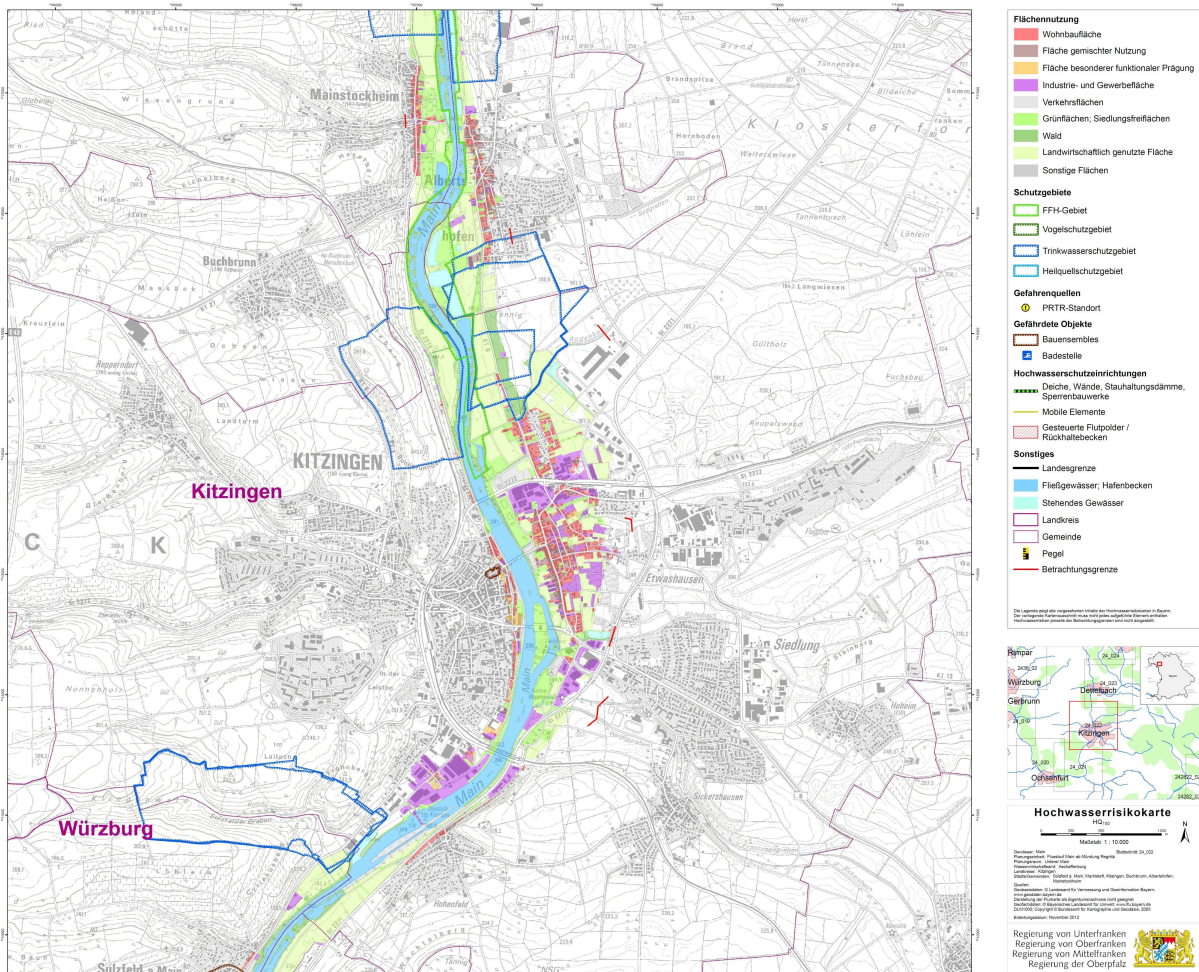


Abbildung 3: Hochwasserrisikokarte Main – HQ₁₀₀, Gemeinde Kitzingen – Auszug¹⁵

Die Hochwassergefahren- und -risikoaussweisungen sind als Vorsorgemaßnahme zu Sensibilisierung und persönlichen Vorbereitung Betroffener auf ein Hochwasserereignis unbedingt notwendig. Erst durch Wissen um die Gefahr und das Risiko sind wirkungsvolle Schutzmaßnahmen sowie Versicherungen gegenüber potentiellen Schadensszenarien im Voraus plan- und abschließbar.

1.2. Bauvorsorge

Für einen maximalen Hochwasserschutz sind gefährdete Gebiete durch anthropogene Nutzungen und Bebauungen zu meiden. Da jedoch viele Siedlungs- und Wirtschaftsgebiete im Bestand auf Überschwemmungsgebieten errichtet wurden, müssen diese zum Schutz vor gesundheitlichen und wirtschaftlichen Schäden mittels verschiedener Bauvorsorgemaßnahmen geschützt werden¹⁶. Der Schaden ist dabei zwar nicht immer absolut zu verhindern, aber auf ein kalkulierbares finanzielles Maß zu minimieren. Studien belegen dabei, dass die Wirksamkeit der Bauvorsorge insbesondere eine hohe Effektivität bei der Schadensminderung infolge häufig eintretender Hochwasserereignisse mit geringen Einstauhöhen aufweist¹⁷.

¹⁵ www.hopla-main.de – Blattschnitt 24_022 (abgerufen: 04.07.2011)

¹⁶ vgl. Abbildung 4

¹⁷ vgl. IKSr (2002)

- Ausweichen
- Widerstehen
- Nachgeben
- Sichern

Abbildung 4: Bauvorsorge¹⁸

1.2.1. Ausweichen

Ist ein Bau innerhalb von überschwemmungsgefährdeten Gebieten unabdingbar oder im Bestand bereits vollzogen, so muss das Bauwerk und dessen Inventar soweit wie möglich für einen minimalen Schadenseintritt bei Hochwasserereignissen vorbereitet werden. Derartige Planungen sind vielfältig und betreffen dabei zumeist die Keller- und Erdgeschosse.

Wer keinen Keller benötigt und in einem stark hochwassergefährdeten Gebiet wohnt, hat zum Beispiel, neben möglichen wasserhemmenden Innenausbauten im Erdgeschoss (z. B. Fliesen), die Möglichkeit sich durch stützenförmige Fundamentausprägungen dem Hochwasser vertikal zu entziehen. Ist ein Keller vorhanden oder unbedingt gewünscht, so wird dieser bei einem Hochwasserfall als erstes geflutet. Die Schadenswahrscheinlichkeit und Intensität im Kellerbereich bei einem hochwertigen Innenausbau ist dabei deutlich erhöht. Studien ergaben, dass Wohngebäude ohne Kellergeschosse im Durchschnitt zwischen 3.000 und 6.000 Euro pro Hochwasserereignis geringere durchschnittliche Schäden zu verzeichnen haben, als vergleichbare Gebäude mit einer Unterkellerung¹⁹.

1.2.2. Widerstehen

Bauliches Widerstehen umfasst alle Maßnahmen die eine Beschädigung eines Gebäudes durch angepasste Bauweise verhindern oder minimieren. Als Beispiele sind hierzu verbesserte Standsicherheiten und Schutzmaßnahmen gegenüber Wassereintritten zu nennen.

Bei jeder Hochwassereinwirkung sind betroffene Bauwerke dem Wasserdruck aus den Oberflächengewässern zumeist schutzlos ausgesetzt. Zusätzlich kann das gestiegene Grundwasser und der Interflow Druck auf die Bodenplatte, die Fundamente und die Kellerwände ausüben. Als Resultate können Wassereintritte bis hin zu vollständigen Stabilitätsverlusten der Bauwerke auftreten.

Um ein Widerstehen zu erreichen, müssen verschiedene Ausprägungen von Dichtungen oder wasserdichten Betonen im Bauwerkskörper angeordnet werden. Bei Neubauten sind derartige Systeme relativ einfach und kostengünstig in die Planung aufzunehmen und baulich umzusetzen. Für Bestandsbauten bedeuten derartige Änderungen des Baukörpers im Regelfall hohe bis sehr hohe finanzielle Aufwendungen.

¹⁸ DKKV (2003) – Seite 46

¹⁹ vgl. IKS (2002)

Studien belegen, dass der Bereich „Widerstehen“ innerhalb der Bauvorsorge lediglich im unteren einstelligen Prozentbereich in überschwemmungsgefährdeten Bereichen durchgeführt wird. Die Hauptursache wird hierbei den hohen Kosten bei Bestandsbauten zugeschrieben²⁰.

Trotz hoher Kosten ermöglicht gerade der bauliche Widerstand ein enormes Schadenseinsparungspotential. Wenn alle Hochwasserschutzmaßnahmen versagen, sind Gebäude und Güter nur insoweit geschützt, wie sie selbst dem Wasser gegenüber Widerstand leisten können. Im Sinne eines risikobasierten Lebens mit dem Hochwasser, ist für zukünftige Schutzstrategien die Erhöhung der Widerstandsfähigkeit potentiell betroffener Güter als Schutz gegenüber „Restrisiken“ unabdingbar.

1.2.3. Nachgeben

Kann ein Wassereintritt bei Hochwasser durch alle anwendbaren Schutzmaßnahmen nicht verhindert werden, so können Schäden nur durch eine angepasste interne Bau- und Nutzungsweise in einem wirtschaftlich vertretbaren Bereich Begrenzung finden. Dem Hochwasserereignis nachgeben (z. B. Gebäudeflutung) bildet die letzte Möglichkeit Gebäude und Güter in ihrer geschlossenen Form zu erhalten. Gleichzeitig bedarf ein derartiger Schritt der Sicherung des Inventars und potentiell umweltbeeinträchtigender Stoffe.

1.2.4. Sichern

Bei Hochwasserereignissen sind nicht nur Bauwerkskörper und Inneneinrichtungen vor Kontakt mit Wasser zu schützen, sondern vorrangig die Vermischung und der Transport von wassergefährdenden oder insgesamt gefährdenden Stoffen zu verhindern. Kontaminationen durch gefährdende Stoffe (z. B. Heizöl) können bei Hochwasserereignissen eine Vervielfachung der Schadenskosten begründen²¹.

1.3. Risikovorsorge

Scheitern alle Schutzversuche so ist bei jedem Hochwasserereignis das Risiko eines gravierenden finanziellen Schadens allgegenwärtig. In wie weit eine Regulierung stattfindet oder stattfinden kann, muss hierbei für jeden Geschädigten separate Einschätzung finden. Die Schäden können aus persönlichen Rücklagen, aus Versicherungen, aus Spenden oder staatlichen Hilfen gemindert oder getilgt werden. Während persönliche Rücklagen und Versicherungen durch jeden Bürger in Deutschland selbst beeinflussbar sind, ist bei Spenden und staatlichen Finanzmitteln auf die Hilfsbereitschaft der Gesellschaft zu vertrauen.

Um eine geschlossene und umfangreiche Risikovorsorge zu gewährleisten, müssen Staat, Versicherungen und Betroffene eine Risikopartnerschaft bilden²².

Staat

Der Staat inklusive seiner ausführenden Verwaltungen und NGO's (Non-Governmental-Organizations) hat die Aufgabe eine Basis für die Hochwasservorsorge zu schaffen²³. Hierbei werden Maßnahmen für bauliche und gesetzliche Regelungen zur Verbesserung des Hochwasserschutzes, sowie Vorwarnpläne, wie auch Not- und Evakuierungspläne verstanden. Die bei den letzten großen Hochwasserereignissen (z. B. Elbehochwasser 2002) gezahlten staatli-

²⁰ vgl. DKKV (2003)

²¹ vgl. EGLI (2002)

²² vgl. KRON (2006)

²³ vgl. Abschnitt 6 WHG (2010)

chen Entschädigungen und Hilfen zählen innerhalb der Partnerschaft nicht zu den direkten Leistungen. Sie sind als freiwillige Zahlungen zu bewerten.

Versicherungen

Die Versicherungen in ihren Ausbildungsformen als Erst- und Rückversicherer haben die Aufgabe eine finanzielle Entschädigung der versicherten Betroffenen gemäß der bestehenden Verträge zu regeln. Hierbei sind die Unternehmen in keiner Weise karitative Einrichtungen, sondern vielmehr wirtschaftliche Organisationen die, trotz großer finanzieller Zahlungen im Schadensfall, über das breite Versicherungsspektrum einen wirtschaftlichen Gewinn erzielen müssen. Durch die finanzielle Schutzwirkung sind Versicherungen ein unverzichtbarer Bestandteil innerhalb des Sozialsystems. Die schadensausgleichenden Versicherungszahlungen im Hochwasserfall ermöglichen die wirtschaftliche Schadensfreistellung von Betroffenen.

Betroffene

Jeder Betroffene hat die grundsätzliche Möglichkeit sein eigenes Risiko selbst zu bestimmen. Schon die Wahl des Baugrundstückes oder der Wohnung beinhaltet ein kalkulierbares Risiko. Anschließend kann durch die Wahl der Eigenbeteiligung und Prämienzahlung der Versicherungsschutz selbst beeinflusst werden. Durch weitere vorsorgliche Maßnahmen (z. B. Bauvorsorge) kann zudem jeder Bürger einen eigenen Beitrag zur Schadensminimierung beisteuern.

1.4. Verhaltensvorsorge

Die Verhaltensvorsorge ist Bestandteil des persönlichen Schutzes eines jeden potentiell durch Hochwasser gefährdeten Bürgers. Verhaltensvorsorge basiert auf optimierten Verhaltensregeln und Ablaufprozeduren, die den persönlichen Schutz eines jeden Betroffenen signifikant erhöhen können. Steht ein Hochwasser unmittelbar bevor, so muss ein schnelles, aber bedachtes Handeln eines jeden Betroffenen erfolgen. Um dies zu gewährleisten und Schäden an Leib und Leben und Werten möglichst gering zu halten, bedarf es standardisierter Verfahrensabläufe. Diese können zum Beispiel durch Checklisten oder Koordinatoren gewährleistet werden²⁴.

1.5. Informationsvorsorge

Die Informationsvorsorge dient sowohl der Warnung vor Ereigniseintritten, als auch der Vorhersage potentieller Schadensszenarien die begründet statistisch validierter Modelle errechnet werden.

„Eine frühzeitig erkannte Gefahr ist eine halbe Gefahr.“²⁵

Die Prognose von Hochwasserereignissen, inklusive der sich wahrscheinlich einstellenden Wirkungsbelastungen (z. B.: Wasserstad, Fließgeschwindigkeit, Abfluss), erfolgt maßgeblich durch vernetzte Messungen und Modellrechnungen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) und der lokalen Hochwasservorhersagezentren (HVZ). In Zusammenwirken sind Prognosen von Hochwasserereignissen von mehreren Stunden bis zu Tagen möglich²⁶. Dies gewährleistet den rechtzeitigen Beginn eines vorab konzeptionierten Hochwassermanagementplans, inklusive der Evakuierung von Menschen und Werten aus hochgefährdeten Gebieten.

²⁴ vgl. DKKV (2003)

²⁵ HOLLE (2006) – Seite 169

²⁶ vgl. DKKV (2003), HOLLE (2006)

2. Technischer Hochwasserschutz

Technischer Hochwasserschutz beinhaltet bauliche Maßnahmen, die die Bewirtschaftung und maximale Schadloshaltung potentiell beeinträchtigter Gebiete verfolgen. Die möglichen Ausführungen der Maßnahmen sind von Deichen bis mobilen Schutzwänden höchst verschieden. Jede der Schutzmaßnahmen hat eigene Voraussetzungen und unterschiedliche Wirkungsmöglichkeiten.

2.1. Hochwasserrückhaltebecken (HWRB)

Hochwasserrückhaltebecken ermöglichen durch zeitlich begrenzte Aufnahme eines Hochwasserscheitels die Kappung einer Hochwasserwelle. Sie sind in Form und Art als einfache Ausführungen von Talsperren konzipiert. Die Grundlagen von Hochwasserrückhaltebecken werden in der DIN 19700 Teil 10-12 (2004) geregelt.

Der allgemeine konstruktive Aufbau von Rückhaltebecken ist grundsätzlich gleich. An Hand der örtlichen und räumlichen Gegebenheiten wird durch das Einfügen eines Absperrbauwerkes ein künstlicher Stauraum geschaffen. Der gewöhnliche Hochwasserrückhalteraum wird in der Regel auf ein mindestens 100 jährliches Hochwasser ausgerichtet²⁷. Abweichend davon kann bei besonders schutzbedürftigen Gebieten auch ein höheres Schutzniveau vorgesehen werden. Gemäß ihrer Funktion als Stauraum sind Rückhaltebecken in Dauerstau- oder Trockenbecken zu unterscheiden²⁸. Während bei Trockenbecken die Füllung erst bei einem Hochwasserereignis einsetzt, sind Dauerstaubecken stets mit einem Mindestwasservolumen gefüllt.

Jedes Hochwasserrückhaltebecken hat neben der Verwendung zum Schutz der Unterlieger auch eine eigene Schutzfunktion in Form einer Hochwasserentlastungsanlage. Diese tritt in Funktion, wenn der gegebene Stauraum nicht mehr ausreichend ist, um das Wasser des Einzugsgebietes zwischen zu speichern. Hochwasserentlastungen werden als Überfallkronen oder andere Ablassbauwerke neben dem Grundablass/Betriebsauslass zusätzlich ausgeführt.

2.1.1. Größen und Bezeichnungen

Hochwasserrückhaltebecken existieren in unterschiedlichen Größen²⁹. Sie können von kleinsten Becken mit wenigen Kubikmetern Fassungsvermögen, bis hin zu großen Ausführungen mit überregionaler Bedeutung vorliegen. Je nach Größe und hierbei spezifisch dem Stauvolumen unterliegen Rückhaltebecken unterschiedlichen Anforderungen an den Bau und die Überwachung³⁰.

2.1.2. Bemessung und Ausbildung von HWRB

Die Bemessung eines Hochwasserrückhaltebeckens beginnt im Regelfall mit einem validierten hydrologischen Niederschlags-Abfluss-Modell (N-A-Modell) des Einzugsgebietes. Die daraus gewonnenen Daten werden anschließend in eine Abflussganglinie umgerechnet. In Verbindung der Abflussganglinie mit der Speichergleichung entsteht eine Speicherfunktion (Rückhaltewirkungslinie) aus der, unter Beachtung der maximal schadlos bewirtschaftbaren Abflussmenge des Gewässers, das notwendige Speichervolumen des Rückhaltebeckens bestimmt wird.

Neben hydrologischen und hydraulischen Grundlagen des Einzugsgebietes ist vor allem die Leistungsfähigkeit des Unterlaufes für die Bemessung maßgeblich. Neben der Regelabflussgewährung zur Aufrechterhaltung der natürlichen Prozesse des Fließgewässers bildet die maximale hydraulische Leis-

²⁷ vgl. DVWK (1991)

²⁸ vgl. DIN 19700-12 (2004) – Abschnitt 3.3

²⁹ vgl. ATV-DVWK (2006)

³⁰ z. B. BHQ₁, BHQ₂ – vgl. DIN 19700 10-12 (2004)

tungsfähigkeit den beschränkenden Planungsfaktor, der das vorzuhaltende Speichervolumen durch die Wahl der Abflusssteuerung bestimmt. Hierbei ist zwischen ungesteuerten und gesteuerten Ablässen zu unterscheiden.

Ungesteuerte Ablässe

Bei einer ungesteuerten Abgabe wird das im Rückhaltebecken befindliche Wasservolumen über einen nicht regelbaren Grundablass/Betriebsauslass an den Unterlauf abgegeben. Die Abflussschwelle wird zeitlich länger, aber auch geringer verlaufen.

Gesteuerte Ablässe

Bei Hochwasserrückhaltebecken mit einer gesteuerten Abgabe besteht die Möglichkeit die Wasserabgabemenge mittels Regelbauwerken künstlich zu variieren. Das Ziel besteht dabei vorrangig in der maximalen Ausnutzung des zur Verfügung stehenden Stauvolumens.

Hochwasserrückhaltebecken entsprechen allgemein in ihrer Wirkung und Leistungsfähigkeit den Wünschen des Menschen nach einem vollständigen Schutz vor Hochwasser. Die Grundlagen der Berechnungen basieren auf historischen Ereignissen und deren statistisch extrapolierten Extremwerten. Sind jedoch Änderungen der Randbedingungen, wie zu Beispiel nicht berücksichtigte Extremereignisse zu verzeichnen, so entsprechen die Maßnahmen nicht mehr vollständig den Schutzinteressen. Infolge ist der Schutz nur noch gemindert möglich und der Wunsch nach vollständiger Sicherheit verloren.

Hochwasserrückhaltebecken sind immer nur insoweit leistungsfähig wie die Belastungsereignisse im Rahmen der Bemessung Berücksichtigung finden. Bei Überschreitung oder unvorhersehbaren Ereignissen ist durch die Maßnahmen ein vollständiger Schutz nicht mehr zu gewährleisten.

2.2. Talsperren

Talsperren stauen innerhalb eines geographisch begrenzten Talbereiches einen Zufluss mittels eines Absperrbauwerkes künstlich auf³¹. Die Art und die Größe der Talsperren sind den örtlichen Gegebenheiten angepasst. Entgegen den Hochwasserrückhaltebecken sind Talsperren immer Dauerstauräume mit einem Volumen größer 100.000 m³. Die Bauweisen von Talsperren werden in der DIN 19700 (2004) geregelt.



Abbildung 5: Luftbild der Oleftalsperre (Kreis Euskirchen)³²

³¹ vgl. Abbildung 5

³² <http://www.wver.de/talsperren/oleftalsperre.php> (abgerufen: 30.07.2013)

Als Sonderfall von Rückhaltebecken sind die Auswirkungen auf die Umwelt, wie auch die Retentions-eigenschaften vergleichbar. Abweichungen bestehen lediglich in Bereichen von sekundären Funktionen (z. B. Naherholung) und der spezifischer Aufbauformen der Staubauwerke (z. B. Staumauern). Weitere Funktionen von Talsperren sind zum Beispiel:

- Brauch- und Trinkwasserbereitstellung,
- Grundwasseranreicherung,
- Energieversorgung und
- Naherholungsgebiet.

2.3. Polder

Polder sind Instrumente des technischen Hochwasserschutzes. Sie werden seitlich entlang dem zu bewirtschaftenden Fließgewässer angeordnet und von diesem getrennt³³. An der dem Fließgewässer entfernten Polderseite können als Abschließungen sowohl Deiche wie auch natürliche Begrenzungen (z. B. Verwallung) Anwendung finden.



Abbildung 6: Luftbild Polder Söllingen/Greffern (Rhein)³⁴

Für den Hochwasserschutz ermöglichen Polder die zeitlich begrenzte Teilaufnahme eines Fließgewässerabflusses zur Kappung eines Hochwasserscheitels. Während die Bezeichnung einzelner Polder durch ihre Anordnung im Nahgebiet des Gewässers oder in Form der Ausrichtung höchst verschieden ist, sind funktionelle Unterscheidungen durch zwei maßgeblich differenzierte Füllprozesse gegeben. Es ist zwischen Qualmpoldern und Hochwasserschutzpoldern zu unterscheiden³⁵.

Qualmpolder

Qualmpolder werden in Bereichen mit einem starken Qualmwasserdrang errichtet. Durch einen hohen Wasserstand im angrenzenden Flusslauf wird das Qualmwasser an den Ufern sehr stark nach oben gedrückt. Wenn der Qualmdruck steigt, tritt Wasser an der Bodenoberfläche aus. Der dadurch wassergefüllte Polderbereich wird anschließend durch eine Abflussregelung kontrolliert entwässert.

Hochwasserschutzpolder

Hochwasserschutzpolder sind in ihrer Funktionsweise vergleichbar mit Hochwasserrückhaltebecken. Die Polder werden von Deichen und natürlichen Gegebenheiten umschlossen. Bei

³³ vgl. Abbildung 6

³⁴ <http://www.buergerinitiative-breisach-burkheim.de/text/32/de/polder-soellingen-greffern.html> (abgerufen: 30.07.2013)

³⁵ vgl. PATT & JÜPNER (2013)

einem Ansteigen des Wasserstandes wird ab einem vorher festgelegten Grenzwert der Polder automatisch oder gesteuert geflutet. Der Abfluss erfolgt über einen Grund- und Regelabfluss in ungesteuerter oder gesteuerter Form.

Das Ziel eines Polders besteht in der Kappung von Hochwasserwellen unter Beibehaltung möglichst naturnaher Strukturen. Die Retentionseigenschaften von Poldern sind ähnlich denen von Hochwasserrückhaltebecken. Innerhalb des Hochwasserschutzpolders wird ein bestimmtes Wasservolumina gestaut und zeitlich verzögert abgegeben. Da sich jedoch Polderräume längs zu Fließgewässern befinden und im Regelfall durch naturnahe Bauwerke eingegrenzt sind, ist deren Stauvolumina meist geringer als das von großen Rückhaltebecken.

2.4. Deiche

Deiche umfassen Schüttbauwerke die angrenzend an ein Gewässer zum Schutz vor Hochwasser errichtet werden und entgegen Staudämmen nicht dauerhaft einer Einstauung ausgesetzt sind.

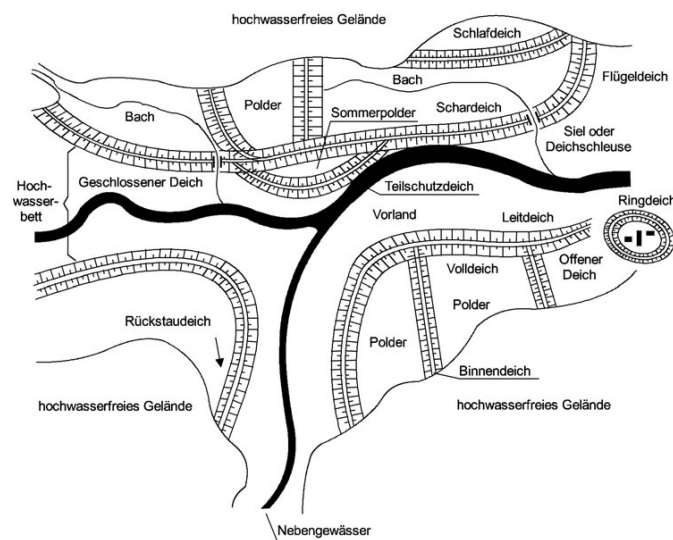


Abbildung 7: Deiche und ihre räumlichen und funktionalen Einsatzgebiete³⁶

Die Bezeichnung der verschiedenen Deiche basiert auf der räumlichen Anordnung sowie deren Ausprägungsformen³⁷. Es wird zum Beispiel zwischen Schardeich – ein Deich, der direkt ohne Überschwemmungsgebiet an einem Flusslauf liegt – und Schlafdeich – ein Deich, der an einem bestehenden Deich in Richtung Binnenland angrenzt – unterschieden.

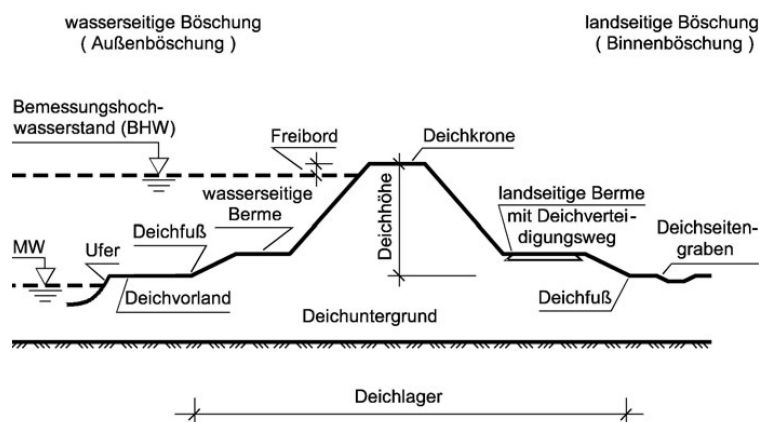
³⁶ PATT & JÜPNER (2013) – Seite 352

³⁷ vgl. Abbildung 7, Tabelle 1

Tabelle 1: Deicharten³⁸

<u>Deicharten</u>	<u>Beschreibung</u>
Hauptdeich	Deich zum Küstenschutz gegen schwerster Sturmfluten
Seedeich	Hauptdeich an der Küste und den Strommündungen
Stromdeich	Hauptdeich an den Strömen
Flussdeich	Hauptdeich an den Flüssen
Erddeich	Kleideich aus tonigem Boden (Marschboden)
Sanddeich	Aufgespülter Sandkörper mit Abdeckung aus Klei und Asphalt
Sommerdeich	Vordeich (wasserseitig vom Hauptdeich) gegen leichte Sturmfluten
Landdeich	Zweite Deichlinie (landseitig vom Hauptdeich) als Zusatzschutzbauwerk

Der Aufbau der Deiche ist durch die natürlichen und anthropogenen Einflüsse geprägt³⁹. Während die genaue Lage der Deichlinie in der Regel durch das geologische Relief definiert ist, wird der Einzelaufbau des Deichkörpers durch den angrenzender Bodenkörper bestimmt. Der Deichquerschnitt orientiert sich an der Stauhöhe, den angrenzenden Bodenschichten und den vorliegenden und verwendbaren Deichbaumaterialien. Die Deichhöhe ist durch die projektspezifischen Bemessungshochwasserstände vorgegeben.

Abbildung 8: schematische Darstellung eines Deichaufbaus⁴⁰

Deiche besitzen eine existentielle Bedeutung für den Hochwasserschutz. Durch ihre den Wasserlauf überhöhte Standortposition schützen Deiche die angrenzenden Siedlungs- oder Wirtschaftsgebiete zentral durch die Rückhaltung des Wassers. Der Schutz durch Deiche ist bis zur Überschreitung des berechneten Hochwasserbemessungsfalles im Regelfall sichergestellt. Werden Deiche aber überstaut oder über einen längeren Zeitraum eingestaut, so besteht die Möglichkeit der Durchnässung und des Deichbruches. Infolge dieser Entwicklung würde eine schlagartige Flutung, das vormals gesicherte Schutzgebiet verstärkt gefährden, da dabei deutlich erhöhte hydraulische Belastungen auftreten.

³⁸ Auswahl nach TÜRKE (1999) – Seite 10

³⁹ vgl. Abbildung 8

⁴⁰ DVWK (1986) – Seite 2

2.5. Wehre

Wehre sind feste oder bewegliche Absperrvorrichtungen innerhalb eines Flusslaufes. Sie schließen Flüsse teilweise oder vollständig ab. Bei einem teilweisen Flussabschluss können Wehre durchströmt oder auch überströmt werden. Sie bestehen mindestens aus einem über den Flusslauf verteilten Absperrwerk und einem Tosbecken. Der Einsatzzweck von Wehren reicht von der Bewässerung bis einschließlich dem Hochwasserschutz und bildet in seiner Aufgabenfülle eine umfangreiche Verwendungsbreite ab.

- Schiffbarmachung
- Steuerung und Beeinflussung der Fließdynamik
- Energiegewinnung
- Versorgung von Kanalsystemen
- Sohlstabilisierung von Fließgewässern
- Bereitstellung von Trink-, Brauch- oder Löschwasser
- Grundwasserstabilisierung
- Retentionsraumbereitstellung

Die Retentionswirkung von Wehren für den Hochwasserschutz ist vergleichbar mit der von Hochwasserrückhaltebecken. Zwar weisen Wehre keine abgeschlossenen Rückhalteräume auf, doch wird durch den Aufstau des Flusslaufes ein natürlicher Speicherraum errichtet. Die Größe ist dabei abhängig von der Uferbeschaffenheit, den geographischen Höhenlinien sowie der maximalen Stauwehrhöhe.

2.6. Hochwasserschutzwände

Hochwasserschutzwände umfassen neben stationären auch mobile und bewegliche Wandsysteme, die einen direkten hochwassergefährdeten Bereich schützen. Die verschiedenen Arten von Schutzwänden können mit Deichen, Dämmen und Staumauern kombiniert werden, um einen erhöhten Hochwasserschutz zu gewährleisten. Schutzwände sind durch ihren geringen Grundflächenbedarf und je nach Konstruktion ihrer hohen Belastbarkeit optimal geeignet, gefährdete Flächen in unmittelbarer Gewässernähe zu schützen.

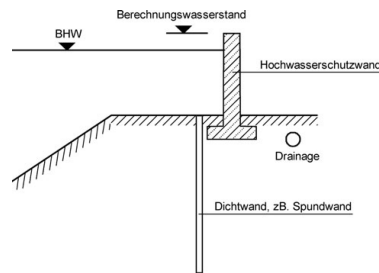
Stationär

Stationäre ortsfeste Hochwasserschutzwände bestehen im Regelfall aus Stahlbetonbauteilen⁴¹. Ihre Ortsposition ist definiert festzulegen und kann in späteren Schutzkonzepten nur mittels massivem Aufwand Veränderung finden. Eine Verwendung ist bei besonders schützenswerten Siedlungs- oder Wirtschaftsgebieten zu befürworten, wenn zwischen Schutzgut und Gewässer nur geringe Flächen zur Verfügung stehen und eine visuelle Gestaltung nur nachgeordnetes Interesse genießt.

Mobil

Bei Gebieten mit architektonisch wertvollen Gestaltungsräumen oder weitgehenden Nutzungsinteressen werden mobile und bewegliche Schutzwände bevorzugt eingesetzt. Bewegliche Schutzwände können zum Beispiel als schließbare oder ausfahrbare Wände Anwendung finden. Sie werden bei einer eintretenden Hochwassergefahr an die notwendigen Einsatzorte transportiert und aufgestellt. Ihre Wirkungen und Eigenschaften sind vergleichbar stationärer Konzepte.

⁴¹ vgl. Abbildung 9

Abbildung 9: schematische Darstellung einer massiven Schutzwand⁴²

Hochwasserschutzwände sind in Schutzwirkung vergleichbar mit direkt an Gewässern befindlichen Deichsystemen. Sie ermöglichen den Schutz vor einem Hochwasserereignis bis zu einem vorher berechneten maximalen Wasserstand. Überschreitungen der zulässigen Grenzwerte führen im Regelfall zum Verlust der Schutzwirkung mit dem Risiko des Eintrittes eines grundlegenden Maßnahmenversagens.

3. Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes in der Fläche

Die Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes in der Fläche umfasst Maßnahmen die im Einzugsgebiet von Fließgewässern die Abflussbildung und Abflusskonzentration vermindern und/oder zeitlich verzögern.

3.1. Flächenvorsorge (Retentionsflächen)

Als Flächen zur Retention werden Überschwemmungsflächen verstanden. Gemäß Wasserhaushaltsgesetz sind derartige Flächen „Gebiete zwischen oberirdischen Gewässern und Deichen oder Hochufern und sonstige Gebiete, die bei Hochwasser überschwemmt oder durchflossen oder die für Hochwasserentlastung oder Rückhaltung beansprucht werden“⁴³.

Die Flächenvorsorge mittels Retentionsflächen wird seit Ende des 20. Jhd. in verschiedenen Ausprägungen und Intensitäten verfolgt. Vereinbarungen auf internationaler Ebene, wie zum Beispiel die Leitlinien für nachhaltige Hochwasservorsorge⁴⁴, die Hochwasserrisikomanagementrahmenrichtlinie⁴⁵ oder das europäische Raumordnungskonzept⁴⁶, stellen dabei Grundlagen aber keine verbindlichen deutschen Gesetzgebungen dar. Eine Umsetzung der Flächenvorsorge mittels Retentionsflächen in deutsches Recht ist im Detail erst seit 2009 mit dem Erlass des Wasserhaushaltsgesetzes verbindlich verankert⁴⁷. Hierbei werden, nach Festlegung rechtlicher Rahmenbedingungen, die Bundesländer mit der Umsetzung und Ausweisung von Überschwemmungsgebieten/-flächen beauftragt.

Die Ausweisung von Überschwemmungsgebieten/-flächen ermöglicht hinsichtlich des vorsorglichen Hochwasserschutzes zwei grundlegend differenzierte Zielfunktionen. Zum einen werden Überschwemmungsgebiete als Retentionsflächen zur zeitlich begrenzten Abflussaufnahme während eines Hochwasserereignisses ausgewiesen und zum anderen Einschränkungen der Nutzung festgelegt, um potentielle Hochwasserbeeinträchtigungen zu mindern.

⁴² PATT & JÜPNER (2013) – Seite 375

⁴³ § 76 Abs. 1 Satz 1 WHG (2010)

⁴⁴ vgl. UN (2000)

⁴⁵ vgl. HWRM-RL (2007)

⁴⁶ vgl. EUREK (1999)

⁴⁷ vgl. WHG (2010)

Retention

Überschwemmungsgebiete als Retentionsraum werden bei Bedarf natürlich oder künstlich geflutet und ermöglichen eine Kappung des Hochwasserscheitels⁴⁸.

Nutzungseinschränkungen

Die Nutzungseinschränkungen ausgewiesener Überschwemmungsgebiete basieren auf der Festsetzung und Ausweisung von flächenspezifischen Restriktionen⁴⁹. Infolge begrenzter Nutzungen ist bei Einsetzen eines Hochwasserereignisses zum einen das Risiko einer Ereignisverstärkung minimiert und zum anderen eine Schadensbegrenzung auf den Flächen erreicht.

3.2. Kleinrückhalte

Kleinrückhalte sind in Planung und Funktion Hochwasserrückhaltebecken gleichzusetzen, die durch ihre stark begrenzten Rückhaltevolumen eine dezentrale über das Einzugsgebiet verteilte Verwendung finden.

3.2.1. Definition

Zur Bestimmung baulicher wie funktionaler Inhalte und Möglichkeiten von Kleinrückhalten ist eine Abgrenzung zwischen technischen Hochwasserrückhaltebecken und ihren naturschonenden Vergleichsmaßnahmen zu definieren. Eine genaue Abgrenzung wird in der Literatur differenziert beurteilt. Je nach Autor existieren verschiedene Kategorien der Unterscheidung, die an spezifische Parameter gebunden sind. Für die Definition von Kleinrückhalten innerhalb dieser Arbeit wird, basierend auf den Vorgaben für Bau und Überwachung, ein Bezug auf die DIN 19700 (2004) hergestellt⁵⁰.

Tabelle 2: Klassifizierung von Hochwasserrückhaltebecken nach DIN 19700, Teil 12 (2004)

Einstauhöhe \ Volumen	≤ 50.000 m ³	≤ 100.000 m ³	≤ 1.000.000 m ³	> 1.000.000 m ³
	≤ 3,0 m	Sehr kleine Becken	Kleine Becken	Mittlere Becken
3,0 ≤ 5,0 m	Kleine Becken	Kleine Becken	Mittlere Becken	Große Becken
5,0 ≤ 15,0 m	Mittlere Becken	Mittlere Becken	Mittlere Becken	Große Becken
> 15,0 m	Große Becken	Große Becken	Große Becken	Große Becken

Kleinrückhalte als Maßnahmen des naturschonenden Wasserrückhaltes in der Fläche sind als „*sehr kleine Hochwasserrückhaltebecken*“⁵¹ zu beschreiben. Kleine und mittlere Becken bleiben durch ihre spezifische Anforderung an den Bau und den Unterhalt als Bestandteil des technischen Hochwasserschutzes bestehen.

3.2.2. Muldenspeicher

Muldenspeicher sind Kleinrückhaltebecken mit einer maximalen Größe von 100 m³. Innerhalb verschiedener Studien werden diese Systeme mit der Begrifflichkeit „Mikroponds“ bezeichnet⁵². Sie

⁴⁸ vgl. § 77 WHG (2010)

⁴⁹ vgl. § 78 WHG (2010)

⁵⁰ vgl. Tabelle 2

⁵¹ DIN 19700-Teil 12, Nr. 3 (2004)

⁵² vgl. BRONSTERT ET AL. (2008)

werden angepasst den natürlichen Reliefgegebenheiten angelegt oder treten natürlich in Form von „Unebenheiten“ auf⁵³. In ihrer Funktionsweise bilden sie eine Kombination aus Rückhaltebecken und Versickerungssystem.

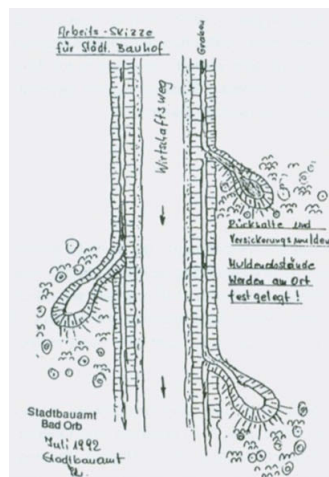


Abbildung 10: Schema des "Bad Orber Modell" zum Einsatz von Muldenspeichern⁵⁴

Die Retentionsleistung ist aufgrund der geringen Oberflächenstauvolumen direkt an die Infiltrationsfähigkeit des Bodens gekoppelt. Je durchlässiger die angrenzenden Bodenschichten, desto höher die mögliche Infiltration und desto geringer der Oberflächenabfluss.

3.2.3. Feldabflussspeicher

Feldabflussspeicher sind Kleinrückhalte in Größe von bis zu einigen tausend Kubikmetern Fassungsvermögen und einer maximalen Stauhöhe von einem Meter⁵⁵. Sie können bei zulässigen geographischen Randbedingungen kaskadenförmig nach- und nebeneinander angeordnet werden. Die Retentionseigenschaften von Feldabflussspeichern sind direkt abhängig von den Stauvolumen und der Konzeptionierung der Ablässe. Das zurückgehaltene Wasservolumen wird mittels eines im Regelfall ungesteuerten Ablasses an den Vorfluter zeitlich verzögert abgegeben. Bei Überschreitung des maximalen Aufnahmevermögens findet eine Entlastung mittels Überfall über die begrenzenden Verwallungen statt.

3.2.4. kleine Speicher

Als „kleine Speicher“ werden Rückhaltebecken mit einem Stauvolumen von einigen zehntausend Kubikmeter bis zu 50.000 m³ bezeichnet. Die Bauform umfasst hierbei in der Regel eine Kombination aus natürlichen topographischen und anthropogenen Eingrenzungsbauwerken⁵⁶. Die bauvorschriftliche Zulassung ist bedingt der maximalen Größe, denen der sehr kleinen Rückhaltebecken zugeordnet.

⁵³ vgl. Abbildung 10

⁵⁴ ATV-DVWK (2006) – Seite 57

⁵⁵ vgl. DWA (2006)

⁵⁶ vgl. Abbildung 11

Abbildung 11: Kleiner Speicher, Gemeinde Mohrbach 10.000 m³ ⁵⁷

3.2.5. Retentionswirkungen

Die Nachweisführung der Retentionswirkungen von Kleintrückhalten muss, durch ihre im Regelfall stark beschränkten Einzelwirkungen, in Kombination mehrerer Schutzmaßnahmen erfolgen.

Tabelle 3: Leistungsfähigkeiten von Kleintrückhaltebecken (Übersicht)

Autor	Maßnahme	Volumen [m ³]	Stauhöhe [m]	Einzugsgebiet	sV ⁵⁸ [mm]	Scheitelabminderung [% bei HQ _x]
TÖNSMANN (1999)	Kleinrückhalte	1.500 bis 50.000		50 km ²	6,8	15-20
	Kleintrückhalte	≤ 100.000		Bauna	15,7	30
ASSMANN (1998)	Retentionsareale	max. 50.000, Regelfall: 15.000	≤ 1,8	75 km ² Obere Elsenz		bis 25
RÖTTCHER (2005)	Kleintrückhalte	5.000 bis 32.000	≤ 2,0	153 km ²	2,5	16 % bei HQ ₅₀
	HWRB (zentral)	2x > 100.000		Erpe		
KREITER (2007)	Kleintrückhalte	150 bis 41.000	≤ 3,0; maximal 2,0 über Auen-gelände	8,5 km ² Obere Blies	6,4	≤ 50 % bei > HQ ₁₀₀
		1.800 bis 50.000		17 km ² Thalfanger Bach	4,5	≤ 30 % bei > HQ ₁₀₀
		1.000 bis 80.000; 4x > 100.000		735 km ² Prims	2,5	3-5 % bei HQ ₅₀₋₁₀₀
		1.000 bis 80.000; 4x > 100.000		1.850 km ² Blies	1,9	2-4 % bei HQ ₅₀₋₁₀₀
RIEGER (2012)	Kleintrückhalte	4.000 bis 45.000 17 Rückhalte ges.: 235.400	≤ 3,0	65 km ² Windach	3,6	9,5-22,2 % bei HQ ₅₀₋₁₀₀

⁵⁷ <http://jakobs-fuchs.de/tiefbau.html> (abgerufen: 30.07.2013)

⁵⁸ $\text{spezifisches Retentionsvolumen} = \frac{\text{Rückhaltevolumen Maßnahmen}}{\text{Fläche EZG}}$

Kleinrückhalte können je nach Anwendung und Einzugsgebiet einen Hochwasserschutz gewährleisten⁵⁹. Da aber ihr Flächenaufwand in Verhältnis zur Retentionsleistung sehr hoch und ihre Einzelwirkungen relativ gering erscheinen, wird eine Anwendung als allein stehende Ausbaumaßnahme im Regelfall keinen umfassenden Hochwasserschutz ermöglichen können. Weitere Schutzlösungen, wie zum Beispiel technische Maßnahmen, müssen Kleinrückhalte in der Wirkung unterstützen.

3.3. Naturschonende Landwirtschaft

Die Bezeichnung „naturschonende Landwirtschaft“ wird innerhalb dieser Arbeit als umfassender Begriff für verschiedene Anwendungsformen von Bearbeitungs- und Pflanzenmaßnahmen in der Landbewirtschaftung verwendet. Hochwasser werden dabei durch die maßnahmenbedingten Wirkungen auf den Oberflächenabfluss, die Infiltration, die Evapotranspiration, die Interzeption und den Bodenwasserspeicher beeinflusst.

3.3.1. Konservierende Bodenbearbeitung

Durch die Änderung der pfluggeförderten zur konservierenden Landwirtschaft wird die Bodenstruktur verbessert und geschützt⁶⁰. Die Poren des zu bestellenden Bodens werden in ihrer natürlichen Struktur belassen und bilden eine zunehmende Anzahl an Makroporen, die eine verbesserte Infiltration ermöglichen.

Konventionelle Bodenbearbeitung

Die konventionelle Bodenbearbeitung mit Pflug beinhaltet eine Wendung und Lockerung des oberen Bodenkörpers. Es werden oberflächige und oberflächennahe organische Reststoffe und Unkräuter in den Boden eingearbeitet. Das Ergebnis ist eine vegetationsarme für die Landwirtschaft nutzbare Ackerfläche.

Konservierende Bodenbearbeitung

Die konservierende Bodenbearbeitung ermöglicht Ackerflächenbewirtschaftung ohne bodenwendende Bearbeitungsgeräte.

Die Retentionswirkung konservierender Landwirtschaft entsteht durch die erhöhten Infiltrationsvermögen der verändert bewirtschafteten Ackerflächen⁶¹. Durch die Stärkung der Bodeninfiltrationsfähigkeit wird der schnell hochwasserwirksame Oberflächenabfluss verringert und die gespeicherte Wassermenge erst über das Grundwasser und den Interflow verzögert den Fließgewässern zugeführt.

3.3.2. Flächenumwandlung in Grünland

Mit der Umwandlung von vormaligem Ackerland zu Grünland werden Flächen mit einem Dauerbewuchs versehen. Brachzeiten oder Bewuchs freie Zeiten der Bodenoberfläche verstärken Verschlammungsprozesse, dadurch wird das Porenvolumen der oberen Bodenschicht verringert und der Oberflächenabfluss verstärkt. Durch die Umwandlung in Grünland besteht eine durchgängige Bewuchsstruktur, die einer Oberflächenverschlemmung entgegenwirkt. Gleichzeitig wird durch die Wurzelsysteme der Pflanzen eine verstärkte Porenvolumenzunahme gefördert. Beide Wirkungen begünstigen, vor allem zwischen den Vegetationsperioden, eine Verringerung des direkten Oberflächenabflusses⁶².

⁵⁹ vgl. Tabelle 3

⁶⁰ vgl. SIEKER (2007)

⁶¹ vgl. SIEKER (2007)

⁶² vgl. Tabelle 4

Tabelle 4: Flächennutzungen – Oberflächenabfluss⁶³

Oberflächenabfluss:	hoch			niedrig
Flächennutzung:	Ackerland	Grünland	Laubwald	Nadelwald

3.3.3. Konturennutzung

Die Konturennutzung beinhaltet Grabenkonzepte auf Ackerflächen die sowohl parallel zu Höhenlinien, wie auch senkrecht dazu angeordnet werden können.

Parallele Grabensysteme

Grabensysteme in Ausprägung parallel zu Höhenlinien verringern den Oberflächenabfluss und den Bodenabtrag. Die Gräben werden am unteren Ende des Feldes oder regelmäßig zwischen den Saatreihen angelegt, um das Niederschlagswasser zu stauen. Durch den längeren Verbleib des Wassers in den Gräben und der daraus folgenden geringen Abflussgeschwindigkeit des Oberflächenwassers wird die oberste Bodenschicht vermindert hydraulisch belastet und ermöglicht eine deutliche Verringerung des Bodenabtrages. In Beachtung der Effekte der Infiltrationserhöhung und der Verringerung des Bodenabtrages sind parallele Konturennutzungen ab Gefällen von 3 % zielgerichtet anwendbar⁶⁴.

Senkrechte Grabensysteme

Grabensysteme senkrecht zu Höhenlinien werden grundsätzlich in Gebieten mit geringen Gefällen (unter 1 % Gefälle) eingesetzt. Ziel der parallelen Konturnutzung ist nicht der Hochwasserschutz, als vielmehr der Schutz der Nutzpflanzen vor Überwässerung.

Für den Hochwasserschutz ist grundsätzlich gemäß der Anordnung und Wirkungen nur eine parallele Konturennutzung geeignet. Anhalte über Wirkungspotentiale sowie allgemeine Kennzahlen über den Umfang der Abflussminderung existieren für Konturnutzungen aber nicht.

3.3.4. Dränung

Dränung bezeichnet eine unterirdische anthropogene Anlage die eine Wasserabführung beschleunigt. In Bezug auf die Hochwasserentstehung können Dränungen sowohl die Abflussbildung deutlich verstärken, als auch maßgeblich verringern. Einen genauen Überblick über verschiedene Drainagesysteme und deren Auswirkungen kann ROBINSON & RYCROFT (1999) entnommen werden.

Der Effekt der Abflussminderung bei der Dränung entsteht, wenn Überschusswasser aus dem Bodenkörper entfernt wird und eine Absenkung des Grundwasserspiegels stattfindet. Hierbei wird das freie Bodenspeichervolumen erhöht und eine verstärkte Infiltration gefördert. Eine Verminderung des Hochwasserabflusses mittels Dränung ist in der Regel in Gebieten zu prognostizieren, die vor einem Hochwasserereignis einen überwiegend gesättigten Boden aufweisen. Durch die schnelle Entwässerung der Bodenschichten, kann bei weiteren Niederschlagsereignissen ein größeres Infiltrationsvolumen Nutzung finden. Die für diesen Effekt nutzbaren Böden betreffen hauptsächlich gering durchlässige Bodenarten, wie zum Beispiel Tone.

Eine Abflussverstärkung tritt ein, wenn der Grundwasserspiegel das Höhenniveau der Dräne übersteigt. Das anschließend zufließende Grundwasser verstärkt den Drainageabfluss. Tritt dies während

⁶³ vgl. WOHLRAB (1992)

⁶⁴ vgl. SIEKER (2007)

eines Niederschlagsereignisses auf, wird der Zufluss des Vorfluters zusätzlich erhöht. Eine Abflussverstärkung ist dann in Gebieten zu erwarten, die kaum oder keine Bodensättigung besitzen.

3.4. Forstwirtschaft

Die Forstwirtschaft beschreibt allgemein das wirtschaftliche Handeln eines Menschen in Umgang mit dem Wald⁶⁵. Spezifisch für den Hochwasserschutz bildet die Forstwirtschaft eine naturschonende Schutzmaßnahme mit dem Ziel einer deutlich erhöhten Infiltration.

Der Wald als geschlossene Einheit ermöglicht hohe Rückhaltewirkungen und damit verbunden große Einflussmöglichkeiten auf den Hochwasserschutz⁶⁶. Die Auswirkungen von bewaldeten Flächen können durch einfache Abflussberechnungen, wie zum Beispiel durch das LUTZ-Verfahren, dargelegt werden. Durch die Pflanzendecken ermöglichen Waldflächen eine erhöhte Verdunstung. Mit den tiefgründenden Wurzelbereichen der Bäume und Pflanzen werden zudem Bodenschichten aufgelockert und mit einer großen Anzahl an Makroporen zur verbesserten Infiltration und Speicherung versehen.

3.4.1. Wegebau

Der anthropogen veränderte Waldbereich, im speziellen der Waldwegebau, führt zu einer Verringerung der Infiltrationsflächen. Die hierbei verstärkt und räumlich konzentrierten Abflussbildungen können durch verschiedene Schutzmaßnahmen (z. B.: Muldenspeicher) abgemindert werden⁶⁷.

Jede Bebauung und jede Verdichtung des Bodens verursacht eine Erhöhung des Oberflächenabflusses und damit die Möglichkeit einer verstärkten Hochwasserabflussbildung. Waldwege als Teil der anthropogenen Nutzung sind bei großflächigem Einsatz möglichst naturschonend oder ohne weitgehende Vollversiegelungen zu konzipieren.

3.4.2. Forstflächenerweiterung

Forstflächen ermöglichen hohe bis sehr hohe Wasserrückhaltungen durch Transpirations- und Infiltrationsprozesse. Sie sind je nach Einsatzort geeignet, die Gefahr einer Hochwasserentstehung deutlich zu verringern.

In Anwendung sind Forsterweiterungen bei stark erosiven und hochwasserfördernden Acker- und Grünflächen durchzuführen. Hierbei werden die geringen Speicher- und Evapotranspirationmöglichkeiten vor allem in unbestellten Zeiträumen deutlich verbessert. Als Erweiterungen können verschiedenste Forstformen Umsetzung finden. Für den Hochwasserschutz am besten geeignet sind Mischwälder. Doch auch reine Nadelwälder oder Laubwälder sind entsprechend ihrer Oberflächenformen und Wurzelsysteme geeignet, den Hochwasserschutz nachweislich zu fördern⁶⁸.

3.4.3. Retentionswirkungen

Die Rückhaltewirkungen von forstwirtschaftlichen Maßnahmen schwanken innerhalb der Fachliteratur deutlich⁶⁹. Die Abweichungen sind durch unterschiedliche Berechnungsmodelle, aber vor allem durch verschiedene Extremzustände (z. B. Aufforstung von 0 % auf über 90 %) zu begründen.

⁶⁵ vgl. VON DETTEN (2003)

⁶⁶ vgl. WOHLRAB (1992)

⁶⁷ vgl. KREITER (2007)

⁶⁸ vgl. NIEHOFF (2001), PÖHLER (2005), BINDER ET AL. (2008)

⁶⁹ vgl. Tabelle 5

Tabelle 5: Hochwasserscheitelabminderung durch Forsterweiterungen (Übersicht)

<u>Quelle</u>	<u>Prozentuale Aufforstung</u>	<u>Untersuchungsgebiet</u>	<u>Scheitelabminderung</u>
NIEHOFF (2001)	6 % (von 12 auf 18 %)	127 km ² - Körsch	3 % (HQ ₁ , konvektiv) 1 % (HQ ₁ , advektiv)
PÖHLER (2005)	3 % (von 27 auf 30 %)	156 km ² - Rote Weißeritz	1 %
BINDER ET AL. (2008)	69 % (von 31 auf 100 %)	38 km ² - Paar	46 % (MHQ)

Retentionswirkungen der Forstwirtschaft sind nur mit Detailmodellen vollständig nachweisbar. Allgemeine Aussagen über potentielle Größenverhältnisse der Retentionspotentiale existieren nicht. Aus den vorliegenden Studien können gemäß den jeweiligen Projektspezifikationen lediglich qualitative Aussagen über allgemeine Wirkungspotentiale von Forstflächenänderungen extrahiert werden.

3.5. Renaturierung

Renaturierungen umfassen „Maßnahmen zur naturnahen Umgestaltung bzw. zum naturnahen Rückbau eines weitgehend technisch ausgebauten Gewässers“⁷⁰. Das primäre Ziel der Renaturierung besteht in der Sicherung und Schaffung naturnaher Gewässer. Der Hochwasserschutz als Teilergebnis der Umsetzung bildet nur eine von mehreren indirekten positiven Wirkungen auf die Umwelt.

3.5.1. Maßnahmenziele

Renaturierungen verfolgen in Zielstellung die Förderung natürlicher Gewässerstrukturen inklusive des Rückbaues anthropogen veränderter Formen. Eine genaue Herstellung von vergangenen Naturräumen würde eine Vernachlässigung der Weiterentwicklung der Natur bedeuten. Im Zusammenwirken mit bestehenden und nicht veränderbaren Randbedingungen (z. B. Kraftwerke direkt am Fließgewässer) ist ein maximal möglicher naturnaher Lebensraum zu realisieren, der aber bestehende notwendige Grundnutzungen der Gesellschaft nicht verhindert oder ausschließt⁷¹. In Zusammenfassung von Wiederherstellung und Schutz naturnaher Gewässerstrukturen verfolgen Renaturierungsmaßnahmen einen verbesserten Natur- und Artenschutz (Biodiversität), einen optimierten Wasserhaushalt, einen erhöhten Hochwasserschutz und die Förderung der Gewässerdynamik und der Wasserqualität⁷².

Renaturierungen benötigen zur Umsetzung eine definierte maßgebliche Grundfläche, die je nach Maßnahme, Region und Fließgewässerausprägung in unterschiedlichen Größenumfängen vorliegen muss. Eine Beschränkung der Maßnahmen kann dabei immer erfolgen, soweit relevante anthropogene Nutzungen einem naturnahen Ausbau der Gewässer maßgeblich entgegenstehen⁷³. Da an fast jedem Fließgewässer eine anthropogene Nutzung direkt besteht und hierbei eine Renaturierung zu Nutzungseinschränkungen und daraus folgenden gesellschaftlichen Werteinbußen führen würde, sind Renaturierungen nur in begrenzten lokalen Ausprägungen vollständig Gewässerbezogen möglich.

⁷⁰ GUNKEL (1996) – Seite 269

⁷¹ vgl. TRÄBING (1996)

⁷² vgl. GUNKEL (1996)

⁷³ vgl. TRÄBING (1996)

3.5.2. Mäandrierende Linienführung

Für einen natürlichen Gewässerverlauf ist die Linienführung von grundlegender Bedeutung. Natürliche Fließgewässer besitzen eine mäandrierende Form.

mäandrieren: „sich wellenförmig schlängeln“⁷⁴

Die mäandrierende Linienführung hat verschiedene Auswirkungen auf das Ökosystem und den Hochwasserschutz. Natürliche Reliefbedingungen durch mäandrieren sind geprägt von wechselnden Prall- und Uferhängen die eine Artenvielfalt begünstigen. Durch die Verlängerung der Fließstrecke und der damit verbundenen Fließzeitverlängerung wird zudem einer Sohleintiefung vorgebeugt und ein verstärkter Uferschutz gewährleistet. Zusätzlich ist aus Sicht des Hochwasserschutzes eine zeitliche Verzögerung der Abflusswelle durch einen verlängerten Fließweg zu erwarten.

Da im Zuge von Neuordnungsverfahren eine Vielzahl an Gewässern begradigt wurden, muss für eine umfassende Renaturierung eine „Neuerstellung“ von Mäandersystemen erreicht werden. Um dies zu realisieren existieren zwei differenzierte Ansätze. Zum einen kann mittels technischer Maßnahmen ein mäandrierender Wasserlauf erstellt werden und zum anderen besteht die Möglichkeit bedingt durch die Gewässereigendynamik, ohne maßgebliche anthropogene Eingriffe, ein eigenständiges Mäandersystem durch nur begrenzt beeinflusste Umweltprozesse zu generieren⁷⁵.

Wird durch Ausbauarbeiten an Gerinnen eine natürliche Linienführung hergestellt, so orientiert sich der Wasserlauf an historischen Aufzeichnungen. Das Ergebnis kann zwar als naturnahe Lösung, nicht aber als natürlicher Gewässerlauf beschrieben werden. Die zeitlich bedingten Änderungen der Mäanderform im Naturhaushalt können bei der Erzeugung einer künstlichen Gewässerstruktur keine Berücksichtigung finden. Überlässt man das Gerinne seiner Gewässerdynamik so entsteht ein mäandrierender Fließbereich in natürlicher Form. Der zeitliche Rahmen einer Selbstentwicklung erfordert aber im Regelfall mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte. Um eine beschleunigte und nahezu natürliche Renaturierung der Linienführung zu erreichen, ist eine Kombination bestehend aus anthropogenen und natürlichen Maßnahmen anzustreben. Hierbei können zum Beispiel die so genannten „Dreiecksflügelbuhnen“ in das Gerinne eingesetzt werden, um eine Verstärkung der natürlichen Gewässerdynamik zu erreichen.

3.5.3. Gewässerquerschnitt

Gewässerquerschnitte entwickeln sich in natürlichen Umgebungen im Regelfall asymmetrisch. Hierbei kann keine grundlegende Art oder Ausprägung der Querschnittsform verallgemeinert werden. Um einen anthropogen geprägten Gerinneverlauf zu renaturieren, müssen Böschungen und Ufer, soweit die angrenzende Bebauung es ermöglicht, entfernt oder ökologisch verträglich ausgeführt werden⁷⁶.

Natürliche Ausprägungen von Gewässerquerschnitten gestatten breite Gewässerstrukturen die im Hochwasserfall als natürliche Retentionsvolumen Nutzung finden.

⁷⁴ www.enzyklo.de/Begriff/m%C3%A4andrieren (abgerufen: 14.03.2013)

⁷⁵ vgl. PATT & JÜPNER (2013)

⁷⁶ Als ökologisch verträgliche Maßnahme ist zum Beispiel eine Asphaltplatten-Ufersicherung gegen eine einfache Steinschüttung auszutauschen. Eine Steinschüttung erlaubt eine, um bis zu mehr als das Dreifache so hohe Besiedlungsdichte mit biotischen Organismen, wie dies bei Asphaltplatten der Fall ist. – vgl. KNÖPP & KOTHE (1965)

3.5.4. Gewässerrandstreifen/Vorland/Flussaue

Für die Sicherung biotischer Arten bedarf es entlang von Gewässern eines durchgängigen natürlichen Lebensraums. Dies kann mittels eines Randstreifens, der sukzessive direkt angrenzend der Gewässer verläuft, erreicht werden. Der Randstreifen beinhaltet verschiedene Formen von Gehölzen, Gräsern und Kräutern, die keiner oder nur einer stark eingeschränkten Unterhaltung unterliegen. Neben ihrer Naturschutzfunktion ermöglichen sie dem Fließgewässer eine natürliche Mäanderentwicklung und durch die Seitenbeschattung einen Schutz vor Eutrophierung.

Randstreifen können neben einfachen Trockengebieten in Funktion als Flussauen existieren. Der Begriff Flussaue beschreibt dabei einen flussbegleitenden Bereich, „... der natürlicherweise von mehr oder weniger regelmäßig wiederkehrende Überflutungen geprägt wurde und heute von einem Hochwasser theoretisch erreichbar wäre ...“⁷⁷. In Funktion sind Flussauen geeignet, Schutz gegen Hochwasserereignisse und gleichzeitig vielfältigsten Lebensformen einen natürlichen Lebensraum zu gewährleisten.

3.6. Weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten

Der flächenmäßige Anteil von Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland beträgt zirka 12,3 %. Jeden Tag wird eine Fläche von zirka 95 ha zusätzlich in Anspruch genommen⁷⁸. Durch den Anstieg von stark anthropogen genutzten Flächen steigt gleichermaßen der Umfang versiegelter Bereiche. Ob Häuser oder Straßen, die Arten und Umsetzungen der Versiegelungsmaßnahmen sind dabei höchst verschieden.

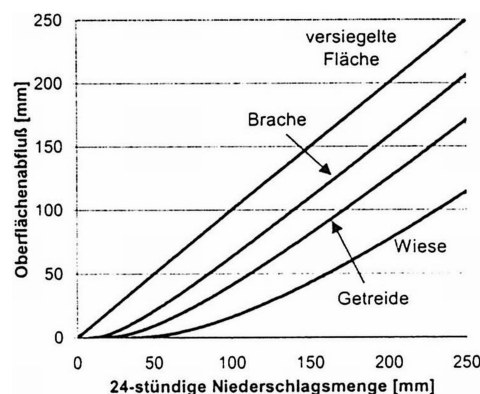


Abbildung 12: Vergleich Oberflächenabfluss bei verschiedenen Flächennutzungen⁷⁹

Im Ergebnis einer stetigen Versiegelungsflächenzunahme ist eine steigende Hochwassergefahr zu prognostizieren. Der Oberflächenabfluss ist dabei indirekt proportional zu den Infiltrationsvermögen der Böden innerhalb des Einzugsgebietes. Werden vermehrt Flächen einer Versiegelung unterzogen, steigt der effektive Niederschlag auf bis zu maximal mögliche 100 %. Zur Verdeutlichung ist in der Abbildung 12 ein Infiltrationsvergleich zwischen versiegelten und bepflanzen Flächen dargestellt.

3.6.1. Entsiegelungen

Entsiegelungsmaßnahmen verfolgen die Erhöhung potentieller Infiltrationsvermögen durch Änderung der Flächenversiegelungsgrade. Die Wirkungsweisen von Entsiegelungen sind grundsätzlich abhängig vom Abflussverhalten der betroffenen Flächen, der anstehenden Bodenschichten und den eingesetzten Materialien. Da aber auf Grund differenzierter Flächennutzungen verschiedene Anfor-

⁷⁷ BMU (2009) – Seite 6

⁷⁸ vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT (2008, 2010A)

⁷⁹ RIEDL (2002) – Seite 60

derungen an die Eigenschaften der Böden gestellt werden, kann nicht jede Fläche in gleichem Umfang vollständig entsiegelt werden. Grundsätzlich sind Entsiegelungen immer und überall wünschenswert, um eine höhere Infiltration und damit verbunden eine Verringerung der Hochwassergefährdung zu erreichen. Die Nutzungseinschränkungen durch Entsiegelungsmaßnahmen aber lassen derartige Programme nur in begrenzten Rahmen erfolgreiche Umsetzung finden.

3.6.2. Rückhalt in Kanalnetzen

Kanalnetze sind in allen großen und fast allen kleinen Siedlungsgebieten in Deutschland vorherrschend. Sie sind grundlegend für die Abwasser- und Regenwasserbewirtschaftung der Gebiete konzipiert. Eine Zielausrichtung auf einen Einsatz zum direkten Hochwasserschutz ist in der Bemessung von Kanalnetzen aber nicht vorgesehen⁸⁰. Dennoch sind Kanalnetze in ihren Wirkungen bei hochwasserbegründenden Niederschlägen nicht zu unterschätzen. Durch die sicherheitsrelevante Konzipierung der Kanalnetze auf Überstauhäufigkeiten von im Regelfall 1-5 Jahren, können Niederschläge zwischen 36 und 72 mm/h abgeführt werden⁸¹.

3.6.3. Regenwasserversickerung – Mulden-Rigolen-Systeme

Die Versickerung von Regenwasser innerhalb eines Siedlungsbereiches ist sehr vielfältig. Sie besteht sowohl aus Entsiegelungs- als auch aus gesonderten Versickerungsmaßnahmen. Als maßgebliche Verfahren zur Versickerung sind zum Beispiel

- Flächenversickerung,
- Muldenversickerung,
- Schachtversickerung,
- Rohr- und Rigolenversickerung und
- Mulden-Rigolen-Element-Versickerung

zu nennen. Während Mulden- und Flächenversickerung innerhalb von stark anthropogen geprägten Siedlungen durch ihren großen Flächeneigenbedarf eingeschränkte Umsetzbarkeit aufweisen, können Schacht-, Rohr- und Rigolenversickerungen mit einem geringen Flächenbedarf erstellt werden. Als Kombination dieser Maßnahmen bildet das Mulden-Rigolen-System (MRS) eine optimierte und flächensparende Umsetzungsform⁸². Hierbei werden mittels Mulden Wassermengen gespeichert und über ein unterirdisches Rigolensystem entwässert. Der maßgebliche Vorteil besteht in einem deutlich erhöhten Versickerungspotential, bei einem gleichzeitig zu gewährleistenden Rückhalt von Schadstoffen⁸³.

⁸⁰ vgl. ATV-DVWK (2006), DIN EN 752 (2008)

⁸¹ vgl. DWA (2006)

⁸² vgl. Abbildung 13

⁸³ vgl. DWA (2006)

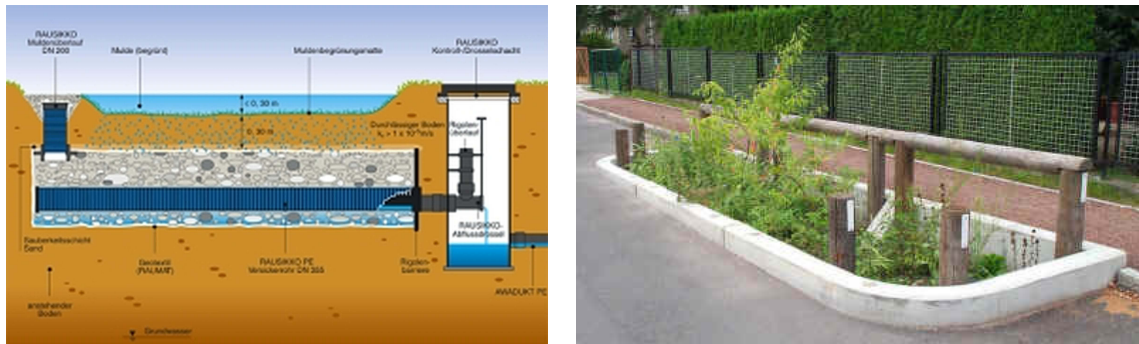


Abbildung 13: Muldenrigolensysteme (li: MR-Versickerung⁸⁴, re: Innodrain-System⁸⁵)

3.6.4. Dachbegrünung

Dachbegrünungen werden umgangssprachlich mit einem verbesserten Kleinklima innerhalb anthropogen geprägter Großsiedlungsgebiete in Verbindung gebracht⁸⁶. Dachbegrünungen können aber auch den Dachaufbau direkt schützen, die Lebensdauer und den visuellen Eindruck des Daches verstärken, eine bessere Wärmedämmung gewährleisten und einen Beitrag zum Hochwasserschutz liefern. Gemäß der Art der Dachbegrünung ist zwischen intensiv und extensiv genutzten Begrünungen zu unterscheiden⁸⁷.



Abbildung 14: extensive (li), intensive (re) Dachbegrünung⁸⁸

Intensive Begrünung

Intensive Begrünungen umfassen Dachgärten mit zum Beispiel Bäumen, Teichen und verschiedenen Pflanzenarten. Auf Grund des hohen Eigengewichtes ist diese Art der Begrünung in der Regel nur bei Neubauten umsetzbar.

Extensive Begrünung

Die extensive Dachbegrünung verlangt eine geringe Bodenschicht mit kleinen Pflanzen. Eine Verwendung ist auf fast allen Flachdachgebäuden möglich.

Die Retentionswirkung von Gründächern variiert zwischen den beiden Ausführungsformen deutlich. Während extensive Dachbegrünungen durch ihre geringe Bodenmächtigkeit ihre Retentionswirkung fast ausschließlich über Verdunstung erreichen, können intensive Begrünungen ein maßgebliches Speichervolumen zur Verfügung stellen⁸⁹.

⁸⁴ www.ais-online.de/6/resourcefile/36/18/06/default361806_6.html (abgerufen: 14.06.2011)

⁸⁵ www.sieker.de/MKat/images/innodrain_foto2.jpg (abgerufen: 11.01.2012)

⁸⁶ vgl. Abbildung 14

⁸⁷ vgl. ATV-DVWK (2006)

⁸⁸ links: www.gruendachtechnik.de/p_sys_extensiv.jpg, rechts: www.lutz-riepert.de/images/ (abgerufen: 11.01.2012)

⁸⁹ vgl. ATV-DVWK (2006)

A2. Kommunalen Hochwasserschutz

1. Kommunale Hochwasser

Der Hochwasserschutz in Deutschland ist durch die extremen Überschwemmungen der letzten beiden Jahrzehnte in einen neuen Fokus des gesellschaftlichen Interesses geraten. Durch mediale Berichterstattungen während und nach den Hochwasserereignissen werden vor allem überregionale Fließgewässer (wie z. B.: Elbe, Donau, Rhein, Oder) mit den Begriffen Hochwasser, Gefahr, Risiko und Schutz assoziiert. Um die Bedeutung aber auch von kommunalen Hochwasserereignissen und folglich von den dabei geeigneten Schutzkonzepten zu verdeutlichen, wird im Folgenden ein Beispielergebnis in kommunaler Zuständigkeit und eines in überregionaler Bedeutung skizziert. Im Ergebnis der Auswirkungsdarlegungen wird ersichtlich, dass kommunaler Hochwasserschutz zwar keine vergleichbare Wirkungsrelation bei Einzelereignissen aufweist, aber im Interesse der Gesellschaft grundlegend vergleichbare Bedeutung und Zuwendung verlangt.

Als Beispiel der Notwendigkeit der Berücksichtigung kommunaler Hochwasserereignisse dient der Schadensfall der Gemeinde Markt Diedorf in Bayern. Markt Diedorf liegt zirka 5 km westlich der Stadt Augsburg. Im kommunalen Zuständigkeitsgebiet befinden sich die Gewässer Anhauser Bach und Lettenbach. Beide Gewässer sind als Gewässer III. Ordnung gekennzeichnet und unterstehen der Trägerschaft der ansässigen Kommunen⁹⁰. Im Jahre 2002 stiegen beide Fließgewässer in Abflussmenge und Wasserstand deutlich an. Es bildete sich ein seltenes Hochwasserereignis⁹¹. Die Folgen waren durch sehr gering dimensionierte Schutzmaßnahmen enorm. Es entstand an einer Fließgewässerstrecke von zirka 20 km ein Sachschaden von 3,2 Mio. € und drei Personen verloren ihr Leben⁹², zusätzliche Schäden der ansässigen Wirtschaft und Industrie noch nicht einkalkuliert. Im gleichen Jahreszeitraum entstand bei einem in Jährlichkeit deutlich häufigeren Hochwasserereignis entlang der Donau, ein Schaden in Gesamtwert von mehr als 3,1 Mrd. €⁹³. In Vergleich zu diesem ist das punktuelle Schicksal der Kommune Markt Diedorf nur von geringem öffentlichem Interesse. Doch bei Berücksichtigung der zugehörigen Gesamtgewässerslängen innerhalb Bayerns relativiert sich der Größenumfang gesellschaftlicher Wertigkeiten deutlich. Während die Donau gerade einmal 600 km Fließgewässerslänge aufweist (Bayern), sind Gewässer III. Ordnung innerhalb Bayerns mit mehr als 60.000 km Fließstrecke vorliegend. Wird zusätzlich beachtet, dass an nachgeordneten Gewässern Schutzmaßnahmen mehrfach nur in geringen Wirkungsumfängen oder auch gar nicht vorliegen (Beispiel: Gemeinde Markt Diedorf im Jahre 2002)⁹⁴, so sind die potentiell möglichen Gesamtschadensszenarien deutlich höher als bei einem einzelnen überregionalen Fließgewässer.

Das vereinfachte Beispiel dient dem Beleg der gesellschaftlichen Wertigkeit der in kommunaler Zuständigkeit befindlichen Gewässer. Diese erreichen zwar in Einzelschadensereignissen nur ansatzweise die Ausmaße überregionaler Gewässer, sind aber vor allem durch die häufigen Wiederkehrintervalle und durch die hohe Verbreitung signifikant in ihren akkumulierten Gesamtschäden. Es besteht somit ein grundsätzliches gesellschaftliches Interesse nicht nur an überregionalen Gewässern, sondern gleichermaßen an kommunalen Fließgewässern einen ausreichenden Hochwasserschutz zur Verfügung zu stellen.

⁹⁰ vgl. BAYWG (2010)

⁹¹ vgl. BAYERISCHER GEMEINDETAG (2003)

⁹² vgl. BAYERISCHER GEMEINDETAG (2003)

⁹³ vgl. HABERSACK & MOSER (2003)

⁹⁴ Ursache bilden zu meist hohe Ausbau- und Unterhaltskosten – vgl. BAYERISCHER GEMEINDETAG (2003)

2. Gewässerordnungen – Bedarfsträger – Bedarfsdecker

Gewässer in Deutschland werden gemäß ihren Eigenschaften und Unterhaltungszugehörigkeiten in Kategorien differenziert. Die Klassifizierung erfolgt in definierten Ordnungen. Das Ordnungsprinzip gewährleistet ein Fließgewässer gemäß seiner Bewirtschaftungsverpflichtungen einen zuständigen Träger eindeutig zuzuordnen⁹⁵. So ist zum Beispiel bei nachgeordneten Gewässern III. Ordnung oder II. Ordnung (bei einer zweiteiligen Kategorisierung) eine Bewirtschaftungsverantwortung der Städte und Gemeinden begründet. Die Gewässerzuweisung basiert auf den Vorgaben des Wasserhaushaltsgesetzes⁹⁶ sowie der jeweiligen zuständigen Landesgesetzgebung⁹⁷.

Tabelle 6: Zuständigkeiten oberirdischer Gewässer im Freistaat Bayern⁹⁸

<u>Ordnung</u>	<u>Bedarfsträger</u>	<u>Vertreter</u>	<u>Beschreibung</u>	<u>Beispiele</u>
Gewässer 1. Ordnung	Freistaat Bayern	Wasserwirtschaftsamt	Große Fließgewässer und Gewässer von überörtlicher Bedeutung	Isar, Donau
Gewässer 2. Ordnung	Freistaat Bayern (ehem. Bezirk)	Wasserwirtschaftsamt	-	Weilach, Isen im Quellbereich
Gewässer 3. Ordnung	Städte und Gemeinden	-	Kleine Fließgewässer von untergeordneter, regionaler Bedeutung	Rimbach, Ornauer Bach

Zusätzlich zur allgemeinen Bewirtschaftungszuordnung existieren im Rahmen der Gewässerordnungen rechtliche Verpflichtungen zum Beispiel für die Finanzierung und die Unterhaltsleistungen. So ist im Regelfall eine übergeordnete Behörde mit der Vergabe und Finanzierung beauftragt, während nachgeordnete Verwaltungen die Ausführungen, inklusive der Detailvergabe, für ihren Tätigkeitsbereich beanspruchen. Im Sprachgebrauch des deutschen Wasserrechtes werden Zuständigkeiten der Finanzierung/Vergabe und Ausführung durch die Begriffe der Bedarfsträger und Vertreter begründet. Als Bedarfsträger⁹⁹ sind je nach Bundesland und Gewässerordnung das Land, die Verwaltungsbezirke oder auch die Kommunen zuständig die Gewässer zu bewirtschaften und als eine der Zielstellungen, „Gewässer zum Wohl der Allgemeinheit und ... im Interesse Einzelner zu nutzen“¹⁰⁰. Die Vertretung die im Regelfall durch den Träger beauftragte öffentliche Institutionen wahrnehmen, sind bei allen Gewässern den jeweils nachgeordneten Behörden oder verwaltungsbedingten Organen zu übergeben. Ausnahmen bilden kommunale Zuständigkeiten, die sowohl Trägerschaft als auch Vertretung vereinen können. Zum Beispiel sind in Bayern bei Gewässern III. Ordnung mehrfach Trägerschaft und Vertretung durch die Gemeinden und Kommunen gleichermaßen zu erbringen¹⁰¹. In Sachsen ist gemäß einer zwei Klassenordnung eine vergleichbare kommunale Trägerschaft und Vertretung bei Gewässern II. Ordnung notwendig¹⁰².

⁹⁵ vgl. Tabelle 6

⁹⁶ vgl. § 7 WHG (2010)

⁹⁷ z. B.: Bayern – Art. 2 BAYWG (2010), Sachsen – § 24 SÄCHSWG (2012)

⁹⁸ vgl. BAYWG (2010)

⁹⁹ Bedarfsträger sind Organisationen die Leistungen vergeben (an Bedarfsdecker) und dabei in Durchführung selbst keine direkten Arbeiten vollziehen.

¹⁰⁰ § 6 Abs. 1 Satz 3 WHG (2010)

¹⁰¹ vgl. Art. 22 BAYWG (2010)

¹⁰² vgl. § 70 SÄCHSWG (2012)

3. Kommunale Schutzmaßnahmen

Kommunaler Hochwasserschutz entspricht in Umfang und Maßnahmenmöglichkeiten grundsätzlich den Vorgaben des „Modernen Hochwasserschutzes“. Es können sowohl Vorsorgemaßnahmen, die Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes in der Fläche, als auch technische Schutzlösungen Anwendung finden. Jedoch sind durch die beschränkten finanziellen Mittel und die Bewirtschaftungszuständigkeiten, Einschnitte in Einzelmaßnahmen und sogar der Entfall einiger Schutzkonzepte zu verzeichnen. Zum Beispiel sind im kommunalen Hochwasserschutz technische Maßnahmen wie Talsperren und sehr große Hochwasserrückhaltebecken aufgrund fehlender Finanzmittel und begrenzter Hochwasserabflüsse im Regelfall nicht zu erwarten.

Um alle kommunalen Schutzmaßnahmen darzustellen und von dem allgemeinen Groh des modernen Hochwasserschutzes abzugrenzen, wird im Folgenden ein Überblick über die im kommunalen Hochwasserschutz maßgeblich vorzufindenden Maßnahmen dargelegt. Die Auswahl basiert auf den Inhalten des modernen Hochwasserschutzes und den Beschränkungen kommunaler Zuständigkeiten, in Berücksichtigung der zu bewirtschaftenden Fließgewässergrößen.

- Hochwasservorsorge
 - Flächenvorsorge
 - Bauvorsorge
 - Risikovorsorge
 - Verhaltensvorsorge
 - Informationsvorsorge

Die Hochwasservorsorge ist die grundlegendste und wichtigste Maßnahmenkombination zur privaten Risikobegrenzung (Folgenminimierung) im regionalen Hochwasserschutz. Während an überregionalen Großgewässern hohe Summen zum Schutz vor Hochwasser zur Verfügung stehen, sind kommunale Maßnahmen meist finanziell beschränkt. Um trotz eines begrenzten Schutzes die persönlichen Risiken zu verringern, sind individuelle und gesellschaftlich vorsorgliche Schutzmaßnahmen unabdingbar. Diese können zwar Hochwasser nicht direkt verhindern, aber Schäden und Gefahren sowohl für Leib und Leben, als auch wirtschaftlich begrenzen.

- Technischer Hochwasserschutz
 - Hochwasserrückhaltebecken (gesteuert/ungesteuert)
 - Deiche
 - Schutzwände

Der technische Hochwasserschutz ist durch seine hohen finanziellen Aufwendungen in Verbindung mit großen Flächeninanspruchnahmen direkt im oder an Gewässern nur bedingt geeignet, im kommunalen Hochwasserschutz Anwendung zu finden. Zwar gewährleistet er je nach Dimensionierung die Bewirtschaftung von seltenen bis sehr seltenen Hochwasserereignissen, doch ist er durch seine Voraussetzungen vor allem in Umfang und Größe der Maßnahmen zu beschränken. Als Maßnahmen des kommunalen Hochwasserschutzes sind vorrangig Rückhaltebecken (in Größe begrenzt), Deiche und Schutzwände zu verwenden.

- Stärkung des natürlichen Rückhaltes in der Fläche
 - Flächenvorsorge (Retentionsflächen)

- Kleinrückhalte
- naturschonende Landwirtschaft
- Forstwirtschaft/Flächenumwandlung¹⁰³ } Landbewirtschaftung
- Renaturierung
- weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten

Maßnahmen zur Stärkung des natürlichen Rückhaltes in der Fläche begründen in kommunalen Zuständigkeitsbereichen eine besonders geeignete Maßnahmenform, um Hochwasser noch vor der Entstehung naturschonend zu begegnen. Zwar sind ihre Wirkungen durch ihre begrenzten Rückhaltevermögen nur bei großflächigem Einsatz nachweisbar und signifikant, doch erlauben diese gerade in ländlichen Regionen einen Hochwasserschutz ohne Einsatz sehr hoher Finanzmittel. Besonders erwähnenswerte Eignung finden zudem Maßnahmen des Rückhaltes in der Fläche bei Ereignissen häufiger Wiederkehr¹⁰⁴. Hierbei zeigen sich die begrenzten Rückhaltevolumen mehrfach geeignet, die Hochwasserentstehung vollständig oder vor Eintritt einer Gefährdung maßgeblich zu bewirtschaften. Bei Eintritt seltener Ereignisse sind natürliche Rückhalte im Regelfall nur zur Unterstützung technischer Schutzlösungen heranzuziehen, da ihre Wirkungen nur in Ausnahmen ausreichend für eine eigenständige Bewirtschaftung sind¹⁰⁵.

4. Kommunale HWSM in Zuordnung geeigneter Auswertungs- und Vergleichsmethoden

Hochwasserschutz umfasst eine Vielzahl differenzierter Einzelmaßnahmen deren Beurteilung und Vergleichbarkeit nicht durch einen einzelnen Modellansatz gewährleistet werden kann. Zum Beispiel sind Maßnahmen der Vorsorge¹⁰⁶ nur in einigen wenigen Parametern vergleichbar mit technischen Bewirtschaftungsmaßnahmen¹⁰⁷. Das Ergebnis einer durchgeführten und zusammengefassten Analyse und Beurteilung wäre folglich nur gering aussagekräftig, da die Maßnahmen fast keinerlei Überschneidung in Zielstellungen und Wirkungen begründen. Es ist deshalb zu befürworten, bei Notwendigkeit einer ganzheitlichen Maßnahmenbewertung und -vergleichbarkeit, differenzierte Modellverfahren für die Maßnahmengruppen, abhängig der Analyseziele und Schutzlösungen, zu verwenden.

Als allgemeines Differenzierungsmerkmal aller kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen dienen die Eigenschaften hinsichtlich der Beeinflussung der Abflussbildung, Abflusskonzentration, Wellenausbreitung und der vorsorgenden Begrenzung der durch Hochwasser potentiell entstehenden Umweltfolgen. Jede Schutzmaßnahme erfüllt entweder Bewirtschaftungsaufgaben oder ist in Wirkung geeinigt, bei Eintritt eines Hochwasserereignisses eine Folgenbegrenzung zu erreichen. Die Differenzierung der Schutzmaßnahmen gewährleistet eine Abbildung von in Inhalt vergleichbar zu analysierenden und bewertbaren Maßnahmengruppen. Es wird somit möglich, den jeweiligen Maßnahmen eine eindeutige gruppenspezifische Analysemethodik zuzuweisen.

I. Kommunale HWSM – Hochwasserbewirtschaftung

Als bewirtschaftende kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen sind entsprechend der Definition alle Vorhaben zu klassifizieren die im Einzugsgebiet oder an/im Gewässer die Hochwasserent-

¹⁰³ z. B.: Ackerland in Grünland, Grünland in Forstflächen

¹⁰⁴ vgl. ASSMANN ET AL. (1998), TÖNSMANN (1999), RÖTTCHER (2005), KREITER (2007), RIEGER (2012)

¹⁰⁵ vgl. ASSMANN ET AL. (1998), TÖNSMANN (1999), RÖTTCHER (2005), KREITER (2007), RIEGER (2012)

¹⁰⁶ z. B.: Risikovorsorge, Verhaltensvorsorge

¹⁰⁷ z. B.: Deiche, HWRB, Kleinrückhalte

stehung verhindern oder einen schadlosen Abfluss der Hochwasserwelle gewährleisten. Der bewirtschaftende kommunale Hochwasserschutz umfasst folgende Einzelmaßnahmen:

- Technischer Hochwasserschutz,
 - Hochwasserrückhaltebecken
 - Deiche
 - Schutzwände

 - Stärkung des natürlichen Rückhaltes in der Fläche.
 - Flächenvorsorge (Retentionsflächen)
 - Kleinrückhalte
 - naturschonende Landwirtschaft
 - Forstwirtschaft/Flächenumwandlung
 - Renaturierung
 - weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten
- } Landbewirtschaftung

II. Kommunale HWSM – Vorsorge/Folgenbegrenzung

Vorsorgende und folgenminimierende kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen verändern weder den Umfang, noch den Eintritt eines Hochwasserereignisses direkt. Sie ermöglichen aber Begrenzungen von Folgen, die bei einem Hochwasser entstehen. Als Maßnahmen sind folgenden Schutzlösungen zu berücksichtigen:

- Hochwasservorsorge.
 - Flächenvorsorge
 - Bauvorsorge
 - Risikovorsorge
 - Verhaltensvorsorge
 - Informationsvorsorge

5. Kommunale HWSM – Anwendung im Nachhaltigkeitsmodell

Die in dieser Arbeit definierte Aufgabenstellung begründet die Entwicklung eines geeigneten Bewertungsmodells, um den Hochwasserschutz entsprechend den gesellschaftlichen Forderungen in nachhaltiger Entwicklung zu beurteilen (quantifizieren). Eine erste Anwendung erfolgt dazu im Rahmen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen.

Das Nachhaltigkeitsmodell dient der Analyse der Hochwasserschutzmaßnahmen in Zielstellung des ganzheitlichen Nachweises der projektbedingten Umweltwirkungen. Dies gewährleistet bei Planungen frühzeitig potentielle Umweltherausforderungen und Optimierungsansätze im Entscheidungsprozess nachhaltiger Hochwasserschutzmaßnahmen aufzuzeigen. Als zu beurteilende Maßnahmen sind dabei, unter Anwendung der primären Aufgabenstellung Nachhaltigkeit, alle Vorhaben zu untersuchen, die maßgebliche Auswirkungen auf die Umwelt ausüben¹⁰⁸. Bei diesen bestehen grundsätzlich größtmögliche Optimierungsmöglichkeiten. Durch eine derartige Spezialisierung sind dem Bewertungsmodell gemäß den vorab erstellten Differenzierungsmerkmalen nur bewirtschaftende Maßnahmen für eine Auswertung zuzuordnen. Vorsorge-/Folgenminimierungsvorhaben beinhalten zwar Teilbereiche der Nachhaltigkeit, betreffen dabei aber im Regelfall nicht alle Nachhaltigkeitsäu-

¹⁰⁸ vgl. Abbildung 15

len und besitzen gemäß Wirkungsabschätzung weitaus geringer Einflussmöglichkeiten auf eine nachhaltige Entwicklung.

Kommunaler Hochwasserschutz als Begriff assoziiert in dieser Arbeit alle Vorhaben die in Inhalt und Wirkung Hochwasser bewirtschaften. Hierbei ist nicht zu unterscheiden, ob eine Begrenzung der Abflussbildung im Einzugsgebiet oder eine Schadlosabführung der Hochwasserabflüsse in und an Gewässern erfolgt. Es ist lediglich zu berücksichtigen, dass alle zur Analyse heranzuziehenden Maßnahmen bewirtschaftende Hochwasserschutzfunktionen in Zielstellung verfolgen.

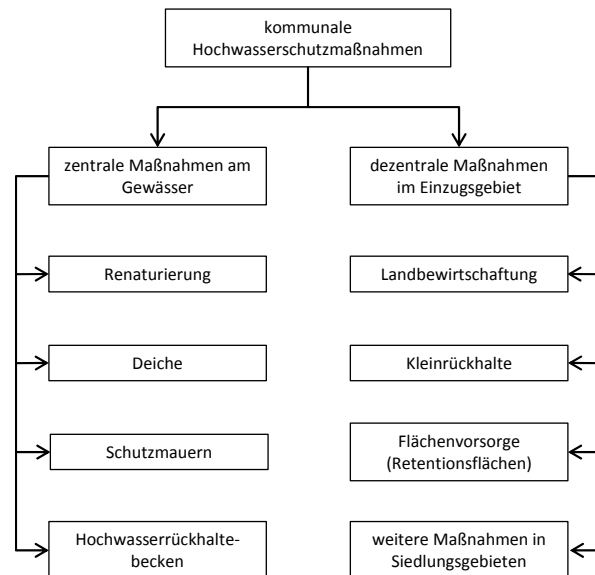


Abbildung 15: Auswahl kommunaler HWSM in Zielstellung der Anwendbarkeit im Nachhaltigkeitsmodell

Die in Abbildung 15 dargestellten acht Maßnahmengruppen bilden den ersten Anwendungsbereich des in dieser Arbeit erstellten Bewertungsmodells zur ganzheitlichen Quantifizierung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen. Sie repräsentieren im kommunalen Zuständigkeitsrahmen alle Maßnahmen mit Ziel der Bewirtschaftung von Hochwasserereignissen. Zugleich umfassen sie damit aber auch alle Maßnahmen deren Verwirklichung bedeutende Umwelteingriffe sowohl positiv als auch negativ begründen können. Es besteht durch die Auswahl der Maßnahmengruppe ein aus Sicht des Autors herausragendes Potential, um in Anwendung des ganzheitlichen Projektbewertungsmodells, die nachhaltige Entwicklung im Hochwasserschutz signifikant positiv zu beeinflussen.

A3. Maßgebliche Randbedingungen des Nachhaltigkeitsmodells

Modelle zur Projektbewertung verlangen bei der Beurteilung der Nachhaltigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen eine Reihe spezifischer Verfahrensvoraussetzungen und Randbedingungen. Diese Vorgaben sind grundsätzlich bei jeder Beurteilung unabhängig der zu analysierenden Schutzkonzepte, der vorliegenden Alternativen und der regionalen Besonderheiten in den Untersuchungen zu berücksichtigen. Im Detail sind insbesondere zwei Parameter vor der Anwendung des Nachhaltigkeitsmodells festzulegen.

- Temporale Randbedingungen der Projektbewertung
- Marktzinssätze für die Nutzenakkumulation

1. Temporale Randbedingungen der Projektbewertung

Temporale Randbedingungen sind bei jedem Bewertungsmodell zu berücksichtigen. Sie sind entsprechend der vorliegenden Aufgabenstellung zu definieren und während der Analyse unverändert zu belassen. Insbesondere NKA verlangen durch ihre finanzmathematischen Grundlagen der Berücksichtigung von mindestens zwei temporalen Randbedingungen. Es ist notwendig, die der Bewertung zugrunde liegenden Zeiträume eindeutig im Sinne des Modellverfahrens zu begrenzen und einen geeigneten Bezugsstichtag der Bewertung zu definieren. Beide Voraussetzungen sind bei jeder Beurteilung vorab der Detailanalyse festzusetzen und bei allen Alternativen identisch zu belassen.

1.1. Zeiträume der Bewertung

Hochwasserschutz besteht aus einer Vielzahl verschiedener Einzelmaßnahmen, die sowohl getrennt als auch in Kombination Anwendung erfahren. Jede Maßnahme verlangt dabei aber verschiedene Bewertungszeiträume. Eine kombinierte Alternativenanalyse mehrerer Maßnahmen benötigt zusätzlich die Festlegung von Zeiträumen zur Gesamtbeurteilung. Um den Herausforderungen verschiedener temporaler Zeiträume der Bewertung zu begegnen, wird in dieser Arbeit eine Klassifizierung der Bewertungszeiträumen vorgenommen¹⁰⁹. Für Einzelmaßnahmen erfolgt die Analyse in einem zuzuordnenden Untersuchungszeitraum, während bei Maßnahmenkombinationen ein geeigneter Vergleichszeitraum zu definieren ist. Für die abschließende Alternativenbeurteilung wird ein übergeordneter Bewertungszeitraum festgelegt.

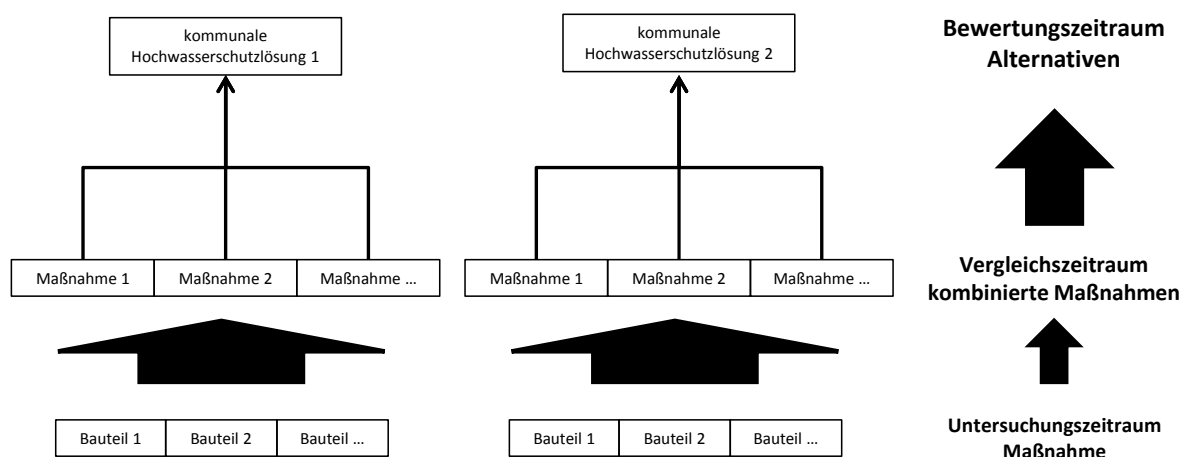


Abbildung 16: Klassifizierung der Bewertungszeiträume im Nachhaltigkeitsmodell

¹⁰⁹ vgl. Abbildung 16

I. Untersuchungszeitraum

Die Anwendung des Nachhaltigkeitsmodells begründet die Erfassung und Auswertung von verschiedensten Wirkungen und Wirkungsprozessen von Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Umwelt. Doch welchen Zeitraum muss die Bewertung einer Einzelmaßnahme umfassen? Wie lange muss zum Beispiel eine Bauunterhaltung stattfinden? Ab wann ist eine Nutzung nicht mehr zu gewährleisten? Alle diese Fragen können nur durch die Verwendung und Definition eines einheitlichen temporalen Untersuchungszeitraumes Beantwortung finden. Als Untersuchungszeitraum für Einzelmaßnahmen wird in dieser Arbeit die wirtschaftliche Lebensdauer verwendet.

Wirtschaftliche Lebensdauer

Die wirtschaftliche Lebensdauer umfasst den Zeitraum, in dem ein Objekt wirtschaftlich betrieben werden kann¹¹⁰. Bei Überschreitung der wirtschaftlichen Lebensdauer sind die Folgekosten höher, als die potentiell noch zu erzielenden Nutzen.

Der Untersuchungszeitraum im Sinne wirtschaftlicher Lebensdauer gewährleistet eine für jede Einzelmaßnahme spezifische Abgrenzung der Nachhaltigkeitsanalyse. Nur durch Verwendung einer stringenten temporalen Klassifizierung ist es möglich, für eine Maßnahme alle Wirkungen eindeutig zu erfassen und geschlossen zu beurteilen. Die Nichtfestlegung des Untersuchungszeitraumes verhindert detaillierte Analysen und beschränkt vor allem die Vergleichbarkeit verschiedener Maßnahmen.

II. Vergleichszeitraum

Jede Hochwasserschutzmaßnahme besitzt gemäß Definition eine spezifische wirtschaftliche Lebensdauer und folglich einen festgelegten Untersuchungszeitraum. Da aber Schutzmaßnahmen mehrfach nicht einzeln sondern in Kombination mehrerer Planung und Umsetzung verlangen, sind Einzelzeiträume für eine zusammengefasste Auswertung von Hochwasserschutzprojekten nur unzureichend geeignet. Jede Maßnahme besitzt einen typisierten Untersuchungszeitraum, der nicht in Übereinstimmung mit anderen Maßnahmen identisch bestehen muss.

Die Ermittlung von Vergleichszeiträumen kombinierter Hochwasserschutzmaßnahmen kann zum einen durch Festlegung eines kleinsten gemeinsamen Vielfachen der jeweiligen Untersuchungszeiträume oder zum anderen durch Verwendung übergeordneter, zum Beispiel durch Studien festgelegter, Basisvergleichszeiträume erfolgen¹¹¹. Ist ein gemeinsames Vielfaches der Untersuchungszeiträume als Vergleichszeitraum zu verwenden, dann ist jede Maßnahme bei Ablauf ihrer wirtschaftlichen Lebensdauer mittels Reinvestition neu zu erstellen. Nur so ist sicherzustellen, beliebige Zeiträume der Bewertung unter Berücksichtigung der Einzelmaßnahmenmerkmale eindeutig zu analysieren und gemäß Aufgabenstellung vergleichbar zu bearbeiten. Bei der Verwendung eines Basiszeitraumes ist zu berücksichtigen, dass die Zeiträume nicht immer einen vollständigen Lebenszyklus alle integrierten Maßnahmen entsprechen. So ist es möglich, das Restnutzungsdauern eine gesonderte Beurteilung innerhalb der Gesamtbewertung verlangen.

¹¹⁰ vgl. BIENERT (2005)

¹¹¹ vgl. Tabelle 7

Tabelle 7: Basisvergleichszeiträume wasserwirtschaftlicher Maßnahmen¹¹²

Nr.	Maßnahmen	Basisvergleichszeiträume [Jahre]
1	Gewässerausbau	50
	landwirtschaftlicher Wasserbau	40
2	Wasserversorgung	60
	Abwasserableitung	
3	Gewässerreinigung	30
	Abwasserbehandlung	
4	Talsperren	80
	Hochwasserrückhaltebecken	
	Küstenschutz	

Die Verwendung eines bei kombinierten Schutzkonzepten zu berücksichtigenden Vergleichszeitraumes ermöglicht die zusammengefasste Auswertung verschiedenster Einzelmaßnahmen eines Hochwasserschutzprojektes. Nur unter Anwendung eines geeigneten einheitlichen Zeitansatzes ist es zu gewährleisten, Analysen und Beurteilungen von verschiedenen Einzelschutzmaßnahmen in einem Projekt geschlossen rational und konsistent vergleichbar durchzuführen.

III. Bewertungszeitraum

Der Bewertungszeitraum umfasst den temporalen Bewertungsrahmen der entsprechend eines Vergleiches verschiedener Alternativen zu berücksichtigen ist. In Anwendung der bisher bekannten Verfahren ist dabei der Bewertungszeitraum durch kleinste gemeinsame Vielfache von Vergleichszeiträumen oder unter Anwendung eines erweiterten Basisvergleichszeitraumes zu begründen.

1.2. **Bewertungsstichtag**

Bewertungen der Nachhaltigkeit bei Hochwasserschutzmaßnahmen erfordern verschiedenste Nachweise von projektbedingten Wirkungen auf die Umwelt. Da diese temporal differenziert auftreten muss für eine Gesamtbewertung ein einheitlicher Bewertungsstichtag als maßgeblicher Untersuchungszeitpunkt definiert werden. Im Nachhaltigkeitsmodell wird der Betriebsbeginn der Gesamtmaßnahme grundsätzlich als Vergleichszeitpunkt der Beurteilung veranschlagt. In Bezug auf verschiedene Alternativen und kombinierte Schutzkonzepte ist aus der Menge an einzelnen Zeitpunkten des jeweiligen maßnahmenbedingten Betriebsbeginns ein repräsentativer temporaler Stichtag festzulegen. Dieser muss vorab aller Untersuchungen definiert werden und bei alle Szenarien und Maßnahmen identische Verwendung erfahren. Nur unter Anwendung eines präzisierten eindeutigen Bewertungsstichtages sind Gesamtbeurteilungen aller Maßnahmen/Alternativen vergleichbar möglich.

Der Bewertungsstichtag bildet die primäre Voraussetzung der Akkumulation aller Projektnutzen. Nur durch die Festlegung eines eindeutigen Auswertungszeitpunktes ist es möglich, alle Umweltwirkungen eines Projektes oder von Alternativen konsistent zusammenzufassen und folglich eine stabile Gesamtauswertung zu erhalten. Die Nichtfestlegung eines repräsentativen Bewertungsstichtages verursacht Teilvergleiche von zyklischen oder punktuellen Nutzen, nicht aber eine geschlossene Gesamtauswertung in Form einer ganzheitlichen Projektbewertung.

¹¹² in Anlehnung an LAWA (2005) – Seite 4-2

2. Marktzinssätze für die Nutzenakkumulation

Die Zusammenfassung verschiedener monetärer Nutzen im Nachhaltigkeitsmodell verlangt entgegen statischer Summierungen (z. B. in der Nutzwertanalyse) im Regelfall der Einbindung und Berücksichtigung einer dynamischen Wertstellung. Hierzu werden den monetären Kenngrößen, gemäß ihrem temporalen Eintritt bezogen auf den Bewertungsstichtag, unterschiedliche Gewichtungen für den Bewertungsinhalt zugewiesen. Im Detail wird jeder zukünftigen Wirkung, je weiter sie vom Stichtag entfernt zu prognostizieren ist, eine verringerte Wertigkeit in Nutzen zugeordnet, währenddessen vergangene Nutzen eine höhere Wertzuweisung erfahren¹¹³.

Inflation

Der Begriff Inflation ist entsprechend der Volkswirtschaftstheorie als dauerhafter Anstieg des allgemein gesellschaftlichen Preisniveaus zu definieren¹¹⁴. Er beinhaltet steigende Lebenshaltungskosten, die auf eine verteilte Güterpreisentwicklung zurückzuführen sind. Gegenwärtig beträgt die anvisierte Inflationsobergrenze nach Vorgaben der Europäischen Zentralbank 2,0 % p. a.¹¹⁵.

Das Nachhaltigkeitsmodell analysiert Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich der real zum Bewertungsstichtag nachweisbaren und zu prognostizierenden Projektnutzen auf die Umwelt. Eine Einbeziehung von zukünftigen Preisniveauänderungen ist hinsichtlich des Realwertbezuges und des gewählten Nutzenansatzes im Modell selbst nicht möglich. Geldwertänderungen verursachen keine grundlegenden Einflussnahmen auf die nachzuweisenden Projektwirkungen und den daraus ableitbaren Nutzen, sondern belegen lediglich Änderungen der Kaufkraft, durch das jeweils zur Auswertung verwendete Geldmittel.

Realzins

Der Realzins definiert sich allgemein als Wertänderung eines Vermögenswertes oder -gutes über einen zu definierenden Zeitraum ohne Berücksichtigung der Preisveränderungsrate (Inflation). Er stellt dabei das primäre Interesse der Menschen heraus, Werte lieber gleich als später zu besitzen, aber die Bezahlung erst zu einem späteren Zeitpunkt durchführen zu müssen¹¹⁶.

Die Berechnung und Festlegung des Realzinssatzes ist im Nachhaltigkeitsmodell maßgeblich geprägt von der wasserwirtschaftlichen Aufgabenstellung der Projektbewertung. Hinsichtlich dieser Zielstellung ist seit dem Jahr 1986 der durch die Bundesverkehrswegeplanung errechnete Realzinssatz von 3,0 % p. a. anwendbar¹¹⁷. Die Größenordnung des Zinssatzes entspricht den Ergebnissen wissenschaftlicher Untersuchungen öffentlicher Verkehrsprojekte und ist trotz ständiger inhaltlicher Fortschreibungen bis dato in Höhe unverändert.

Der Realzinssatz stellt im Nachhaltigkeitsmodell die maßgebliche Kenngröße dar, mit deren Hilfe die Vielzahl an zeitlich variierenden monetären Projektnutzen einer einheitlichen Auswertung unterzogen werden können. Nur durch Erhebung eines geeigneten Realzinssatzes ist es möglich, die temporal differenzierten monetären Nutzen konsistent und stabil zusammenzufassen.

¹¹³ vgl. PFLÜGNER (1988), HANUSCH (1994)

¹¹⁴ vgl. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Definition/inflation.html> (abgerufen: 15.03.2013)

¹¹⁵ vgl. <http://www.ecb.int/press/key/date/2004/html/sp040525.de.html> (abgerufen: 08.03.2012)

¹¹⁶ vgl. PFLÜGNER (1988), HANUSCH (1994)

¹¹⁷ vgl. LAWA (2005), DWA (2012)

A4. Bewertungskriterien kommunaler HWSM

Moderner Hochwasserschutz verbindet Maßnahmen der Vorsorge, des technischen Schutzes und der Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes in der Fläche. In Zusammenwirken gewährleistet dies den Schutz vor einer umfangreichen Anzahl an differenzierten Ereignissen. Jedoch ist auch der dabei zu prognostizierende Schutzzumfang immer nur insoweit gegeben, wie die Bemessungsgrößen in der Planung vorhanden waren und berücksichtigt wurden. Gleichzeitig ist durch jedes Projekt entsprechend der Eigenschaften ein weitaus umfangreiches Wirkungsspektrum auf die Umwelt vorliegend, als allein die Schutzinteressen der Planung dies repräsentieren. Hochwasserschutz in Form anthropogener Maßnahmen verursacht verschiedenste Eingriffe in die Umwelt. Um Hochwasserschutz zielgerichtet zu planen und gleichzeitig die Nachhaltigkeit der Projekte sicherzustellen, ist ein erweitertes (ganzheitliches) Projektbewertungsverfahren für eine übergeordnete Vergleichbarkeit notwendig. In Form des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells werden differenzierte Projekte und potentielle Alternativen einer Analyse und Bewertung ihrer Wirkungen und Folgen auf die Umwelt unterzogen. Primäres Ziel bildet dabei die Nachhaltigkeit als Planungsinstrument und Entscheidungsbasis zukünftiger Schutzmaßnahmenplanungen und Rangfolgenfestlegungen von Projekten und Alternativen zu etablieren. Die folgenden Bewertungskriterien beinhalten dafür die notwendige Auswertungsmethoden, um definierte Maßnahmen des kommunalen Hochwasserschutzes umfassend zu analysieren und in ihren Umweltwirkungen ganzheitlich rational quantifiziert und vergleichbar abzubilden.

Die nachfolgende Auswahl an Kriterien, deren jeweilige Inhalte, sowie die jeweils hinterlegten Auswertungsmethoden wurden in Anlehnung der beiden Beispielprojekte erarbeitet¹¹⁸. Für zukünftige Modellanwendungen sind entsprechend den auszuwertenden Schutzmaßnahmen und den dabei repräsentativen Umweltwirkungen Veränderungen am Kriterienkatalog möglich. Es muss aber grundsätzlich sichergestellt werden, dass bei der Anwendung der ganzheitlichen Projektbewertung immer vergleichbare Kriterienverfahren berücksichtigt werden. Die Anwendung der Kriterien ist vordergründig für das Teilmodell 1 des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells konzipiert. Alle Inhalte und Verfahren basieren auf maßgeblich rationalen und wissenschaftlich belegten Prozessen und Algorithmen. Kriterien ohne geeignete rationale Auswertungsmethoden werden mit einem Hinweis auf den Bedarf an einer erweiterten Modellmethodik versehen. Für diese sind grundsätzlich Auswertungen entsprechend der Anwendung des Teilmodells 2 des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells vorzusehen.

Ökonomische Dimension

Die Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen sind vielfältig. Sie umfassen primär den Schutz anthropogener Werte und Güter vor einem Schadeneintritt. Parallel dazu aber verursachen sie auch eine Vielzahl weiterer Folgen auf die Umwelt. Im Rahmen der ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit sind Hochwasserschutzmaßnahmen entsprechend ihrer wirtschaftlichen Wirkungen auf die Umwelt zu untersuchen. Es sind dabei neben Kosten der Herstellung, notwendige Aufwendungen für den Betrieb, aber auch die durch die Maßnahmen geschaffenen Schutzwirkungen auf Güter/Werte zu analysieren. Ziel ist es alle ökonomischen Projektfolgen detailliert zu erfassen und vergleichbar abzubilden.

¹¹⁸ vgl. Abschnitt 5.4 „Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna“, Abschnitt 7.2 „Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach“

1. Kosten

Kosten im Hochwasserschutz entstehen grundsätzlich bei jeder Planung und Umsetzung von Schutzmaßnahmen. Sie bilden in der Bewertung den Vergleichsgegenpart der sich einstellenden und zu erwartenden Umweltnutzen. Ihre zu berücksichtigenden Umfänge und Größen werden maßgeblich durch die primären Zielstellungen der Maßnahmen und den regionalen Gegebenheiten bestimmt.

1.1. Kostenstrukturen

Hochwasserschutzmaßnahmen begründen Kosten die zeitlich different auftreten. Es sind dabei zum Beispiel Kosten der Planung in einem frühen Maßnahmenstadium und Kosten zur Instandhaltung bei fortgeschrittener Nutzung zu unterscheiden. Als maßgebliches Differenzierungsmerkmal kann zur Unterteilung der Bewertungsstichtag Verwendung finden¹¹⁹. In Anwendung des Bewertungsstichtages ist eine grundsätzliche Teilung in Investitionskosten und laufende Kosten möglich¹²⁰.

Investitionskosten

Investitionskosten der Hochwasserschutzmaßnahmen entstehen durch die Planung und Maßnahmenumsetzung. Sie sind in Höhe und Umfang abgeschlossen mit Beginn der Nutzungsphase der jeweiligen Maßnahmen.

Laufende Kosten

Laufende Kosten entsprechen den finanziellen Aufwendungen die direkt oder indirekt durch die Nutzung von Hochwasserschutzmaßnahmen anschließend der Inbetriebnahme erfolgen. Es sind dabei zum Beispiel Betriebskosten oder finanzielle Aufwendungen für Instandhaltungs- und -setzungsprozesse zu berücksichtigen¹²¹. Zusätzlich erfolgt für die laufenden Kosten die Zuordnung der potentiell notwendigen Reinvestitionsleistungen.

Alle Kosten die durch Hochwasserschutzmaßnahmen begründet sind, müssen spezifisch der zwei Kostengruppen Zuordnung finden. Bei nicht eindeutiger Klassifizierung einer Kostenform ist eine spezifische Festlegung auf eine der beiden Kostengruppen durchzuführen. Doppelverwendungen oder Vernachlässigungen von Kosten sind zu vermeiden.

Neben der strukturellen Gliederung der Kosten ist je nach Wissensstand eine Kategorisierung der Genauigkeiten der jeweils zu berücksichtigenden Kostenwerte zu beachten¹²². Je nach Stand der Planung und Umsetzung sind Kosten von überschlägig bis genau vorliegend. In Anlehnung an die DIN 276-1 (2008) sind Kosten gemäß ihrer Detaillierung einer von fünf Gruppen zu zuordnen.

¹¹⁹ vgl. Anhang A3-1.2 „Bewertungsstichtag“

¹²⁰ vgl. DWA (2012)

¹²¹ vgl. DWA (2012)

¹²² vgl. Tabelle 8

Tabelle 8: Kostenbegriffe und Stufen der Planung/Ausführung¹²³

Projektphase	Kostenart
Bedarfsplanung	Kostenrahmen
Vorplanung	Kostenschätzung
Entwurfsplanung	Kostenberechnung
Ausführungsplanung	Kostenanschlag
Gesamtkosten	Kostenfeststellung

1.2. Investitionskosten

Investitionskosten umfassen gemäß Definition alle Kosten die bis zum Bewertungsstichtag und damit gemäß Nachhaltigkeitsmodell bis zum Betriebsbeginn entstehen¹²⁴. Da aber Hochwasserschutzplanungen im Regelfall kombinierte Maßnahmen verwenden, ist ein einheitlicher Betriebsbeginn als Stichtag nicht immer eindeutig definierbar. Vielmehr sind deutlich voneinander abweichende Zeitpunkte des Nutzungsbeginns der einzelnen Maßnahmen zu verzeichnen. Um dennoch Investitionskosten eindeutig zu definieren und abzugrenzen, ist der jeweilige Betriebsbeginn der Einzelmaßnahmen als temporale Randbedingung festzulegen.

Investitionskosten umfassen maßgeblich alle Kosten, die jeweils spezifisch der Maßnahmen bis zu deren Inbetriebnahme oder Nutzung entstehen. Zur Unterteilung und Detaillierung ist eine Unterscheidung hinsichtlich

- Grunderwerb,
- Planung und
- Herstellung

möglich. In Zuordnung der drei Klassen sind alle Kosten der Investitionsphase vergleichbar erfass- und auswertbar.

1.2.1. Grunderwerb – Grundablösung

Hochwasserschutzmaßnahmen mit einem spezifischen Flächenbedarf für ihre Umsetzung und Wirkung benötigen eigene Grundflächen. Diese verwehren in Folge der Nutzung für den Hochwasserschutz anderweitige Inanspruchnahmen. Die daraus resultierenden Opportunitätsaufwendungen entsprechen projektbedingten Kosten.

Die Besitzrechte der Flächen sind grundsätzlich für die Kostenerfassung irrelevant. Auch in staatlichem Besitz befindliche Flächen sind infolge einer Hochwasserschutznutzung für weitere Verwendungen ungeeignet. Eine Unterscheidung der Besitzrechte ist nur bei Beachtung der zugehörigen Verfahren zur Bebauung und Nutzung notwendig. Hierbei können staatliche Grundflächen vereinfachte Nutzung finden, während private einen Kauf oder Enteignung für eine Hochwasserschutznutzung verlangen. Die Kosten aber sind bei Unterstellung einer dem Verkehrswertangepassten Kaufhandlung oder Enteignung zwischen staatlichen und privaten Besitzflächen vergleichbar.

Zur Bestimmung der Grunderwerbskosten ist grundsätzlich der Verkehrswert der zur Nutzung beabsichtigten Flächen maßgeblich.

„Der Verkehrswert (Marktwert) wird durch den Preis bestimmt, der in dem Zeitpunkt, auf den sich die Ermittlung bezieht, im gewöhnlichen Geschäftsverkehr nach den rechtlichen Gegebenheiten und tat-

¹²³ vgl. DIN 276-1 (2008)

¹²⁴ vgl. Anhang A3-1.2 „Bewertungsstichtag“

sächlichen Eigenschaften, der sonstigen Beschaffenheit und der Lage des Grundstücks oder des sonstigen Gegenstands der Wertermittlung ohne Rücksicht auf ungewöhnliche oder persönliche Verhältnisse zu erzielen wäre.“¹²⁵

Der Verkehrswert ermöglicht ohne Beachtung subjektiver Notwendigkeiten der Käufer und Besitzer die Kosten des Grunderwerbes objektiv abzubilden. Subjektive Beeinflussungen, wie zum Beispiel zeitliche Restriktionen des Käufers oder wirtschaftliche Nöte des Verkäufers, bleiben in der Kostenerfassung grundsätzlich unberücksichtigt. Das Ergebnis entspricht einem objektivierten Flächenwert gemäß der jeweiligen Marktsituation.

Die Bemessung des Verkehrswertes basiert auf drei grundsätzlichen normativen Vorgaben¹²⁶:

- Merkmale der Grundfläche ,
- allgemeiner Geschäftsverkehr ohne Berücksichtigung persönlicher Verhältnisse und
- allgemeine Wertverhältnisse gemäß Marktsituation zum Bemessungszeitpunkt.

Die Berechnung des Verkehrswertes als Indikator der Kosten für den Grunderwerb ist abhängig der vorliegenden Flächen und deren Inanspruchnahme. Grundsätzlich können drei Einzelverfahren für die Erstellung des Verkehrswertes herangezogen werden:

- Vergleichswertverfahren,
- Ertragswertverfahren und
- Sachwertverfahren.

Die Auswahl und Verwendung der Berechnungsverfahren begründet sich auf den örtlichen Gegebenheiten¹²⁷ und den flächenspezifischen Nutzungen.

I. Vergleichswertverfahren¹²⁸

Das Vergleichswertverfahren entspricht einer statistischen Auswertungsmethode die auf Verkaufspreisen vergleichbarer Objekte basiert. Es werden die Preise vergleichbarer Objekte, die in einem regionalen, nutzungsäquivalenten, aber auch zeitlich vergleichbaren Rahmen vorzufinden sind, aufgenommen und auf das zu bewertende Objekt umgerechnet.

Das Vergleichswertverfahren ist in der Rechtsprechung das anerkannteste, aber zu gleich auch einfachste Verfahren zur Bewertung von Grundstückswerten¹²⁹. Auf Grund der notwendigen vergleichbaren Objekte ist eine Anwendung in der Regel nur bei unbebauten Grundstücken uneingeschränkt möglich. Zur Beurteilung bebauter und genutzter Flächen ist das Vergleichswertverfahren nur begrenzt verwendungsfähig.

II. Ertragswertverfahren¹³⁰

Das Ertragswertverfahren ist geeignet, Grundstücke finanziell zu beurteilen, die maßgeblich einer wirtschaftlichen Nutzung unterliegen. Der Begriff Nutzung kann hierbei sowohl Grundstücksverwendungen als Immobilie, Landwirtschaft, Industrie, Verwaltung oder ähnliches umfassen. Wenn immer

¹²⁵ § 194 BAUGB (2013)

¹²⁶ vgl. IMMOWERTV (2010)

¹²⁷ z. B.: vorliegende Vergleichsobjekte, Kostenerfassungen bei Grundstücksverkäufen, etc.

¹²⁸ vgl. § 15 IMMOWERTV (2010)

¹²⁹ vgl. KLEIBER & SIMON (2012)

¹³⁰ vgl. § 17 IMMOWERTV (2010)

durch eine Fläche wesentliche finanzielle Erträge erwirtschaftet werden, sind innerhalb der Verkehrswertermittlung die Erträge im Grunderwerbspreis zu berücksichtigen¹³¹.

Die Verwendung des Ertragswertverfahrens als alleinstehendes Bewertungsverfahren bei der Bestimmung von Grunderwerbskosten ist immer dann anwendbar, wenn die Erträge weitaus höhere Kostenfaktoren im Vergleich zu den darauf befindlichen Sachwerten darstellen. Sind sowohl Sachwerte, als auch Erträge in einer berücksichtigungsfähigen Höhe vorzufinden¹³², so ist das Ertragswertverfahren nur als Teilverfahren der Gesamtbewertung des Verkehrswertes anwendbar.

III. Sachwertverfahren¹³³

Das Sachwertverfahren erfasst den Wert aller Anlagen auf dem zu untersuchenden Gebiet inklusive der Berücksichtigung der Restnutzungsdauer, Baumängel, Schäden und sonstigen wertbeeinflussenden Bezugsgrößen.

Das Sachwertverfahren kann immer dann als alleiniges Verfahren zur Nachweisführung der Grunderwerbskosten Anwendung finden, wenn die Güter der zugehörigen Flächen nicht maßgeblich der Wertvermehrung dienen. Werden sowohl Sachgüter zur Eigennutzung, als auch zur Renditeerzeugung herangezogen, sind Ertragswert- und Sachwertverfahren für die Verkehrswertermittlung kombiniert zu berücksichtigen.

1.2.2. Planungskosten

Hochwasserschutzmaßnahmen verlangen durch ihre Komplexität ein hohes Maß an ingenieurmäßigen Planungen. Es können zum Beispiel Tragwerks, Landschafts- aber auch anderweitige Einzelplanungen notwendig sein. Die Vielzahl an Planungsleistungen führt unter Beachtung einer optimierten Umsetzung zu hohen Kostenanteilen im Planungsabschnitt.

Die Berechnung von Planungskosten kann spezifisch dem Berechnungsablauf der HOAI (2013) und hierbei im Detail für die Auswahl der kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgen¹³⁴. Das Ablaufschema und die Einzelberechnungen sind als ingenieurmäßige Grundlagen bekannt und bedürfen keiner näheren Erläuterung. Lediglich der Hinweis auf die anrechenbaren Kosten ist zur Spezifikation der Erfassung notwendig. Es sind grundsätzlich nur Kosten innerhalb des Bewertungsverfahrens zu berücksichtigen, die für „... die Herstellung, den Umbau, die Modernisierung, Instandhaltung oder Instandsetzung von Objekten ...“¹³⁵ benötigt werden.

1.2.3. Herstellungskosten

Herstellungskosten kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen entstehen infolge baulicher Maßnahmen oder veränderter Nutzungen. Die Vielfalt der dabei zu berücksichtigenden und im Regelfall unterschiedlichen Kosten verlangt eine übersichtliche und eindeutige Zuordnungsstruktur¹³⁶. Nur so ist es zu gewährleisten, Kosten umfassend und vollständig repräsentativ zu erfassen.

¹³¹ vgl. KLEIBER & SIMON (2012)

¹³² Die Entscheidung über die Berücksichtigungswürdigkeit der Höhe der einzelnen Kostenarten kann im Zweifelsfall nur durch einen Gutachter vor Ort festgestellt werden.

¹³³ vgl. § 21 IMMOWERTV (2010)

¹³⁴ Die Berechnungen der Planungsaufwendungen gemäß HOAI sind begründet der ingenieurmäßigen Leistungen bei Gewässerverbauten möglich. – vgl. RADEMACHER (2011)

¹³⁵ § 4 Abs. 1 HOAI (2013)

¹³⁶ vgl. Abbildung 17

In Zielstellung einer eindeutigen und nachvollziehbaren Kostenstruktur sind Herstellungskosten gemäß den Empfehlungen der Normung „Kosten im Hochbau und Bauwesen“ zu klassifizieren¹³⁷. Die inhaltliche Ausgestaltung gemäß der dabei vorliegenden Gliederung ist angepasst der jeweiligen Maßnahmen vorzunehmen.

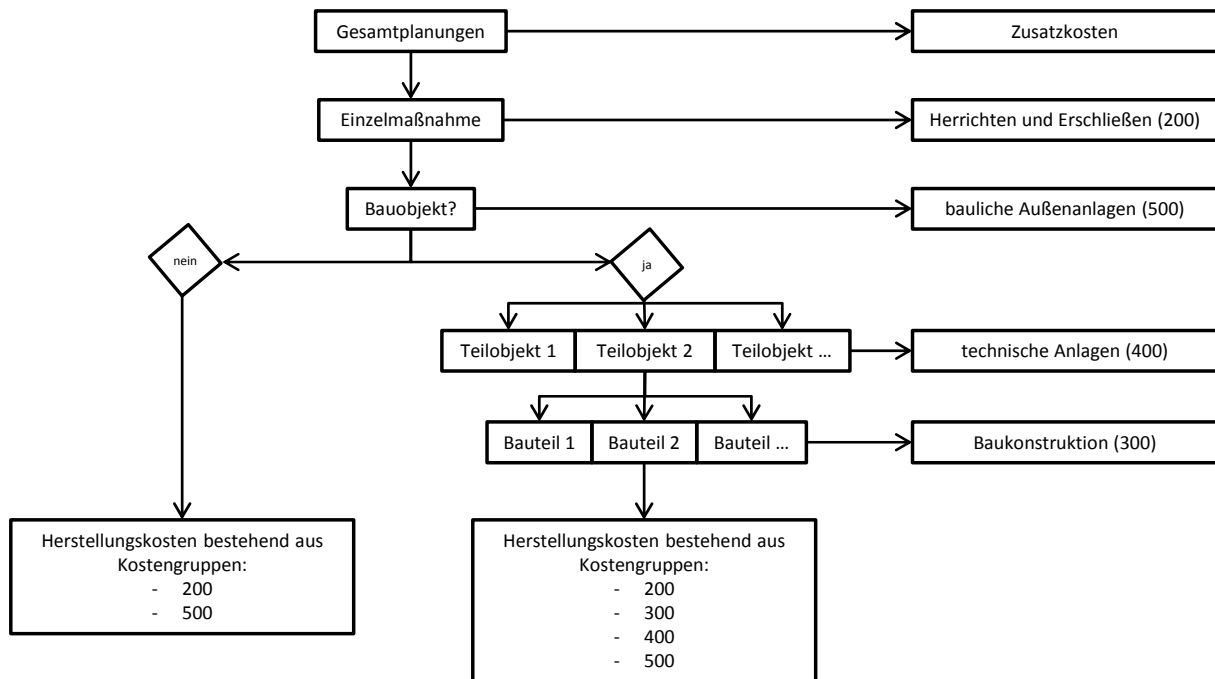


Abbildung 17: Klassifizierung von Herstellungskosten¹³⁸

Die Berechnung von Herstellungskosten auf Basis der „Kosten im Bauwesen“ kann auf Grundlage vielfältigster Verfahren oder projektbedingter Randbedingungen höchst unterschiedlich erfolgen. Einzelmaßnahmen und kombinierte Gesamtprojekte bestehen aus unterschiedlich vielen und jeweils speziellen Einzelobjekten. Die Kosten für jedes dieser Objekte sind durch differenzierte Verfahren zu erheben. Es können zum Beispiel „benefit transfers“ aus vergleichbaren Projekten, Teilkosten oder Gesamtkostenschätzungen aus der Fachliteratur oder auch eigene Erfahrungen des Analytikers Verwendung finden. Die Art und der Inhalt der Herstellungskostenerfassung sind grundlegend vom jeweiligen Projekt und der zeitlichen Erhebung im Planungsprozess geprägt. Es müssen aber alle Werte durch entsprechende Quellen und Bezugsgrößen belegbare Abbildung erfahren.

1.3. Laufende Kosten

Laufende Kosten beinhalten alle finanziellen Aufwendungen die während der Nutzung und anschließend der Inbetriebnahme in Zuordnung zu den Maßnahmen entstehen. Es sind dabei zum Beispiel Kosten des Betriebes und der Instandhaltung oder verwaltungsbedingte Aufwendungen zu berücksichtigen. Je nach Position und Maßnahme treten laufende Kosten punktuell oder zyklisch auf.

1.3.1. Verwaltungskosten

Jedes Projekt bedarf einer grundsätzlichen Verwaltung verschiedenster interner und externer Prozesse. Die hierzu notwendigen Leistungen bestimmen sich aufwandstechnisch aus Arbeitskräften, Bearbeitungsmitteln und zugeordneten Einrichtungen. Verwaltungskosten definieren sich als Leistungen die zur Verwaltung eines Objektes oder eines Projektes durch die zugehörigen Arbeitskräfte und Mittel während der Nutzungsdauer notwendig sind.

¹³⁷ vgl. DIN 276-1 (2008), DIN 276-4 (2009)

¹³⁸ in Anlehnung an DIN 276-4 (2009) – Seite 4

Verwaltungskosten können auf Basis der vielfältigen zugrunde liegenden potentiellen Leistungen in verschiedensten Formen und Umfängen innerhalb eines Projektes auftreten. Da aber Einzelzuweisungen im Regelfall, wenn überhaupt nur eingeschränkt möglich sind, werden verwaltungsbedingte Kosten mehrfach nur prozentual erhoben¹³⁹. Eine Erfassung hinsichtlich der direkten Zugehörigkeit der Leistungen kann aber auch durch Berücksichtigung anrechenbarer Personalkosten erfolgen. Personalkosten umfassen dabei alle monetären Aufwendungen die unmittelbar mit dem Betrieb des jeweiligen Projektes in Verbindung zu setzen sind. Im Detail werden Angestellte/Arbeiter und Leitungspersonal verstanden die zum Teil oder vollständig dem Projekt zugeordnet werden können. Die Kosten für das weitergehende Personal, das für die Wartung und bei betriebsbedingten Ausfällen zyklisch beauftragt oder für spezielle Aufträge punktuell benötigt wird, sind gemäß den Tätigkeiten den jeweiligen Kostengruppen zuzuordnen¹⁴⁰.

Die Berechnung der Personalkosten ist detailliert gemäß tariflichen Vereinbarungen¹⁴¹ und in Abhängigkeit der jeweils zuzuordnenden Arbeitszeiten in Einzelabrechnung durchzuführen¹⁴². Alle Kosten werden dabei gemäß ihrem zyklischen Auftreten als Reihe veranschlagt.

$$VK = \sum_P (tL_P * mAh_P * 12 * f_P)$$

<i>VK</i>	<i>Verwaltungskosten Maßnahme [€/a]</i>
<i>tL</i>	<i>Tariflohn pro Arbeitsstunde [€/h]</i>
<i>mAh</i>	<i>monatliche Arbeitsstunden [Ah/Monat]</i>
<i>f</i>	<i>anteiliger Arbeitsfaktor am Projekt [%]</i>
<i>P</i>	<i>Mitarbeiter</i>

Formel 1: Personalkostenberechnung

Tabelle 9: Personalkostensätze für Laufbahngruppen des öffentlichen Dienstes im Durchschnitt¹⁴³

Personalkosten-Stundensätze für Laufbahngruppen [€/h]			
einfacher Dienst	mittlerer Dienst	gehobener Dienst	höherer Dienst
23	26	36	46

1.3.2. Reinvestitionskosten

Reinvestitionskosten sind als Aufwandswerte zu definieren, die bei der Neuerstellung einer Maßnahme, nach Ablauf der wirtschaftlichen Lebensdauer, aufgewendet werden müssen. Sie umfassen zur definierbaren Abgrenzung gegenüber Instandsetzungen vollständige Einzelmaßnahmen der Schutzprojekte¹⁴⁴.

Nutzungsdauern von Objekten sind begrenzt. Sie können durch Instandhaltungen und -setzungen verlängert werden. Ab einer bestimmten Lebensdauer aber sind weitere Verwendungen nicht mehr wirtschaftlich. Ist ein derartiger Zeitpunkt erreicht, kann die Wirkung des Objektes in Berücksichtigung einer wirtschaftlichen Nutzbarkeit, nur durch eine Neuerstellung aufrechtgehalten und gesi-

¹³⁹ vgl. GOTTSCHLING (2005), GIZ (2011)

¹⁴⁰ z. B.: Betriebskosten oder Instandhaltungskosten

¹⁴¹ vgl. Tabelle 9

¹⁴² vgl. Formel 1

¹⁴³ Personalkosten nach Online-Verwaltungslexikon, Version 1.39, www.olev.de/p/pers-kosten.htm (abgerufen: 18.01.2012)

¹⁴⁴ vgl. Anhang A4-1.3.4

chert werden¹⁴⁵. Alle hierzu notwendigen monetären Aufwendungen sind in Form von Reinvestitionskosten zu erfassen.

Hochwasserschutz als eine primäre Aufgabe des Staates ist auch nach Überschreitung der wirtschaftlichen Lebensdauer einer Maßnahme im Regelfall aufrecht zu erhalten. Hierzu ist es notwendig, die Maßnahmen mit finanziellen Aufwendungen weiter zu betreiben oder neu zu erstellen. Da aber eine Nutzungsfortsetzung im Unterhalt zu deutlich höheren Kosten führt, ist bei der Überschreitung der wirtschaftlichen Nutzungsgrenze eine Neuerstellung aus Sicht gesellschaftlicher Wirtschaftlichkeit der Projekte objektiv zu begründen.

Zur Abbildung der Reinvestitionskosten ist durch den Neubaucharakter von Einzel- oder Gesamtmaßnahmen die Verwendung der Herstellungskosten aus der Investitionsphase unter Berücksichtigung spezifischer Randbedingungen möglich. Speziell bedeutet dies, dass sowohl spezifische Kosten für den Abriss und die Entsorgung, als auch verringerte Kosten durch die Beibehaltung und Wiederverwendung einzelner Bestandteile, zu Veränderungen im Gesamtkostengefüge der ursprünglichen Kostenermittlung beitragen können.

Die Berechnung von Reinvestitionskosten erfolgt auf Grundlage der Herstellungskostenermittlung. Veränderungen der Herstellungskosten durch

- Abriss,
- Entsorgung,
- Materialweiterverwendung,
- Herrichten und
- Erschließen

müssen objekt- oder bauteilspezifisch zusätzlich beachtet werden.

1.3.3. Betriebskosten

Der Betrieb von Hochwasserschutzmaßnahmen verlangt verschiedene Arten an Leistungen und die damit einhergehenden finanziellen Aufwendungen. Die im Folgenden dargelegten Leistungen/Kosten entsprechen der Betriebskostenstruktur im Hochbau¹⁴⁶.

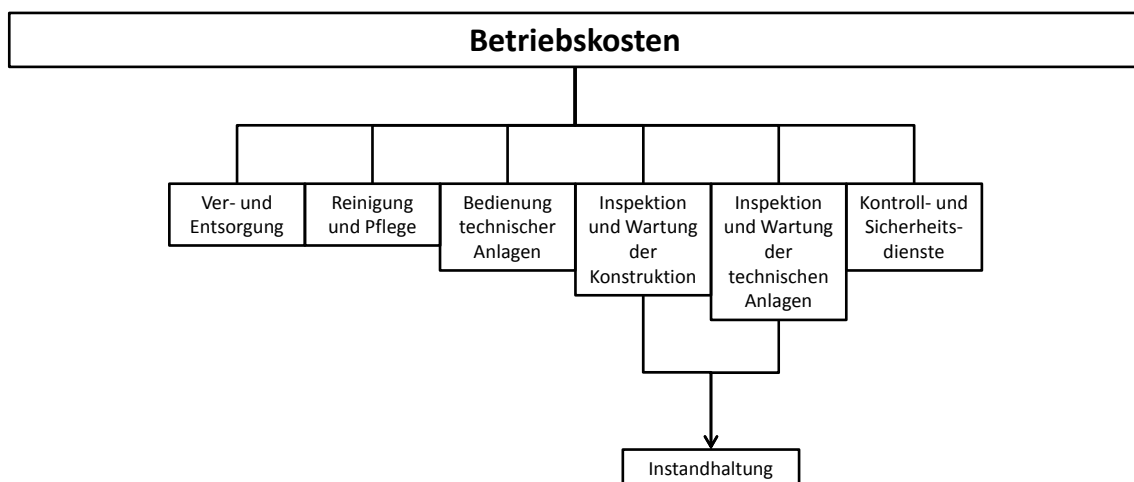


Abbildung 18: Betriebskosten¹⁴⁷

¹⁴⁵ vgl. DWA (2012)

¹⁴⁶ vgl. Abbildung 18

I. Ver- und Entsorgung

Benötigt ein Projekt im Lebenszyklus verschiedene Arten von Input- und Outputströmen so sind diese in der Regel mit Kosten verbunden. Speziell bei Hochwasserschutzprojekten sind hierzu alle Stoffströme zu erfassen, die neben dem grundlegenden Wasserbewirtschaftungsziel für den Betrieb und die Nutzung notwendig sind. Umfänge und Arten sind maßnahmenspezifisch und nicht allgemein detailliert darzustellen. Lediglich die Grundform der Kostenstruktur ist durch die Gliederung in

- Energie für Betrieb (z. B.: Regelungstechnik, EDV-Anlagen) und
- Abfallbeseitigung (z. B.: Mähschnitt)

festzulegen.

II. Reinigung und Pflege

Die Kosten für Reinigung und Pflege umfassen innere und äußere (objektbezogene) Tätigkeiten. Hierbei sind zum Beispiel Mäharbeiten und Pflanzungen, aber auch Kehr- und Wischarbeiten zu berücksichtigen. Alle Kosten die innerhalb dieses Tätigkeitfeldes entstehen, charakterisieren sich aus Personal-, Sach- und Energiekosten. Die jeweilige anteilmäßige Verteilung ist gemäß der speziellen Tätigkeit einzigartig.

III. Bedienung technischer Anlagen

Die Kostendarstellung gemäß der betriebsbedingten Bedienung von technischen Anlagen wird innerhalb dieser Arbeit nicht in separater Form durchgeführt. Alle Kosten die durch die Bedienung und den Einsatz von festen technischen Anlagen eines Objektes/Projekttes hervorgerufen werden, sind mittels des Verwaltungskostenansatzes umfänglich erfasst und dargelegt.

IV. Instandhaltung

Der kommunale Hochwasserschutz beinhaltet verschiedenste Einzelmaßnahmen. Jede dieser Maßnahmen benötigt durch spezifische Eigenschaften des Materials und der Konstruktion eine zyklische Untersuchung und Wartung zur Werterhaltung des Bauwerks und des Zwecks der Nutzung. Da neben dem grundlegenden Bauwerk/Objekt bei Hochwasserschutzmaßnahmen auch unterschiedliche technische Anlagen (z. B. für Regelungstechnik) integriert vorliegen, müssen auch diese in regelmäßigen Abständen einer Kontrolle unterzogen werden. Die Zusammenfassung aller Kosten für den Erhalt der Objekte und der Sicherstellung der Wirkungsweise (in vorbeugender Funktion) erfolgt in dieser Arbeit unter dem Begriff der Instandhaltung. In Vergleich, mit der dem Begriff definierten Inhalten nach Norm, wird hier nur auf die Wartung und die Inspektion Bezug genommen¹⁴⁸.

V. Kontroll- und Sicherheitsdienste

Jedes wasserwirtschaftliche Projekt unterliegt gemäß seinen Schadenspotentialen unterschiedlichen Anforderungen an die Sicherheit. Die Kosten für die bauliche und technische Sicherheit werden dabei in den Investitionskosten abgebildet. Alle weitergehenden sicherheitsspezifischen Kosten die nicht dem Maßnahmengrundbetrieb geschuldet sind, werden inhaltlich in dieser Kostengruppe erfasst. Es können zum Beispiel Überwachungsmaßnahmen innerhalb und außerhalb der Anlage, aber auch Zutrittskontrollen für das spezifische Objekt notwendig werden. Eine allgemein gültige Aussage, welche Arten von Sicherheit- und Kontrollmaßnahmen kostenmäßig anfallen, kann nur projektspezifisch erfolgen.

¹⁴⁷ in Anlehnung an DIN 18960 (2008) – Kostengruppe 300

¹⁴⁸ vgl. DIN 31051 (2003)

1.3.4. Instandsetzungskosten

Monetäre Aufwendungen die zur Wiederherstellung des Sollzustandes einer Einzelmaßnahme innerhalb der wirtschaftlichen Nutzungsdauer aufgebracht werden müssen, sind als Instandsetzungskosten zu definieren¹⁴⁹. In der Regel handelt es sich bei Instandsetzungen um Prozesse die auf Grund eines Schadens/Mangels oder bei Überschreitung einer bauteilgebundenen Lebensdauer vollzogen werden und nicht der Vorbeugung von Schäden dienen¹⁵⁰.

Instandsetzungsarbeiten die kostenmäßige Erfassung begründen, entstehen bei kommunalen Hochwasserschutzkonzepten grundsätzlich innerhalb von Einzelmaßnahmen. Hierbei ist eine eindeutige Abgrenzung zu Kosten der Reinvestition zu beachten. Während Reinvestitionskosten durch den Ablauf der Gesamtnutzungsdauer einer Einzelmaßnahme entstehen, sind bei Instandsetzungskosten die Lebensdauern von Bauteilen innerhalb der Einzelmaßnahmen maßgebend. Eine Vermischung beider Kostenarten ist zu vermeiden.

2. Schadenseinsparungen

Naturgefahren sind seit jeher herausragende Ereignisse mit zu meist gravierenden Eingriffen in das menschliche Leben. Als Naturgefahren sind zum Beispiel Gefahren aus Erdbeben, Stürmen, extremen Temperaturen, Überschwemmungen und weiteren natürlichen Extremereignissen zu differenzieren. Da alle Gefahrenquellen einen Pool aus unterschiedlichsten Risiken umfassen, ist jeder Mensch grundsätzlich durch Naturkatastrophen bedroht. Die Form und Intensität der Risiken aber ist entsprechend regionaler Gegebenheiten stets speziell und in der Regel einzigartig. Veränderte klimatische Randbedingungen und verstärkte Werteakkumulationen in besonders gefährdeten Gebieten aber haben den Folgenumfang von Naturkatastrophen deutlich erhöht¹⁵¹. Waren zum Beispiel im Jahr 1950 weltweite Schäden aus Naturkatastrophen mit deutlich unter 50 Mrd. US\$ zu beziffern, so betragen sie im Jahre 2010 schon weit mehr als 250 Mrd. US\$¹⁵². Hochwasser als Teil der Naturkatastrophen sind vergleichbar dieser in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verstärkt vorzufinden. Als maßgebliche Voraussetzungen des negativen Entwicklungsprozesses sind klimatische Änderungen, aber auch die Zunahme gewässernaher Grundstücke und Bebauungen hervorzuheben¹⁵³. Um diesen zunehmend steigenden Gefährdungen zu begegnen ist es notwendig, Schutzmaßnahmen und Konzeptionen zu erstellen und hinsichtlich ihrer veränderten Randbedingungen anzupassen.

Für die Erstellung von Schutzkonzepten ist es mehr denn je notwendig, nicht nur die Kosten der Maßnahmenwahl zu erfassen, sondern vielmehr deren Wirkungen in geschlossenem Umfang zu beurteilen. In Beachtung der Vielfalt der Werte und der damit verbundenen Nutzen bilden vermiedene Schäden die umfangreichsten positiven Nutzensauswirkungen, vor allem bei technischen und zentralen Hochwasserschutzmaßnahmen. Einfache Kostenvergleiche erscheinen aus Sicht der in naher Vergangenheit aufgetretenen hohen Hochwasserschäden, wie zum Beispiel 2002 an der Elbe, 2010 an der Oder und 2013 an der Donau, als nicht ausreichend, Schutzmaßnahmen im Sinne gesellschaftlicher Vorteilhaftigkeit nachhaltig zu planen und umzusetzen.

¹⁴⁹ vgl. DIN 18960 (2008) – Kostengruppe 400

¹⁵⁰ Aufwendungen zur Vorbeugung von Schäden werden in der Kostengruppe Instandhaltung verbucht (Wartung und Inspektion).

¹⁵¹ vgl. BERZ (2010), MÜNCHNER RÜCK (2011)

¹⁵² vgl. MÜNCHNER RÜCK (2012)

¹⁵³ vgl. DKKV (2003, 2004), DWA (2008), MÜLLER (2010)

1.1. Idee und Zielsetzung der Schadenseinsparungen

Der Schutz vor Hochwasser erfordert finanzielle Aufwendungen für die Umsetzung und Planung. Als Gegenpart zu den Kosten existieren bei Hochwasserschutzmaßnahmen vielfältige Nutzen die spezifisch der Projekteigenschaften in unterschiedlichen Umfängen und Größen vorliegen. Als ein dabei herausragender Nutzenfaktor ist der durch die Hochwasserschutzmaßnahmen geschützte Güter- und Werteraum zu nennen. Die Idee hinter dem Nutzenfaktor besteht in der Erhebung prognostizierbarer Schäden im Untersuchungsgebiet ohne und in Folge der Erstellung des Hochwasserschutzes. Die Differenz beider Kenngrößen ist in Darstellung geeignet, den wirtschaftlichen Nutzen der Maßnahmen entsprechend den geschützten Werten und Gütern zu repräsentieren.

1.2. Schadenseinsparungen – kommunale HWSM

Schadenseinsparungen sind grundsätzlich bei allen Hochwasserschutzmaßnahmen mit direktem Eingriff in den Wasserhaushalt oder in das Fließgewässer nachweisbar. Hinsichtlich des Nachhaltigkeitsmodells sind alle zu analysierenden kommunalen Schutzmaßnahmentypen geeignet, Nutzen in Form von Schadenseinsparungen zu verursachen. Lediglich der Umfang der Nutzen ist entsprechend der Maßnahmen differenziert zu beurteilen. Während zum Beispiel technische Maßnahmen hohe Schadenseinsparungen nachweislich gewährleisten, sind dezentrale und im Regelfall naturschonende Maßnahmen nur begrenzt zur Schadensreduzierung potentiell beeinträchtigter Güter und Werte bei vergleichbaren Flächengrößen geeignet¹⁵⁴.

1.3. Verfahren zur Erfassung von Schadenseinsparungserfassung

Mit Stand der Forschung existieren national wie auch international verschiedene Verfahrensansätze zur Erfassung und Nachweisführung von Schadenseinsparungen bei Hochwasserschutzplanungen. Je nach Ansatz sind entsprechend der integrierten Randbedingungen geringe bis hohe Unterschiede in den Ergebniswerten der Verfahren zu prognostizieren. Gleichstellungsmerkmale sind bei allen Verfahren nur in Verwendung der Wahrscheinlichkeiten des Schadensereigniseintrittes und der Vulnerabilität der betroffenen Werte vorhanden.

Schadenseinsparungsanalysen sind in Europa hauptsächlich in Ländern anzutreffen die auf Grund ihrer Lage und Gewässerstruktur häufigen Gefährdungen durch Hochwasser ausgesetzt sind. Die im Folgenden dargelegten Schadenseinsparungsanalyseverfahren umfassen maßgebliche Ansätze aus europäischen und nationalen Studien. Sie stellen repräsentativ in Auszügen die Vielzahl möglicher Nachweisverfahren dar.

1.3.1. Europäische Verfahren

Großbritannien

Großbritannien entwickelt und erforscht seit Beginn der 1970er Jahre Verfahren zur Bestimmung der Schadenspotentiale von Hochwasserereignissen. Im Auftrag des „Department of Environment, Food and Rural Affairs“ (DEFRA) wurden verschiedene methodische Ansätze entwickelt und präzisiert. Mit Stand der Forschung werden Schadenspotentiale nach DEFRA durch synthetische Schadensfunktionen in relative Schadenswerte umgerechnet¹⁵⁵. In Verknüpfung dieser mit den betroffenen Vermögenswerten (Kapitalstöcke) der Untersuchungsgebiete sind Schäden einzelner Hochwasserereignisse höchst detailliert nachweisbar¹⁵⁶.

¹⁵⁴ Retentionswirkungen: vgl. ASSMANN ET AL. (1998), TÖNSMANN (1999), RÖTTCHER (2005), KREITER (2007), RIEGER (2012)

¹⁵⁵ Anzahl Schadensfunktionen: ca. 140 im Jahre 2007 – vgl. MEYER (2007)

¹⁵⁶ vgl. MEYER & MESSNER (2005)

Niederlande

Die Niederlande als Staat „unterhalb des Meeresspiegels“ ist seit jeher von Hochwasserereignissen bedroht. Nach jahrelangen und verschieden ausgerichteten Forschungen über nachvollziehbare und realitätsnahe Schadenserhebungen hat sich in den Niederlanden seit Anfang des 21. Jhd. das rasterbasierte Schadenserfassungsmodell HIS-SSM (Hoogwater Informatie System – Schade – en Slachtoffermodule) als maßgebliche Methode durchgesetzt. Das Modell basiert auf geographischen Daten, relativen Schadensfunktionen und aktuellen Vermögenswerten. Eine genaue Darstellung der einzelnen Bestandteile und der damit verbundenen Unterkategorien kann KOK ET AL. (2004) entnommen werden.

1.3.2. Nationale Verfahren

In Deutschland existiert bis dato kein einheitliches Verfahren zur Bestimmung von Schadenseinsparungen verursacht durch Hochwasserschutzmaßnahmen. Einzellösungen und regionalspezifische Ansätze der Schadenseinsparungsbestimmung umfassen zahlreiche differenzierte Möglichkeiten der Auswertung und Bearbeitung. Während erste Ansätze Mitte der 1980er Jahre in Form von Arbeitshilfen und -materialien zur Bewertung von ökonomischen Hochwasserschutzwirkungen durch den „Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.“ (DVWK) erstellt wurden, folgten rechnergestützte Verfahren beginnend Anfang der 1990er Jahre¹⁵⁷. Doch sowohl zu Beginn, als auch in den heutigen Hochwasserschutzbewertungen sind Wertegrößen und Unsicherheiten bei der Schadenseinsparungsbestimmung von Verfahren zu Verfahren unterschiedlich.

Die Erfassung und Verwendung von Schadenseinsparungspotentialen ist ein weitreichendes Arbeitsfeld, indem innerhalb Deutschlands verschiedenste Ansätze und Möglichkeiten der Bearbeitung vorliegen. Ein einheitliches und standardisiertes Verfahren ist bis zum heutigen Tag nicht flächendeckend verfügbare und anwendbar. Infolge sind Bewertungen von Schadenseinsparungen basierend auf der Wahl mindestens eines Verfahrens durchzuführen. Die Auswahl und die zu verwendenden Randbedingungen sind spezifisch der Anwendungsregion und der Aufgabenstellung zu begründen und bei allen Alternativen identisch zu belassen.

1.4. Schadensarten

Hochwasserereignisse begründen durch ihre physikalischen Auswirkungen und der Vulnerabilität der betroffenen Güter/Werte eine Vielzahl potentieller Schadensszenarien. Eine Klassifizierung der finanziellen Folgen ist dabei für eine Erfassung und Nachweisführung grundlegend. Als erste und maßgebliche Kostenstrukturierung sind in hochwassergefährdeten Regionen direkte und indirekte Schäden zu unterscheiden¹⁵⁸.

Direkte Schäden

Direkte Schäden in der Wasserwirtschaft definieren sich als Ergebnisse aller physischen Wirkungen die durch das Wasser entstehen. Hierbei können sowohl der Wasserstand, die Fließgeschwindigkeit, die Verweildauer oder ähnliches, Auslöser der Schäden darstellen. In Wirkung entstehen zum Beispiel Beschädigungen und/oder Zerstörungen von Gebäuden, Fahrzeugen oder beweglichen Wertvermögen. Die Erfassung direkter Schäden bildet den Stand der Praxis bei der Durchführung von Schadenseinsparungsanalysen¹⁵⁹.

¹⁵⁷ vgl. BEYENE (1992)

¹⁵⁸ vgl. KUTSCHERA (2008), MÜLLER (2010)

¹⁵⁹ vgl. KUTSCHERA (2008)

Indirekte Schäden

Entgegen direkten entstehen indirekte Schäden nicht durch den unmittelbaren Einfluss des Wassers selbst, sondern werden durch anschließende Wirkungsprozesse hervorgerufen. Als beispielhafte Schäden können Produktionsausfälle, Betriebsunterbrechungen, Störungen von wirtschaftlichen Prozessen, Ernteverluste oder ähnliches im zugehörigen Untersuchungsraum erfasst werden. Da indirekte Schäden nicht unmittelbar dem Hochwasser zugeordnet werden können, spricht die Fachwelt in diesem Zusammenhang regelmäßig von den sogenannten Wertschöpfungsverlusten¹⁶⁰. Diese räumlich wie auch zeitlich variierenden Kenngrößen erfordern zusätzliche Klassifizierungen. Vor allem eine Differenzierung zwischen kurzfristigen und langfristigen Wertschöpfungsverlusten wird in der Fachwelt mehrfach diskutiert¹⁶¹. Kurzfristige Wertschöpfungsverluste werden mit Stand der Wissenschaft in einigen Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen aufgezeigt. Im Speziellen sind dabei bekannte Formen wie die Ausfälle und die Störungen wirtschaftlicher Prozesse durch Schädigungen von Bauwerken, Lieferengpässen, Produktionsstillstand, aber auch Kosten des Katastrophenschutzes und verhinderte Dienstleistungsströme zu beachten¹⁶². Werden überdies hinaus langfristige schädigende Auswirkungen erwartet, so sind diese als Prosperitätsschäden zu deklarieren. Die Ausdehnungen und Umfänge sind im Vergleich zu direkten Schadensdarstellungen und auch kurzfristigen Wertschöpfungsverlusten weitaus schwieriger in Abschätzung und Quantifizierung¹⁶³. Werden zum Beispiel Prosperitätsschäden aus langfristigen Produktionsrückgängen, abwandernde Bevölkerungsgruppen/-schichten oder auch Wertaufschläge aus fehlenden Tourismusaktivitätsströmen ermittelt, so ist deren Erfassung durch verschiedenste Randbedingungen in der Regel nicht einmal gesichert mit der eigentlichen Problemstellung des Hochwasserereignisses eindeutig in Verbindung zu bringen.

Indirekte Schäden umfassen vielfältigste Wirkungen deren Quantifizierung sich durch ihre nicht immer eindeutig nachweisbaren Ursachen höchst anspruchsvoll gestaltet. Für eine Verwendung hinsichtlich der Bewertung von Schutzmaßnahmen sind indirekte Schäden immer nur insoweit zu beachten, wie eine Nachweisführung objektiv und nachvollziehbar in Verbindung mit dem Projekt möglich erscheint.

1.5. Verfahrensstruktur von Schadenseinsparungsanalysen

Für die Ermittlung potentieller Schadenseinsparungen bestehen in Deutschland eine Vielzahl an unterschiedlichen Verfahrensmöglichkeiten. Übereinstimmungen in den Verfahren sind nur übergeordnet gemäß der allgemeinen Verfahrensstruktur nachweisbar¹⁶⁴. Insbesondere bei Hochwasserschäden sind Wahrscheinlichkeiten des Auftretens, geographische und anthropogene räumliche Randbedingungen, hydraulische und hydrologische Einflüsse und die Vulnerabilität der anzutreffenden Werte zu beachten und miteinander zu verknüpfen.

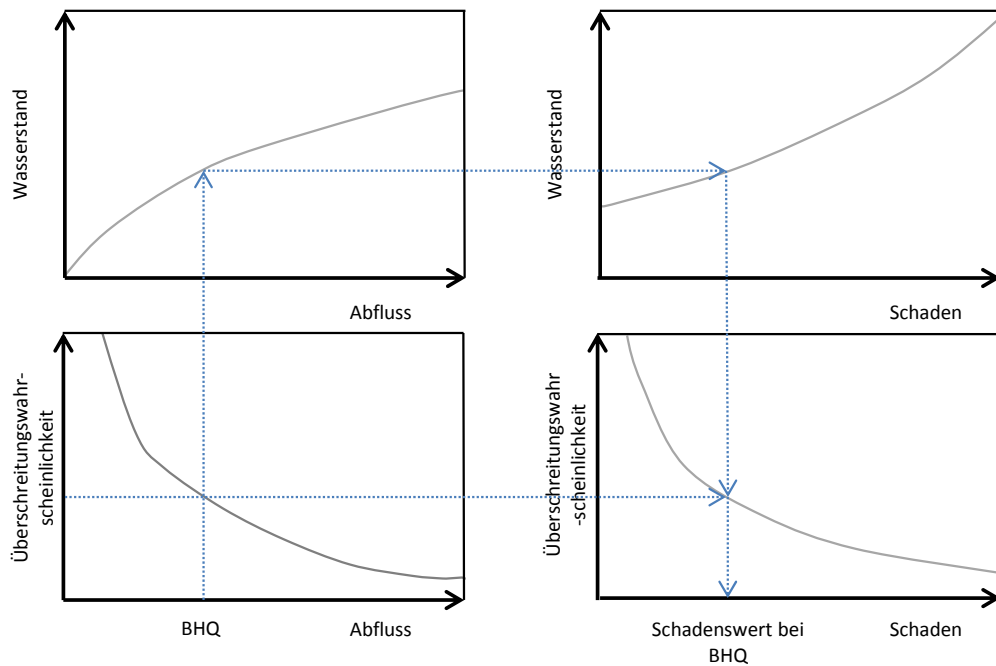
¹⁶⁰ vgl. DWA (2008), KUTSCHERA (2008)

¹⁶¹ vgl. DWA (2008), KUTSCHERA (2008)

¹⁶² vgl. SCHMIDTKE & PFLÜGNER (2007)

¹⁶³ vgl. KUTSCHERA (2008)

¹⁶⁴ vgl. Abbildung 19

Abbildung 19: Grundstruktur von Schadenseinsparungsanalysen¹⁶⁵

1.6. Verfahren zur Nachweisführung von Schadenseinsparungen

Die Berechnung von Schadenseinsparungen basiert maßgeblich auf Szenarienvergleichen des Status Quo mit dem jeweiligen Schutzkonzept. Hierbei sind die Schäden ohne und mit den zu beurteilenden Maßnahmen zu ermitteln. Die Differenz beider Werte entspricht anschließend den Schadenseinsparungen. Als methodischer Verfahrensansatz wird in dieser Arbeit ein allgemeines sechs stufiges Modell verwendet¹⁶⁶. Dieses begründet eine Anwendung auf Basis der allgemeinen Grundstruktur von Schadenseinsparungsanalysen und erlaubt eine Anpassung an die jeweils vorliegenden Einzelprojekte.

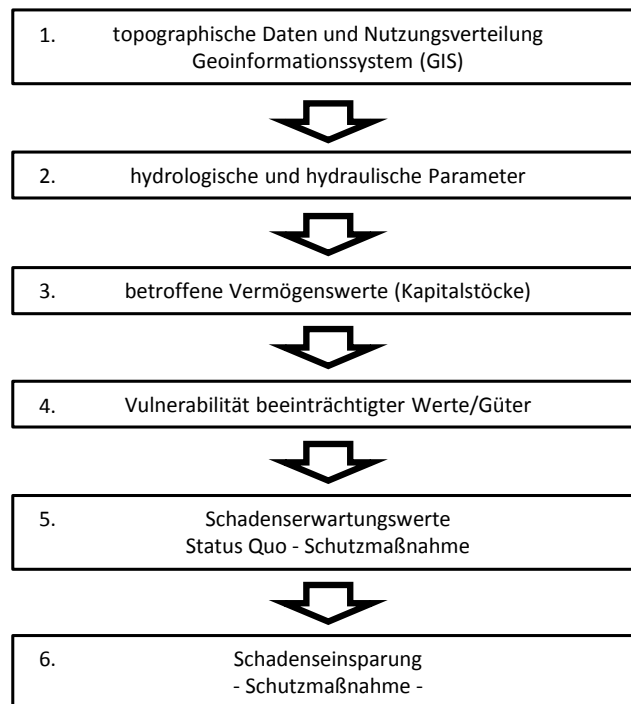


Abbildung 20: Verfahrensablauf zur Nachweisführung von Schadenseinsparungen

¹⁶⁵ in Anlehnung an DVWK (1985), PENNING-ROUSELL ET AL. (1986)

¹⁶⁶ vgl. Abbildung 20

1.6.1. Topographische Daten und Nutzungsverteilung

I. Topographische Daten

Topographische Geländedaten sind in den Projekten in verschiedenen Formen und Detaillierungsgraden vorzufinden. Es können sowohl einfache Karten, georeferenzierte Luftbilder, Höhendaten aber auch hochauflösende Laserscandaten vorliegen¹⁶⁷. Um aus allen Informationen ein Höchstmaß an Informationsgenauigkeit und Inhalt an Daten zu generieren, werden alle innerhalb eines eigens für den Bezugsraum geschaffenen Modells vereint. Diese Art der Verschneidung und Kombination ist als „Digitales Geländemodell“ (DGM) zu beschreiben. Die Genauigkeit der Darstellung und die Fülle der geographischen Informationen kann in einem DGM beinahe beliebig verbessert werden. Lediglich der zeitliche und finanzielle Umfang der Bearbeitung, sowie die Zielsetzung des Projektes begründen hierbei Grenzen.

II. Flächeninformationen

Flächeninformationen enthalten differenzierte Daten in verschiedenen Klassifizierungen über unterschiedliche Werte und Güter. Im Speziellen können zum Beispiel Wohngebiete in Form von Gebäuden, Gartenanlagen und öffentlichen Straßen unterteilt, aber gleichzeitig auch in Form der Nutzungsgruppe Siedlung Darstellung finden. Als Daten sind in Deutschland neben analogen Informationen aus kommunalen Flächennutzungsplänen zum Beispiel CORINE-Daten, ALK-Daten oder ATKIS-Daten vorliegend.

CORINE – Daten

CORINE-Daten entstammen dem gemeinsamen europäischen Programm CORINE – Land Cover 2000. Ziel des Programmes war die Erstellung eines einheitlichen Datensatzes, welcher die Landnutzung und die Bodenbedeckung sowie deren Veränderungen in den vergangenen zehn Jahren, in Form satellitengestützter Vermessungs- und Zuordnungsverfahren abbildet¹⁶⁸.

ALK – Daten

Die „Automatisierte Liegenschaftskarte“ (ALK) wurde in den 1970er Jahren durch die „Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland“ (AdV) initiiert und mittels damaliger Hochleistungs-EDV digital umgesetzt. In Umfang und vor allem Detaillierungsgrad bilden ALK-Daten genaueste Informationsgrundlage für die Darstellung von Flächennutzungen¹⁶⁹.

ATKIS – Daten

Das „Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem“ (ATKIS) wird seit Beginn der 1990er Jahre von den Landesvermessungsämtern und dem Bundesamt für Kartographie und Geodäsie aufgebaut. Es verbindet geographische und nutzungsspezifische Daten und Datensätze. Die Darstellung erfolgt in der Regel in Form von „digitalen Landschaftsmodellen“ (DLM) oder „digitalen topographischen Karten“ (DTK).

¹⁶⁷ Bezugsquellen z. B.: Landesvermessungsämter, privatwirtschaftliche Institutionen

¹⁶⁸ vgl. http://www.corine.dfd.dlr.de/intro_de.html (abgerufen: 02.08.2013)

¹⁶⁹ vgl. <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/geoinformation/liegenschaftskataster/alk.shtml> (abgerufen: 02.08.2013)

1.6.2. Hydrologische und hydraulische Informationen

I. Hydrologische Parameter

Hochwasser entstehen infolge verschiedener Ursachen. Hierbei sind im Rahmen hydrologischer Parameter zum Beispiel die Verteilung, die Intensität und die Art des Niederschlages im Einzugsgebiet¹⁷⁰, als auch die anthropogenen und natürlich geprägten Relief- und Bodenstrukturen zu differenzieren. Statistisch begründete Jährlichkeiten von Hochwasserereignissen stellen zudem eine weitere hydrologische Kenngröße dar. Grundsätzlich können alle potentiell hochwasserwirksamen Niederschläge und deren Ereignisketten im Einzugsgebiet Berechnung finden. Da aber eine Berücksichtigung alle denkbaren hydrologischen Ereignisse zu einer unendlichen Anzahl an möglichen Szenarien führt, die in Umfang und Datenmenge nicht nachvollziehbar und in weiteren Schritten unbearbeitbar wären, bedarf es der Festlegung spezifische Häufigkeitsklassen des Auftretens¹⁷¹. Die Einteilung von Häufigkeitsklassen kann dabei basierend auf der HWRM-RL (2007) und dem WHG (2010) in Form von seltenen, mittleren und häufigen Hochwasserereignissen erfolgen. Neben diesen sind weitere Ereignisschwellen zu wählen, in deren Verlauf zum Beispiel maßgebliche Veränderungen von Schäden innerhalb der Projektregion zu prognostizieren sind.

Tabelle 10: Häufigkeitsklassen von Hochwasserereignissen¹⁷²

Häufigkeitsklassen	statistische Wiederkehrintervalle [Jahre]
häufig	1 bis 20
mittel	> 20 bis 50
selten	> 50 bis 200
sehr selten/extrem	> 200

II. Hydraulische Parameter

Neben hydrologischen Daten sind an den jeweils betroffenen Gewässern hydraulische Informationen zu erfassen, um neben der Entstehung auch die Ausbreitung der Hochwasserwellen und die anschließenden Wirkungen auf die Menschen und Güter zu beurteilen. Hierzu sind zum Beispiel Informationen bezüglich des zu prognostizierenden Fließverhaltens und der Fließcharakteristika zu ermitteln. Für die Erhebung und Beurteilung hydraulischer Informationen sind mit Ausnahme einfacher überschlägiger Berechnungen in kleinskaligen Anwendungsregionen im Regelfall detaillierte Analysen durch die Inanspruchnahme von hydrodynamischen Modellen notwendig. Hydrodynamische Modelle können sowohl für eindimensionale, wie auch für zwei- oder dreidimensionale Problemstellungen Anwendung finden.

1.6.3. Betroffene Vermögenswerte – Kapitalstöcke

Hochwasserereignisse betreffen unterschiedliche Regionen mit verschiedenen Folgen auf Menschen und Güter. Der Sachwert eines jeden Gutes ist durch finanzielle Wertzuordnung als Vermögenswert zu charakterisieren¹⁷³. In Berücksichtigung der zugehörigen Güter sind materielle wie auch immaterielle Werte zu differenzieren. Zum Beispiel entsprechen Bauwerke oder Maschinen materiellen Werten, während Finanzmittel oder Forderungen als immaterielle Vermögen zu deklarieren sind.

Vermögenswerte oder auch Kapitalstöcke genannt, bilden in der Schadenseinsparungsermittlung die Grundlage der monetären Bewertung von Schäden. Sie beschreiben den Wert der Güter die inner-

¹⁷⁰ z. B. Verwendung von KOSTRA-Atlas

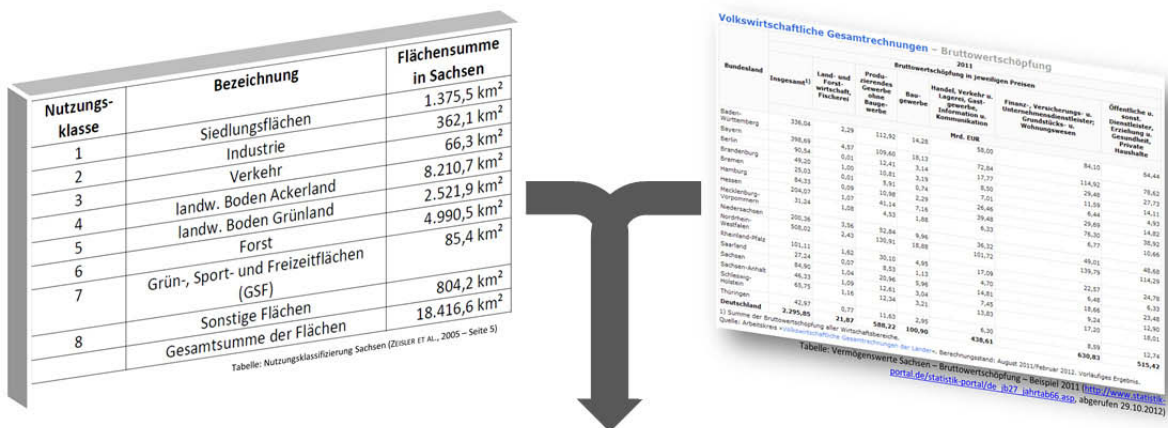
¹⁷¹ vgl. Tabelle 10

¹⁷² in Anlehnung an LTV (2003) – Seite 2

¹⁷³ Definitionen nach ONPULSON-Lexikon (<http://www.onpulsion.de/lexikon>) und FÖRDERLAND-Lexikon (<http://www.foerderland.de/Lexikon-Foerderung>) (abgerufen: 12.06.2011)

halb eines Untersuchungsgebietes einer potentiellen Schädigung unterliegen. Die Werte entsprechen dabei in Höhe den Aufwendungen, die bei vollständigem Verlust des Gutes entstehen.

Um vulnerable Vermögenswerte in vollständigem Umfang zu erfassen und in die Schadenseinsparungsanalyse zu integrieren, müssen spezifisch der Region und der dabei vorliegenden Randbedingungen gesonderte Klassifizierungen von Werten und Gütern erfolgen. Es können zum Beispiel Gliederungen hinsichtlich der vorzufindenden Nutzungsklassen oder der zu prognostizierenden Schadensursachen (z. B. indirekt oder direkt) stattfinden. Anschließend der Klassifizierung sind jeder Werteklasse die bestehenden Kapitalstöcke (Vermögenswerte) zuzuordnen, die den jeweiligen finanziellen Werten der involvierten Güter entsprechen. Kapitalstöcke können dazu zum Beispiel den Datenbanken der Statistischen Landesämter oder dem Statistischen Bundesamt entnommen werden. In Abbildung 21 ist ein Beispiel der Vermögenswertklassifizierung in Sachsen dargestellt.



Nutzungsklasse	Immobil	Mobil	PKW	
Siedlung	1	259,-	42,-	13,66
Industrie	2	207,-	72,-	
Verkehr	3	200,-	2,-	
Ackerland	4	0,-	0,40	
Grünland	5	0,-	0,20	
Forst	6	0,-	1,-	
GSF	7	0,-	0,20	
sonstige	8	0,-	0,-	

Tabelle: Vermögenswerte in Sachsen (ZEISLER ET AL., 2005 – Seite 7)

Abbildung 21: Klassifizierung von Vermögenswerten unter Berücksichtigung statistischer Wertschöpfungen – Beispiel Sachsen¹⁷⁴

Vermögenswerte entsprechen finanziellen Wertabbildungen von Gütern. Eine Erfassung der dabei zu berücksichtigenden Höhen basiert neben der Klassifizierung vordergründig auf den existierenden Marktpreisen.

Bruttokonzept/Nettokonzept – Neuwert/Zeitwert?

Bruttokonzept

Das Bruttokonzept (Neuwert) basiert auf der preislichen Darstellung eines Güterneuwertes. Hierbei werden den Gütern die Werte neuer Vergleichsgüter zugeordnet¹⁷⁵.

¹⁷⁴ vgl. ZEISLER ET AL. (2005)

¹⁷⁵ vgl. KUTSCHERA (2008)

Nettokonzept

Das Nettokonzept (Zeitwert) ist der zum Zeitpunkt des Verlustes vorliegende Vergleichswert eines Gutes. Er entspricht dem Anschaffungspreis inklusive seiner bis dato stattgefundenen Abschreibung, Abnutzung und Schädigung¹⁷⁶. In Verwendung des Nettokonzepts ist eine Neuerstellung der analysierten Güter nur in Ausnahmefällen ohne zusätzliche Aufwendungen möglich.

Die Vermögenswerterfassung hinsichtlich des Neu- oder Zeitwertes bildet innerhalb der Schadensanalyse einen Grundlagendisput. Es bestehen hierbei sowohl Meinungen hinsichtlich des einen und des anderen Grundsatzes. Befürworter des Bruttokonzeptes argumentieren hinsichtlich der Verwendung des Neuwertes, dass bei Hochwasserschäden die geschädigten Güter mehrheitlich neu beschafft werden müssen¹⁷⁷. Hierzu sind die Aufwendungen geltend zu machen, die dem Anspruch einer Neuanschaffung gerecht werden. Dem entgegen begründen Befürworter des Nettokonzepts, dass eine Wertverwendung der Kosten einer Neuanschaffung, einer Zunahme der real vorliegenden Vermögenswerte der Region entspräche¹⁷⁸. Hierbei wird unterstellt, dass der Zeitwert bei Schadenseintritt deutlich verringert dem Neubeschaffungswert vorliegt¹⁷⁹. In Verwendung des Neuwertes sind betroffene Gebiete mit sehr alten oder abgenutzten Gütern bei der Schadenseinsparungsanalyse im Vergleich weitaus besser gestellt, als Standorte mit prozentual hohen Zeitwerten.

Für die Durchführung der Schadenseinsparungsanalyse ist eine eindeutige Zuordnung der Wertegrößen notwendig. Innerhalb der Anwendung im Nachhaltigkeitsmodell ist einer der beiden Ansätze eindeutig zu definieren. Die Wahl der Verwendung begründet sich dabei auf der Aufgabenstellung der Analyse, sowie den Zielen und Intentionen des Auftraggebers/Entscheidungsträgers. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Wahlentscheidung – Brutto- vs. Nettokonzept – für eine abschließende Aufgabenstellung Anwendung finden muss, da ansonsten eine Vergleichbarkeit differenzierter Alternativen nicht möglich ist.

1.6.4. Vulnerabilität

Durch die zum Beispiel in Deutschland vorzufindenden Bauweisen, unterschiedlich geprägte örtliche Randbedingungen und sonstigen Einflussfaktoren ist bei Hochwasserereignissen eine Totalzerstörung eher der Einzelfall als die Regel. Die Schäden entsprechen mehrheitlich nicht den vollständigen Kapitalstöcken der Güter, als vielmehr nur einem prozentualen Teil der Werte. Zur Bestimmung der real zu erwartenden Schadensgrößen ist es notwendig, die Verletzbarkeiten (Vulnerabilität) eines jeden Gutes in Abhängigkeit der verschiedenen hochwasserbedingten Wirkungen zu klassifizieren. Den Stand der Forschung zur Berücksichtigung begrenzter Schäden bilden in der Wasserwirtschaft die Schadensfunktionen. Schadensfunktionen repräsentieren unterschiedlichste Formen von Schadensreaktionen eines Gutes auf spezifische Einwirkungen. Sie basieren zum Beispiel auf Wasserstand-Schadensbeziehungen oder Impuls-Schadens-Darstellungen¹⁸⁰.

¹⁷⁶ vgl. KUTSCHERA (2008)

¹⁷⁷ vgl. RICHMANN ET AL. (2006), MÜLLER (2010)

¹⁷⁸ vgl. REESE ET AL. (2003), BUCK ET AL. (2007), DWA (2008), BFLFUW (2009)

¹⁷⁹ Im Jahr 2000 entsprach das Nettoanlagevermögen Deutschlands ca. 63 % des Bruttoanlagevermögens. – vgl. MEYER (2005)

¹⁸⁰ vgl. ZEISLER ET AL. (2005), PROAQUA & IÖR (2009), KRON (2010), MAIWALD & SCHWARZ (2010), MÜLLER (2010), NAUMANN (2010)

I. Datenbasis

Schadensfunktionen entsprechen Darstellungen der Verletzbarkeit von Gütern bei Eintritt eines Hochwasserereignisses. Ihre Erfassung begründet sich auf den zu untersuchenden physikalischen Ursachen sowie den Reaktionen der Güter auf diese. In der Wasserwirtschaft werden Schadensfunktionen nach analytisch-synthetischen oder empirisch-statistischen Ansätzen unterschieden¹⁸¹.

Empirisch-statistische Schadensfunktionen

Empirisch-statistische Schadensfunktionen basieren auf der Auswertung vergangener Schadensereignisse und deren Prognose auf zukünftige Szenarien¹⁸². In Anwendung des Verfahrens werden Datensätze historischer Hochwasserereignisse erfasst und analysiert. Durch Verwendung von zum Beispiel Trend- und Regressionsanalysen werden anschließend Beziehungen zwischen den verursachenden Ereignissen und den Schäden ermittelt. Im Ergebnis sind für prognostizierbare Hochwasserereignisse Vorhersagen der Schäden bei unterschiedlichen Wirkungseinflüssen darstellbar.

Analytisch-synthetische Schadensfunktionen:

Analytisch-synthetische Schadensfunktionen verwenden als Datengrundlage keine vergangenen Schadensszenarien und -daten, sondern werden gestützt auf einem „Was-Wäre-Wenn“-Szenario erarbeitet¹⁸³. Inhaltlich werden dabei Güter im Projektgebiet durch Gutachter auf mögliche Schäden bei vorab definierten Hochwasserereignissen untersucht. Im Ergebnis entstehen Einflussgrößen die im Speziellen den realen Zustand der Güter beachten und realitätsnahe Wertekonstellationen der Schadensfunktionen ermöglichen.

Die Auswahl und Anwendung der Datenbasis von Schadensfunktionen bedarf der Berücksichtigung der zur Verfügung stehenden Bewertungsmittel. Während analytisch-synthetische Schadensfunktionen ein Höchstmaß an realitätskonformen Aussagen gewährleisten, ist für eine Erstanwendung des Verfahrens ein immenser Mittel- und Zeitaufwand notwendig. Schadensfunktionen basierend auf empirisch-statistischen Wertegrößen können in finanzieller und zeitlicher Aufwendung als vergleichbar einfach angesehen werden. Da aber die Grundvoraussetzung eine ausreichend große Stichprobe bildet, sind projektbedingte Anwendungen nur beschränkt für einzelne Schutzmaßnahmen und Gewässer möglich¹⁸⁴.

II. Detaillierung von Schadensfunktionen

Die Erstellung von Schadensfunktionen benötigt neben quantitativ und qualitativ hochwertigen Basisdaten in der Regel viel Zeit und damit verbunden einen hohen bis sehr hohen Kosteneinsatz. Die Bearbeitungszeit ist dabei neben dem Ordnen und Auswerten von Informationen grundlegend mit dem erforderlichen Detailierungs- und Auflösungsgrad verbunden. Je höher die Genauigkeit, desto größer auch der Bearbeitungsaufwand. In Abhängigkeit der Detaillierung ist eine Klassifizierung von

- objektbezogenen,
- bauwerkstypenbezogenen und
- gewichteten/flächenbezogenen

¹⁸¹ vgl. DWA (2008), KUTSCHERA (2008)

¹⁸² vgl. KUTSCHERA (2008)

¹⁸³ vgl. KUTSCHERA (2008)

¹⁸⁴ Umfangreiche Datenmengen sind in Deutschland lediglich bei bedeutenden Gewässern, wie z. B.: Rhein, – vgl. IKSR (2001) – oder in Form überregionaler Datenbanken, wie zum Beispiel HOWAS, vorzufinden.

Schadensfunktionen möglich¹⁸⁵.

Objektbezogene Schadensfunktionen

Objektbezogene Schadensfunktionen bilden die detailreichste Form in der Schadensanalyse. Jedes Gebäude oder Gut muss einzeln hinsichtlich der Eigenschaften und vor allem Resistenzen gegenüber Hochwasserbelastungen untersucht werden. Im Ergebnis sind Funktionen zu entwickeln, die speziell die Vulnerabilitäten und damit verbunden die Schäden an dem jeweils einzigartigen Objekt darstellen. Eine Übertragung auf anderen Güter oder Bauwerke, selbst im mikroskaligen Raum ist hierbei nur in Ausnahmen möglich.

Bauwerkstypenbezogene Schadensfunktionen

Bauwerkstypenbezogene Schadensfunktionen werden aus stichprobenartigen Datenerhebungen in Verbindung mit der Erstellung einer repräsentativen Vergleichsgruppe (Repräsentanten) erarbeitet¹⁸⁶. Sie können für alle Güter der zu berücksichtigenden Vergleichsgruppe Anwendung finden. Inhaltlich verringert sich die Anzahl entscheidungsrelevanter Eigenschaften der Güter, was gleichzeitig eine Bündelung von Werten im Auswertungsprozess ermöglicht. Im Ergebnis entstehen für Repräsentantengruppen, die in unterschiedlichen Anzahlen im Bewertungsraum vorzufinden sind, spezifische bauwerkstypenbezogene Schadensfunktionen.

Gewichtete – flächenbezogene Schadensfunktionen

Gewichtete oder flächenbezogene Schadensfunktionen bilden in Detailierung und Auflösung die einfachsten Schadensanalysemethoden. Sie bestehen aus Werten flächenhaft aufgenommener Güter unter Beachtung geschlossener Vulnerabilitäten gegenüber Hochwasserereignissen. Während bei objektbezogenen Schadensbeziehungen fast alle Eigenschaften eines Gutes berücksichtigt werden, sind flächenbezogene Schadensfunktionen auf einige wenige Parameter beschränkt, die bei allen Gütern innerhalb der Vergleichsgruppe in gleichem Umfang vorzufinden sind.

III. Darstellungsform

Schadensfunktionen dienen der Nachweisführung der Vulnerabilität von Gütern gegenüber Hochwasserbeeinträchtigung. In Form ihrer Darstellung sind dabei relative und absolute Schadensfunktionen zu unterscheiden¹⁸⁷.

Relative Schadensfunktionen

Relative Schadensfunktionen stellen Vulnerabilitäten in Form einer prozentualen Schadensleistung am Gesamtvermögenswert dar. Speziell werden Prozentgrößen zwischen 0 % und maximal 100 % verwendet.

Absolute Schadensfunktionen

Absolute Schadensfunktionen stellen keine prozentualen Abhängigkeiten dar, sondern geben vollständige Schadensbezüge zum Beispiel in Form von „€/m²“ wieder. Eine Verknüpfung prozentualer Verletzbarkeiten und der Vermögenswerte (Kapitalstöcke) wird dabei inhaltlich integriert vollzogen. Veränderungen oder Wertanpassungen sind bei der Anwendung absolu-

¹⁸⁵ vgl. DWA (2008), KRON (2010)

¹⁸⁶ vgl. PROAQUA & IÖR (2009), NAUMANN (2010), MAIWALD & SCHWARZ (2010), KRON (2010)

¹⁸⁷ vgl. DWA (2008)

ter Schadensfunktionen nur in Kenntnis der in Wert hinterlegten Grundlagen und Algorithmen der Berechnungen möglich.

1.6.5. Schadenserwartungswert

Der Schadenserwartungswert ist durch die Verknüpfung der Vulnerabilität der betroffenen Güter und der Vermögenswerte (Kapitalstöcke) für verschiedene einzelne und abschließend geschlossen über alle potentiellen Hochwasserereignisse zu berechnen¹⁸⁸. Durch die Vielzahl der schadensverursachenden Hochwasserereignisse ist eine Auswahl der zur Untersuchung heranzuziehenden notwendig. Bei der Auswertung aller möglichen Hochwasserszenarien wäre eine unendlich variierende Schadensanzahl zu bestimmen. Die Auswahl der zu berücksichtigenden Schadensfälle ist in Kenntnis der vorliegenden Untersuchungsaufgabe und der zu erwartenden Schäden durchzuführen. Im Regelfall ist dazu mindestens das Ereignis mit erstmaligem Schadenspotential und ein Ereignis in Überschreitung des zu prognostizierenden Schutzzustandes notwendig. Weitere Unterteilungen sind angepasst der Schutzmaßnahmen und Standorteigenschaften zu treffen.

$$S_{ges} = \int S(p)dp = \sum_i \left[\left(\frac{S_i + S_{i+1}}{2} \right) * \Delta p_i \right]$$

S_{ges}	Schadenserwartungswert [€/a]
S	Schadensfunktion [€]
p	Wahrscheinlichkeit der Schadensereignisses [1/a]
i	schadensbegründende Hochwasserereignisse [-]

Formel 2: Schadenserwartungswert

1.6.6. Gesamtberechnung

Das Kriterium Schadenseinsparungen dient der Nachweisführung der durch die Schutzmaßnahmen verhinderten finanziellen Werte-/Güterschäden. Die Berechnung erfolgt durch Vergleich der Schadenserwartungswerte aus den Folgen der Schutzmaßnahmenumsetzung und dem Status Quo. Das Ergebnis der Berechnungen (Differenz) entspricht dem durch das Projekt geschaffenen gesellschaftlichen Nutzen, in Form verhinderter Schäden. Es ist dadurch nachweisbar, in wie weit das zu untersuchende Projekt den Schutz von Gütern und Werten im betroffenen Gebiet beeinflusst.

1.7. Schadenseinsparungen – Zusammenfassung

Projektbewertungen mit Zielsetzung der ganzheitlichen Quantifizierung der Nachhaltigkeit verlangen neben der Darstellung von Kosten, der Berücksichtigung aller relevanten Wirkungen der zu untersuchenden Vorhaben und Maßnahmen auf die Umwelt. Bei Hochwasserschutzmaßnahmen ist hierzu als herausragende Umweltwirkung vorrangig die Verringerung der prognostizierbaren Hochwasserschäden zu analysieren. Um alle finanziellen Wertbeeinflussungen, die durch eine Schutzmaßnahme verhindert werden können, angemessen zu erfassen, ist es notwendig, die zugehörigen Schadenseinsparungen zu bestimmen. Schadenseinsparungen umfassen im Nachhaltigkeitsmodell den im Regelfall umfangreichsten positiven Nutzen eines jeden Schutzprojektes. Vermiedene Hochwasserschäden bilden neben dem Schutz von Leib und Leben die primäre Aufgabenstellung eines jeden Schutzkonzeptes. Ein Nachweis von Schadenseinsparungen ist allgemein bei jeder Schutzmaßnahme möglich und in Hinblick auf die Auswertung aller relevanten Umweltwirkungen grundsätzlich notwendig.

Ökologische Dimension

Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen neben finanziellen Aufwendungen für die Umsetzung und den Betrieb eine Vielzahl weiterer Wirkungen auf die Umwelt. Hierbei sind neben sozialen Wir-

¹⁸⁸ vgl. Formel 2

kungen auch Eingriffe in die Ökologie nachweisbar. Die ökologische Dimension der Nachhaltigkeit wird durch Hochwasserschutzmaßnahmen differenziert beeinflusst. Es werden zum Beispiel Veränderungen der biologischen Vielfalt und der Schadstoffemissionen, aber auch Eingriffe in die Qualität und Quantität der Grundwasserbildung durch unterschiedlichste Maßnahmen des Hochwasserschutzes verursacht.

3. Biodiversität

Der Mensch in Rahmen des anthropozentrischen Weltbildes verwendet die Natur ausschließlich in Zielstellung der eigenen Bedürfnisbefriedigung. Hierbei sind nicht grundlegend Existenz- oder Vermächtniswerte der Natur von Interesse, als vielmehr die potentiell bereitgestellten Leistungen die durch den Menschen Nutzung finden können. Die Natur aber besteht aus weit mehr Prozessen, als die durch den Menschen direkt verwendeten Leistungen dies repräsentieren. So ist die Natur durch unzählige biotische und abiotische Komponenten geprägt. Diese wirken innerhalb von Ökosystemen entsprechend differenzierter Wechselwirkungen zusammen und gewährleisten Stabilität und Widerstandsfähigkeit gegenüber äußeren Einflussnahmen. Ökosysteme bilden die Grundlage der Leistungsfähigkeit der Natur und erlauben resultierende Nutzungen durch den Menschen. Je stabiler und widerstandsfähiger Ökosysteme sind, desto geringer sind die Folgen die durch Leistungsbereitstellung und -abruf durch die Menschen erfolgen. Gleichzeitig aber bilden Eingriffe mit direkten Einflussnahmen zum Beispiel auf die Diversität, die Anzahl an Organismen und Lebensräumen, Ursache einer ökosystemaren Veränderung, in deren Folge die Stabilität und die Widerstandsfähigkeit Schwächung erfährt. Im Ergebnis sind Naturleistungen zukünftig nicht in den gegenwärtig vorliegenden Umfängen aufrechtzuhalten und begründen Nutzenverluste der Gesellschaft. Dies wiederum steht im maßgeblichen Widerspruch zur nachhaltigen Entwicklung, in deren Ergebnis zukünftigen Generationen eine mindestens vergleichbare Lebens- und Nutzungsgrundlage zur Verfügung stehen soll.

3.1. Definition – Zielstellung

Biodiversität beschreibt die biologische Vielfalt eines Ökosystems oder einer topographischen Region. Dies beinhaltet zum Beispiel die Anzahl verschiedener Arten, die genetische Variabilität oder auch die Veränderungen der Lebensgemeinschaften hinsichtlich Raum und Zeit. Der Begriff Biodiversität kann allgemein entsprechend den Ausführungen der „Convention on Biological Diversity“ in Rio de Janeiro 1992 definiert werden.

“Biological diversity means the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems.”¹⁸⁹

Die biologische Vielfalt verursacht verschiedene Wirkungen, die im Ergebnis Menschen in Nutzung der Natur direkt und indirekt beeinflussen. So bildet die Biodiversität Teil der Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit, der Stabilität, der Widerstandskraft und auch der Produktivität von Ökosystemen. Gleichermaßen ist die Biodiversität die Basis für verschiedenste Ökosystemdienstleistungen, die der Bedürfnisbefriedigung der Gesellschaft dienen¹⁹⁰. Insgesamt weist die Biodiversität sowohl direkte als auch indirekte Gebrauchsnutzen, Optionswerte einer zukünftigen Umweltinanspruchnahme, als auch Vermächtnis- und Existenzwerte auf¹⁹¹. Die Vielzahl an Einflussnahmen und Wirkungen belegt den

¹⁸⁹ Art. 2 UN (1992) – Seite 3

¹⁹⁰ vgl. MA (2003, 2005), TEEB (2010A,B)

¹⁹¹ vgl. WEINMANN ET AL. (2003)

hohen Wert der Biodiversität als allgemein zu schützendes Gut, auch im Interesse der stabilen Aufrechterhaltung menschlicher Naturnutzungen zur eigenen Bedürfnisbefriedigung.

Die Auswertung der durch kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen prognostizierbaren Wirkungen auf die Biodiversität ist im ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodell auf biotische Faktoren zu beschränken. Hierzu sind die maßgeblichen projektbedingten Veränderungen für die Zusammensetzung und die Wechselwirkungen von Ökosystemen nachzuweisen. So ist zum Beispiel infolge des Baus eines Hochwasserrückhaltebeckens durch Einstau eine vollständig neue ökosystemare Struktur an Organismen zu prognostizieren, wie die vorher im Trockengebiet vorherrschende. Folglich ist der Verlust bestehender, als auch die Ansiedlung zukünftiger Spezies in den Analysen zu beachten.

Der Nachweis und die Beurteilung der Biodiversität werden vielseitig diskutiert. Es existieren verschiedene Ansätze und Methoden um die Biodiversität in unterschiedlichen Zielstellungen und Regionen nachzuweisen und zu beurteilen. Maßgeblich im Rahmen der Idee der Ökosystemdienstleistungen ist die Biodiversität in Hinblick der daraus ableitbaren anthropogenen Bedürfnisbefriedigung zu untersuchen¹⁹². Diversität und Artenreichtum begründen Stabilität, Produktivität und Widerstandsfähigkeit der Ökosysteme, in deren Ergebnis nachhaltige menschliche Nutzungen erfolgen können. Eingriffe und Veränderungen in die Biodiversität verursachen sowohl direkte, als auch indirekte Änderungen an Nutzungsmöglichkeiten der Natur. In der Auswertung von Wirkungen auf und Folgen aus der Biodiversität ist entsprechend dem Konzept der Ökosystemdienstleistungen eine Analyse der biologischen Prozesse bis einschließlich der Bereitstellung ökosystemarer Funktionen notwendig. Biodiversität bildet maßgeblichen Teil der Dienstleistungsvorbereitung und ist nur eingeschränkt entsprechend genetischer Vielfalt als direkte Leistung zu beschreiben¹⁹³. Zur Nachweisführung der aus der Biodiversität erwachsenden Dienstleistungen und der anschließenden Nutzen für die Gesellschaft sind spezifische Klassifizierungen in erweiterter Auswertung der Grunddefinition notwendig. Biodiversität als Überbegriff umfasst verschiedenste Teile biologischer Vielfalt die mittels unterschiedlichen Ansätzen erfass- und auswertbar sind. So können zum Beispiel die Diversität von Organismen, Verteilungen von Arten, Spezifikationen der Lebensräume oder auch ausgewählte biologische Repräsentanten als Nachweisgrundlage dienen. Dies wiederum erzeugt eine Vielfalt an potentiell zu analysierenden Parametern, die in Auswertung der Biodiversität eine maßgebliche Problemstellung bilden. Während allgemeiner Konsens entsprechend der Grunddefinition über die Bedeutung und die Nutzen biologischer Vielfalt besteht, sind zur Nachweisführung und Beurteilung keine eindeutig übertragbaren Ansätze vorliegend. Es existieren für einzelne Projektanwendungen spezifische Bewertungsansätze, doch ist übergeordnet kein Verfahren existent, um die Biodiversität allgemeingültig zu ermitteln und zu beurteilen¹⁹⁴. Im Rahmen des Konzeptes der Ökosystemdienstleistungen werden einige wenige Indikatoren aufgezeigt in deren Anwendung ein begrenztes Spektrum an Biodiversität zu untersuchen ist¹⁹⁵. Da aber Ökosystemdienstleistungen fast ausschließlich auf nationaler oder globaler Ebene Ansatz finden, sind Verfahren und Methoden bisher kaum auf kleinskalige Anwendungen wie zum Beispiel den kommunalen Raum validiert¹⁹⁶. Zur Beurteilung der Biodiversität in lokaler Raumbeschränkung ist als eines von wenigen Verfahren die Anwendung des „City Biodiversity Index“ möglich¹⁹⁷. Als Analyserahmen dienen urbane Siedlungsstrukturen. Hierbei werden mit bis zu

¹⁹² vgl. MA (2003, 2005), TEEB (2010A,B)

¹⁹³ vgl. MA (2003, 2005), TEEB (2010A,B)

¹⁹⁴ vgl. WEINMANN ET AL. (2003)

¹⁹⁵ vgl. WEINMANN ET AL. (2003), DEFRA (2005), NWDA (2008), MATZDORF ET AL. (2010), TEEB (2010c)

¹⁹⁶ vgl. ALBERT & HAAREN (2012)

¹⁹⁷ vgl. CBD (2012)

23 Indikatoren multikriterielle Analysen der Biodiversität durchgeführt. Ziel ist es, die urbane biologische Vielfalt zu ermitteln und vergleichbar darzulegen, um ökologisch gestärkte Stadtstrukturen in der Planung zu verfolgen¹⁹⁸. Jedoch besteht allgemein die Einschränkung, dass mit dem Verfahren fast ausschließlich Beurteilungen gegenwärtiger oder nur begrenzt veränderter Umweltzustände erreicht werden können. Prognosen von vollständig veränderten Projektstandorten sind mit dem „City Biodiversity Index“ nur in Kenntnis einer Vielzahl vorab vorliegender Parameter möglich. Weitere Methoden zur Nachweisführung und Beurteilung der lokalen Biodiversität sind in Einschränkung der Anwendungsziele zum Beispiel in der Forstwirtschaft¹⁹⁹ oder der „Green Infrastructure“²⁰⁰ vorliegend. In beiden Verfahren wird die Biodiversität entsprechend projektspezifischer kontingenter Bewertungen in Nutzen auf die Gesellschaft dargelegt.

Für die Untersuchung der Nachhaltigkeit kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen ist ein projektbedingter Wirkungsnachweis auf die Biodiversität zu erbringen. Hierzu ist kleinskalig eine Methodik zu verwenden, die gewährleistet, dass differenzierte Maßnahmen in wechselnden Regionen vergleichbar analysiert und in Nutzenwert monetär beurteilt werden. Die Untersuchung ist dabei vorrangig auf mittel- bis langfristige Zeithorizonte zu konzipieren. Es sind Methoden vorzusehen die im Rahmen der Biodiversität Wirkungsabschätzungen inklusive Folgenprognosen verschiedenster Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen gewährleisten. Diese aber sind im Rahmen der bisher vorliegenden Verfahren zur Beurteilung der Biodiversität nur eingeschränkt gegeben. Zwar erlauben Verfahren die grundsätzliche Auswertung zukünftiger Szenarien, doch ist bedingt des Bedarfs an Informationen und der verwendeten Beurteilungstechniken eine Übertragung auf vollständig neukonzipierte Maßnahmen nicht direkt möglich²⁰¹. Vielmehr sind maßgebliche Änderungen an der Methodik und den Inhalten vorzunehmen, um kommunale Hochwasserschutzprojekte entsprechend vergleichbar zu evaluieren. Gleichzeitig bleibt die Herausforderung der Vielschichtigkeit der Biodiversität bestehen. Die bisherigen Verfahren begründen Aussagen mehrheitlich auf einigen wenigen ausgewählten Parametern, nicht aber auf allgemein anerkannten ganzheitlichen Werten und Wertfaktoren.

3.2. Anwendungsrahmen, Bewertungsmethodik

Die Anwendung des Kriteriums Biodiversität erfolgt zur Nachweisführung der durch Hochwasserschutzmaßnahmen verursachten Wirkungen auf die Vielfalt biotischer Organismen und den daraus resultierenden Folgen auf die Umwelt. Es sind alle relevanten Wirkungen und die daraus zu prognostizierenden Folgen zu analysieren und geschlossen zu beurteilen. Als maßgebliche Parameter der Untersuchung sind neben weiteren vorrangig Einflussnahmen auf die Diversität, die Artenzahlen, Artenverteilungen, die genetische Varianz aber auch die Wertigkeiten einzelner maßgeblicher Organismen zu berücksichtigen. Im Ergebnis ist die projektbedingte Veränderung der biologischen Vielfalt mit den daraus ausgelösten Umweltfolgen darzustellen. Als Untersuchungsgrenze dient zum einen die allgemeine Definition der Biodiversität, in Spezialisierung auf biotische Komponenten, und zum anderen der Ansatz der Ökosystemdienstleistungen. Folglich sind alle projektbedingten Wirkungen zu berücksichtigen die biologische Vielfalt verändern und gleichermaßen Eingriffe in die menschliche Naturnutzung verursachen.

¹⁹⁸ vgl. CBI (2012)

¹⁹⁹ vgl. MEYERHOFF ET AL. (2006)

²⁰⁰ vgl. NWDA (2008)

²⁰¹ z. B. Kriterienkatalog „City Biodiversity Index“ – vgl. CBD (2012)

In Analyse der verschiedensten Auswertungsverfahren und -ansätze ist mit den gegenwärtig bestehenden Methoden keine umfassende und allgemein vergleichbare Auswertung von Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Biodiversität möglich²⁰². Je nach vorliegendem Verfahren können Teile einer Nachweisführung erfolgen, doch vollständig rationale und allgemein anerkannte, vergleichbare Quantifizierungen der Biodiversitätsbeeinflussung durch Hochwasserschutzmaßnahmen sind nicht umsetzbar. Im Interesse der Einhaltung rationaler Grundlagen der Bewertung und Stützung auf anerkannte Beurteilungsfaktoren kann im Regelfall im Teilmodell 1 des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells der rationale, objektivierte Nachweis der Biodiversität gegenwärtig noch nicht erfolgen. Es ist durch erweiterte Forschungen eine gesonderte Methodik zu erarbeiten. Diese muss der Maßnahmenwahl entsprechend, grundlegende Änderungen von Ökosystemen vor und nach der Umsetzung berücksichtigen können und der Anerkennung in den verwendeten Parametern zur Auswertung unterliegen. Ist dies zu gewährleisten, so kann die zukünftige Verfahrensmethodik, in Beachtung der Kriterienstruktur des Nachhaltigkeitsmodells, anerkannte Anwendung im Teilmodell 1 erfahren. Bis dahin ist der Nachweis des Eingriffes kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen in die Biodiversität durch Anwendung des Teilmodells 2, infolge der Evaluierung expertengestützter Präferenzen, zu erbringen.

4. Erosion

Der Boden als Teil der Umwelt ist grundlegender Bestandteil des bekannten Lebens auf der Erde. Er ist der Ursprung von Lebewesen, Nahrungsmitteln und bildet Ort der Vermehrung und Fortpflanzung. Da Boden Lebensgrundlage und Entwicklungsbasis gleichermaßen bildet, ist der Verlust von diesem ein einschneidendes Ereignis im Naturhaushalt. Jeder abgetragene Bodenpartikel ist dabei entsprechend der Wirkungsbeziehungen wenn immer möglich zu vermeiden. Eine Berücksichtigung des Bodenschutzes ist bei alle bodenverändernden anthropogenen Maßnahmen notwendig.

4.1. Definition – Zielstellung

4.1.1. Definition Boden

„Böden sind der belebte Teil der obersten Erdkruste. Sie besitzen eine Mächtigkeit von wenigen Zentimetern bis zu mehreren Zehner Metern bei einer Dicke der Erdkruste von meist 5...40 km.“²⁰³

Böden bilden die Grundlage für unterschiedlichste Pflanzen und Kleinstlebewesen, die den natürlichen Kreislauf des Lebens in den heute vorzufindenden Umfängen gewährleisten. Die Bildung und Erzeugung neuer Böden sowie die Entwicklung bestehender ist durch das Klima, das Ausgangsgestein und die natürliche Vegetation einzigartig. Je nach Region sind dabei unterschiedliche Umfänge der Boden Neubildung zu registrieren. In den durchschnittlichen Breitengraden Europas sind jährliche Boden neubildungsraten von bis zu 0,1 mm nachweisbar²⁰⁴. Ab Überschreitung eines jährlichen Bodenverlustes von zirka 1 t/(ha*a) ist durch die begrenzte Neubildungsrate eine irreversible Bodenveränderung zu prognostizieren²⁰⁵.

²⁰² vgl. DEFRA (2005), NWDA (2008), MATZDORF ET AL. (2010), TEEB (2010c), RUSCHE ET AL. (2012)

²⁰³ SCHEFFER & SCHACHSCHABEL (2010) – Seite 1

²⁰⁴ vgl. Europäische Kommission – Landwirtschaft und Umwelt: <http://ec.europa.eu/agriculture> (abgerufen: 16.08.2011)

²⁰⁵ vgl. AUERSWALD (1991)

4.1.2. Bodenerosion

Der Verlust nutzbarer Bodenflächen entsteht durch vielfältige natürliche wie auch anthropogen verstärkte Prozesse²⁰⁶.

Natürliche Bodenverluste

Natürliche Bodenverluste können punktuell und zyklisch auftreten. Sie sind geprägt von unterschiedlichen natürlichen Einflussfaktoren, die eine Abtragung oder Veränderung des Gefüges nach sich ziehen. Als maßgebliche Ursachen sind Wind und Wasser zu nennen²⁰⁷.

Anthropogen verstärkte Bodenverluste

Anthropogen verstärkte Bodenverluste entstehen durch physikalische Belastungen infolge von Bewirtschaftung und Flächennutzung, in Verbindung mit natürlichen Einflussfaktoren wie Wind und Wasser. Als maßgebliche anthropogene Ursachen sind Viehhaltungen und Ackerbau zu nennen.

Natürliche und anthropogen verstärkte Bodenverluste können unter Beachtung von charakterisierenden Gemeinsamkeiten unter dem Begriff der Bodenerosion zusammengefasst werden. Unter Bodenerosion ist der Abtrag von Boden und Bodenpartikeln durch unterschiedliche gefügezerstörende natürliche und anthropogene Prozesse zu verstehen. Als maßgebliche Ursachen der Bodenerosion sind Wind, Wasser und Bewirtschaftung (Bearbeitungserosion) zu nennen. Da aber die Bewirtschaftung nicht eigenständig Erosionsprozesse verursacht, sondern nur im Zusammenwirken mit natürlichen Einflüssen die Erosion verstärkt, wird in den folgenden Ausführungen auf eine separate Wirkungsanalyse verzichtet.

I. Winderosion

Winderosion entsteht durch das Auftreffen des Windes auf den Bodenkörper, unter dem Herauslösen von Bodenpartikeln(-teilchen) durch Druck- und Hubkräfte. Für das Eintreten von Winderosion existieren Orientierungswerte, die gemäß der vorliegenden Bodenbeschaffenheit, der natürlichen Reliefgegebenheiten und der Windgeschwindigkeiten zu unterscheiden sind²⁰⁸.

- Windgeschwindigkeit: > 8 m/s
- Bodenbeschaffenheit: Feinsand vor allem vorliegend
- Reliefeigenschaften: < 5 km Flurelemente je km² in wald-/bedeckungsarmen Regionen
- Bodenbedeckung: < 25 % Bodenbedeckung

II. Wassererosion

Wassererosion besteht aus den Teilprozessen Ablösung und Transport. Inhaltlich können beide Prozesse durch Regen und Abfluss ausgelöst werden. Während der Regen durch Luftsprennung²⁰⁹ oder

²⁰⁶ vgl. SCHEFFER & SCHACHSCHABEL (2010)

²⁰⁷ vgl. SCHEFFER & SCHACHSCHABEL (2010)

²⁰⁸ vgl. BMVEL (2001)

²⁰⁹ Bei schnellen und intensiv stattfindenden Regenereignissen entstehen im Bodenkörper Lufteinschlüsse. Infolge eines weiteren Wasserauftrittes verstärkt sich der interne Druck, der bei Überschreitung der Scherfestigkeit des Bodenkörpers zu einem Aufreisen und Loslösen von Bodenpartikeln führt. – vgl. SCHEFFER & SCHACHSCHABEL (2010)

den Splash-Effekt²¹⁰ zerstörende Wirkungen ausübt, ist der Abfluss durch seine hohen Scherkräfte am Teilchenverbund für eine abtragende Funktion verantwortlich. Maßgebliche Ursachen von Wassererosion bilden, neben der Intensität und der Dauer des Niederschlags- oder Abflussereignisses, die Bodenbedeckung, die Hangneigung und die Bodenbewirtschaftungsform²¹¹.

- Niederschlag: > 10 mm/h
- Bodenbeschaffenheit: sL, IS, S
- Hangneigung: > 4%
- Bodenbedeckung/-bewirtschaftung: < 30 %

4.1.3. Auswirkungen von Bodenerosion

Bodenerosion beschreibt das Lösen und den Transport fruchtbarer Bodenbereiche durch physikalische Umweltprozesse. Der entfernte Boden inklusive seiner verschiedensten Inhaltsstoffe ist anschließend für den lokalen Bereich und damit verbunden für die ansässigen Pflanzen nicht mehr nutzbar. In Vergleich durchschnittlicher mitteleuropäischer Bodenneubildungsraten von <math><1 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})^{212}</math> und der mittleren deutschlandweiten Erosionsrate von 4,6 - 8,7 t/(ha*a)²¹³ ist fruchtbarer Boden nach heutigem Verständnis ein gefährdetes Gut.

I. Bodenerosionseffekte on-site

On-site Effekte umfassen alle Auswirkungen der Bodenerosion auf den Flächen des Abtrages selbst. Als Folgen entstehen Veränderungen von Bodeneigenschaften, die sowohl die Produktivität, als auch weitergehende Widerstandsfähigkeiten gegen fortschreitende Erosion beeinflussen. Mögliche Konsequenzen sind:

- fehlende oder verringerte Mengen an Nährstoffen,
- Bildung bewirtschaftungshindernder Reliefstrukturen (Rillen, Rinnen, etc.),
- Verringerung der nutzbaren Bodenschichtdicke und
- langfristige Rückgänge von Ernteerträgen.

II. Bodenerosionseffekte off-site

Unter dem Begriff off-site-Effekte werden alle Wirkungen der Bodenerosion verstanden, die abseits der erodierten Flächen durch die Erosionsstoffe entstehen.

- Stoffakkumulationen
- erhöhte Sedimentfrachtmengen in Gewässern
- Verlandungen von Wasserrückhaltemaßnahmen
- Schadstoffeinträge in Gewässer

4.2. Erosion – kommunale HWSM

Der kommunale Hochwasserschutz umfasst entsprechend seiner unterschiedlichsten Maßnahmen ein breites Spektrum verschiedener Wirkungen auf die Umwelt. Als eine nachweisliche Wirkung ist hierbei neben weiteren eine Beeinflussung von Bodenerosionsprozessen zu prognostizieren. Unter

²¹⁰ Regentropfen treffen mit hoher Geschwindigkeit auf den Boden. Bei Ausweichen des Wassertropfens von der Bodenoberfläche entstehen Scherspannungen, die Materialteilchen lösen und herausreisen können. (Splash- oder Plansch-Effekt) – vgl. SCHEFFER & SCHACHSCHABEL (2010)

²¹¹ vgl. SCHWERTMANN ET AL. (1990), HILLER & BRÄUNIG (2008), BRÄUNIG (2009)

²¹² vgl. AUERSWALD (1991)

²¹³ vgl. WERNER ET AL. (1994)

Berücksichtigung der maßgeblichen Bodenerosionswirkungen sind dabei Maßnahmen der Landwirtschaft sowie Kleinrückhalte beurteilungsrelevant.

I. Landbewirtschaftung

Maßnahmen der Landbewirtschaftung gewährleisten neben verbesserten Infiltrationseigenschaften und den daraus folgenden Hochwasserschutzwirkungen einen verstärkten Erosionsschutz. In Anwendung der Maßnahmen werden Böden nicht weiter verdichtet und ein gleichmäßiger dauerhafter Bodenbewuchs sichergestellt. Unverdichtete Böden sind infolge ihrer Vielzahl zur Verfügung stehender Poren geeignet, Wasser aufzunehmen und verzögert abzuleiten. Schädigende Direktabflüsse sind nur bei extremen Niederschlagsereignissen zu erwarten. Der dauerhafte Bodenbewuchs ermöglicht zusätzliche Rückhalteleistungen von Oberflächenwasser und ermöglicht einen Schutz der obersten Bodenschicht vor einer Verschlammung.

II. Kleinrückhalte

Kleinrückhalte sind grundsätzlich nicht geeignet Bodenerosion direkt zu beeinflussen oder sogar maßgeblich zu vermindern. Lediglich bei Einsatz unterhalb erosiver Gebiete ist ein Erosionsschutz nachweisbar. Der Schutzeffekt beruht hierbei auf der Vermeidung des Eintrages von Sedimenten in Gewässer oder vulnerable Regionen. Der Erosionsschutz ist nur indirekt über verhinderter Schäden off-site nachweisbar.

4.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Die Reduzierung und wenn immer möglich Vermeidung von Bodenerosion, ist neben begründeten wirtschaftlichen Interessen der Flächenbesitzer und -nutzer, maßgeblich durch Gesetze und Vorschriften gefordert. In Deutschland sind hierzu das „Bundes-Bodenschutzgesetz“²¹⁴ und die „Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung“²¹⁵ als vorrangige Dokumente eines nachhaltigen Bodenschutzes zu beachten. Basierend auf den rechtlichen Verordnungen ist Bodenerosion eine schädliche Bodenveränderung, die „... möglichst vermieden werden“²¹⁶ soll. Die Art sowie der Inhalt der Vermeidung und Reduzierung sind abhängig der Nutzung sowie der zur Verfügung stehenden Mittel.

4.4. Indikator Bodenerosion

I. On-site

On-site-Effekte entstehen gemäß Definition auf bodenerosionsgefährdeten Flächen. Ausgelöst durch die Bodenverluste sind ökologische Beeinträchtigungen und nachgeordnet Herausforderungen einer eingeschränkten wirtschaftlichen Produktivität zu prognostizieren. Entsprechend der Folgen ist für on-site-Effekte ein Indikator (Sachbilanz) ausgerichtet der nachzuweisenden Abtragungsmengen zu entwickeln.

Einheit: Abtragungsmenge

II. Off-site

Off-site-Effekte entsprechen den Folgen von Bodenerosion durch Ablagerungs- und Eintragungsprozessen. Infolge sind Beeinträchtigungen auf Güter sowie Aufwendungen für Reinigung und Wiederherstellung zu prognostizieren. Für die Analyse und Nachweisführung der Bodenerosion off-site ist als Indikator die vermiedene Sedimentationsmenge oder der Anteil der spezifisch durch die Schutzmaßnahmen zurückgehaltenen Materialmengen zu erfassen.

²¹⁴ BBodSCHG (2004)

²¹⁵ BBodSCHV (2009)

²¹⁶ § 17 Abs. 2 Nr. 4 BBodSCHG (2004)

Einheit: Rückhaltmenge

4.5. Auswertungsmethodik

4.5.1. On-site

On-site Effekte der Bodenerosion umfassen alle Wirkungen von Bodenabtragungen auf den betroffenen Flächen selbst. Entsprechend der Bewirtschaftung und den natürlichen Gegebenheiten sind dabei als Folgen zum Beispiel eingeschränkte Produktivität, veränderte Nährstoffzufuhren oder erhöhte Aufwendungen für die Flächenbearbeitung zu registrieren. Um die Sachbilanz kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Bodenerosion on-site zu bestimmen, ist eine der drei im Folgenden beispielhaft erläuterten Bewertungsansätze anzuwenden.

I. Empirische Auswertung

Das in Deutschland am weitest verbreitete empirische Modell zur Berechnung der Bodenerosion ist die „Allgemeine Bodenabtragsgleichung“ (ABAG)²¹⁷. Sie basiert auf der amerikanischen „Universal Soil Loss Equation“ (USLE)²¹⁸ und wurde durch SCHWERTMANN ET AL. (1990) für Deutschland präzisiert. Unter Einbeziehung verschiedener Parameter ist die ABAG geeignet Abtragungsraten detailliert bei Flächen- und Rillenerosion zu erfassen und nachzuweisen. Ihre Ergebnisse entsprechen durchschnittlichen jährlichen Abtragungsmengen, die ab einem Bewertungszeitraum von mindestens 20 Jahren als repräsentativ beurteilt werden²¹⁹.

$$A = R * K * L * S * C * P$$

<i>A</i>	<i>jährliche Bodenabtragungsmenge [t/(ha*a)]</i>
<i>R</i>	<i>Regen- und Oberflächenabflussfaktor</i>
<i>K</i>	<i>Bodenerodierbarkeitsfaktor</i>
<i>L</i>	<i>Hanglängenfaktor</i>
<i>S</i>	<i>Hangneigungsfaktor</i>
<i>C</i>	<i>Bedeckungsfaktor</i>
<i>P</i>	<i>Erosionsschutzfaktor</i>

Formel 3: allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG)

II. Physikalische Auswertung

Physikalische Modelle ermöglichen die Berechnung von Erosionsmengen unter Berücksichtigung unterschiedlichster physikalischer Prozesse. Infolge der detaillierten Berechnungsformen sind realitätskonforme Abtragungsmengen für jedes Ereignis, nicht aber für durchschnittliche Jahreswerte bestimmbar²²⁰.

In Deutschland existieren verschiedene physikalische Bodenabtragungsmodelle, die auf differenzierten Gleichungssystemen, unter Berücksichtigung unterschiedlicher physikalischer Prozesse, beruhen. Als Vertreter sind zum Beispiel die Modelle CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), WEPP (Water Erosion Prediction Project) oder EROSION 3-D zu nennen.

III. Vergleichswerte

Sind Auswertungen und Beurteilungen zum Beispiel durch fehlende finanzielle Mittel nur höchst eingeschränkt möglich, so ist eine Bestimmung von Erosionsmengen unter Berücksich-

²¹⁷ vgl. Formel 3

²¹⁸ vgl. WISHMEYER & SMITH (1961)

²¹⁹ vgl. SCHWERTMANN ET AL. (1990), AUERSWALD (1991)

²²⁰ vgl. JETTEN ET AL. (2003)

tigung übertragbarer Kennwerte möglich. Das Vergleichswertverfahren beruht dabei auf der Verknüpfung allgemein anerkannter Kennwerte und vereinfachten Validierungsfaktoren des zu analysierenden Projektgebietes.

Beispielhaft kann für die Bestimmung von Bodenerosionsmengen auf Kennwerte von WERNER ET AL. (1994) zurückgegriffen werden. In deutschlandweiten Untersuchungen ermittelten die Autoren durchschnittliche Abtragungskennwerte für die konventionelle Landwirtschaft. Im Ergebnis ihrer Forschungen wurden mittlere Abtragungsmengen von 4,6 t/(ha*a) bis 8,7 t/(ha*a) nachgewiesen.

Die drei Verfahren zur Bestimmung der Erosionsmengen unterscheiden sich grundlegend hinsichtlich Detaillierungsgrad und Umfang der Bearbeitung²²¹. Eine Verfahrensauswahl ist vor jeder Anwendung zu führen und zu begründen. Im Anschluss sind alle Alternativen und Vergleichsprojekte mit identischen Verfahrensansätzen zu untersuchen. Verfahrenswechsel sind begründet der unterschiedlichen Detailgrade nur geschlossen über alle Alternativen und Projekte möglich.

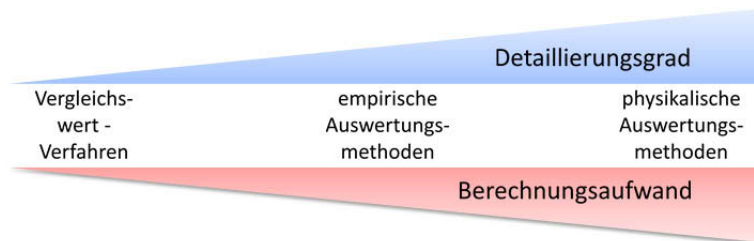


Abbildung 22: Differenzierung der Auswertungsverfahren des Indikators Bodenerosion on-site nach Detaillierungsgrad und Berechnungsaufwand

4.5.2. Off-site

Der Nachweis der Sachbilanz von Bodenerosionseffekten off-site kann mittels den aus den Wirkungsnachweisen on-site bekannten Verfahren erfolgen. Hierzu sind die sich einstellenden und rational zu prognostizierenden Erosionsmengen zu ermitteln. In Abhängigkeit der vorliegenden Maßnahmen und der Mittel zur Auswertung können gleichermaßen empirische und physikalische Methoden oder Vergleichswertverfahren Anwendung finden. Speziell in Beurteilung der Wirkungen off-site aber, ist zusätzlich der Erosionsmengenberechnung eine Nachweisführung der Betroffenheit und der durch die Maßnahmen veränderten Erosionsmengen mit Schadenswirkungen off-site notwendig. Im Detail ist der Anteil der Erosionsmengen zu bestimmen, der direkt durch die Maßnahmen verhindert oder gemindert werden kann und somit keine weiteren Schäden off-site begründet.

4.6. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

4.6.1. On-site

Der Wert von Böden wird in naturwissenschaftlich geprägten Fachliteraturquellen höchst differenziert beurteilt. Es existieren Ergebnisbandbreiten von zirka 4 €/t²²² bis zu mehr als 20 €/t²²³ Bodenmaterial. Ursachen der Kostenspannen bilden dabei die Ziele der Wertbeurteilung und die verwendeten Randbedingungen der Modelle.

In Auswertung einer Vielzahl an Fachstudien wird im Nachhaltigkeitsmodell in Hinblick auf den Bodenwert den Ansätzen von BRAND-SASSEN (2004) gefolgt. Der dabei berechnete Bodenwert basiert auf

²²¹ vgl. Abbildung 22

²²² vgl. BRAND-SASSEN (2004)

²²³ vgl. SCHACH (1987)

wirtschaftlichen Untersuchungen der Bodenbestandteile und den Wertverlusten bei Abtrag des Materials durch eingeschränkte Nutzbarkeit. Das Ergebnis der Wertermittlung ist als Kostendarstellungswert der Bodenerosion grundsätzlich geeignet, die Effekte des Bodenschutzes konservativ und damit begründet auf den weitere Forderungen der Fachwelt nach gemäßigten Wertansätzen darzustellen²²⁴.

BRAND-SASSEN (2004):

Die Wertermittlung basiert auf dem Nachweis der Kosten einzelner anthropogen bedeutender Bodeneinhaltsstoffe und dem Wert des Bodens bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzung. In Zusammenführung beider Faktoren wird der Wert erodierten Materials bestimmbar.

Bodeneinhaltsstoffe begründen ihren Wert gemäß dem Autor auf zwei Faktoren:

- gelöste Hauptnährstoffe und
- verwendete Pflanzenschutzmittel (PSM).

Der Nutzwert von Böden wird unabhängig der Inhaltsstoffe durch prognostizierbare Ertrags- und Produktivitätsänderungen bei durchschnittlichen landwirtschaftlichen Nutzungen bestimmt. Infolge der Untersuchung entspricht der berechnete Wert dem Verlust langjähriger Werthaltungen der Böden bei der Nutzung.

Der Bodenwert beträgt kombiniert aus Inhaltsstoffen und Nutzwert nach BRAND-SASSEN (2004) zirka 4,80 €/t.

4.6.2. Off-site

Die Folgenbeurteilung von Bodenerosionseffekten off-site ist maßgeblich abhängig des Standortes der erosionsgefährdeten Flächen und der dabei durch die gelösten Stoffe bedrohten Werte und Güter. Je nach betroffenen Werten sind Folgen in unterschiedlichen Umfängen nachweisbar. So ist zum Beispiel die Reinigung einer Straße infolge einer Sedimentablagerung im Regelfall deutlich kostengünstiger als eine Sedimententfernung in einem Gewässer (Nassbaggern). Um die Folgen von Bodenerosion off-site angemessen zu erfassen und in Verbindung der Sachbilanzierung eine begründete Gesamtauswertung der Umweltwirkungen zu erarbeiten, sind mehrere verschiedene Lösungsansätze anwendbar. So ist eine Folgenbeurteilung in Form einer Einzelschadensprognose vergleichbar einem „Was-Wäre-Wenn“-Szenario möglich. Hierzu sind alle potentiellen Schäden ex-ante zu prognostizieren. In Verknüpfung der Folgenwerte und der Sachbilanzierung des Bodenabtrags sind realitätsnahe Gesamtbeurteilungen in einem maximalen Detailumfang nachweisbar. Da aber nicht bei jeder Maßnahme ein derart hoher Analyseaufwand gerechtfertigt erscheint, können Folgen der Bodenerosion off-site auch mittels Vergleichswerten Abbildung erfahren. Hierzu existieren verschiedene Ansätze, die ausgehend von einer Vergleichsbewirtschaftung von Flächen, Wertbeeinflussungen ausgelöst durch die Bodenerosion off-site belegen. So sind zum Beispiel in den Studien von HÜBLER & SCHABLITZKI (1991) und der EUROPÄISCHEN UMWELTAGENTUR (2007) Wertansätze für eine Folgenbeurteilung von Bodenerosionseffekten off-site erarbeitet. Für Deutschland ist vornehmlich zur Folgenbeurteilung der Bodenerosion off-site auf DOLESCHEL & HEIßENHUBER (1991) zu verweisen²²⁵.

²²⁴ vgl. SHABMAN & BATIE (1978), NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2005)

²²⁵ vgl. BRAND-SASSEN (2004), SIEKER (2007)

DOLESCHEL & HEIßENHUBER (1991)

In der Forschungsarbeit von DOLESCHEL & HEIßENHUBER (1991) werden Folgen von Bodenerosion off-site begründet der Abträge und Folgen im Bundesland Bayern quantifiziert. Entsprechend der nachweislichen jährlichen Erosionsmengen von Landwirtschaftsflächen werden Folgekosten durch Reinigungsmaßnahmen ermittelt. Das Verhältnis der Kosten von Reinigung und Menge abgetragenen Sedimentationsmaterials entspricht einem durchschnittlichen Bodenerosionskostenfaktor off-site. Im Ergebnis sind finanzielle Folgen von 7 €/ha*a bei konventioneller Landbewirtschaftung zu prognostizieren.

Die Folgenbeurteilung von Bodenerosion off-site kann mittels verschiedenen Verfahren von höchst detailliert („Was-Wäre-Wenn-Szenario“) bis hin zur Anwendung von Vergleichswertverfahren erfolgen. Je nach Anwendungszweck und vor allem Möglichkeiten der Nachweisführung ist ein Verfahren zur Folgenbeurteilung zu verwenden. Dieses ist entsprechend der Einhaltung einer konsistenten Vergleichsgrundlage bei alle Alternativen und Projekten identisch zu belassen.

4.7. Gesamtberechnung

Die Gesamtbewertung des Kriteriums Erosion erfolgt in Vergleich der konzeptionierten Schutzmaßnahmen und des Status Quo. Es ist nicht ausreichend lediglich Absolutwerte der zu beurteilenden Maßnahmen zu berechnen. Vielmehr besteht ein Bedarf an der Nachweisführung von Veränderungen der Erosion die speziell durch die Umsetzung der Maßnahmen verursacht werden. Hierzu sind in Abhängigkeit der Absolutwerte, Differenzen aus dem Status Quo und der Folgen einer Maßnahmenumsetzung zu bilden. Der Nachweis der Nutzen erfolgt dabei in Abhängigkeit der Sachbilanzierung mittels Indikatoren und für die Wertgewichtung durch geeignete Folgebeurteilungsmethoden. Der daraus für jede Alternative zu generierende Gesamtergebniswert repräsentiert die, durch die involvierten Schutzmaßnahmen, verursachten Umweltnutzen (positiv, negativ) entsprechend den Zielen und Definitionen des Kriteriums Erosion.

4.8. Erosion – Zusammenfassung

Maßnahmen des kommunalen Hochwasserschutzes können Bodenerosionen direkt und indirekt (on-, off-site) beeinflussen. Je nach Planung sind sie dabei mehr oder weniger geeignet eine Begrenzung bestehender Erosionsprozesse und deren Folgen zu gewährleisten. Zum Beispiel sind Direktsaaten oder Landumwandlungen von Acker- auf Forstflächen geeignet, bis zu 98 % der bis dato bestehenden Erosionsmengen zu vermeiden. Unter Berücksichtigung der Folgen on- und off-site der Erosionsflächen ist dabei eine Schadensverringerung von bis zu zirka 48 €/ha*a erreichbar²²⁶.

Der Nachweis der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Erosion erfolgt primär im Wissen um die Wichtigkeit des Bodens. Böden bilden innerhalb des Naturhaushaltes einen maßgeblichen Bestandteil ohne den Leben in der heutigen Form nicht denkbar wäre. Der Verlust von Bodenmaterial entspricht dem Verlust von Natur und damit der Einschränkung des Lebens selbst. Erosionsvorgänge sind begründet der immensen Wichtigkeit von Böden und der stark begrenzten Boden Neubildung auf ein Minimum zu beschränken.

5. Sohlflächenänderung

In der Planung kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen sind neben den primären auch sekundäre Wirkungen auf die Umwelt zu verzeichnen. Als ein Bereich der Betroffenheit ist dabei der durch Maßnahmen begründete Eingriff auf die Sohlflächen in den Fließgewässern und auf den Schutzmaß-

²²⁶ eigene Berechnungen nach: DOLESCHEL & HEIßENHUBER (1991), BRAND-SASSEN (2004), SIEKER (2007)

nahmenflächen zu untersuchen. Durch spezifische Materialentfernungs- und -ablagerungsprozesse entstehen veränderte Sohlthiefen, die zum Beispiel die Hochwasserausbreitung beeinflussen oder Verlandungen von Schutzmaßnahmen verursachen können.

5.1. Definition – Zielstellung

Veränderungen der Sohlthiefen ausgelöst durch kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen entstehen im Laufbereich der Gewässer durch veränderte Fließgeschwindigkeiten und der dadurch beeinflussten Sohlschubspannungen. Gleichzeitig aber ist auch auf den Projektflächen spezifischer Schutzmaßnahmen abseits der Gewässer eine Sohlthiefenveränderung infolge des Eintrittes eines Hochwasserereignisses nachweisbar. So entstehen zum Beispiel bei Hochwasserrückhaltebecken infolge des Einstaus Ablagerungen transportierter Stoffe. Sowohl Sohlthiefenänderungen in Gewässern, als auch auf den Maßnahmenflächen müssen in einer umfassenden, der Nachhaltigkeit ausgerichteten ganzheitlichen Projektbewertung Berücksichtigung finden.

5.1.1. Sohlthiefenänderung im Gewässer

Änderungen an den Sohlthiefen im Laufbereich von Gewässern können zum einen durch veränderte Eintragsmengen an Sedimenten und zum anderen infolge der Beeinflussung von Fließgeschwindigkeiten auftreten. Während Veränderungen an Eintragsmengen von Sedimenten ausgelöst durch Hochwasserschutzmaßnahmen durch das Kriterium Erosion Nachweis erfahren, sind Beeinflussungen von Fließgeschwindigkeiten und den daraus resultierenden Veränderungen an den Sohlthiefen spezifisch in diesem Kriterium zu untersuchen. Durch die Steigerung oder Verminderung von Fließgeschwindigkeiten lösen oder setzen sich Teilchen an den Sohloberflächen der Gewässer ab. Infolge können je nach Ereignis und Wirkungsumfang nachweisbare Sohleintiefungen oder Sohlerhöhungen im Verlauf der Gewässer entstehen.

Im Bewertungskriterium Sohlthiefenänderung im Gewässer ist zu untersuchen, in wie weit durch die anthropogenen Schutzmaßnahmen Abtragungen oder Anlagerungen stattfinden. In Verknüpfung der Wirkungswerte mit prognostizierbaren Folgen, zum Beispiel im Rahmen der Schadensbegrenzung, sind Beurteilungen der resultierenden Umweltnutzen möglich. Dies gewährleistet die projektbedingt ausgelösten Einflussnahmen auf die Sohlthiefen angemessen ihrer Wirkungsumfänge zu evaluieren und entsprechend rational prognostizierbarer Umweltfolgen zu bewerten.

5.1.2. Sohlthiefenänderung auf Maßnahmenflächen

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen beeinflussen nicht nur die Sohlthiefen der Gewässer, sondern ebenfalls die anderer Projektflächen bei Eintritt eines Über- oder Einstauereignisses. Infolge von Fließgeschwindigkeitsveränderungen erfolgen dabei Sedimentations- und Erosionsprozesse, die je nach Umfang der Maßnahme und dem Hochwasserereignis zu beträchtlichen Einschränkungen der Leistungsfähigkeiten der Flächen bei zukünftigen Nutzungen führen können. So ist zum Beispiel durch wiederholte oder großflächige Sedimentablagerungen im schwerwiegendsten Fall eine vollständige Verlandung von Hochwasserrückhaltebecken denkbar. Eine Schutzwirkung wäre entsprechend nicht mehr existent.

5.2. Sohlthiefenänderung – kommunale HWSM

Als auslösende Ereignisse der anthropogener Sohlthiefenänderungen sind im Nachhaltigkeitsmodell die kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen zu untersuchen, deren sekundäre Wirkungen direkten Einfluss auf die Fließgeschwindigkeiten und folglich auf das Sedimentations- und Abtragungsverhalten ausüben. Im Detail sind dabei

- Flächenvorsorge,
- Kleinrückhalte²²⁷,
- Renaturierungen,
- Deiche,
- Schutzmauern und
- HWRB

zu analysieren und deren Folgen auf die Sohlniveauhöhen der Gewässer und der zum Schutz vorgehaltenen Maßnahmenflächen zu ermitteln.

5.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Hochwasserschutzmaßnahmen dienen dem Schutz von Menschen und anthropogener Werte und Güter. Jede Schutzmaßnahme verlangt dabei aber gleichzeitig den Eingriff in den Naturhaushalt und folglich der Veränderung natürlicher Ökosystemstrukturen. Im Ergebnis der Eingriffe sind Folgen auf die Natur in verschiedenen Dimensionen und Belastungsumfängen zu verzeichnen. Die Veränderung von Sohl-tiefen ist dabei als sekundäre Maßnahmenwirkung von allgemeinem Interesse. Gemäß bestehender wasserrechtlicher Verordnungen ist bei der Benutzung von Gewässern eine Aufrechterhaltung der natürlichen Leistungsfähigkeiten (z. B.: Durchgängigkeit, Abflussmenge/-verhalten) sicherzustellen²²⁸. Sind dennoch Einschränkungen unvermeidlich, so ist grundsätzlich ein Ausgleich der schädigenden Maßnahmenfolgen vorzusehen²²⁹.

In Hinblick auf Eingriffe an Sohl-tiefen ist zum Beispiel in Sachsen rechtlich festgelegt, dass das Selbstreinigungsvermögen und die Wasserrückhalteleistung der Gewässer nicht verringert und das Abschwemmen von Böden verhindert werden muss²³⁰. Da Hochwasserschutz durch die Notwendigkeit zum Wohl der Allgemeinheit Planung findet, dadurch mehrfach grundsätzliche Umsetzung verlangt und nicht immer alle negativen Folgewirkungen vollständig zu vermeiden sind, ist der Schaden der Wirkungen mindestens aber auf einen maximalen und infolge noch tolerierbaren Umfang zu begrenzen. Folglich sind im Interesse der Allgemeinheit mindestens geeignete Gegen- und Ausgleichsmaßnahmen zu ergreifen und in angemessener Berücksichtigung in den ganzheitlichen Projektbewertungsprozess zu integrieren.

5.4. Bewertungsmethodik

Auf eine detaillierte indikatorbasierte Bewertungsmethodik wird mit Verweis auf die in dieser Arbeit verwendeten Projektbeispiele verzichtet. Die beiden berücksichtigten Schutzmaßnahmenplanungen verlangen keine auf rationalen Werten begründet Analyse und Beurteilung projektbedingter Wirkungen auf die Sohl-tiefen. Die Erstellung einer geeigneten Bewertungsmethodik ist bei Bedarf entsprechend der aufgezeigten Kriterienstruktur des Nachhaltigkeitsmodells durchzuführen²³¹. Vorab einer detaillierten Anwendung wird von einer vollständigen Kriterienausgestaltung abgesehen.

²²⁷ Die Untersuchung von Kleinrückhalten bezüglich der Sohl-tiefenänderung erfolgt nur für Ablagerungsprozesse innerhalb des Fließgewässers. Folgen auf die Umwelt, die durch die Rückhaltung erodierten Materials ohne Fließgewässerzugang entstehen, sind entsprechend dem Kriterium Erosion zu untersuchen. – vgl. Anhang A4-4 „Erosion“

²²⁸ vgl. § 6 Abs. 1 Nr. 1 WHG (2010)

²²⁹ vgl. § 39 Abs. 1 WHG (2010)

²³⁰ vgl. § 3 Abs. 2 Nr. 4, 5 SÄCHSWG (2012)

²³¹ vgl. Abschnitt 5.3 „Bewertungskriterien“

6. Treibhauseffekt

Klimaschutz ist in der heutigen Gesellschaft von grundlegendem gesellschaftlichem Interesse. In Berücksichtigung der massiven Folgen einer Klimaänderung wird durch die Fachwelt, wie auch durch die Politik eine Verringerung der Emission klimaschädigender Stoffe und Stoffverbindungen verfolgt²³². Vor allem treibhauseffektverstärkende Stoffe wie Kohlenstoffdioxid, Methan oder Lachgas sind bei zukünftigen und bestehenden anthropogenen Maßnahmen in der Herstellung und Nutzung zu minimieren. Die Stoffverbindungen verursachen in höheren atmosphärischen Schichten geschlossene Flächen, die bei erdreflektierter und erdemittierender Strahlung nur schwer durchdrungen werden können. Infolge entstehen Energiezunahmen auf der Erde durch die Rückhaltung der Strahlung. Zusätzlich absorbieren die Atmosphärenschichten Teilmengen der Strahlungsenergie, so dass parallel ein Anstieg der weltweiten Atmosphärentemperatur stattfindet. Als Folgen sind zum Beispiel verstärkte Naturkatastrophen wie Stürme und Überschwemmungen oder auch ein weltweiter Meeresspiegelanstieg durch die Verringerung des polaren Eises zu prognostizieren.

6.1. Definition – Zielstellung

Hochwasserschutz umfasst unterschiedliche Maßnahmen, die je nach Umsetzung klimabeeinflussende Stoffe erzeugen, freisetzen oder zurückhalten. So ist bei technischen Maßnahmen grundsätzlich von potentiellen Treibhausgasemissionen auszugehen, während naturschonende Vorhaben, wie zum Beispiel Maßnahmen der Landbewirtschaftung, Rückhalteleistungen gegenüber Treibhausgasen aufweisen können²³³.

Der Treibhauseffekt als einer der maßgeblichen Prozesse gegenwärtiger und künftiger Klimaänderungen ist wenn immer möglich zu begrenzen. Er ist bei allen anthropogenen Maßnahmen zu minimieren²³⁴. In Anbetracht der Nachhaltigkeit als Zielstellung der zukünftigen Entwicklung ist es notwendig, den Treibhauseffekt und dessen auslösende Stoffe auch bei der ganzheitlichen Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen zu berücksichtigen.

6.2. Treibhauseffekt – kommunale HWSM

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen sind in ihren Wirkungen auf den Treibhauseffekt gemäß ihren Eigenschaften und Funktionen differenziert zu klassifizieren. Es existieren Maßnahmen die den Treibhauseffekt begünstigen und Maßnahmen die ihn verringern. Effektfördernde Maßnahmen begründen ihre negativen Wirkungen im Regelfall auf die durch den Bau und Betrieb ausgelösten Emissionsmengen. So ist zum Beispiel bei der Umsetzung von Rückhaltebecken oder Deichen der Bau der Abgrenzungsgewerke als vielfach Treibhausgasemittierend zu beurteilen. Maßnahmen der Landbewirtschaftung wiederum sind geeignet, vor allem Kohlenstoff im Boden zu binden (Senkenfunktion) und dadurch einen Beitrag zur Minderung des Treibhauseffektes zu leisten²³⁵. Zusammenfassend sind alle kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich ihrer jeweiligen Treibhauseffektbeeinflussungen zu analysieren.

6.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Klimaschutz wird in Deutschland durch die Politik mit großer Dynamik vorangetrieben. Basierend auf der Agenda 21 und den Leitbildern für nachhaltige Entwicklung wurden seit dem Kyoto-Protokoll 1997 für definierte Zeitspannen unterschiedliche Vorgaben zur Verringerung treibhauseffektfördernden

²³² vgl. TEHG (2011A,B)

²³³ vgl. TEBRÜGGE & DÜRING (1999), TEBRÜGGE (2000)

²³⁴ vgl. BMU (2010), TEHG (2011A,B)

²³⁵ vgl. TEBRÜGGE & DÜRING (1999), TEBRÜGGE (2000)

der Stoffverbindungen erlassen. Gegenwärtig besteht in Deutschland bis zum Jahr 2020 das Ziel der Verringerung aller Treibhausgasemissionen um zirka 40 %²³⁶.

Neben den ehrgeizigen Gesamtreduktionszielen bestehen in Deutschland verschiedene Gesetzgebungen die mittel- und unmittelbar zur Verringerung von Treibhausgasen (in Zielrichtung der Ausweitung des Klimaschutzes) beitragen sollen. Allen voran ist hierzu die Einführung des Treibhausgas-Emissionshandelsgesetzes zu nennen²³⁷. Durch dieses sollen treibhausgasemittierende Wirtschaftsinstitutionen zur Verringerung ihrer klimaschädigenden Stoffausstöße durch wirtschaftliche Überlegungen bewogen werden.

Indirekte rechtliche Regelungen mit Bezug auf die Beschränkung von Treibhausgasemissionen sind in Deutschland zum Beispiel in Form verschiedener Gesetzgebungen und Verordnungen für energieeffizientes Bauen und Wohnen vorliegend. Hierbei soll zum Beispiel durch erweiterte Wärmeschutzanforderungen der Primärenergiebedarf reduziert und infolge der Ausstoß klimaschädigender Stoffe, wie zum Beispiel Kohlenstoffdioxid verringert werden.

6.4. Indikator Treibhauseffekt

Als maßgebliche treibhauseffektverstärkende Stoffverbindung ist Kohlenstoffdioxid (CO₂) zu nennen. Dies gilt allgemein als primärer Auslöser von Klimaveränderungen. Doch auch weitere Stoffe und Verbindungen begünstigen den Treibhauseffekt und sind im Vergleich mit CO₂ oftmals deutlich effektfördernder. Als beispielhafte treibhauseffektverstärkende Stoffe sind Lachgas (N₂O), Flurchlor-kohlenwasserstoffe (FCKW) und Methan (CH₄) zu nennen.

Die Vielzahl an differenzierten treibhauseffektfördernden Stoffen verlangt eine einheitliche Messgröße. Diese ist allgemein in Form des „Global Warming Potential“ (GWP) auszugestalten²³⁸. Die Umrechnungen sind entsprechend der Stoffeigenschaften bezüglich Strahlungsabsorption und Verweildauer in der Atmosphäre festgelegt. In der Tabelle 11 werden ausgewählte Treibhausgase und ihrer zugehörigen Umrechnungskoeffizienten dargestellt.

Tabelle 11: GWP für ausgewählte Stoffe/Stoffverbindungen²³⁹

Stoffverbindung	Einheit	kg CO ₂ -Äquivalent je Einheit
Methan	kg CH ₄	25
Lachgas	kg N ₂ O	298
Stickstoff	kg N	7,67
Phosphat-Oxid	kg P ₂ O ₅	1,17
Humus-Kohlenstoff	kg C	3,67

Das Kriterium Treibhauseffekt als ökologisches Bewertungskriterium dient der Analyse und Beurteilung von Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich ihrer Wirkungen auf den Treibhauseffekt. Die dabei zu untersuchenden Schutzkonzepte umfassen sowohl effektfördernde, als auch effektverringern- de Maßnahmen. Um in Kenntnis der differenzierten Wirkungen die positiven und negativen Nutzen in einer vergleichbaren Sachbilanz zu erfassen und auszuwerten, ist ein eindeutiger Indikator mit allgemeiner Anerkennung zu verwenden. Kohlenstoffdioxid (GWP) ist in der Fachwelt der anerkannte

²³⁶ vgl. BMU (2010)

²³⁷ vgl. TEHG (2011A)

²³⁸ vgl. ANGENENDT ET AL. (2007), DGNB (2009)

²³⁹ vgl. ANGENENDT ET AL. (2007)

Indikator zur Bewertung von Treibhauseffekten. Er gewährleistet objektiv sowohl effektfördernde, als auch -begrenzende Maßnahmen in Sachbilanz nachzuweisen.

Einheit: CO₂-Äquivalent

6.5. Auswertungsmethodik

Der Nachweis der Einflussnahme kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf den Treibhauseffekt erfolgt unter Berechnung von CO₂-Äquivalenten. Hierzu ist jede Schutzmaßnahme einzeln gemäß ihrer Wirkungen auf Stoffemissionen mit Treibhauseffektfolgen zu untersuchen. Es sind dabei grundlegend Maßnahmen mit effektverstärkenden und -mindernden Wirkungen zu differenzieren²⁴⁰.

Tabelle 12: Klassifizierung kommunaler HWSM – Treibhauseffekt

treibhauseffektverstärkende Maßnahmen	treibhauseffektmindernde Maßnahmen
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Kleinrückhalte ➤ Deiche ➤ Schutzmauern ➤ HWRB ➤ weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Landwirtschaft ➤ Flächenvorsorge ➤ Renaturierung

6.5.1. Treibhauseffektverstärkende Maßnahmen

Treibhauseffektverstärkende Wirkungen sind maßgeblich in Berücksichtigung der Prozessphasen der Herstellung, Nutzung und des Abrisses bzw. der Entsorgung nachweisbar. In den drei Phasen des Lebenszyklusses von Bauwerken entstehen durch die Verarbeitung und den Verbrauch von Ressourcen neben weiteren, auch Emissionen in Form treibhauseffektfördernder Stoffe. In der Durchführung des Nachweises der Mengen treibhauseffektverstärkender Stoffemissionen muss für jede der drei Phasen eine eigenständige Untersuchung erfolgen. Die Stoffemissionen entstehen temporal differenziert und sind folglich, bei der Sachbilanzierung anschließenden Folgenbeurteilung, für das Nachhaltigkeitsmodell gesondert zu berücksichtigen.

I. Herstellung

Treibhausgase während der Herstellung entstehen in vielfältigen Verarbeitungsprozessen von der Stoffgewinnung bis hin zum Einbau. Die Treibhausgasemissionen begründen sich dabei mehrheitlich auf den zur Gewinnung und Verarbeitung eingesetzten Primärenergieträgern.

Ein Nachweis der Treibhauseffekte im Prozess der Herstellung muss entsprechend der einzelnen Materialien und Herstellungsprozesse erfolgen²⁴¹. Verallgemeinerte Aussagen über vollständige Maßnahmen sind nur bei Vorlage vergleichbarer Referenzvorhaben zulässig.

II. Betrieb und Nutzung

Betriebsbedingte Treibhausgasemissionen entstehen aus der Nutzung unterschiedlicher Primärenergieträger in Form von Wärme und Strom und/oder durch unterhaltende Maßnahmen, wie beispielsweise bei der Mahd von Deichen, durch den Kraftstoffeinsatz.

III. Abriss und Entsorgung

Im Prozess Abriss und Entsorgung ist je nach Material und baulicher Ausprägung der Gewerke eine unterschiedliche Treibhausgasemission für die Demontage und die anschließende Entsorgung zu

²⁴⁰ vgl. Tabelle 12

²⁴¹ vgl. ÖKOBAUT.DAT (2012)

verzeichnen. Während der Aufwand der Demontage dabei grundsätzlich unter Verwendung treibhauseffektverstärkender Energienutzungen, wie zum Beispiel durch Strom und Kraftstoff erfolgt, beeinflusst die Entsorgung nicht immer zwingend verstärkend den Treibhauseffekt. Hierbei ist zu beachten, dass verschiedene Stoffe wie zum Beispiel Stahl einer vollständigen Wiederverwendung zugeführt werden können.

6.5.2. Treibhauseffektmindernde Maßnahmen

Effektmindernde Maßnahmen begründen Wirkungen auf den Treibhauseffekt infolge der Möglichkeit einer zyklischen Verringerung von Stoffemissionen und/oder der Schaffung einer zusätzlichen Stoffrückhaltung (CO₂-Senkenfunktion). Für beide Wirkungsprozesse wird im Folgenden eine jeweils eigenständige Bewertungsmethodik erläutert.

I. Zyklische Verringerung der Stoffemissionen – Änderung Primärenergiebedarf

Die Verringerung von Stoffemissionen des Treibhauseffektes ist im Rahmen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen maßgeblich in der Landbewirtschaftung nachzuweisen. Die dabei involvierten Maßnahmentypen begründen umfangreiche Änderungen an den Bewirtschaftungstechniken, die ihrerseits die benötigten Mengen an Primärenergieträgern zyklisch beeinflussen²⁴². So müssen zum Beispiel bei konventioneller Landwirtschaft tiefwendende Pflüge mittels leistungsstarker Maschinen sowie separate Saatvorgänge einzeln durchgeführt werden. Bei Direktsaatverfahren ist dem entgegen nur der Prozess der Saat als primärenergieverbrauchender Einzelvorgang zu konzipieren. Im Vergleich beider Landbewirtschaftungsformen ist der Primärenergieverbrauch der Direktsaatverfahren deutlich geringer. Folglich emittieren Direktsaatverfahren weniger Treibhausgase.

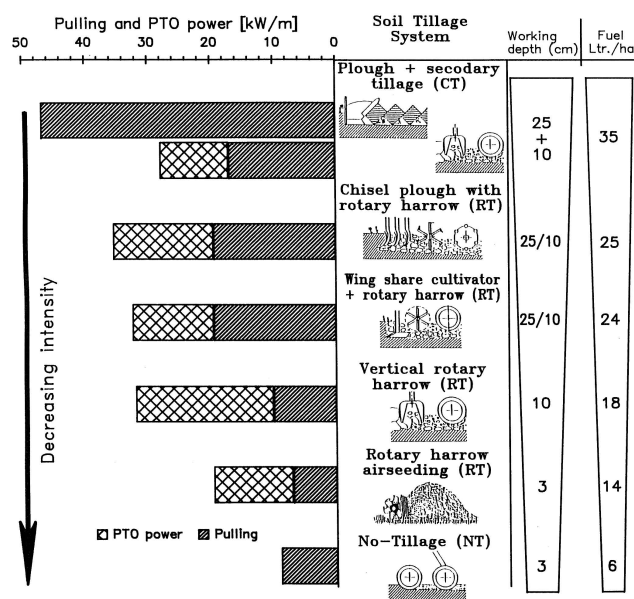


Abbildung 23: Leistungseinsatz und Treibstoffverbrauch in Abhängigkeit von der Landbewirtschaftungsform²⁴³

Der Nachweis der zyklischen Verringerung der Stoffemissionen erfolgt in Abhängigkeit der jeweiligen Bewirtschaftungsformen entsprechend den dabei notwendigen jährlichen Kraftstoffmengen²⁴⁴. In Vergleich dieser mit den Verbrauchswerten, der den Maßnahmen vorangegangenen Bewirtschaftun-

²⁴² vgl. Abbildung 23

²⁴³ TEBRÜGGE & DÜRING (1999) – Seite 18

²⁴⁴ vgl. Tabelle 13

gen (Status Quo), ist es möglich, die Sachbilanz der Schutzmaßnahmen in Hinblick auf die Änderung an Treibhausgasemissionen aufzustellen²⁴⁵.

Tabelle 13: jährlicher Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsformen der Landwirtschaft²⁴⁶

Bewirtschaftungsform	Kraftstoffverbrauch [l/ha]
konventionelle Landwirtschaft	35
konservierende Bodenbearbeitung	14
Direktsaat	6,8

II. Stoffrückhaltung – CO₂-Senkenfunktion

Die CO₂-Senkenfunktion ist eine seit Jahren bekannte Eigenart jedes Bodens, in Abhängigkeit der zugehörigen Bewirtschaftungsform, CO₂ aufzunehmen und zu adsorbieren²⁴⁷. Mit dem Abschluss der Klimakonferenz in Marrakesch 2001 wurde hierzu erstmals global die Wirkungsweise auf den Klimaschutz anerkannt. Im Speziellen bedeutet dies, dass CO₂-Adsorptionen des Bodens durch veränderte Bewirtschaftungen im Rahmen des Treibhausgashandels verrechnet werden dürfen²⁴⁸. Als Beispiel dafür existieren Anwendungen in Kanada²⁴⁹. Hier wurde durch einen Energieerzeuger die Direktsaat auf landwirtschaftlichen Flächen gefördert und die eingesparten CO₂-Emissionen als Klimaausgleich mit eigenen Treibhausgasemissionen verrechnet. Im genannten Fall ergaben sich für den Energiekonzern CO₂-Einsparungen von 2,8 t/(ha*a) bei gleichzeitigen finanziellen Ausgaben von 12 bis 25 Dollar pro Hektar Anbaugelände. Im Ergebnis waren strenge Umweltauflagen mittels geringen Kostenaufwendungen in der Landwirtschaft, weit unter den finanziellen Belastungen einer Produktionsanpassung möglich.

Tabelle 14: CO₂-Senkenfunktion ausgewählter Bewirtschaftungsmaßnahmen in Vergleich zu einer konventionellen Landbewirtschaftung²⁵⁰

zukünftige Bewirtschaftung	CO ₂ -Speicherfunktion [t/(ha*a)]
konservierende Bodenbearbeitung	1,25
Grünland, Brachen, Forst	4,59
Direktsaat	3,45

Die Sachbilanzierung der CO₂-Senkenfunktion des Bodens erfolgt über den Nachweis des Parameters der Kohlenstoffanreicherung²⁵¹. Speziell unter dem Aspekt der Nutzungsintensität und -art kann damit bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen jeweils gesondert das prognostizierbare CO₂-Rückhalte- und Speichervermögen nachweis finden. Als Berechnungsansätze können dazu sowohl langwierige Forschungsreihen im spezifischen Untersuchungsraum, detaillierte Modellierungen²⁵², als auch Referenzwerte aus nachgewiesenen Regionen Deutschlands verwendet werden. In der Tabelle 14 ist für unterschiedliche Formen der Landbewirtschaftung (in Bezug auf die konventionelle Bewirtschaftung) die zugehörige CO₂-Senkenfunktion in Form aktueller Referenzwerte dargestellt.

²⁴⁵ CO₂-Potential Diesel: $2,66 \frac{\text{kg CO}_2\text{-Äquivalent}}{\text{l}}$

²⁴⁶ vgl. TEBRÜGGE & DÜRING (1999), TEBRÜGGE (2000)

²⁴⁷ vgl. TEBRÜGGE (2000)

²⁴⁸ vgl. COP7 (2001)

²⁴⁹ vgl. TEBRÜGGE (2000)

²⁵⁰ vgl. ANGENENDT ET AL. (2007)

²⁵¹ vgl. ANGENENDT ET AL. (2007)

²⁵² z. B. in Anwendung des Modells „Erosion Productivity Impact Calculator“ (EPIC) – vgl. HILGER ET AL. (1999)

6.6. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

Der Treibhauseffekt als globale Herausforderung bildet Ursache vielfältigster Probleme. So sind zum Beispiel als Folgen einer globalen Erderwärmung steigende Meeresspiegel, Gesundheitsschäden, Naturkatastrophen und Einschränkungen in der Nahrungsmittelproduktion zu prognostizieren. Egal welche Folgen durch den Treibhauseffekt ausgelöst werden, so sind deren Wirkungen grundsätzlich negativ.

Die Beurteilung der Folgen treibhauseffektauslösender Stoffe kann mittels differenzierten Modellsätzen erfolgen. So kann zum Beispiel der Ersatzkostenansatz in Form des Zertifikathandels als Grundlage einer Beurteilung CO₂-äquivalenter Stoffe und deren Auswirkungen dienen²⁵³. Die Basis der Bewertung bildet dabei der Marktpreis des CO₂-Zertifikathandels für Deutschland an der Leipziger Strombörse. Hierbei ist zum Beispiel für den Stichtag 24.02.2011 eine Tonne CO₂-Äquivalent mit einem finanziellen Gewichtungswert von 14,98 € zu veranschlagen²⁵⁴. Da aber die Kostenwerte ein Marktgut repräsentieren, das einem freien Handel unterliegt, sind Schwankungen in den Wertehöhen zu berücksichtigen²⁵⁵.



Abbildung 24: Preisentwicklung Zertifikathandel Emissionsrechte (CO₂-Äquivalent) – 2005-2011²⁵⁶

Die Folgenbeurteilung treibhauseffektfördernder Stoffe kann auch unter Verwendung von „Integrated Assessment Models“ erfolgen. Hierzu sind Treibhausgase weltweit in ihren Wirkungen zu analysieren. Im Ergebnis entstehen Kennwerte die als mittel- bis langfristige Folgenbeurteilungen eines veränderten Treibhauseffektes zu beschreiben sind. Da aber „Integrated Assessment Models“ aufbauend auf unterschiedlichsten Randbedingungen und Inhalten Durchführung erfahren, existieren gegenwärtig verschiedene internationale Bezugsgrößen. Im globalen Spektrum sind Bandbreiten der Folgenbeurteilung von treibhauseffektbegründenden CO₂-äquivalenten Stoffen von 20 €/t CO₂-Äquivalent bis zu 280 €/t CO₂-Äquivalent vorliegend²⁵⁷.

Zusätzlich den beiden erläuterten Ansätzen ist eine weitere Folgenbewertung von Treibhausgasemissionen durch rechtlich festgelegte Mindeststandards zur Treibhausgasverringering möglich. So ist zum Beispiel für die Zielstellung der CO₂-Reduzierung in Deutschland bis 2012 ein Kostenfaktor von 20 €/t CO₂ ermittelt worden²⁵⁸. Dieser entspricht den Aufwendungen die geleistet werden mussten, um im Durchschnitt im Wirtschaftsraum Deutschland den CO₂-äquivalenten Stoffausstoß (Treibhausgase) um zirka 21 % zu verringern.

²⁵³ vgl. TEHG (2011A,B)

²⁵⁴ Leipziger Strombörse: <http://www.eex.com/de/> (abgerufen: 24.02.2011)

²⁵⁵ vgl. Abbildung 24

²⁵⁶ Leipziger Strombörse – Chart-Verlauf: <http://www.eex.com/de/Marktdaten/Handelsdaten/Emissionsrechte/> (abgerufen: 08.09.2011)

²⁵⁷ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

²⁵⁸ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

Die Folgenbeurteilung des Kriteriums Treibhauseffekt verlangt einen eindeutigen Gewichtungsfaktor der in allgemeiner Anerkennung die Umweltfolgen veränderter projektbedingter Treibhausgasemissionen vergleichbar repräsentieren kann. Da innerhalb dieser Arbeit keine eigenständige Neuberechnung aller Wirkungsfolgen detailliert durchführbar ist, wird eine Verwendung von Referenzwerten für die Folgenbeurteilung/Wertgewichtung notwendig. Nach Auswertung einer Vielzahl an nationalen und internationalen Referenzwerten wird in dieser Arbeit primär den Ausführungen der Studie des UMWELTBUNDESAMTES (2007) gefolgt²⁵⁹. Hierfür ist neben der allgemeinen Reputation des Institutes in Deutschland, die Primärquelle des Vergleichswertes in Form der Studie von DOWNING ET AL. (2005) und dessen allgemeiner Anerkennung in Großbritannien entscheidend.

Tabelle 15: monetäre Kostenfaktoren zur Beurteilung von CO₂-Emissionen

Quelle	Kostenfaktor
DOWNING ET AL. (2005)	93 \$/t CO ₂ -Äqv.
STERN (2006)	85 \$/t CO ₂ -Äqv.
KREWITT & SCHLOMANN (2006)	70 €/t CO ₂ -Äqv.
UMWELTBUNDESAMT (2007)	70 €/t CO ₂ -Äqv.

Die Beurteilung CO₂-äquivalenter Stoffe erfolgt unter Verwendung einer Wertgewichtung von 70 €/t CO₂-Äquivalent²⁶⁰. Der Wert unterliegt allgemeiner Anerkennung in Deutschland und Großbritannien und ist folglich der bestehenden Ergebnisbandbreiten der Treibhauseffektbewertung als geeigneter Erwartungswert der Folgenbeurteilung veränderter Treibhausgasemissionen zu beschreiben.

6.7. Gesamtberechnung

Die Gesamtberechnung des Kriteriums Treibhauseffekt erfolgt in Akkumulationen der Teilsachbilanzergebnisse und Multiplikation dieser mit dem zugehörigen Folgenbeurteilungswert. In Berücksichtigung der differenzierten temporalen Zeitpunkte der Treibhausgasemissionen oder -einsparungen kann dabei eine getrennte Gesamtwertberechnung notwendig werden. Die Methodik des Nachhaltigkeitsmodells verlangt durch die Verwendung einer monetären Auswertungseinheit der Berücksichtigung der zeitlichen Unterschiede der Nutzeneintritte. Zusätzlich ist in der Gesamtwertberechnung, wenn nicht in der Sachbilanz bereits erfolgt, ein Vergleich der Maßnahmen und der vorab vorliegenden Nutzungen (Status Quo) vorzunehmen. Hierbei ist zu ermitteln, in wie weit durch die Maßnahmen Änderungen der Wirkungen auf den Treibhauseffekt erfolgen. Nur nachweisbare Änderungen sind als Wirkungen der kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen im Nachhaltigkeitsmodell als Projektnutzen zu veranschlagen.

6.8. Treibhauseffekt – Zusammenfassung

Stetig wachsende anthropogene Umwelteingriffe der vergangenen Jahrzehnte bis heute begründen Veränderungen des globalen Klimas, die heute erst in Ansätzen spürbar sind²⁶¹. Zukünftige Generationen werden ohne Begrenzung klimaschädigender Entwicklungen weitaus höhere negative Natureffekte erleben als dies bereits heute der Fall ist. Einsparungen von Treibhausgasen entsprechen nur einem Teilbereich der Handlungsnotwendigkeiten im Umweltschutz, aber in Bezug auf Klimaveränderungen, einen von herausragender Bedeutung. Um Treibhausgasemissionen in Zukunft zu begrenzen müssen alle anthropogenen Maßnahmen/Vorhaben Optimierung erfahren. Da aber auch trotz bekannter erheblicher Negativfolgen des Treibhauseffektes weiterhin maßgeblich Kosten über die Um-

²⁵⁹ vgl. Tabelle 15

²⁶⁰ nach Wertumrechnung – vgl. DOWNING ET AL. (2005)

²⁶¹ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

setzung von Vorhaben entscheiden werden, ist die Wirkungsbeurteilung des Kriteriums in monetäre Form unverzichtbar für eine nachhaltige Maßnahmenplanung. Nur wenn die Folgen finanzielle Beurteilung erfahren ist es möglich, diese angemessen in den mehrfach monetär geprägten Entscheidungsprozess zu integrieren.

7. Schadstoffe

Anthropogene Eingriffe in den Naturhaushalt begründen vielfältigen Wirkungen und Folgeeffekte. Hierbei können zum Beispiel über differenzierte Medien projektbedingt Stoffe emittieren und Naturgüter in Form von Immissionen belasten. Im Ergebnis können Beeinträchtigungen entstehen, die punktuelle oder im Extremfall globale Auswirkungen verursachen. Gleichzeitig ist je nach Schadstoff und Eintragsmedium eine Umkehrbarkeit der Wirkungsfolgen deutlich eingeschränkt oder sogar ausgeschlossen.

7.1. Definition – Zielstellung

Die Umwelt besteht aus verschiedenen Medien und Lebensformen. Das Zusammenwirken von Luft, Boden, Wasser und Lebewesen/-formen verursacht dabei die heute bestehenden Ökosystemstrukturen. Diese sind durch vielfältige Verknüpfungen intern und extern untereinander verbunden und begründen die bekannten biotischen und abiotischen Naturfunktionen. Schadstoffe als systemfremde oder überproportional hohe Konzentrationen stören oder verhindern Austauschwirkungen zwischen den verschiedenen Umweltkomponenten. Infolge entstehen Veränderungen an Ökosystemen, die im Maximum weltweite Ausmaße annehmen können. Als anthropogene Schadstoffe sind alle Stoffe zu beschreiben, die negative Veränderungen an Ökosystemen, Naturfunktionen und Lebewesen verursachen und dabei nicht einem natürlichen Ursachenprozess entspringen. Hierbei sind zudem auch derartige Stoffe zu berücksichtigen, die zwar grundlegend natürlich vorliegen, aber deren Konzentration und Umfang an Menge erst durch anthropogene Eingriffe und Vorhaben entsteht.

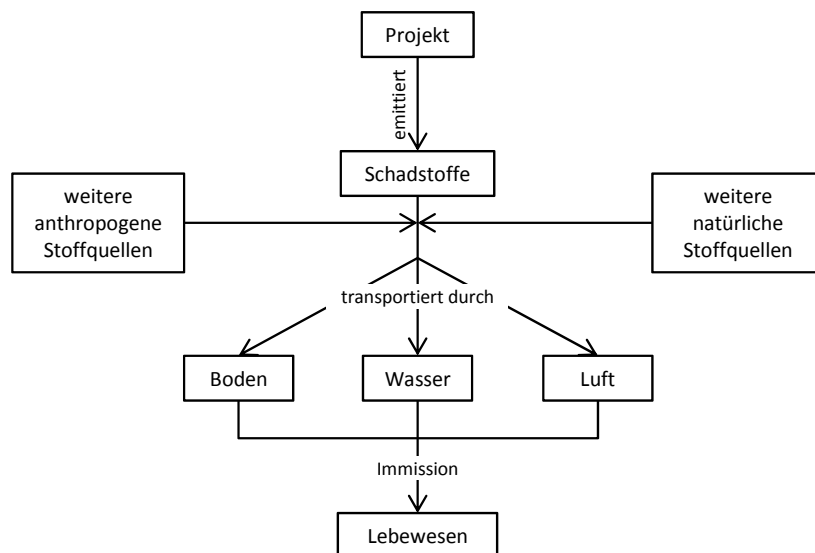


Abbildung 25: Schema der Schadstoffausbreitung

Die Wirkungen von Schadstoffen sind allgemein gemäß ihrer Nachweisbarkeit nach Emissionen und Immissionen zu unterscheiden²⁶². Emissionen als Wirkungen anthropogener Maßnahmen sind dabei projektabhängig nachvollziehbar. Immissionen aber sind entsprechend der Vielzahl natürlicher Wirkungs- und Ausbreitungseinflüsse, wie auch verschiedenster Emissionsverursacher im Regelfall nicht

²⁶² vgl. TA LUFT (2002)

uneingeschränkt einer anthropogenen Quelle direkt zuzuordnen. Vielmehr sind Immissionen das Ergebnis von Mischprozessen anthropogener Eingriffe und natürlicher Umweltprozesse²⁶³.

Der Nachweis von Schadstoffwirkungen ausgelöst durch Hochwasserschutzmaßnahmen ist entsprechend der nicht vollständig feststellbaren Verursacher von Immissionswerten grundsätzlich gemäß der projektbedingten Emissionen durchzuführen. Es sind dazu alle maßgeblichen Schadstoffe zu erfassen und gemäß ihrer Folgen auf die Komponenten der Umwelt zu beurteilen. Zur besseren Erhebung und Darstellung ist als Gliederungsebene das für die Schadstoffe maßgebliche primäre Emissionsmedium zu verwenden. Dies gewährleistet Stoffe entsprechend ihre Wirkungspfade auf die Umwelt zu differenzieren und dabei Beurteilungen angepasst der Folgenwirkungen eindeutig durchzuführen.

7.2. Teilkriterium Schadstoffe – Boden

Bodenschadstoffe beeinträchtigen die Funktionalität von Böden bezüglich abiotischer und biotischer Naturfunktionen. Sie sind als „Stoffe und Zubereitungen“ zu beschreiben, „die auf Grund ihrer Gesundheitsschädlichkeit, ihrer Langlebigkeit oder Bioverfügbarkeit, im Boden oder auf Grund anderer Eigenschaften und ihrer Konzentration geeignet sind, den Boden in seinen Funktionen zu schädigen oder sonstige Gefahren hervorzurufen“²⁶⁴.

7.2.1. Zielstellung Schadstoffe-Boden

Schadstoffe deren maßgebliche Emission über das Medium Boden erfolgt, sind vereinfacht gemäß organischen und anorganischen Stoffen und Stoffverbindungen zu differenzieren²⁶⁵. Radioaktive Stoffe als Sondergruppe werden gemäß der Nachweisführung von Hochwasserschutzmaßnahmen nicht berücksichtigt.

Anorganische Bodenschadstoffe

Anorganische Bodenschadstoffe bestehen größtenteils aus Schwermetallen. Als verbreitet vorzufindende Stoffe sind dabei zum Beispiel die Elemente Blei, Cadmium oder auch Quecksilber zu nennen²⁶⁶. Schwermetalle können aufgrund ihrer persistenten Eigenschaften weder mittels chemischen, noch organischen Prozessen ausreichend abgebaut werden²⁶⁷. Bei Einwirkung auf die Umwelt sind sie bis zu einer aufwendigen mechanischen Entfernung im Boden vorliegend und können dabei durch erneute Zuführung weitere Anreicherung erfahren. Bei Lebewesen können Schwermetalle zum Beispiel Stoffwechselerkrankungen, Nervenschädigungen und Krebserkrankungen auslösen und verstärken. Sie sind dabei entsprechend des Nahrungsmittelkreislaufes sowohl innerhalb der primär im und auf den Böden befindlichen Pflanzen, als auch in Tieren und Menschen nachweisbar.

Organische Bodenschadstoffe

Organische Bodenschadstoffe umfassen Stoffverbindungen die durch anthropogene Prozesse entstehen und innerhalb der Böden Anlagerung erfahren. Maßgebliche organische Schadstoffverbindungen sind zum Beispiel Kohlenwasserstoffe, Dioxine, Pflanzenschutzmittel (Pestizide, Herbizide) oder auch verschiedene Arzneimittel. Ursachen der Entstehung bilden unter ande-

²⁶³ vgl. Abbildung 25

²⁶⁴ § 2 Nr. 6 BBodSchV (2009)

²⁶⁵ vgl. Anhang 1 BBodSchV (2009)

²⁶⁶ vgl. Anhang 1 BBodSchV (2009)

²⁶⁷ Persistenz beschreibt die Eigenschaft von Stoffen über lange Zeiträume trotz Einwirkung biologischer, chemischer oder physikalischer Prozesse in der Umwelt zu verbleiben.

rem industrielle, aber auch landwirtschaftliche Verarbeitungsprozesse. Die Auswirkungen organischer Bodenschadstoffe sind durch die Vielzahl von Stoffen höchst verschieden. Allgemein vergleichbar ist dabei aber im Regelfall die nachweisbare Toxizität.

Bodenschadstoffe umfassen vielfältige elementare anorganische, als auch organische Stoffe und Stoffverbindungen. Durch ihren hohen Grad an Langlebigkeit und ihre Fähigkeit der Anlagerung ist es notwendig, einen Eintrag vordergründig zu vermeiden. Die spätere Entfernung aus dem Ökosystem verlangt hohe finanzielle Anstrengungen und verursacht mehrfach Beeinträchtigungen von Naturfunktionen²⁶⁸.

7.2.2. Schadstoffe-Boden – kommunale HWSM

Im Teilkriterium Bodenschadstoffe sind sowohl organische, als auch anorganische Stoffe und Stoffverbindungen zu untersuchen. Während organische Schadstoffe direkt entsprechend einzelner Schutzmaßnahmen Veränderung in Emissionsmenge erfahren können, sind vorrangig im Rahmen anorganischer Materialien über alle baulichen Schutzmaßnahmen indirekte Eingriffsmöglichkeiten nachweisbar.

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen relevante Umweltwirkungen auf organische Bodenschadstoffe durch die Bewirtschaftung und Nutzung von Landflächen. Vorrangig sind dabei die kommunalen Schutzmaßnahmen Landbewirtschaftung und Flächenvorsorge zu untersuchen. Beide sind geeignet, infolge ihrer Umsetzung die anthropogene Emissionsmenge an schädigenden organischen Bodenschadstoffen maßgeblich zu verändern. Im Regelfall ist in Umsetzung der Maßnahmen dabei eine Verringerung an Schadstoffemissionen nachweisbar, die projektbedingt einen zusätzlichen positiven Nutzen begründet.

Zusätzlich des Wirkungsnachweises kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf ausschließlich organische Bodenschadstoffe aus der Landbewirtschaftung sind vorrangig bei baulichen Maßnahmen und in Ausnahmen auch auf Bereichen der Flächenvorsorge (Überschwemmungsflächen) Wirkungen sowohl auf organische, als auch auf anorganische Schadstoffe des Bodens gegeben²⁶⁹. Die Umweltwirkungen sind hierbei maßgeblich entsprechend der projektbedingten Bedarfsflächen zu verzeichnen. Zwar werden bei Einhaltung aller Umweltschutzvorschriften keine anthropogenen Emissionen von Bodenschadstoffen mit negativen Umweltfolgen durch die Schutzmaßnahmen direkt verursacht (in Bau und Nutzung), aber im Rahmen des Flächenbedarfs je nach Anwendungsgebiet eine bereits vorliegende Kontamination beeinflusst. Im Allgemeinen ist die Wirkung von kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen dabei als Sanierung von Altlastenflächen zu beschreiben. Erfolgt diese prognostizierbar im Rahmen der Maßnahmenumsetzung, bilden die daraus resultierenden Umweltfolgen einen maßgeblichen Teilbestand der ganzheitlichen projektbedingten Nutzen.

7.2.3. Relevanz der Umweltwirkungen

In Deutschland ist der Bodenschutz vor Schadstoffen maßgeblich im Bundes-Bodenschutzgesetz²⁷⁰ und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung²⁷¹ festgehalten. Insbesondere ist dabei eine „Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen“²⁷². Weiterhin sind Altlasten als

²⁶⁸ z. B.: Bodendekontaminierung – Zerstörung der Bodenstruktur bei Bodenaustausch

²⁶⁹ Wirkungen allgemein gegeben bei: Flächenvorsorge, Kleinrückhalte, Renaturierung (bei baulichem Eingriff), Deiche, Schutzmauern, HWRB, weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten

²⁷⁰ BBodSCHG (2004)

²⁷¹ BBodSCHV (2009)

²⁷² § 1 Satz 2 BBodSCHG (2004)

bestehende Bodenschadstoffflächen wenn möglich zu entfernen und einer erneuten oder verstärkenden Beeinträchtigung entgegen zu wirken²⁷³.

Der Schutz des Bodens vor Schadstoffen ist durch die natürliche Stoffausbreitung ein Grundrecht jedes Menschen. Bodenschadstoffe sind entsprechend ihrer Persistenz nur schwer aus dem Nahrungskreislauf entfernbar und verursachen als Folgen gravierende Schäden an den Ökosystemen, den Naturfunktionen und den verschiedenen Lebewesen. Eine Berücksichtigung sollte grundsätzlich bei allen anthropogenen Handlungen und der dazu vorbereitenden Projektbewertung erfolgen.

7.2.4. Indikator Schadstoffe-Boden

Die Umweltwirkungsanalyse für Schadstoffe-Boden kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen ist entsprechend den beiden maßgeblichen Wirkungsprozessen getrennt durchzuführen. Für den Wirkungsnachweis im Rahmen der Veränderung von Emissionsmengen an Schadstoffen, ist ein Indikator spezifisch der Maßnahmen Landbewirtschaftung und Flächenvorsorge zu erarbeiten, während für alle Maßnahmen mit Eingriffen in den Flächenbedarf ein Indikator in Zielrichtung Altlasten auszugestalten ist. In Differenzierung der beiden Wirkungsprozesse und der zugeordneten kommunalen Schutzmaßnahmen wird im Folgenden eine jeweils gesonderte Teilkriterienmethodik hinterlegt. Eine ganzheitliche Gesamtauswertung wird erst abschließend der Teilanalysen durch eine Ergebniswertakkumulation in Berücksichtigung der temporalen Nutzenverteilung möglich.

7.2.4.1. Schadstoffemissionsmengen-Boden

Auf eine detaillierte indikatorbasierte Bewertungsmethodik für Maßnahmen mit Wirkungen auf Emissionen organischer Bodenschadstoffe im Rahmen der Landbewirtschaftung wird mit Verweis auf die in dieser Arbeit verwendeten Projektbeispiele verzichtet. Die beiden berücksichtigten Hochwasserschutzprojekte verlangen keine auf rationalen Werten begründete Analyse und Beurteilung. Die Erstellung einer geeigneten Bewertungsmethodik ist bei Bedarf entsprechend der aufgezeigten Kriterienstruktur des Nachhaltigkeitsmodells durchzuführen²⁷⁴. Vorab einer detaillierten Anwendung wird von einer vollständigen Kriterienausgestaltung abgesehen.

7.2.4.2. Altlasten

Der kommunale Hochwasserschutz verursacht neben einer Vielzahl weiterer auch Wirkungen auf Schadstoffe und hierbei insbesondere auch auf Schadstoffe des Bodens. In Analyse vorrangig baulicher Maßnahmen mit Bedarf an Flächeneingriffen (unabhängig ob in Herstellung oder Nutzung) sind Wirkungen auf Bodenschadstoffe auch maßgeblich im Rahmen der Veränderung von Altlasten zu untersuchen. In Einhaltung der Umweltschutzvorschriften während des Baus und der Nutzung sind keine direkten negativen Wirkungen auf Bodenschadstoffe zu prognostizieren. Vielmehr ist infolge der Nutzbarmachung eine Sanierung bereits bestehender Kontaminationen möglich und mehrfach sogar notwendig.

Altlasten und Altlastenflächen sind Begriffe des Bodenschutzes. Sie entsprechen Bereichen die durch anorganische und/oder organische Stoffe kontaminiert sind²⁷⁵. Altlasten sind geeignet sowohl Ökosysteme, als auch direkt oder indirekt infolge differenzierter Wirkungspfade Menschen zu schädigen. Altlasten entsprechend dem Bundes-Bodenschutzgesetz sind

²⁷³ vgl. § 4 BBodSchG (2004)

²⁷⁴ vgl. Abschnitt 5.3 „Bewertungskriterien“

²⁷⁵ vgl. BBodSchG (2004), BBodSchV (2009)

- „ 1. stillgelegte Abfallbeseitigungsanlagen sowie sonstige Grundstücke, auf denen Abfälle behandelt, gelagert oder abgelagert worden sind (Altlablagerung), und
2. Grundstücke stillgelegter Anlagen und sonstige Grundstücke, auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist, ausgenommen Anlage, deren Stilllegung eine Genehmigung nach dem Atomgesetz bedarf (Altstandorte),

durch die schädliche Bodenveränderungen oder sonstige Gefahren für den Einzelnen oder die Allgemeinheit hervorgerufen werden.“²⁷⁶

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen Wirkungen auf Altlasten durch die Inanspruchnahme von Bodenflächen. Vorrangig in städtischen Gebieten oder durch Industrie geprägten Regionen sind dabei Altlastenflächen zu prognostizieren. Aber auch entsprechend historischer Nutzungen oder in vergangener Verwendung der Flächen für Entsorgungszwecke können Altlasten im Projekttraum vorliegen. Durch den Bedarf an der Einhaltung von Grenzwerten der Schadstoffbelastung sind in der Bearbeitung, aber auch grundsätzlich allgemein in der Nutzung von Flächen, die jeweils bestehenden Altlasten geeignet zu behandeln²⁷⁷. Je nach Altlasten können dabei mehrere differenzierte Maßnahmen für eine Sanierung herangezogen werden. So sind zum Beispiel, abweichend des im Sprachgebrauch maßgeblich bekannten Bodenaustausches, Sicherungsmaßnahmen gegenüber Auswaschungen, Grundwassereinträgen oder Unterbrechungen der Wirkungspfadgefüge der Schadstoffe durchzuführen. Je nach Form und Belastungsumfängen der Altlasten und der regionalen Gegebenheiten ist eine jeweils spezifische Maßnahme zur Gefahrenbegrenzung in Verhältnismäßigkeit auszuwählen²⁷⁸.

In Analyse und Beurteilung der durch die Schutzmaßnahmen verursachten Umweltwirkungen auf Bodenschadstoffe, respektive Altlasten ist ein repräsentativer Indikator zu erarbeiten. Dieser muss den Umweltnutzen der Maßnahmenumsetzung angemessen und vergleichbar begründet abbilden können. Hierzu ist eine Form zu wählen, die gleichzeitig den Nachweis punktueller und zyklischer Nutzen erlaubt, denn die Sanierung von Altlasten wirkt zum einen direkt auf die Maßnahmen, zum anderen aber auch entsprechend differenzierter Wirkungspfade auf vielfältige weitere Bestandteile der Umwelt. Im Ergebnis sind punktuelle und zyklische Nutzen über den Bewertungszeitraum der Maßnahmen nachweisbar, die entsprechend der gesellschaftlichen Wertschätzung zu beziffern sind. Die Wertschätzung ist dabei als geschlossener Wertfaktor in monetäre Form auszugestalten. Dies erlaubt angemessen der im Regelfall bestehenden hohen Sanierungskosten²⁷⁹, ohne weitere separate Folgenbeurteilungen, die Umweltwirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Altlasten direkt begründet darzustellen.

Der Indikator Schadstoffe-Boden, in Zielrichtung des Wirkungsnachweises auf Altlasten, findet Ausgestaltung in monetärer Nutzenform pro Zeitintervall. Hierbei entspricht der Nutzen der geschlossenen Wertschätzung der Sanierungsmaßnahmen, der damit einhergehenden Begrenzung weiterer Schadstoffeinträge und der Vermeidung zukünftiger Folgeschäden gemäß den jeweiligen Wirkungspfaden der Schadstoffe. Es wird dadurch gewährleistet, ganzheitlich die Wirkungen der Maßnahmen nachvollziehbar und repräsentativ in Sachbilanz zu erfassen und gleichermaßen in Folgenwert darzustellen.

²⁷⁶ § 2 Nr. 5 BBodSCHG (2004)

²⁷⁷ vgl. § 4 BBodSCHG (2004)

²⁷⁸ vgl. GROßMANN ET AL. (2004), ITVA (2007), FINKEL ET AL. (2010)

²⁷⁹ vgl. LFU (2008)

7.2.5. Auswertungsmethodik – Altlasten

Die Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Altlasten begründen sich infolge der baulichen oder nutzungsspezifischen Flächeninanspruchnahme. Hierbei ist voranzusetzen, dass die Schutzmaßnahmen auf bisher unbekanntem oder nicht zur direkten Sanierung vorgesehenen Altlastflächen Umsetzung finden. Bei bereits vorliegenden Erkenntnissen über Altlasten mit maßgeblich bestehenden Umweltgefahren sind deren Sanierungsanstrengungen entsprechend des Verursacherprinzips oder bei Nichtfeststellung den Eigentümer anzurechnen²⁸⁰ und folglich nicht als Wirkungen der Schutzmaßnahmen zu deklarieren. Sind aber erst im Rahmen der Maßnahmenplanung oder in Bedarf der jeweiligen Maßnahmenumsetzungen Notwendigkeiten einer Altlastensanierung gegeben und die Kosten dem Projekt direkt zuzuordnen, so sind gleichermaßen deren Umweltnutzen in der Projektbewertung zu berücksichtigen. Die Auswahl und Art der Sanierung ist dabei jeweils abhängig von den vorliegenden Kontaminationen und deren Umweltauswirkungen. So sind zum Beispiel bei hochreaktiven gesundheitsgefährdenden Schadstoffen deutlich andere Sanierungsformen notwendig, als dies bei schadstoffarmen Bauschuttablagerungen der Fall ist²⁸¹.

In Nachweis der Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen auf Altlastenflächen ist eine Vielzahl an Randbedingungen zu berücksichtigen. Neben den bereits genannten ist dabei die Stoffzusammensetzung für eine Analyse und Folgenbeurteilung maßgeblich. Die jeweils vorliegenden Schadstoffe begründen spezifische Umweltfolgen, in deren Ergebnis eine Sanierung differenzierte Nutzen für die Umwelt verursacht. Eine Auswahl an repräsentativen Stoffen und maßgeblichen Grenzwerten ist in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung dargestellt²⁸². Durch die Vielzahl an in Eigenschaften und Auswirkungen spezifischen Schadstoffen ist eine Wirkungsbewertung nicht direkt mittels einer allgemeinen Verfahrensmethodik möglich. Es ist vielmehr, entsprechend der jeweiligen Projekte angepasst, ein separater Nutznachweis zu führen. Hierbei zeigt sich, in Berücksichtigung der differenzierten Stoffe, eine Analyse und Folgenbeurteilung in Anlehnung der Wirkungspfade zielführend. Altlasten verursachen Schadenswirkungen über drei maßgebliche Wirkungspfade. Es sind Umweltfolgen entsprechend den Wirkungsbeziehungen

- Boden – Grundwasser,
- Boden – Mensch und
- Boden – Nutzpflanzen

zu unterscheiden²⁸³. Die Klassifizierung erlaubt eine nachgeordnete Detaillierung in der Wirkungsevaluierung und Folgenprognose. Es wird dadurch gewährleistet, Auswirkungen der Schadstoffe zusammenzufassen und übergeordnet vergleichbar abzubilden.

Analysen und Beurteilungen von Altlasten werden bereits in differenzierten Formen und Anwendungen in der Praxis und Forschung durchgeführt. So bildet mehrfach im Rahmen von Immobilienanalysen die Thematik der Altlastensanierung Bestandteil der Projektbewertung²⁸⁴. Gleichermaßen werden Altlastenanalysen in Hinblick auf einen umfassenden Umweltschutz vollzogen, vorrangig für die Sachbilanzierung und Erörterung der Folgenrelevanz. So ist zum Beispiel für Baden-Württemberg eine Verfahrensrichtlinie bestehend, die infolge differenzierter Priorisierungsprozesse und methodi-

²⁸⁰ vgl. § 4 BBodSchG (2004)

²⁸¹ vgl. § 5 BBodSchV (2009)

²⁸² vgl. Anhang 2 BBodSchV (2009)

²⁸³ vgl. Anhang 1 BBodSchV (2009)

²⁸⁴ vgl. GROßMANN ET AL. (2004), ITVA (2007)

scher Verfahren, eine umfassende Altlastenbewertung erlaubt²⁸⁵. Zielstellung bildet dabei die Erfassung relevanter Gefährdungsszenarien in Auswertung der vorliegenden Schadstoffe, deren Konzentrationen und den potentiell betroffenen vulnerablen Schutzgütern. Durch die Ergebnisse der Sachbilanz ist eine Risikoevaluierung möglich, in deren Fortschreibung der Bedarf und die Notwendigkeit einer Sanierung zu belegen ist. Derartige Verfahren zur Altlastenbewertung sind in differenzierten Formen entsprechend der verbreiteten Anzahl an Altlasten fast flächendeckend in Deutschland vorliegend. Jedoch erlauben die Verfahren lediglich Auswertungen der Notwendigkeit einer Sanierungsanstrengung, nicht aber eine Nutzenbeurteilung. In Hinblick auf eine detaillierte Wertschätzung von Altlasten ist maßgeblich auf die Immobilienbranche zu verweisen. Hierbei bilden die Altlasten eine direkte Belastung bei der Vermarktung von Grundstücken und Immobilien. Die jeweilige Wertbeurteilung der Altlasten erfolgt dabei entsprechend geeigneter Modelle und Auswertungsprozesse. So wird zum Beispiel durch das Modell KOBALT eine detaillierte Wertermittlung in Prognose des Bedarfs an notwendigen Sanierungsmaßnahmen durchgeführt²⁸⁶. Jedoch erlaubt das Verfahren maßgeblich nur die Beurteilung der punktuellen Sanierungsnutzen. Sind Altlasten aber mit langfristigen Wirkungen behaftet, entsprechen die nachgewiesenen punktuellen Wirkungen nicht direkt den ganzheitlichen Nutzen. Lediglich bei schwachbelasteten Flächen mit nur marginalen Umweltfolgen ist näherungsweise der Kostenfaktor der Sanierung mit den resultierenden Umweltnutzen gleichzusetzen. Sind langfristige Folgen durch die Altlasten zu prognostizieren oder die Wirkungen räumlich deutlich weitreichender als die maßgeblich zu sanierende Fläche dies reflektiert, so müssen umfassendere Beurteilungen der Wirkungen erfolgen. Nur so bleibt gewährleistet, dass ganzheitlich die Nutzen einer Sanierung erfasst und dem jeweiligen Projekt eindeutig und begründet quantifiziert zugeordnet werden.

Die Auswertung der durch Hochwasserschutzmaßnahmen begründeten Umweltwirkungen auf Altlasten muss spezifisch der jeweiligen Projekte gesondert erfolgen. Hierbei sind die vorliegenden Schadstoffe, die als vulnerabel zu definierenden Wertegüter, die Wirkungspfade und die zeitlichen Rahmen der Maßnahmenbeurteilung zu berücksichtigen. In zusammenfassender Analyse und Bewertung ist geschlossen der jeweilige Nutzen, der durch die Maßnahmen ausgelöst wird, zu quantifizieren. Eine Verwendung bestehender Verfahren in Beurteilung der Altlasten ist begrenzt für Einzelfälle denkbar. Hierbei ist jeweils gesondert eine Untersuchung der Übertragbarkeit der zur Verwendung beabsichtigten Methodik notwendig. Vorrangig in Beurteilung schwach kontaminierter Flächen mit keinen signifikanten weiteren Umweltfolgen sind zum Beispiel Ansätze der Immobilienwirtschaft anwendbar. Jedoch muss hierbei weder eine weitreichende Wirkung der Altlasten bestehen, noch zyklische Umweltfolgen über den Bewertungszeitraum begründet prognostizierbar vorliegen. Ist dies zu gewährleisten, so ist in Anlehnung beispielsweise an das Verfahrens KOBALT eine Wirkungsbeurteilung vergleichbar der Immobilienwirtschaft durchführbar.

7.3. Schadstoffe – Wasser

Schadstoffe über das Transportmedium Wasser entstehen durch die Auswaschung von Stoffen und Stoffverbindungen aus Böden und der Luft. Eine eindeutige primäre Stofffreisetzung in das Medium Wasser ist durch die typisierten Schutzmaßnahmen nicht zu prognostizieren. Wasserschadstoffe werden deshalb maßgeblich als Luft- und Bodenschadstoffe klassifiziert und entsprechend den beiden Teilkriterien nachgewiesen. Eine eigenständige Sachbilanzierung und Folgenbeurteilung von Schadstoffen-Wasser ist im Nachhaltigkeitsmodell nicht vorgesehen.

²⁸⁵ vgl. LUBW (2012)

²⁸⁶ vgl. GROßMANN ET AL. (2004), ITVA (2007), LFU (2008)

7.4. Schadstoffe – Luft

Als Schadstoffe-Luft sind alle Substanzen in primärer Ausbreitung über das Medium Luft zu kennzeichnen, durch die Belastungen bei biotischen Organismen direkt oder auch indirekt über anschließende Naturprozesse entstehen. Weitverbreitete und gemäß verschiedenen Studien maßgebliche Luftschadstoffe sind zum Beispiel Stickoxide, Schwefeldioxide, aber auch Feinpartikel²⁸⁷.

Fast alle Luftschadstoffe existieren in begrenzten Mengen natürlich in der Umwelt. Jedoch werden die Konzentrationsumfänge durch anthropogene Handlungen oder auch natürliche Schadensprozesse (z. B.: Vulkanausbrüche) punktuell oder zyklisch erhöht. Ab Überschreitung einer jeweils stoffgebundenen Grenzkonzentration sind Schädigungen bei Lebewesen und insbesondere auch gesundheitliche Einschränkungen bei Menschen zu prognostizieren. Grenzwerte von Belastungen sind zum Beispiel in Deutschland den spezifischen Regelungen für Schadstoffimmissionen zu entnehmen²⁸⁸.

7.4.1. Zielstellungen Schadstoffe-Luft

Luftschadstoffe beinhalten Stoffe und Stoffverbindungen die Verbreitung über das Medium Luft erfahren. In Berücksichtigung kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen ist dabei eine Vielzahl differenzierter Luftschadstoffe allgemein als untersuchungsrelevant zu beschreiben. Ein Überblick über relevante Stoffemissionen und den daraus resultierenden Umweltfolgen ist in Abbildung 26 dargestellt.

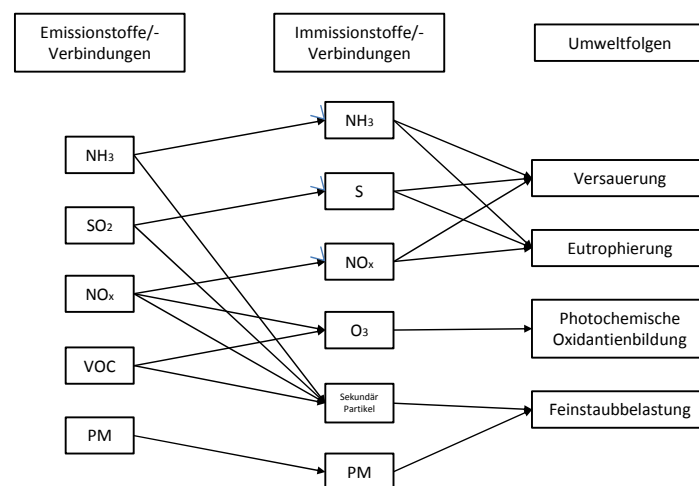


Abbildung 26: Schadstoffe in Überblick maßgeblicher Emission- und Immissionsstoffe und den resultierenden Umweltfolgen²⁸⁹

Die Analyse und Beurteilung der durch kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen verursachten Schadstoffe in Verbreitung über das Medium Luft erfolgt begründet ausgewählter repräsentativer Schadstoffverbindungen. Diese repräsentieren die maßgeblichen Emissionsquellen mit den resultierenden relevanten Folgen für die Umwelt.

7.4.2. Schadstoffe-Luft – kommunale HWSM

In Anwendung des Kriteriums Schadstoffe-Luft werden alle Hochwasserschutzmaßnahmen analysiert, deren Umsetzung und Nutzung die Freisetzung von Luftemissionen verursacht. Hierbei sind insbesondere Maßnahmen mit einem Bedarf an Primärenergieträgern und prozessbedingten Emissionen aus Teil- und Gesamtfertigungsprozessen zu berücksichtigen. In Zusammenfassung sind, mit Ausnahme der Maßnahmen Kleinrückhalte und Renaturierungen, alle kommunalen Hochwasserschutz-

²⁸⁷ vgl. OBERFELD (1999), BRUCK ET AL. (2002), IIASA (2005), MAIBACH ET AL. (2007)

²⁸⁸ vgl. TA LUFT (2002), VDI 2310 (2002)

²⁸⁹ vgl. IIASA (2005)

maßnahmen in ihren Wirkungen bezüglich der Veränderung von Luftschadstoffemissionen zu untersuchen. Bei Kleinrückhalten und Renaturierungen ist ein Nachweis insoweit nicht notwendig, wenn weder bauliche Eingriffe erfolgen, noch Primärenergieänderungen in der Nutzung entstehen.

7.4.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Luftschadstoffe begründen Einflüsse auf Naturfunktionen und infolge der Einbettung menschlichen Lebens in die Natur, eine Belastung von Menschen selbst. Als Belastungen sind dabei maßgeblich Beeinträchtigungen und insbesondere die Unversehrtheit des Lebens zu berücksichtigen. Der Schutz der Luft vor Verunreinigungen ist in verschiedenen Gesetzen und Verordnungen präzisiert. Als maßgebliche Basisdokumente sind in Deutschland die VDI-Richtlinien, insbesondere die VDI 2310 (2002), wie auch die TA LUFT (2002) zu nennen. Beide Richtlinien dienen der Ausweisung von Grenzwerten der Immissionsbelastung und beinhalten Methoden zur Erhebung, Nachweisführung und Bewertung von Emissionen/Immissionen.

Luftverunreinigungen betreffen alle Lebewesen. Während Schadstoffe des Bodens im Regelfall in diesem verbleiben oder in das Medium Wasser übergehen. Sind Substanzen der Luft auf alle weiteren Medien übertragbar und belasten grundsätzlich jedes Lebewesen. Eine Begrenzung schädigender Luftschadstoffe entspricht damit dem Schutz von Naturfunktionen vor Beeinträchtigung und Schaden. Folglich erscheint eine Berücksichtigung im Planungsprozess grundsätzlich notwendig.

7.4.4. Indikator Schadstoffe Luft

Der Nachweis von Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich Luftschadstoffe bedarf der Analyse und Bewertung vielfältiger Stoffe und Stoffverbindungen. Es ist hierbei kaum möglich alle Stoffe einzeln zu erfassen, noch angemessen in ihren Umweltfolgen einzeln zu beurteilen. Es ist vielmehr notwendig, repräsentative Stoffvertreter auszuwählen. Durch die Klassifizierung können gemäß dem Leitbild für nachhaltiges Bauen, in Berücksichtigung der Ökobilanzierung allgemein fünf Wirkungsgruppen/Stoffgruppen Unterscheidung finden²⁹⁰.

- Eutrophierung
- Ozonabbau
- Photochemische Oxidantienbildung
- Treibhauseffekt
- Versauerung

Während auf eine Erhebung der Parameter Eutrophierung und Treibhauseffekt mit Verweis auf die eigenständig vorliegenden Bewertungskriterien verzichtet wird²⁹¹, bilden die drei weiteren den Schwerpunkt der Untersuchungen im Kriterium Schadstoffe-Luft. Erhebungen bezüglich der Wirkungen der Maßnahmen auf Feinstaub unterbleiben. Die Freisetzung von Feinstaub (PM²⁹²) ist nur bei baulichen Maßnahmen und hierbei lediglich in den begrenzten Zeiträumen der Bauphase in relevanten Stoffbelastungen nachweisbar²⁹³. Der Umfang wie auch die temporale Stoffbelastung wird dabei aber als nur von nachgeordnetem Interesse für die Projektbewertung eingeordnet.

²⁹⁰ vgl. BMVBS (2001), ÖKOBAU.DAT (2012)

²⁹¹ vgl. Anhang A4-6 „Treibhauseffekt“, A4-8 „Eutrophierung“

²⁹² Particulate Matter

²⁹³ Feinstaub in gesundheitsgefährdenden Größen (PM₁₀, PM_{2,5}) entsteht fast ausschließlich bei Verbrennungs- und Abnutzungsprozessen. – vgl. OBERFELD (1999), IIASA (2005)

Für das Kriterium Schadstoffe-Luft erfolgt eine Indikatorfestlegung für kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen entsprechend einer erweiterten Teilkriteriendefinition, für die folgenden drei Wirkungs- und Stoffgruppen.

- Ozonabbau → R₁₁-Äquivalente,
R₁₁-äquivalente Substanzen (Trichlorfluormethan) begründen den Abbau atmosphärischen Ozons. Sie bilden die Ursache der Verringerung der Ozonschicht und der Entstehung von Ozonlöchern. In Folge der Ozonveränderung sind vielfältige Schäden an Naturfunktionen zu verzeichnen.
Einheit: R₁₁-Äquivalent
- Photochemische Oxidantienbildung → Ethen-Äquivalente,
Ethen und äquivalent wirkende Stoffe und Verbindungen führen in Zusammenwirken mit natürlicher Strahlung zur Bildung von bodennahem Ozon. Dieses wirkt direkt schädigend auf Lebewesen.
Einheit: C₂H₄-Äquivalent
- Versauerung → SO₂-Äquivalente
Schwefeldioxid oder in Wirkung äquivalente Stoffe verursachen als Luftverunreinigungen durch Auswaschung und Ansammlung saure Niederschläge. Hierbei wirkt vordergründig die Substanz Schwefel. Infolge des Eintrittes von Versauerung ist eine Störung der Austauschprozesse zwischen verschiedenen Naturfunktionen nachweisbar. Allen voran ist im Bereich der Landwirtschaft eine Verringerung der nutzbaren Pflanzenvielfalt zu prognostizieren.
Einheit: SO₂-Äquivalent

7.4.5. Auswertungsmethodik

Die Sachbilanzierung von Schadstoffen der Luft kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgt unter Verwendung repräsentativer Stoffverbindungen. In Berücksichtigung der drei verschiedenen stofflich nachweisbaren Emissionssubstanzen (Teilkriterien) ist es notwendig, für jede eine eigenständige Sachbilanz zu erstellen. Erst bei Vorlage der Ergebnisse, einer angemessenen Folgenbeurteilung sowie der Einbeziehung des temporalen Schadstoffaustrittes ist eine Zusammenfassung zu einem Gesamtwert der Wirkungsgruppe Schadstoffe-Luft möglich.

Vergleichbar dem Kriterium Treibhauseffekt ist eine Analyse getrennt nach Herstellung, Betrieb/Nutzung und Abriss/Entsorgung durchzuführen.

I. Herstellung

Für die Ermittlung der Sachbilanzwerte des Herstellungsprozesses ist es möglich, Kenngrößen über Schadenstoffbelastungen bei Gewinnung, Transport und Bauteilerstellung entsprechend den Informationen der Herstellungsfirmen zu nutzen. Diese verfügen über umfangreiche Kenntnisse ihrer Materialien. Zugleich ist es aber auch möglich, Werte der ÖKOBAU.DAT (2012) für die Sachbilanzberechnung zu verwenden.

II. Abriss und Entsorgung

Nach Ablauf der Nutzungsdauern anthropogener Maßnahmen sind Abriss und Entsorgung zu konzipieren. Hierzu sind die Schadstoffe in Umfang zu ermitteln, die bei den zu erbringenden Leistungen des Abrisses und im Entsorgungsprozess entstehen. Es ist dabei zu beachten, dass

verschiedene Stoffe wie zum Beispiel Stahl einer vollständigen Wiederverwendung zugeführt werden.

III. Betrieb und Nutzung

Sind die voran genannten Erhebungsmethoden ausschließlich auf bauliche Hochwasserschutzmaßnahmen anwendbar, sind Schadstoffemissionen der Nutzung/des Betriebes bei grundsätzlich allen Maßnahmen vorzufinden deren Bewirtschaftung die Verwendung von Primärenergieträgern verlangt. Im Detail sind hierbei sowohl emissionsverstärkende technische Maßnahmen, als auch im Regelfall emissionsmindernde naturschonende Maßnahmen zu differenzieren. Die Erfassung der Sachbilanz basiert dabei vergleichbar dem Treibhauseffekt auf der Erhebung von Energieverbräuchen und der Berechnung der maßgeblichen Schadstoffemissionsmengen²⁹⁴. Hierbei ist im Detail für Hochwasserschutzmaßnahmen zwischen Strom und Kraftstoffen zu unterscheiden.

Tabelle 16: Schadstoff-Äquivalente ausgewählter Energieträger²⁹⁵

	Strommix [1 kWh]	Kraftstoff [1,19 l]
Ozonabbaupotential [kg R ₁₁ -Äquivalent]	3,05E-9	1,65E-10
Photochemisches Oxidantienbildung [kg-C ₂ H ₄ -Äquivalent]	8,38E-5	3,26E-4
Versauerung [kg SO ₂ -Äquivalent]	1,18E-3	2,13E-3

Die Berechnung der Sachbilanzen erfolgt vergleichbar anderer Bewertungskriterien des Nachhaltigkeitsmodells unter Einbeziehung der Ergebnisse mit und ohne Maßnahmenumsetzung. Es ist grundsätzlich notwendig, eine Untersuchung des Status Quo-Szenarios durchzuführen. Erst die daraus berechenbare Differenz entspricht den Emissionsmengen an Schadstoffbelastungen der Luft, die ausschließlich durch die Maßnahmen verändert werden.

7.4.6. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

Luftschadstoffe sind vielfältig und verursachen lokale wie auch überregionale Betroffenheit. Die Ausbreitung ist dabei maßgeblich abhängig differenzierter Umweltfaktoren, aber auch der Position der Ausbringung und der Menge an Emissionsstoffen. Direkte Folgen emittierender Schadstoffe sind deshalb nur schwer nachweisbar. Im Regelfall ist es nur möglich, Luftschadstoffe mittels Immissionskonzentrationen abgesichert in ihren Wirkungen auf die Natur und den Menschen zu belegen. Während Emissionen messbare projektbezogene Zuordnung finden können, erlauben nur Immissionswerte die detaillierte Beurteilung der Folgen.

In Berücksichtigung der drei Teilkriterien ist es notwendig, zur Folgenbeurteilung eine Einzelanalyse der Immissionsauswirkungen vorzunehmen. Die Wertgewichtung ist dabei entsprechend des Nachhaltigkeitsmodells monetär auszugestalten. Als Kenngrößen der quantifizierbaren Bewertung werden Monetarisierungsfaktoren aus anerkannten nationalen und europäischen Studien herangezogen.

²⁹⁴ vgl. Tabelle 16

²⁹⁵ vgl. ÖKOB.AU.DAT (2012)

I. Ozonabbau

Der Schadstoffindikator R_{11} -Äquivalent repräsentiert Wirkungsfolgen von Luftverunreinigungen auf die atmosphärische Ozonschicht. Die dabei durch das Äquivalent abgebildeten Stoffe bewirken eine Verringerung der Ozonschichtdicken, im Maximalumfang bis hin zur vollständigen Auflösung (Ozonloch). Infolge der Schichtveränderung ist eine Zunahme von extraterrestrischer Strahlung auf die Erdoberfläche messbar. Allen voran UV-Strahlung führt dabei zu einer deutlichen Belastung aller Lebewesen der Umwelt. Für Menschen sind vordergründig erhöhte Gefährdungen durch Strahlungsschäden mit anschließenden Folgen wie zum Beispiel Hautkrebs zu prognostizieren²⁹⁶.

Die Bewertung der Folgen der Abnahme atmosphärischen Ozons kann begründet externer Kosten, verursacht durch ärztliche Behandlungen erfolgen. Hierbei wird vordergründig das Folgenspektrum auf Menschen untersucht. In Abbildung der gesundheitlichen Beeinträchtigungen und der daraus ableitbaren medizinischen Aufwendungen ist es möglich, Werte in direkter Abhängigkeit zur Ozonschichtabnahme darzulegen. Gleichzeitige Untersuchungen belastungsbedingter Produktivitätsausfälle bilden gegenwärtig den Stand der Forschung zur vollständigen Beurteilung der Folgen der Ozonabnahme in der Atmosphäre.

Zur Bewertung des Schadstoffindikators R_{11} -Äquivalent und den daraus begründeten Ozonabbau ist es möglich, auf Werte der Studie BRUCK ET AL. (2002) zurückzugreifen. Hierbei werden für Österreich externe Kosten emittierender R_{11} -Äquivalente bestimmt. Die Beurteilung erfolgt durch gesundheitliche und gesellschaftsproduktive Kostenfaktoren.

II. Photochemische Oxidantienbildung

Die Photochemische Oxidantienbildung beschreibt den Prozess der bodennahen Ozonbildung. Dieser wirkt entgegen seiner vorteilhaften Funktion im Atmosphärenbereich, in Bodennähe auf Menschen und Organismen direkt schädigend. In Nachweisführung der Folgen Photochemischer Oxidantienbildung ist es notwendig, die gemäß den Indikatoren ermittelten Sachbilanzergebnisse in ihren jeweiligen Folgen zu beurteilen. Hierbei aber wird deutlich, dass gegenwärtig kein Modell oder Verfahren existiert, mit denen direkt Folgenbeurteilungen von Ethen-Äquivalenten möglich sind. Jedoch sind Methoden vorliegend, die eine Beurteilung von „nicht-Methan-flüchtigen-organischen-Verbindungen“ (NMVOC) ermöglichen²⁹⁷. Diese sind in Folgen zwar nicht vollständig gleichzusetzen mit Ethen-Äquivalenten, begründen aber in Teilen (zu 41,6 %²⁹⁸) eine vergleichbare Wirkung.

Folgenbeurteilungen von NMVOC sind in Deutschland, wie auch im europäischen Umfeld vorliegend. Für Deutschland sind Folgen von emittierenden NMVOC mit 1.200 Euro pro Tonne prognostiziert²⁹⁹. Im Europäischen Rahmen werden Folgen von NMVOC mit 870 Euro pro Tonne veranschlagt³⁰⁰. Die differenzierten Werte basieren maßgeblich auf verschiedenen Untersuchungstechniken und einer im europäischen Rahmen gemittelten Folgenbeurteilung über alle betroffenen Staaten.

²⁹⁶ vgl. BRUCK ET AL. (2002)

²⁹⁷ vgl. EC (2005), KREWITT & SCHLOMANN (2006), MAIBACH ET AL. (2007), UMWELTBUNDESAMT (2007)

²⁹⁸ vgl. HEIJUNGS ET AL. (1992)

²⁹⁹ vgl. BICKEL (2005), MAIBACH ET AL. (2007), UMWELTBUNDESAMT (2007)

³⁰⁰ vgl. KREWITT & SCHLOMANN (2006)

III. Versauerung

Versauerungsprozesse, besser bekannt unter dem Namen saure Regen, begründen Veränderungen des pH-Wertes in betroffenen Naturregionen. Als Folge entstehen Beeinflussungen regionaler Pflanzenkulturen. Diese wiederum verursachen Eingriffe in die Landwirtschaft und führen zu wirtschaftlichen Veränderungen. Eine Betroffenheit von Menschen ist durch die Versauerung im Regelfall nur sekundär nachweisbar.

Für die Beurteilung der Folgen von Emissionen SO₂-äquivalenter Stoffe sind international, wie auch national verschiedene Wertansätze vorliegend. Für Deutschland wird ein Kostenwert von 5.200 Euro pro Tonne SO₂-Äquivalent veranschlagt³⁰¹. Im europäischen Durchschnitt wiederum sind Kosten im Rahmen zwischen 3.000³⁰² und 3.300³⁰³ Euro pro Tonne SO₂-Äquivalent nachgewiesen.

Die Folgenbeurteilung des Kriteriums Schadstoffe-Luft ist entsprechend der drei gewählten Teilkriterien umfassend möglich³⁰⁴. In Anwendung des Nachhaltigkeitsmodells sind, in Auswahl verschiedener Wertansätze, maßgeblich Folgenbeurteilungen begründet auf nationalen Studien berücksichtigungsfähig. Internationale Folgenbeurteilungen können aber im Rahmen der erweiterten Sensitivitätsanalyse zur Bestimmung von Grenzwerten der Nutzen der Schutzmaßnahmen herangezogen werden.

Tabelle 17: Folgenbeurteilung Schadstoffe-Luft in Abhängigkeit der Sachbilanzindikatoren

Wirkungsfolgen	Sachbilanzindikator	monetäre Bewertungsgröße [€/t Indikator-Äqv.]	
		national	international
Ozonabbau	t R ₁₁ -Äquivalent	-	11.850 BRUCK ET AL. (2002)
Photochemische Oxidantienbildung	t C ₂ H ₄ -Äquivalent	2.855* BICKEL (2005), MAIBACH ET AL. (2007)	2.091* KREWITT & SCHLOMANN (2006)
Versauerung	t SO ₂ -Äquivalent	5.200 MAIBACH ET AL. (2007)	3.000 KREWITT & SCHLOMANN (2006)

* Werte entsprechend der prozentualen Umrechnung von NMVOC-Kosten bezüglich der Ethen-Äquivalent-Wirkungen (41,6 %) ³⁰⁵

7.4.7. Gesamtbewertung

Der Nachweis der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen im Rahmen emittierender Schadstoffe der Luft erfolgt durch die Erhebung von drei Teilkriterien. Diese repräsentieren in Inhalt und Folgenwirkungen das maßgebliche Schadstoffspektrum das in nationalen, wie auch internationalen Studien Anerkennung genießt³⁰⁶. In Gesamtberechnung des Kriteriums Schadstoffe-Luft ist eine Verknüpfung der sachbilanzierten Indikatorergebnisse mit den jeweils zugehörigen Folgenbeurteilungen notwendig. Hierbei ist zu beachten, dass nur die durch die Maßnahmen unmittelbar verursachten Wirkungen in Differenzierung zum Status Quo Nachweis erfahren. Nur diese entsprechen beurteilungsrelevanten Nutzen der untersuchten Hochwasserschutzmaßnahmen.

³⁰¹ vgl. BICKEL (2005), MAIBACH ET AL. (2007), UMWELTBUNDESAMT (2007)

³⁰² vgl. KREWITT & SCHLOMANN (2006)

³⁰³ vgl. MAIBACH ET AL. (2007), UMWELTBUNDESAMT (2007)

³⁰⁴ vgl. Tabelle 17

³⁰⁵ vgl. HEIJUNGS ET AL. (1992)

³⁰⁶ vgl. BMVBS (2001), BICKEL (2005), EC(2005), KREWITT & SCHLOMANN (2006), MAIBACH ET AL. (2007), UMWELTBUNDESAMT (2007)

7.5. Schadstoffe – Zusammenfassung

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen verschiedene Wirkungen auf die Umwelt. Während der Hochwasserschutz dabei primäre Zielwirkung bildet, sind Einflussnahmen auf Schadstoffe als sekundäre Umweltwirkungen zu deklarieren. In Umfang abhängig den jeweiligen Maßnahmentypen und regionalen Besonderheiten sind Analysen und Bewertungen von Schadstoffen notwendig, um ökologische Folgen einer Maßnahmenumsetzung angemessen zu würdigen. Nachhaltigkeit als Zielstellung der Untersuchungen bedarf der Berücksichtigung aller Wirkungen anthropogener Vorhaben auf die Umwelt, um Entscheidungen im Sinne zukünftiger Generationen angemessen und ganzheitlich zu treffen.

8. Eutrophierung

Wasser bildet die Lebensgrundlage aller Pflanzen, Tiere und Menschen. Durch den Anstieg von Pflanzennährstoffen und verstärkten Wachstums- und Vermehrungsprozessen organischer Materialien entstehen Gewässeralterungen, die zu einer Sauerstoffabnahme und zu Beeinträchtigungen der Wasserqualität in Gewässern führen.

8.1. Definition und Zielstellung

Eutrophierung (Gewässeralterung) ist ein natürlicher Prozess der in jedem Gewässer durch Eintrag von Nährstoffen und Sedimenten vorzufinden ist. Während jedoch natürliche Ursachen sehr lange Zeiträume zur Prozessumsetzung benötigen und gleichzeitig eine Harmonisierung der Stoffmengen ermöglichen, sind vorrangig anthropogene Eingriffe maßgeblich für eine schnell fortschreitende Gewässereutrophierung verantwortlich³⁰⁷.

Der verstärkte Eintrag von Nährstoffen, über natürliche Immissionsmengen hinaus, führt zu einer Zunahme an Wachstumsprozessen und biotischem Material in den betroffenen Gewässern. Das zusätzliche organische Material verringert den Lichteintrag und erhöht die Mengen an abgestorbenen Pflanzenteilen. Infolge steigender organischer Stoffmengen nimmt die Entwicklung von Destruenten überproportional zu. Der Abbau organischen Materials durch die Destruenten erfolgt dabei vordergründig bei geringen Lichteinträgen durch Sauerstoffzehrung. Je höher der organische Materialanteil des Gewässers, desto höher der Sauerstoffmangel³⁰⁸. Im Ergebnis weiter fortschreitender Eutrophierung können Gewässer in Schichten oder maximal vollkommen sauerstofffrei vorliegen. Leben wäre dann nur noch auf bakterieller Basis möglich. Derartige extreme Eutrophierungszustände entsprechen dem umgangssprachlichen Zustand eines „umgekippten“ Gewässers.

Das Bewertungskriterium Eutrophierung analysiert Hochwasserschutzmaßnahmen auf deren Einflussnahme auf die Gewässeralterung. Hierbei sind alle Maßnahmen zu untersuchen, deren Umsetzung und Nutzung den Prozess der Eutrophierung beeinflusst. Es ist dabei unerheblich ob Verstärkungen oder Minderungen erfolgen. Das Ziel der Analyse ist die Darstellung der Wirkungsprozesse und Folgen der jeweiligen Maßnahmen auf die Gewässer in ihrer Funktion als Lebens- und Nutzungsgrundlage.

8.2. Eutrophierung – kommunale HWSM

Eutrophierung erfolgt durch eine Zunahme von Nährstoffen in betroffenen Gewässern. Hierbei bilden sowohl natürliche, als auch anthropogene Verursacher Quellen des Eutrophierungsprozesses. In Berücksichtigung der Auswahl kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen sind Wirkungen auf die

³⁰⁷ vgl. <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/meere/eutrophierung.htm> (abgerufen: 17.09.2013)

³⁰⁸ vgl. <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/meere/eutrophierung.htm> (abgerufen: 17.09.2013)

Eutrophierung in differenzierten Formen und Umfängen zu prognostizieren. So sind zum Beispiel bei Maßnahmen der Landbewirtschaftung Beeinflussungen durch veränderte Nährstoffemissionsmengen nachweisbar, während technische Maßnahmen durch den Bau und die energetischen Nutzungen Nährstoffe dem Gewässersystem indirekt zuführen.

Eutrophierung bildet eine allgemeine Herausforderung bei der Umsetzung und Nutzung einer fast jeden anthropogenen Maßnahme. Beeinflussende Wirkungen erfolgen sowohl direkt durch die Zuführung von Nährstoffen (über Böden und Grundwasser) in die Gewässer, als auch indirekt durch die Erzeugung und den Verbrauch von Stoffen und Energieträgern. Im Ergebnis sind Maßnahmen deren Inhalt den Bau oder die Nutzung von Stoffen und Energieträgern verlangt, wie auch Maßnahmen die eine Ausbringung oder Veränderung von Nährstoffmengen in Natursysteme begründet, als eutrophierungswirksam zu beschreiben.

8.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Eine Verringerung und Begrenzung der fortschreitenden Eutrophierung von Gewässern wird in Deutschland mittels rechtlichen Verordnungen und Grenzwerten der beiden Hauptverursachungsstoffe Stickstoff und Phosphor verfolgt. Zum Beispiel finden sich in der NITRATRICHTLINIE (1991) und in der EUROPÄISCHEN WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) detaillierte direkte und indirekte Bezüge zur Vermeidung und Begrenzung der Eutrophierung. Die NITRATRICHTLINIE (1991) fordert die Verringerung stickstoffbedingter Gewässerverunreinigungen aus landwirtschaftlichen und weiteren Eintragungsf lächen zur Begrenzung und Vorbeugung³⁰⁹. In der Wasserrahmenrichtlinie werden Phosphor und Stickstoff als Schadstoffe deklariert³¹⁰ und eine Begrenzung/Vermeidung des Eintrages schädigender Stoffe in Gewässer gefordert³¹¹.

In Anwendung der genannten und weiteren Rechtsverordnungen ist der Nährstoffeintrag in den letzten Jahrzehnten deutlich gesunken³¹². Doch auch der gegenwärtig weiterhin bestehende Nährstoffeintrag gestattet eine erhöhte fortschreitende Eutrophierung und ist aus Sicht des Umweltschutzes und einer ökologisch-nachhaltigen Entwicklung weiter zu begrenzen.

8.4. Indikator Eutrophierung

Die Eutrophierung entsteht durch erhöhte Nährstoffeinträge in Gewässer. Als Ursachen sind dabei die Stoffe Phosphor und Stickstoff maßgeblich. In Analyse der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Eutrophierung sind die Stoffe Phosphor und Stickstoff als Teilkriterien getrennt zu untersuchen.

I. Stickstoff

Stickstoffverbindungen bilden Grundlage der Entwicklung und Fortpflanzung von Organismen. Sie ermöglichen eine rasche Zunahme an organischem Material in Gewässern. Der Eintrag von Stickstoff erfolgt über punktuelle und/oder diffuse Quellen. Während punktuelle Verursacher wie zum Beispiel Abwassereinleitungen hierbei weniger als 30 % des Gesamteintrages darstellen, sind vor allem diffuse Einträge und hierbei maßgebend landwirtschaftlich genutzte Flächen für einen Stickstoffeintrag verantwortlich³¹³. In der Landwirtschaft wird Stickstoff in Form von Nitraten (NO_3^-) als Wirtschafts- oder Mineraldünger aufgebracht. Während Einträge von Mine-

³⁰⁹ vgl. Art. 1 NITRATRICHTLINIE (1991)

³¹⁰ vgl. Anhang 8 EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000)

³¹¹ vgl. Art. 11 Nr. 3 EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000)

³¹² vgl. NITRATBERICHT (2004)

³¹³ vgl. BÖHM ET AL. (2000)

raldüngern durch Verordnungen und begrenzende Verbote in der Vergangenheit stark verringert wurden, sind Wirtschaftsdünger (in Form von Gülle) heute maßgebend für den Eintrag von Nitraten (Stickstoff) in Grundwasser und Fließgewässer³¹⁴.

Einheit: kg Stickstoff

II. Phosphor

Phosphor ist ein stark reaktives Element, das in natürlicher Form nicht elementar, sondern in verschiedenen gebundenen Verbindungen vorzufinden ist³¹⁵. Gemäß seiner Eigenschaften ist Phosphor kein grundsätzlich gesundheitsschädlicher Stoff, begünstigt aber deutlich das Pflanzenwachstum und die Vermehrungsprozesse. Der Gewässereintrag von Phosphor erfolgt vergleichbar Stickstoff über diffuse und punktuelle Quellen. Hierbei ist aber neben landwirtschaftlichen Flächeneinträgen infolge Düngung, eine weitere maßgebliche Ursachquelle in Form diffuser Eintragungen durch verschiedenartige Stoffezeugungen und vor allem durch Primärenergieverbräuche nachweisbar³¹⁶.

Einheit: kg Phosphor

8.5. Auswertungsmethodik Stickstoff

8.5.1. Emission von Stickstoff

In Beurteilung von Eutrophierungsquellen unter Berücksichtigung von Stickstoffwirkungspfaden wird deutlich, dass landwirtschaftlich genutzte Flächen zu mehr als 50 % verantwortlich für den Stickstoffeintrag in Gewässer sind³¹⁷. Andere Eintragungspfade, wie zum Beispiel Wasser- oder Winderosion, sind im Zusammenhang mit stickstoffbasierter Eutrophierung von nachgeordneter Bedeutung.

Für die Erstellung der flächenbezogenen Stickstoffsachbilanz zur Beurteilung der Eutrophierungseinflüsse kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen ist es notwendig, die durch Infiltration und Grundwasser gewässereutrophierend wirkenden Stickstoffmengen zu bestimmen. Als messbare BasisgröÙe dient hierzu die Stickstoff-Überschussbilanz. Die Überschussbilanz beschreibt die Differenz der aufnehmbaren Stickstoffmenge der Pflanzen, in Verhältnis zu den durch die Landwirtschaft bzw. Flächennutzung aufgebrauchten Stickstoffdüngemitteln.

I. Modellberechnung der Stickstoff-Überschussbilanz

Um Stickstoff-Bilanzüberschüsse modellgestützt hochauflösend zu ermitteln, bedarf es eines physikalisch begründeten Ansatzes. Dieser muss sowohl lokale klimatische und topographische Randbedingungen, wie auch Pflanzenarten und Bearbeitungstechniken berücksichtigen. Ein in Deutschland praktikables Modell ist das Stickstoffhaushaltsmodell MINERVA vom Institut für Boden- und Gewässerschutz Braunschweig³¹⁸.

³¹⁴ vgl. NITRATBERICHT (2004)

³¹⁵ z. B.: organisch gebundener Phosphor, Polyphosphate, Ortho-Phosphat

³¹⁶ vgl. ÖKOBAU.DAT (2012)

³¹⁷ vgl. BÖHM ET AL. (2000)

³¹⁸ Eine detaillierte Beschreibung des Modells (inklusive Anwendungen) ist ENGEL ET AL. (1993) zu entnehmen.

MINERVA³¹⁹

MINERVA wurde ursprünglich zur Berechnung einer optimalen Düngemittelausbringung entwickelt. In Anwendung aber kann es gleichzeitig zur Ausweisung diffuser Stickstoffeintragungsmengen in Gewässer über Grundwasserversickerung dienen.

Die Beurteilung von Stickstoffausträgen über das Modell erfolgt flächendetailliert und ermöglicht ein hohes Maß an Realitätskonformität. Jede relevante Bewirtschaftungsform, wie auch jede Randbedingung der Nutzung die Infiltration und Grundwasserleitung beeinflussen, kann mittels des Modells Darstellung finden.

Anwendungen von physikalischen Modellen, zur Berechnung und Nachweisführung von Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft/Flächennutzung in Gewässer, erlauben numerische Sachbilanzen in realitätsnahen Detaillierungen. Da aber die Bearbeitung und die benötigten Randbedingungen hohe bis sehr hohe Aufwendungen an Arbeitszeit und -mitteln verlangen, ist eine Verbreitung der Methodik begrenzt.

II. Referenzwertverfahren Stickstoff-Überschussbilanz

Die Berechnung der Stickstoff-Überschussbilanzen mittels Referenzwerten kann in Deutschland aufbauend auf verschiedenen Primärstudien erfolgen³²⁰. Hierbei ist in Unterscheidung der Verfahren jedoch grundsätzlich immer eine Berücksichtigung der zugehörigen Studienrandbedingungen notwendig. Jede Studie basiert auf den jeweils zum Zeitpunkt der Anwendung vorliegenden maßgeblichen Bewirtschaftungstechniken in der Landwirtschaft. Somit entsprechen die dargelegten N-Bilanzüberschüsse, Werten eines spezifischen Zeitraumes. Temporal unabhängige Referenzwerte sind durch stetig ändernde Bewirtschaftungstechniken und gesetzliche Vorgaben allgemein nicht vorliegend.

In Deutschland stiegen N-Bilanzüberschüsse bis Anfang der 1980er Jahre auf mehr als 140 kg N/(ha*a)³²¹. Anschließend einer Konsolidierung des Niveaus, begann ab Mitte der 1990er Jahre ein deutlicher Rückgang auf einen heute durchschnittlichen N-Bilanzüberschuss von 75 kg N/(ha*a)³²². Der Wert von 75 kg N/(ha*a) entspricht den deutschlandweit ermittelten durchschnittlichen N-Überschüssen des Jahres 2005. Abweichend vom Mittelwert sind für jedes Bundesland spezifische Kenngrößen von N-Bilanzüberschüssen vorliegend³²³. Für einzelne Fließgewässer und Flusseinzugsgebiete ist zudem auch der Nachweis der N-Bilanzüberschüsse detailliert durch Referenzwerte des Nitratatlas möglich³²⁴.

³¹⁹ vgl. ENGEL ET AL. (1993)

³²⁰ vgl. FREDE & DABBERT (1998), BEHRENDT ET AL. (1999)

³²¹ vgl. NITRATBERICHT (2004)

³²² Weitergehende Verringerungen der N-Bilanzüberschüsse sind für zukünftige Zeiträume nur in geringen Mengen zu prognostizieren. – vgl. NITRATBERICHT (2008)

³²³ vgl. Tabelle 18

³²⁴ vgl. WENDLAND ET AL. (1993)

Tabelle 18: Stickstoff-Flächenbilanzüberschüsse [kg N/(ha*a)] in Deutschland – Zeitraum 1990 bis 2005³²⁵

	1990	1995	2000	2005
	kg ha ⁻¹ LF			
Baden-Württemberg	116	98	95	76
Bayern	129	108	108	83
Hessen	99	79	79	61
Niedersachsen	124	106	108	85
Nordrhein-Westfalen	131	111	112	91
Rheinland-Pfalz	86	73	72	55
Saarland	100	85	83	65
Schleswig-Holstein	125	107	106	86
Brandenburg	Zuordnung	66	67	53
Mecklenburg-Vorpommern	der Daten	56	56	38
Sachsen	zu neuen	77	75	53
Sachsen-Anhalt	Bundesländern	56	57	41
Thüringen	ungenau	70	69	51

Die Berechnung des Stickstoffindikators benötigt neben Referenzwerten der Grundnutzung (Status Quo) auch die jeweils durch die Maßnahmen ausgelösten Umweltwirkungen. Im Detail ist die Menge an Stickstoffüberschuss zu ermitteln (Δ -Menge), die bei der Umsetzung der Flächenbewirtschaftungsmaßnahmen zukünftig verändert auftritt. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen ist hierzu für jede Maßnahme ein spezifischer N-Überschuss zu prognostizieren.

Landbewirtschaftungs-/Flächennutzungsänderung

konservierende Bodenbearbeitung/Direktsaat:

Grün- und Forstland:

Viehhaltung:

Stickstoffüberschussbilanz

25 kg N/(ha*a)³²⁶

10 kg N/(ha*a)³²⁷

abhängig vom regionalspezifischem Tierbesatz³²⁸

8.5.2. Abbau von Stickstoff

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen können Eutrophierungen auch durch den Abbau von bestehenden Stickstoffmengen beeinflussen. Maßgeblich Renaturierungen, Flächenvorsorge und HWRB (bei Einstau) verringern Stickstofffrachten in Gewässern durch natürliche Möglichkeiten einer Denitrifizierung. Der Abbau erfolgt durch einen zeitlich variierenden Einstau von Flächen und den dabei stattfindenden natürlichen Abbauprozessen³²⁹.

Für die Nachweisführung der Nutzen von Schutzmaßnahmen auf die Eutrophierung durch Stickstoffabbau erfolgt eine Berechnung der durchschnittlichen jährlichen Überschwemmungsflächen und eine Festlegung der Leistungsvermögen der Denitrifikation. Das Ergebnis entspricht der jährlichen Stickstoffretentionsleistung der zu beurteilenden Maßnahmen³³⁰.

I. Durchschnittliche jährliche Überschwemmungsflächen

Für die Berechnung der jährlichen Denitrifikationsleistung kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen ist es notwendig, die durchschnittliche jährliche Überschwemmungsfläche zu er-

³²⁵ NITRATBERICHT (2008) – Seite 31

³²⁶ vgl. HAAS (1997), BÖHM ET AL. (2002)

³²⁷ unterer Grenzwert N-Bilanzüberschüsse nach ATV-DVWK (2004), MIEGEL & ZACHOW (2006)

³²⁸ Tierbesatz pro Fläche = DE, 1 DE/ha \triangleq 80 kg N/ha – vgl. HAAS (1997), BÖHM ET AL. (2002)

³²⁹ vgl. DEHNHARDT (2002), VAN DER LEE ET AL. (2004)

³³⁰ vgl. BEHRENDT ET AL. (2002), GROSSMANN ET AL. (2010)

mitteln³³¹. Nur auf eingestauten Flächen ist ein Stickstoffabbau von Gewässerfrachtmengen im Rahmen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen möglich.

$$A_{\text{ÜS}} = \int A(P) dP$$

$A_{\text{ÜS}}$ mittlere jährliche Überschwemmungsfläche [ha/a]

$A(P)$ Funktion der Überschwemmungsflächen in Abhängigkeit des Abflussereignisses

Formel 4: statistische jährliche Überschwemmungsfläche

II. Denitrifikation

Renaturierung, Flächenvorsorge und HWRB gewährleisten Denitrifikationen durch den natürlichen Abbau- und Aufnahmeprozess bei Ein- und Überstau. Ein Nachweis der Wirkungen der Maßnahmen ist durch verschiedene Studien belegt³³². Da aber jede Studie unterschiedliche Randbedingungen und Regionen untersucht, existiert bis dato noch keine einheitliche Feststellung über die Höhe der zu prognostizierenden Denitrifikationspotentiale³³³. Vielmehr liegen Retentionspotentiale in Spannbreiten von 1 kg N bis zu mehr als 18 kg N pro Hektar und Überflutungstag vor³³⁴.

Für die Anwendung im Nachhaltigkeitsmodell werden die Kenngrößen aus GROSSMANN ET AL. (2010) favorisiert. Die Autoren verwenden in ihrer Studie für das Bundesamt für Naturschutz einen konservativen Bewertungsansatz. Dieser basiert auf den unteren ermittelten Grenzwerten der Denitrifikation auf Überschwemmungsflächen. Im Detail wird ein Stickstoffabbaupotential von 1-1,5 kg N pro Hektar und Überflutungstag berücksichtigt.

8.6. Auswertungsmethodik Phosphor

Phosphor und phosphoräquivalente Stoffe fördern Wachstum und Vermehrung von Pflanzen in Gewässern. Sie bilden neben Stickstoff die maßgebliche Quelle von Eutrophierungsprozessen.

8.6.1. Phosphoremission durch Bau/Nutzung

Alle Maßnahmen des Portfolios des kommunalen Hochwasserschutzes sind geeignet, Phosphor und phosphoräquivalente Stoffe/Stoffverbindungen im Zuge der Maßnahmenerstellung und -nutzung zu emittieren. Lediglich spezifische Maßnahmenumsetzungen ohne materielle und energetische Aufwendungen sind hiervon ausgenommen.

Emissionen von Phosphor und phosphoräquivalenten Stoffen entstehen maßgeblich bei technischen Hochwasserschutzmaßnahmen durch energetische und stoffliche Verbräuche bei der Herstellung und der Nutzung. Nicht technische Schutzlösungen wie zum Beispiel Maßnahmen der Landbewirtschaftung oder die Flächenvorsorge begründen Beeinflussungen von Emissionen im Regelfall aus energetischen Verbräuchen infolge differenzierter Nutzungen. So ist zum Beispiel durch veränderte Bewirtschaftungstechniken eine Verringerung der Kraftstoffverbräuche bei der Flächenbearbeitung nachweisbar, was wiederum Einsparungen an Phosphoremissionen begründet.

Zur Nachweisführung der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich Phosphoremissionen ist ein Berechnungsverfahren vergleichbar den Bewertungskriterien Treibhauseffekt

³³¹ vgl. Formel 4

³³² vgl. DEHNHARDT (2002), BEHRENDT ET AL. (2002), VAN DER LEE ET AL. (2004), HIPSEY ET AL. (2006), HOFFMANN ET AL. (2007), GROSSMANN ET AL. (2010)

³³³ vgl. VAN DER LEE ET AL. (2004), GROSSMANN ET AL. (2010)

³³⁴ vgl. DEHNHARDT (2002), HIPSEY ET AL. (2006), HOFFMANN ET AL. (2007)

und Schadstoffe zu verwenden³³⁵. Hierzu ist für jede Einzelmaßnahme im Rahmen der zugehörigen Lebenszyklen der notwendige Stoffverbrauch in den Phasen der Herstellung, Nutzung und des Abrisses bzw. der Entsorgung nachzuweisen. Jeder Stoff ist anschließend mit dem zugehörigen Phosphoremissionspotential zu versehen und mit den Stoffmengen zu kombinieren.

8.6.2. Phosphorabbau

Der Phosphorabbau durch kommunale Schutzmaßnahmen erfolgt durch Eliminationsvorgänge auf den jeweils den Maßnahmen zugehörigen Flächen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Phosphor hohe reaktive Eigenschaften aufweist, die infolge der Bildung von Stoffverbindungen Ausfällungen und folglich Ablagerungen verursachen. Die Abbauwirkung entsteht anschließend durch natürliche Organismen (Mikroorganismen) und verbundfähige Stoffe und Stoffverbindungen. Im Ergebnis wird der ehemals in Frachtmengen befindliche Phosphor dem Gewässer entzogen³³⁶.

Phosphorabbau ist grundsätzlich bei der Umsetzung und Anwendung der Maßnahmengruppen Renaturierung und der Flächenvorsorge nachweisbar. Beide verursachen zyklisch überschwemmte Maßnahmenflächen und sind dadurch geeignet Phosphoreliminationen auszulösen. Hochwasserrückhaltebecken können zusätzlich ihrer maßgeblichen Schutzfunktion sekundär Wirkungen auf den Phosphorabbau aufweisen. Hierzu aber ist es notwendig, dass die den Becken zugehörigen Flächen statistisch mehrfach pro Jahr einem Einstau unterliegen, um relevante Abbaumengen an Phosphor zu generieren.

Der Nachweis der Phosphorabbauwirkungen der Maßnahmen erfolgt durch Bestimmung der mittleren jährlichen Überschwemmungsflächen und der Retentionsraten bei Flächeneinstau. Während die Berechnung der jährlichen Überschwemmungsflächen dabei identisch der Auswertungsmethode im Teilkriterium Stickstoff erfolgt, ist für den Retentionsnachweis ein gesondertes Wertermittlungsverfahren zu verwenden. Referenzwerte für Eliminationsraten von Phosphor auf Einstau-/Überstauflächen sind nur in begrenzten Umfängen vorliegend. Zwar besteht eine grundsätzliche Anerkennung in der Fachwelt, dass die zu beurteilenden Maßnahmen große Wirkungen auf die im Gewässer befindlichen Phosphormengen ausüben, doch existieren eindeutige und übertragbare Kenngrößen nur in einigen wenigen Primärstudien³³⁷.

Als eine der gegenwärtig maßgeblichen Studien zur Nachweisführung der Phosphorretentionsleistungen von überstauten Flächen ist die Arbeit von HOFFMANN ET AL. (2007) zu nennen. In dieser wird mittels ex-ante Prognosen die Wirkungsabschätzung der Phosphorelimination für Renaturierungsmaßnahmen in Dänemark vorgenommen. Im Ergebnis der Studie ist eine Eliminationsrate von 0,2 bis 1,2 kg Phosphor pro Hektar überfluteter Fläche und Tag nachgewiesen.

In Anbetracht begrenzter Referenzwerte zur Bestimmung der Phosphoreliminationsraten bei überstauten Flächen und der Verwendung der Kennwerte durch das Bundesamt für Naturschutz wird in Nachweisführung der Eutrophierungsbeeinflussung kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen maßgeblich auf die Werte von HOFFMANN ET AL. (2007) zurückgegriffen. Diese sind entsprechend der durch die Fachwelt entgegengebrachten Wertschätzung für eine numerische Abbildung der nachweislich stattfindenden natürlichen Phosphorretention geeignet.

³³⁵ vgl. Anhang A4-6 „Treibhauseffekt“, Anhang A4-7 „Schadstoffe“

³³⁶ z. B.: Der Phosphorausfall auf Auenflächen beträgt zirka 18 % der Gesamtjahresfrachtmengen der transportierenden Gewässer. – vgl. VAN DER LEE ET AL. (2004)

³³⁷ vgl. VAN DER LEE ET AL. (2004), HOFFMANN ET AL. (2007), GROSSMANN ET AL. (2010)

8.7. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

8.7.1. Stickstoff

Die Beurteilung der Sachbilanzergebnisse von Stickstoff hinsichtlich seiner Folgen ist begründet der Vielzahl differenzierte Einflussnahmen auf die Ausbreitung und die Wirkungsweise nicht direkt möglich. Weder der Stickstoffabbau im Gewässer, noch die Veränderung von Eintragsmengen sind, unter der Zielstellung beeinflusster Eutrophierung, direkt finanziell in Folgen darstellbar. Um aber die Ergebnisse der Sachbilanzindikatoren dennoch angemessen in ihrer Umweltfolgen zu beurteilen, ist eine Ersatzkostenmethode zu verwenden. Die dabei gewählte Ersatzmaßnahme muss den finanziellen Folgenwert einer Stickstoffmengenänderung im Gewässer (Eutrophierung) objektiv abbilden können.

Die Wertbeurteilung der Stickstoffmengenänderung ausgelöst durch kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen ist basierend auf einem in Deutschland barrierefrei anwendbaren Ersatzkostenansatz, durch Verwendung der Denitrifikationskosten von Kläranlagen möglich. Die Wertbestimmung hat dabei begründet der jeweiligen vor Ort befindlichen Einwohnerwerte in Abhängigkeit der zu berücksichtigenden Reinigungsleistungen zu erfolgen. Wenn immer möglich, sind die zur Verwendung heranzuziehenden Monetarisierungsgrößen regional zu bestimmen. Als Referenzwerte sind aber auch allgemeine Kostenansätze in Deutschland von 2,50 bis 7,50 Euro pro Kilogramm denitrifizierten Stickstoff vorzufinden³³⁸. Die unterschiedlichen Kostengrößen der Studien resultieren aus differenzierten Erhebungsgebieten, verschiedenen Methoden des Kostennachweises und Kläranlagen mit unterschiedlichen Einwohnerkennwerten. Als allgemein vertretbarer Monetarisierungsansatz ist aus Sicht des Autors ein Mittelwert der bestehenden Bandbreite, bei unzureichend vorliegenden regionalspezifischen Kostengrößen anwendbar. Der Monetarisierungsfaktor ist in diesem Fall mit 5 Euro pro kg Stickstoff zu veranschlagen. Das Ergebnis entspricht einem rationalen und durch bestehende wissenschaftliche Sekundärstudien belegten Kostenfaktor³³⁹.

In Anwendung der Ersatzkostenmethode ist es zusätzlich notwendig, eine Vergleichbarkeit der zu bewertenden Maßnahme und der Ersatzkostenmaßnahme nachzuweisen. Kläranlagen ermöglichen Denitrifikationen direkt vor der Einleitung in einen Vorfluter. Somit entsprechen Denitrifikationskosten direkt den Folgen der Entfernung von Stickstoff vor einer unmittelbaren Gewässereinleitung. Bei Maßnahmen der Landbewirtschaftung aber, sind veränderte Stickstoffmengen nicht gleichzusetzen einer direkten Verringerung der Eintragsmengen in die Gewässer. Vielmehr ist durch die verschiedenen Ausbreitungs- und Transportprozesse ein deutlich verringerter Einfluss auf den direkten Gewässereintrag zu prognostizieren. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass nur in Gewässer eingeleitete Stickstoffmengen Eutrophierung begünstigen und folglich der Bewertung durch das Kriterium Eutrophierung unterliegen. Eine Beurteilung von veränderten Überdüngungen auf landwirtschaftlichen Flächen ist nicht Ziel dieser Untersuchungen, da punktuell auf der jeweiligen Fläche keine direkten Wirkungen in Zielstellung Eutrophierung zu prognostizieren sind. Erst in Gewässern ist eine Wirkungsfolge auf die Eutrophierung nachweisbar. Hierzu aber ist der Einfluss der Maßnahmen in Verhältnis der tatsächlichen Wirkungen im Gewässer nachzuweisen, um die Kosten der Denitrifikation in Kläranlagen für die Wertbeurteilung der Stickstoffänderung ausgelöst durch die kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen zu verwenden.

³³⁸ vgl. BÖHM ET AL. (2002), DEHNHARDT (2002)

³³⁹ vgl. GROSSMANN ET AL. (2010)

I. Emissionen von Stickstoff

Der Eintrag von Stickstoff aus landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgt maßgeblich über Infiltration und Grundwasserleitung. Weitere Eintragsquellen wie Drainagen, Erosion oder Abschwemmung sind im Verhältnis zur Infiltration nur von nachgeordnetem Interesse³⁴⁰. Der Stickstofftransport durch Infiltration und Grundwasserleitung wird durch die auf den Flächen vorzufindenden Stickstoffbilanzüberschüssen verursacht. Nach Überschreitung der durch die Pflanzen aufnehmbaren Düngemittelmenge beginnt eine durch Wasser begründete Infiltration von gelösten und gebundenen Stickstoff. Infolge des Transportes wird Stickstoff über die Grundwasserleiter und Interflows dem Gewässer zugeführt.

Um die Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Eutrophierung mittels Ersatzkosten von Kläranlagen zu beurteilen ist es notwendig, das Verhältnis aus N-Bilanzüberschuss der Maßnahmenflächen und der sich daraus einstellenden Eintragsmenge in die Gewässer zu ermitteln. In Deutschland ist hierbei im Durchschnitt eine Gewässerimmissionsrate von Stickstoffüberschüssen von zirka 33 % nachweisbar³⁴¹. Dies bedeutet, dass lediglich 1/3 der N-Überschüsse der Flächen in Gewässer gelangen und dadurch die Eutrophierung begünstigen. Die restlichen 66 % wirken infolge differenzierter Ausbreitungs- und Abbaupfade nicht eutrophierend.

Im Ergebnis der Folgenbeurteilung basierend auf der Verwendung der Ersatzkosten von Kläranlagen ist ein Wertfaktor (Erwartungswert) von 1,67 Euro pro kg Stickstoffbilanzüberschussänderung zu veranschlagen.

II. Abbau von Stickstoff

Für kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen mit Wirkung auf den Abbau von Stickstoff ist eine Folgenbeurteilung mittels Ersatzkosten von Kläranlagen ohne weitere Anpassungen möglich. Der Abbau von Stickstoff erfolgt durch die als relevant definierten kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen in direktem Anschluss oder innerhalb der Gewässer. Folglich ist die Stickstoffentfernung in Folgewirkung und Einflussnahme auf die Eutrophierung gleichzusetzen den Denitrifikationsleistungen von Kläranlagen unmittelbar vor der Einleitung.

8.7.2. Phosphor

Als Referenzwert der Ersatzkosten der Phosphorelimination sind in Deutschland Wertespanssen zwischen 5 und 50 Euro pro kg Phosphor nachgewiesen³⁴². Diese allgemeinen durchschnittlichen Kosten entsprechen Wertaufwendungen zur Phosphorelimination unter günstigen Abbaubedingungen und direkt unmittelbar vor einer Gewässer- bzw. Vorflutereinleitung (Kläranlage). In Verwendung der Ersatzkosten von Kläranlagen für kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen ist eine Überprüfung der Wertvergleichbarkeit und wenn notwendig, eine Wertanpassung vorzunehmen. Begründet der differenzierten Auswertungsmethoden des Indikators Phosphor erfolgen diese getrennt nach Phosphorabbau und Phosphorfreisetzung.

I. Phosphoremission durch Bau/Nutzung

Phosphoremissionen aus dem Bau und der Nutzung sind mittels Ersatzkosten aus Kläranlagen nicht direkt beurteilbar. Es ist zu berücksichtigen, dass Stoffemissionen sowohl in unmittelba-

³⁴⁰ vgl. BÖHM ET AL. (2000, 2002), NITRATBERICHT (2004, 2008)

³⁴¹ vgl. ISERMANN & ISERMANN (1997), BÖHM ET AL. (2002)

³⁴² vgl. BÖHM ET AL. (2002)

rer Nähe zu Gewässern, als auch entfernt zum Beispiel bei der Materialgewinnung stattfinden. Zusätzlich erfolgen Phosphorfreisetzungen aus Bau und Nutzung fast ausschließlich über das Medium Luft. Folglich ist sowohl bei Phosphoremissionen in unmittelbarer Gewässernähe, als auch entfernt nur in Ausnahmen ein direkter Gewässereintrag infolge der verschiedenen Vermischungs-, Austausch- und Transportvorgänge in der Luft zu prognostizieren. Begründet der Menge potentieller Ausbringungsorte und der nicht im Detail nachweisbaren Ausbreitungspfade von Phosphor und phosphoräquivalenten Stoffen ist eine Verwendung der Ersatzkosten aus Phosphoreliminationen in Kläranlagen nicht direkt möglich. Es ist notwendig, durch den Nachweis der Emissionen und der daraus eutrophierend wirkenden Stoffmengen, eine Validierung der Kostenwerte von Kläranlagen vorzunehmen. Mittels der Ersatzkostenmaßnahmen ist eine Beurteilung der Sachbilanzfolgen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Eutrophierung nur in Bewertung der Phosphormengenänderungen bei oder direkt vor Eintrag in die Gewässer möglich.

In Beurteilung der kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Eutrophierung ist allgemein nur eine Teilmenge der maßnahmenbedingten Phosphoremissionen geeignet, Eintrag in die Gewässer zu finden. Da aber gegenwärtig keine Primärstudien bezüglich der Einflussnahme von Phosphoremissionen aus Bau und Nutzung auf die Eutrophierung von Gewässern vorliegt, besteht die Notwendigkeit der Festlegung eines begründbaren und nachvollziehbaren Eintragsverhältnisses. Dieses wird durch den Autor in vergleichbarer Höhe der Stickstoffeinträgen mit 33 % veranschlagt. Die Verhältnishöhe erscheint dabei in Berücksichtigung der vielfältig möglichen Eintragungspfade in Gewässer äußerst konservativ. Jedoch bildet die Übertragung der Wertverhältnisse aus den Untersuchungen bezüglich Stickstoff gegenwärtig den einzig begründbaren Verfahrensansatz zur Nachweisführung. Erst wenn zum Beispiel im Rahmen der Ökobilanzforschung wissenschaftliche Untersuchungen über den Eintrag von Phosphoremissionen aus Bau und Nutzung für Gewässer vorliegen, ist es möglich, genauere und dabei gesichertere Ergebnisse zur Folgenbeurteilung projektbedingter Eutrophierung zu verwenden.

II. Phosphorabbau

Die Beurteilung der Sachbilanzergebnisse des Phosphorabbaus kann uneingeschränkt mittels den Ersatzkosten aus der Phosphorelimination aus Kläranlagen erfolgen. Sowohl die zu beurteilenden Schutzmaßnahmen, als auch die Ersatzkostenmaßnahmen begründen eine Verringerung von Phosphor in oder in direkter Zuführung der betroffenen Gewässer und sind folglich als Maßnahmen mit direktem Einfluss auf die Eutrophierung zu beschreiben. Im Ergebnis ist zur Wertbeurteilung ein mittlerer Kostenfaktor von 22,50 Euro pro kg Phosphor als durchschnittlicher deutschlandweit repräsentativer Referenzwert (Erwartungswert) verwendbar.

8.8. Gesamtberechnung

Die Gesamtberechnung der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Eutrophierung von Gewässern erfolgt für die beiden Teilkriterien Stickstoff und Phosphor getrennt. Hierbei ist in jedem Teilkriterium grundsätzlich der Vergleich der nachgewiesenen Eutrophierungsbeeinflussung und der aus dem Status Quo bekannten Wirkungen notwendig. Es sind im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung nur diejenigen Wirkungen zu beurteilen, die infolge der Schutzmaßnahmensumsetzung zusätzlich auftreten. Bestehende Wirkungen des Status Quo finden auch ohne Umsetzung der zu bewertenden Schutzmaßnahmen statt und entsprechen dadurch weder positiven noch negativen Nutzenänderungen der zu untersuchenden kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen.

8.9. Eutrophierung – Zusammenfassung

Die Eutrophierung von Gewässern entsteht durch eine erhöhte Nährstoffzufuhr, in deren Folge zunehmende Pflanzenmengen und dabei insbesondere deren Abbauprozesse zur Verringerung der Sauerstoffsättigung und im Ergebnis zu sauerstofffreien Gewässern führen können. Als Ursachen der Eutrophierung sind maßgeblich die Stoffe Stickstoff und Phosphor verantwortlich. Ihr Eintrag erfolgt über diffuse und punktuelle Quellen. Die Basis der Nährstoffzufuhr bilden dabei neben natürlichen Quellen der Umwelt, vor allem Nährstoffeinträge infolge anthropogener Maßnahmen. Menschliche Vorhaben verursachen eine Nährstoffzufuhr zum Beispiel durch Düngung landwirtschaftlicher Nutzflächen, durch den Bau und die Erzeugung spezifischer Stoffe und Stoffverbindungen und durch die Verwendung fossiler Primärenergieträger.

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen begründen Wirkungen auf die Eutrophierung grundsätzlich durch die Stoffemission von Phosphor, Stickstoff und deren Äquivalenten. Die Maßnahmen sind in ihren Wirkungen geeignet, neben der direkten Mengenausbringung (Düngung), Emissionen durch die Maßnahmennutzung und -herstellung auszulösen, aber auch den Abbau zu fördern. Je nach Maßnahme ist eine verschiedenartige Wirkung auf die Eutrophierung gegeben.

9. Versiegelung

Anthropogene Maßnahmen verlangen die zur Verfügungstellung spezifischer Grundflächen. Jede Maßnahme verursacht dabei im Regelfall den Verlust natürlicher Raumstrukturen und jeweils in besonderem Umfang der Bedeckung von natürlichem Boden. Dies wiederum kann Einflussnahmen auf die regional vorzufindenden Ökosysteme begründen, aber auch überregionale Herausforderungen wie zum Beispiel Einschränkungen in der Nahrungsmittelerzeugung oder dem Klimahaushalt verursachen³⁴³. Im Ergebnis sind verschiedene ökologische, soziale, als auch ökonomische Umweltbeeinträchtigungen zu verzeichnen. Diese sind wenn immer möglich zu vermeiden oder zu minimieren.

9.1. Definition – Zielstellung

Versiegelungen entstehen durch anthropogene Handlungen und Maßnahmen und unterbinden Austauschprozesse zwischen dem Boden, dem Naturhaushalt und der Atmosphäre. Sie trennen bei vollständiger Versiegelung alle Interaktionen abiotischer und biotischer Naturfunktionen zwischen den Sphärenschichten. Bei Teilversiegelungen sind Austauschprozesse eingeschränkt möglich.

Bodenversiegelungen oder im nachfolgenden Flächenversiegelungen genannt dienen als notwendige Randbedingungen für die Erstellung anthropogener Güter. Jede Form von Baumaßnahme verlangt allgemein der zur Verfügungstellung einer geeigneten Grundfläche. Diese umfasst die Bedeckung oder den Abbau natürlichen Bodens und beeinträchtigt die lokalen Ökosystemstrukturen. In Berücksichtigung aller Folgen von Flächenversiegelungen ist eine Menge an Geofaktoren entsprechend direkter oder indirekter Betroffenheit zu analysieren. Ein Auszug der maßgeblichen Wirkungen und Wirkungsfolgen kann dazu der Tabelle 19 entnommen werden.

³⁴³ vgl. LFUT (2001)

Tabelle 19: Wirkungen und Wirkungsfolgen von Flächenversiegelung – Auszug³⁴⁴

Geofaktor	Auswirkung
Boden	Boden geht verloren
	Lebensraum für Flora u. Fauna geht verloren
	Nährstoffumwandlung, -freisetzung und -speicherung werden unterbunden
	Wasserspeicherung und -regulierung wird unterbunden
	Filterung und Pufferung von Schadstoffen bleibt aus
Wasser	Grundwasserneubildung wird gestört
	Hochwassergefahr an Fließgewässern nimmt zu
	Belastung von Fließ- und Stillgewässern durch Schmutzfracht nimmt zu
Klima	Verlust von Grünpflanzen wirkt sich negativ auf Sauerstoffproduktion, Staubfilterung und Regulation von Luftfeuchte/Lufttemperatur aus
	Aufheizung in Abhängigkeit von Oberflächenmaterialien und Bebauungsstruktur
Flora/Fauna	Habitats werden isoliert, zerschnitten oder vernichtet

Die Flächenversiegelung wird allgemein in Form quantitativer und qualitativer Messgrößen dargestellt. Quantitative Messungen erfolgen dabei maßgeblich unter Berechnung des regionalen Versiegelungsgrades. Dieser berücksichtigt den Anteil an Versiegelung in Vergleich zur Gesamtfläche der zu untersuchenden Region. Als qualitative Faktoren können Art und Form der Versiegelungen erfasst werden. Hierzu ist zum Beispiel zwischen verschiedenen Materialien oder auch Voll-³⁴⁵ und Teilversiegelungen³⁴⁶ zu differenzieren. In Zusammenwirken qualitativer und quantitativer Faktoren ist es möglich, Versiegelungen in Umfang und Folgenwirkungen auf die lokale und erweiterte Maßnahmenregion geschlossen zu beurteilen.

Flächenversiegelungen als Folge anthropogener Prozesse sind global zunehmend. Innerhalb Deutschlands beträgt die zusätzliche Versiegelung pro Tag zirka 95 ha³⁴⁷. Als Umweltfolgen sind zum Beispiel erhöhte Hochwasserrisiken, Grundwasserbelastungen oder auch Inselbildungen von Flora und Fauna nachweisbar. Die Begrenzung der Ausweitung von Flächenversiegelungen bildet einen maßgeblichen Aspekt gegenwärtiger Nachhaltigkeitsbestrebungen³⁴⁸. Bei Beibehaltung der umfangreichen Flächenverbräuche ist in Zukunft weder eine Sicherstellung der Grundversorgung aller Menschen, noch eine vergleichbare Naturstruktur für zukünftige Generationen zu gewährleisten.

9.2. Versiegelung – kommunale HWSM

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen als anthropogene Eingriffe in den Naturhaushalt beeinflussen Flächenversiegelungen höchst unterschiedlich³⁴⁹. Während dezentrale und naturschonende Schutzmaßnahmen Versiegelungen mehrfach verringern oder in Wirkung neutral sind, verstärken technische Konzepte die lokalen Versiegelungseffekte. In Anbetracht der Wirkungspotentiale der beiden differenzierten Maßnahmengruppen auf die Versiegelung, ist eine inhaltliche Analyse getrennt nach versiegelungsverstärkenden und -verringenden Schutzmaßnahmen zu verfolgen.

³⁴⁴ LFUT (2001) – Seite 6

³⁴⁵ Als Vollversiegelungen werden anthropogene Maßnahmen verstanden die einen Luft- und Wasseraustausch zwischen den Sphärenschichten vollständig verhindern.

³⁴⁶ Teilversiegelte Flächen schränken den Umfang von Luft- und Wasseraustauschprozessen ein, verhindern ihn aber nicht vollständig.

³⁴⁷ gemäß gleitendem 4-Jahresdurchschnitt – vgl. STATISTISCHES BUNDESAMT (2008, 2010A)

³⁴⁸ vgl. NACHHALTIGKEITSSTRATEGIE (2002)

³⁴⁹ vgl. Abbildung 27

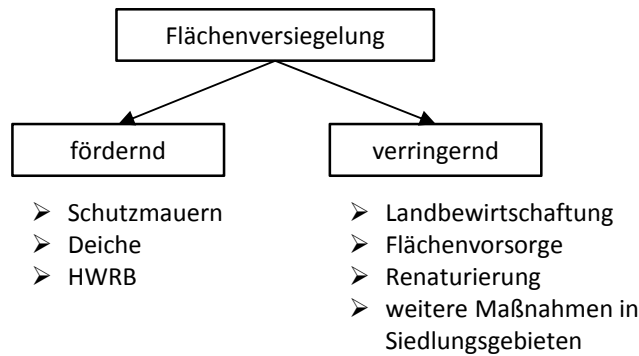


Abbildung 27: Klassifizierung kommunaler HWSM nach ihrer Versiegelungswirkung

I. Versiegelung – fördernd

Die Hochwasserschutzmaßnahmen deren Wirkungen als effektverstärkend einzustufen sind, betreffen maßgeblich Konzepte technischer Form. Hierbei sind die Maßnahmen vordergründig zu berücksichtigen, deren Umsetzung die Neuversiegelung von Grundflächen verlangt³⁵⁰. Im Allgemeinen müssen dabei Schutzmauern, HWRB und Deiche erfasst und gemäß ihrer Wirkungen analysiert werden.

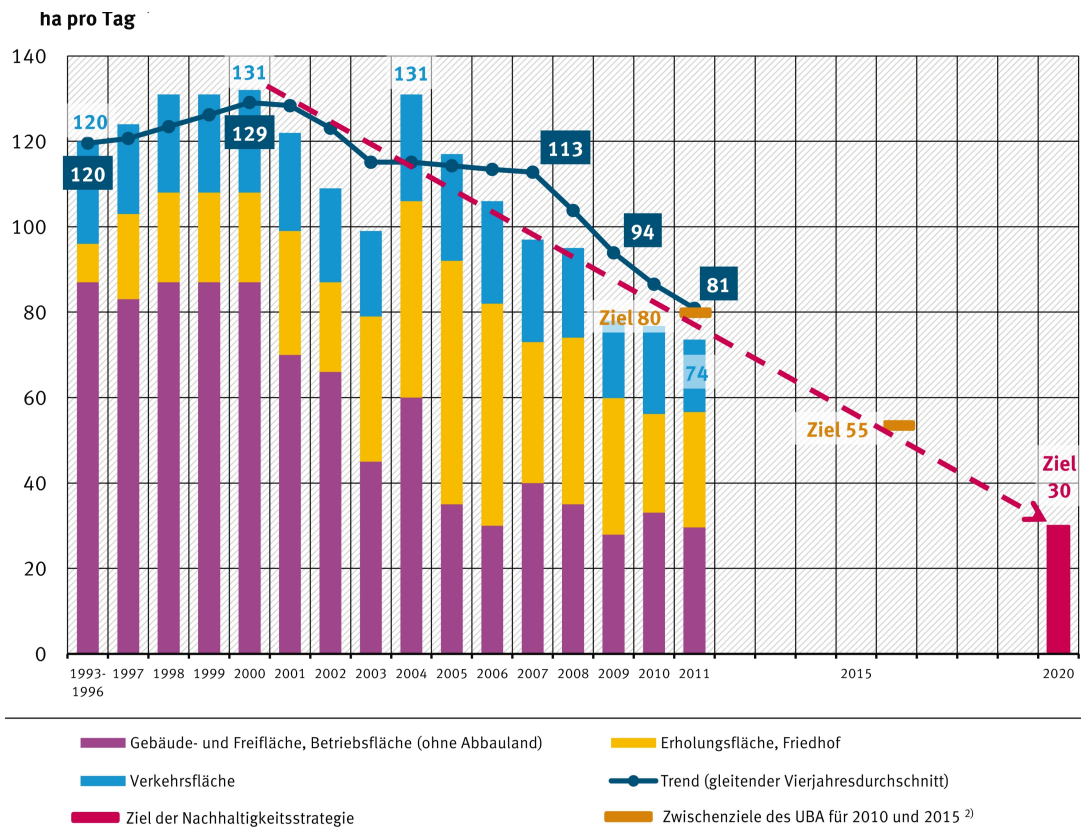


Abbildung 28: Zielvorgaben der Flächenversiegelung – Umweltbundesamtes (UBA)³⁵¹

Für eine Kriterienanwendung ist ein Nachweis der Wirkungsrelevanz der Flächenversiegelung zu erbringen. Hierbei sind die Flächen der Neuversiegelung entsprechend den regional vorliegenden Versiegelungsgraden zu untersuchen und einzustufen. Bei lediglich geringen Veränderungen ausgelöst der Maßnahmen, ohne gravierende zu prognostizierenden Umweltfolgen ist begründet der für die nächsten Jahrzehnte national tolerierbaren Versiegelungsgradfortschrei-

³⁵⁰ Maßnahmen mit Verwendung recycelter, vormals versiegelter Flächen sind hiervon ausgenommen.

³⁵¹ Entwicklung der Siedlungs- und Verkehrsflächen – Umweltbundesamt (UBA): <http://www.umweltbundesamt.de/indikator-anstieg-der-siedlung-verkehrsflaeche> (abgerufen: 23.10.2013)

tung keine Detailanalyse notwendig³⁵². Sind jedoch umfangreichere Flächenversiegelungen oder maßgebliche Folgen auf die Umwelt zu prognostizieren, so bedarf es eines rationalen Wirkungsnachweises, inklusive der detaillierten Aufstellung der Folgeeffekte, um die Wirkungen der Maßnahmen auf die Ökosystemstrukturen ganzheitlich und vergleichbar quantifiziert abzubilden³⁵³.

II. Versiegelung – verringernd

Versiegelungseffektmindernde Wirkungen sind vorrangig bei dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen nachweisbar. Im Detail sind dabei Landbewirtschaftungen, Renaturierungen, Flächenvorsorgemaßnahmen, aber auch weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten zu berücksichtigen. Diese sind infolge ihrer Umsetzung mehrfach geeignet, bestehende Versiegelungen zu verringern. Maßnahmen der Landbewirtschaftung gewährleisten zum Beispiel durch neue Bearbeitungstechniken geringere Bodenverdichtungen, die den bisher bestehenden Versiegelungsgrad der Flächen reduziert. Flächenvorsorge und Renaturierungen können im Rahmen ihrer Umsetzung die Auflösung bestehender Flächenversiegelungen forcieren und eine naturnahe Bodenstruktur begründen.

Die Auswertung effektmindernder Hochwasserschutzmaßnahmen in Zielrichtung Versiegelung erfolgt durch Vorabanalyse der jeweiligen Wirkungsrelevanz. In Anwendung sind dabei die Flächen der Schutzmaßnahmen analog der Gesamtversiegelungsflächen der Region zu untersuchen und deren zu prognostizierender Wirkungsumfang überschlägig zu bestimmen. Sind Wirkungen und Umweltfolgen als relevant und maßgeblich zu definieren, so ist eine detaillierte Einzelanalyse durchzuführen.

9.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Zur Begrenzung unkontrollierter Flächenversiegelungen sind in Deutschland differenzierte rechtliche Verordnungen und Gesetze erlassen. So wird im Naturschutzgesetz die funktionelle Erhaltung der Böden inklusive einer Renaturierung und Entsiegelung gefordert³⁵⁴. Das Bundes-Bodenschutzgesetz als ordinäre rechtliche Vorgabe zum Umgang mit den Böden verlangt „*die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen*“³⁵⁵. Zusätzlich wird eine Forderung nach Entsiegelungen detailliert gestellt. Hierbei sind alle Flächen zu entsiegeln, deren anthropogene Nutzung nicht mehr gegeben ist³⁵⁶. Im Raumordnungsgesetz sind Zerschneidungen von Landschaften zu vermeiden und „*Flächeninanspruchnahmen im Freiraum zu begrenzen*“³⁵⁷. Zudem verlangt es vergleichbar den Naturschutzgesetzgebungen die Funktionalität von Böden zu erhalten, zu sichern und bei bestehenden Einschränkungen wiederherzustellen³⁵⁸. Die Begrenzung und natürliche Wiederherstellung von Flächenversiegelungen entspricht in der Gesetzgebung Deutschlands einer interdisziplinären Aufgabenstellung. Sie ist sowohl Teilgebiet der ökologischen Schutzstrategie, als auch Parameter einer nachhaltigen Raumentwicklung.

³⁵² vgl. Abbildung 28

³⁵³ Die Untersuchungsrelevanz des Kriteriums Versiegelung ist in Abhängigkeit der Maßnahmengebiete, der Vornutzungen und der jeweiligen Konzepte projektspezifisch zu begründen.

³⁵⁴ vgl. § 1 Abs. 2 Nr. 2 BNATSchG (2010)

³⁵⁵ § 1 Satz 1 BBodSchG (2004)

³⁵⁶ vgl. § 5 BBodSchG (2004)

³⁵⁷ § 2 Abs. 2 Nr. 2 Satz 6 ROG (2009)

³⁵⁸ vgl. § 2 Abs. 2 Nr. 6 ROG (2009)

9.4. Bewertungsmethodik

Auf eine detaillierte indikatorbasierte Bewertungsmethodik wird mit Verweis auf die in dieser Arbeit verwendeten Projektbeispiele verzichtet. Die beiden berücksichtigten Schutzmaßnahmenplanungen verlangen keine auf rationalen Werten begründete Analyse und Beurteilung. Die Erstellung einer geeigneten Bewertungsmethodik ist bei Bedarf entsprechend der aufgezeigten Kriterienstruktur des Nachhaltigkeitsmodells durchzuführen³⁵⁹. Vorab einer detaillierten Anwendung wird von einer vollständigen Kriterienausgestaltung abgesehen.

10. Grundwasser

Wasser bildet die Grundlage des Lebens. Erst durch Verfügbarkeit nutzbaren Wassers für Lebewesen ist die heute vorzufindende biotische und abiotische Naturvielfalt möglich. Als nutzbares Wasser ist insbesondere Grundwasser geeignet, Leben und spezifische Umweltprozesse vornehmlich an Land zu begründen. Wasser ist aber nicht gleich Wasser. So ist zum Beispiel das Wasser in Ozeanen für viele Landlebewesen inklusive dem Menschen durch den Salzgehalt als Trinkwasser ungeeignet. Gleichzeitig aber bildet es Grundlage aquatischen Lebens in den Ozeanen selbst. Niederschläge wiederum beinhalten verschiedene Stoffe und Verbindungen, die als Folge von Luftauswaschungsprozessen, in Form von Verunreinigen im Wasser vorliegen können³⁶⁰. Als Folge ist Niederschlagswasser mehrfach schadstoffbelastet und bedarf vor der Verwendung als Trinkwasser einer spezifischen Aufbereitung. Grundwasser wiederum gilt in Deutschland allgemein als geeignet, um als Trinkwasser Verwendung zu finden. Die vielfältigen Bodenschichten, inklusive den dabei vorzufindenden Filtereigenschaften, ermöglichen ein in Stoffinhalt schadstoffarmes Wasser.

Grundwasser ist in Deutschland die maßgebliche Quelle für Trinkwasser und bildet gleichzeitig Basis einer natürlichen Pflanzenversorgung. Mehr als 70 % des in Deutschland genutzten Trinkwassers besteht aus Grundwasser oder wird aus diesem gewonnen³⁶¹. Um zukünftigen Generationen einen vergleichbaren Grundwasserbestand inklusive seiner Nutzungseigenschaften, sowie eine Pflanzenvielfalt ohne den Bedarf an einer dauerhaften anthropogenen Bewässerung zu überlassen, ist es notwendig, schädliche Grundwasserveränderungen zu verhindern. Ein Schutz ist unabhängig der auslösenden Maßnahmen bei jeder prognostizierbaren negativen Beeinflussung notwendig³⁶².

10.1. Definition – Zielstellung

Grundwasser ist aufgrund seiner vielfältigen Verwendungen in der Natur und bei den Menschen ein höchst schützenswertes Gut. Der Verlust, die Verringerung oder verminderte Wasserqualität begründen Einschränkungen in gesellschaftlichen, wie auch natürlichen Lebensbereichen. Als Beispiel gravierender Folgen ist dazu auf übermäßige Grundwassernutzungen zu verweisen. Dauerhaft überproportional hohe Grundwasserförderungen ohne Berücksichtigung der Neubildungsraten führen zu Grundwasserabsenkungen, die wiederum die Nutzbarkeit für Pflanzen ohne anthropogene Bewässerungsmaßnahmen erschweren. Gleichzeitig steigen die Kosten der Grundwassergewinnung. Treten dann weitere Veränderungsfaktoren wie erhöhte Schadstoffeinträge (z. B. Salze) zusätzlich auf, so ist die Trinkwasser- wie auch die Pflanzenwasserversorgung höchst beeinträchtigt. Infolge ist das Leben und die Gesundheit, aber auch die Nahrungsmittelversorgung hohen Risiken ausgesetzt. Als Lösung für derartige Herausforderungen kann nur eine angemessene Grundwassernutzung unter Berücksich-

³⁵⁹ vgl. Abschnitt 5.3 „Bewertungskriterien“

³⁶⁰ vgl. Anhang A4-7.4 „Schadstoffe – Luft“

³⁶¹ vgl. <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/grundwasser/index.htm> (abgerufen: 07.03.2012)

³⁶² vgl. Art. 5 EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000)

tigung der Neubildungsraten, sowie ein Schutz der Wasserqualität bei allen künftigen anthropogenen Projekten und Nutzungen Zielstellung bilden.

Die Neubildung von Grundwasser erfolgt durch Infiltration von an der Oberfläche befindlichen Wassermengen. Hierbei sind sowohl Gewässer, als auch Niederschläge für den Bildungsprozess maßgeblich. Die infiltrierten Wassermengen werden anschließend, in Abhängigkeit der vorliegenden Feldkapazitäten und weiterer Parameter, anteilig in tiefer anstehende Bodenschichten weitergeleitet. Je nach Bodenaufbau und -struktur erreichen die infiltrierten Wassermengen nach wenigen Tagen bis hin zu mehreren Jahren die Grundwasserleiter. Infolge der Mehrschichtinfiltration ist das Grundwasser gereinigt und im Regelfall in hoher Qualität vorliegend. Ausnahmen bilden Schadstoffe deren Entfernung aus dem Wasser nicht oder nur begrenzt durch eine Bodenfiltration erfolgen kann. So ist zum Beispiel ein Eintrag von Ölen oder Pestiziden in Grundwasserleiter auch durch mehrfache Filtration nicht zu verhindern.

Das Bewertungskriterium Grundwasser dient der Analyse kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen in Beurteilung ihrer Wirkungen auf die Neubildung und die Wasserqualität. Hierzu sind Veränderungen ausgelöst durch die jeweiligen Maßnahmen zu ermitteln und entsprechend einer Folgeabschätzung zu beurteilen.

10.2. Grundwasser – kommunale HWSM

Das Bewertungskriterium Grundwasser analysiert kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen bezüglich deren Wirkung auf qualitative und quantitative Veränderungen. Neubildung und Qualität werden dazu einzeln untersucht (Teilkriterien). Dies ermöglicht eine differenzierte Abbildung sachbilanzierter Wirkungen der Schutzmaßnahmen und eine realitätsnahe Folgenbeurteilung. In Umfang der kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen sind für das Bewertungskriterium Grundwasser fünf Maßnahmentypen als allgemein untersuchungsrelevant herauszustellen. Im Detail sind diese die Maßnahmen

- Landwirtschaft,
- Flächenvorsorge,
- Renaturierung,
- HWRB und
- weitere Schutzmaßnahmen in Siedlungsgebieten.

10.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Grundwasser bildet durch die hohe stoffliche Qualität, wie auch durch das natürliche Vorkommen die Basis der Trinkwasserversorgung in Deutschland. Mehr als 70 % der gegenwärtig genutzten Trinkwassermengen sind auf Grundwassererschließungen zurückzuführen³⁶³. Veränderungen an der Qualität und der Neubildung würden je nach Region Einschränkungen an der Trinkwasserversorgung hervorrufen. Folglich wären größere Mengen aufbereiteten Wassers notwendig, um das Grundwasser als Trinkwasser zu ersetzen. Gleichzeitig bilden in der Natur Veränderungen an Grundwasserleitern die Ursache verschiedenster ökosystemarer Folgen. Verunreinigungen und Mengenabnahmen begründen Beschränkungen der Pflanzen- und Tiervielfalt. Gleichzeitig sind Schadstoffe im Grundwasser je nach Zusammensetzung in den Nahrungskreislaufes übertragbar und können Beeinträchtigung auch bei Menschen hervorrufen³⁶⁴.

³⁶³ vgl. <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/grundwasser/index.htm> (abgerufen: 07.03.2012)

³⁶⁴ z. B.: Schwermetalle, Herbizide

Der Schutz des Grundwassers wird in der Europäischen Union durch staatenübergreifende Verordnungen und Gesetze grundlegend bestimmt. Als ein maßgebliches Dokument bezüglich des europäischen Grundwasserschutzes ist dabei auf die EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000) zu verweisen. In dieser wird als ein Umweltschutzziel, der Schutz von Grundwasser vor Schadstoffimmissionen und Veränderungen des Grundwasserkörpers, gefordert³⁶⁵. Weitere europäische Verordnungen für den Schutz von Grundwasser beinhalten Regelungen bezüglich Schadstoffemissionen und Stoffeinträgen. So wird zum Beispiel bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln ein Nachweis der Auswirkung auf das Grundwasser verlangt. Die dabei festgestellten Folgen dürfen keine „*unannehmbaren Auswirkungen*“³⁶⁶ auf das Grundwasser begründen. In Deutschland ist der Schutz von Grundwasser durch die Vielfalt der Beeinflussbarkeit der stofflichen und mengenmäßigen Zusammensetzung und der zu schützenden Verwendungsmöglichkeiten in differenzierten Verordnungen und Gesetzen reglementiert. Im Bereich der Wasserwirtschaft wird der Grundwasserschutz durch Vermeidung schädlicher Stoffeinträge, den Abbau bestehender Stoffbelastungen und der Aufrechterhaltung des mengenmäßigen Zustandes im Wasserhaushaltsgesetz gefordert³⁶⁷. Infolge der daraus begründeten landesspezifischen Gesetzgebungen des Wasserschutzes ist eine Übernahme der Grundwasserschutzziele inklusive detaillierterer Erweiterungen vorzufinden. So wird zum Beispiel in Sachsen durch das SÄCHSWG (2012) in Abschnitt 3 der Schutz von Grundwasser weiter vertieft. Es erfolgen dabei zum Beispiel Regelungen für Entnahmen und Stoffeinträge.

Grundwasser bildet durch seine vielfältigen Einsatzmöglichkeiten und der im Regelfall in hoher Qualität vorliegenden Verfügbarkeit ein grundlegend zu schützendes Gut. Es ermöglicht mehrfach unabhängig von Aufbereitungsmaßnahmen die existentielle Trinkwasserversorgung des Menschen sicherzustellen. Jeder Eingriff in die Neubildungsstrukturen wie auch in die Qualität kann Beeinträchtigungen des Lebens verursachen. Es ist somit notwendig, maximale Anstrengungen zu unternehmen, um Grundwasser vor Veränderungen zu schützen.

10.4. Bewertungsmethodik

Auf eine detaillierte indikatorbasierte Bewertungsmethodik wird mit Verweis auf die in dieser Arbeit verwendeten Projektbeispiele verzichtet. Die beiden berücksichtigten Schutzmaßnahmenplanungen verursachen keine relevanten projektbedingten Wirkungen auf das Grundwasser. Die Erstellung einer geeigneten Bewertungsmethodik ist bei Bedarf entsprechend der aufgezeigten Kriterienstruktur des Nachhaltigkeitsmodells durchzuführen³⁶⁸. Vorab einer detaillierten Anwendung wird von einer vollständigen Kriterienausgestaltung abgesehen.

Soziale Dimension

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen zusätzlich ökonomischer und ökologischer, auch soziale Wirkungen auf die Umwelt. So sind zum Beispiel durch Schutzmaßnahmen Beeinflussungen der Lebensqualität, bis hin zu Veränderungen an potentiell prognostizierbaren Hochwassereignissen nachweisbar.

11. Hochwasserrisiko – Mensch (HWR-Mensch)

Hochwasser sind Ereignisse der Natur die mit zunehmenden Werteakkumulationen an Gewässern zu verstärkten Beeinträchtigungen (Schäden) führen. Vor allem die Ausdehnung und Nutzung gewäs-

³⁶⁵ vgl. Art. 4, Nr. 1 Abs. b EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE (2000)

³⁶⁶ Art. 4 Nr. 1 Abs. V EUROPÄISCHE PFLANZENSCHUTZMITTELVERORDNUNG (1991)

³⁶⁷ vgl. § 47 WHG (2010)

³⁶⁸ vgl. Abschnitt 5.3 „Bewertungskriterien“

sernaher Randbereiche erhöht das Risiko einer Betroffenheit. Tritt ein Hochwasser ein, so steht neben dem Schutz von Sachgütern der betroffenen Gebiete vor allem primär der Schutz von Leib und Leben im Vordergrund.

11.1. Definition und Zielstellung

Der Mensch als Mittelpunkt aller Schutzvorhaben und -planungen bildet die Grundlage eines jeden Hochwasserschutzkonzeptes.

„Jeder hat das Recht auf Leben und körperliche Unversehrtheit.“³⁶⁹

Um den Stellenwert des Menschen auch in Wertigkeit in den Hochwasserschutzplanungen abzubilden, ist es notwendig, das Risiko des Verlustes von Leben aufzuzeigen. Das Kriterium Hochwasserrisiko-Mensch (HWR-Mensch) bildet den erstmaligen Versuch maßgeblich gefährdete Personen in eine ganzheitliche Projektbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen in Deutschland zu integrieren. Aufbauend auf anerkannten internationalen Strategien und Berechnungsalgorithmen wird der Mensch als Teil der Wirkungen von Hochwasserschutzprojekten beurteilt.

11.2. HWR-Mensch – kommunale HWSM

Das Kriterium HWR-Mensch dient der Analyse der durch die Schutzmaßnahmen verminderten bzw. verhinderten Hochwasserbeeinträchtigung von Menschen. Es ist entsprechend der primären Wirkungsfunktion bei allen Schutzmaßnahmen grundsätzlich zu berücksichtigen. Jede Maßnahme die in Zielsetzung Hochwasserschutz Umsetzung erfährt, begründet allgemein eine Wirkung auf den Schutz von Menschen vor einer Hochwasserbeeinträchtigung.

11.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Der Schutz von Menschen vor Beeinträchtigung des Lebens und der Gesundheit genießt höchste Wertschätzung. Durch das *„Recht auf Leben und körperliche Unversehrtheit“³⁷⁰* ist eine Beurteilung der Wirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen auf Menschen grundsätzlich notwendig. Nur begründet geeigneter Nachweise ist es möglich, Wirkungen von Schutzmaßnahmen auf Menschen im Kontext weiterer Folgen angemessen darzustellen. Rein verbal-argumentative Erörterungen oder mehrdimensionale Kenngrößen sind mehrfach im Vergleich mit quantifizierten Darstellungen von Kosten oder Schäden nicht ausreichend. Es ist dadurch notwendig, in Hinblick auf die Wertigkeit der Folgen (Leben und Gesundheit), den Schutz der Menschen auch in ganzheitlichen Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen angemessen zu berücksichtigen.

11.4. Indikator HWR-Mensch

Im Kriterium HWR-Mensch wird der Hochwasserschutz hinsichtlich der Betroffenheit menschlichen Lebens analysiert. Für die Beurteilung und Erfassung der Nutzen ist es dabei notwendig, einen maßgeblichen Indikator zu verwenden, der die Wirkungen der Maßnahmen angemessen der Zielstellung und Definition des Kriteriums in Sachbilanz repräsentiert und eine Folgenbeurteilung gewährleistet. Als Indikator wird die Anzahl statistisch prognostizierbarer Hochwasser-Opfer pro Jahr (HO/a) verwendet.

Einheit: $\frac{\text{Hochwasseropfer}}{\text{Jahr}}$

³⁶⁹ Art. 2 Nr. 2 Satz 1 GG (2012)

³⁷⁰ Art. 2 Nr. 2 Satz 1 GG (2012)

11.5. Auswertungsmethodik

Verfahren zur Berechnung von möglichen Opfern ausgelöst durch Hochwasser sind mit Stand der Forschung in unterschiedlichsten Formen international verfügbar. Übergeordnet können die Verfahren gemäß ihren Analysegrundlagen nach empirisch und physikalisch begründeten Modellen Unterscheidung finden³⁷¹. Als Fachbezeichnung für die beiden Modellgruppen ist in der Wissenschaft die Bezeichnung Loss-of-Life-Modelle (LoL) vorherrschend³⁷².

Empirische LoL-Modelle³⁷³

Empirische LoL-Modelle basieren auf historischen Aufzeichnungen vergangener Hochwasserereignisse. Im Ergebnis der Modelle sind Funktionen ermittelt, die die Anzahl potentieller Hochwasseropfer ex-post berechnen lassen.

Physikalische LoL-Modelle³⁷⁴

Physikalisch begründete LoL-Modelle basieren auf Versuchen bzw. Experimenten, zum Beispiel hinsichtlich Wasserstand und Fließgeschwindigkeit in Bezug auf die menschliche Stabilität. Die Ergebnisse der Versuche werden mit Hilfe zusätzlicher Parameter, wie zum Beispiel Expertenmeinungen erweitert, um potentielle Opferzahlen repräsentativ zu prognostizieren.

Maßgeblich anerkannte und aktuelle Studien in Bezug auf die Berechnung und die risikobasierte Beurteilung von potentiellen Hochwasseropfern sind im europäischen Raum in Großbritannien³⁷⁵ und den Niederlanden³⁷⁶ vorzufinden. Detaillierte wissenschaftliche Studien über Hochwasseropfer in Deutschland liegen bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vor. Lediglich vereinfachte Verfahren wie zum Beispiel die Verfolgung eines Zusammenhanges von finanziellen Schadenswerten und möglichen Opfern sind in Deutschland anzutreffen³⁷⁷. Die Repräsentativität dieser Verfahren ist jedoch höchst umstritten³⁷⁸.

LoL-Modelle Niederlande

In den Niederlanden existieren verschiedene Ansätze für die Berechnung potentieller Hochwasseropfer³⁷⁹. Jonkman als ein bedeutender Vertreter der Forschung hat zum Beispiel in verschiedensten wissenschaftlichen Arbeiten die Beziehung zwischen Hochwasserwirkungen und dem Verlust von Leben empirisch untersucht und nachgewiesen. Als eine seiner Anwendungen wird in JONKMAN (2007) das Flutereignis in New Orleans nach dem Hurrikan Katrina untersucht. Hierbei werden in Anwendung mathematischer Algorithmen die Opfer des Ereignisses nachträglich berechnet und mit den tatsächlichen Folgen verglichen. Im Ergebnis ist eine Anwendbarkeit der Methodik nachgewiesen.

LoL-Modelle Großbritannien

In Großbritannien ist durch das „Department for Environment, Food and Rural Affairs“ (DEFRA) ein landesweiter Berechnungsansatz erlassen, durch den unter Verwendung eines physikali-

³⁷¹ vgl. vgl. PENNING-ROWSELL ET AL. (1986), ABT ET AL. (1989), WAARTS (1992), DEKAY & MCCLELLAND (1993), VROUWENVELDER & STEENHUIS (1997), DEFRA (2003, 2006), JONKMAN (2007)

³⁷² vgl. DEKAY & MCCLELLAND (1993)

³⁷³ vgl. WAARTS (1992), DEKAY & MCCLELLAND (1993), VROUWENVELDER & STEENHUIS (1997), JONKMAN (2007)

³⁷⁴ vgl. PENNING-ROWSELL ET AL. (1986), ABT ET AL. (1989), DEFRA (2003, 2006)

³⁷⁵ vgl. DEFRA (2003, 2006)

³⁷⁶ vgl. JONKMAN (2007)

³⁷⁷ vgl. SCHMIDTKE (1995)

³⁷⁸ vgl. DKKV (2003), MERZ (2006)

³⁷⁹ vgl. WAARTS (1992), VROUWENVELDER & STEENHUIS (1997), JONKMAN (2007)

schen LoL-Modells potentielle Hochwasseropfer prognostizierbar bestimmt werden können³⁸⁰. Inhaltlich werden Verletzte und Tote berechnet, die bei Eintritt eines definierten Hochwasserereignisses auftreten. Der Nachweis der Verwendbarkeit ist durch die Auswertung der Folgen unterschiedlicher regionaler Hochwasserereignisse in Großbritannien und den Niederlanden erbracht.

Nachweisverfahren potentieller Hochwasseropfer existieren in verschiedenen Umfängen und Formen. Um im Folgenden eine nachvollziehbare und anwendbare Methodik zu verwenden, ist es notwendig, mindestens einen geeigneten und bei allen Alternativen übertragbaren Verfahrensansatz zu wählen.

Für die Beispielprojekte dieser Arbeit werden zur Berechnung des Kriteriums HWR-Mensch Algorithmen aus DEFRA (2003, 2006) verwendet. Die Entscheidung hinsichtlich eines physikalisch basierten Modellansatzes ist dabei der in Relation einfachen Validierung und der grundsätzlichen Übertragbarkeit der Kennwerte der Studie geschuldet. Empirische Modelle sind durch die deutlich erhöhten Detaillierungsanforderungen an die Berechnung und die Validierung nur bei kleinskaligen Untersuchungsregionen oder punktuellen und spezifischen Opfernachweisen anzuwenden³⁸¹. In der Abbildung 29 ist der Berechnungsablauf des Indikators HWR-Mensch dargestellt. Die inhaltlichen Berechnungsschritte werden anschließend einzeln erläutert und mittels Nachweisverfahren belegt. Im Ergebnis der Berechnungen ist die durch den Hochwasserschutz zu prognostizierende vermeidbare Anzahl Hochwasseropfer pro Jahr zu ermitteln.



Abbildung 29: Auswertungsmethodik HWR-Mensch

11.5.1. Hochwasserereignisse

Zu Beginn der Berechnung ist grundlegend eine Festlegung repräsentativer Hochwasserereignisse notwendig, da entsprechend der Risikotheorie unendliche Anzahlen an Ereignissen Gefährdungen und Verletzbarkeiten erzeugen können. Die Festlegung auf einige wenige Ereignisse ermöglicht eine begrenzte Anzahl auswertbarer Wirkungsprozesse. Die nachweisbaren Hochwasserereignisse sind in Verbindung der zu untersuchenden Hochwasserschutzmaßnahmen und der vor Ort befindlichen natürlichen Gegebenheiten zu wählen. Unter Berücksichtigung der Vorgaben der Studie DEFRA (2006)

³⁸⁰ vgl. DEFRA (2003, 2006)

³⁸¹ Eine Übersicht der Inhalte und Strukturen empirischer LoL-Modelle kann dem Kriterien Anlagenrisiko entnommen werden. – vgl. Anhang A4-12 „Anlagenrisiko“

und den Grundlagen der Schadenseinsparungsanalyse³⁸² sollten hierzu mindestens fünf Hochwasserereignisse als Grundlage einer anerkannten Nachweisführung dienen.

11.5.2. Physikalische Belastungen

Der Nachweis von Hochwasseropfern basiert auf der Analyse physikalischer Wirkungen. Speziell im Zusammenwirken von Hochwasser und potentiellen Opfern ist dabei der Stabilitätsverlust als Primärsache maßgebend³⁸³. Ausgelöst durch zum Beispiel hohe Wasserstände und/oder Fließgeschwindigkeiten sind, bei Eintritt des Verlustes an Stabilität, deutlich erhöhte Risiken einer lebensbedrohenden Gesundheitseinschränkung zu prognostizieren. In Anbetracht der Primärsache Stabilitätsverlust ist für die Berechnung potentieller Opferzahlen eine Berücksichtigung der verschiedenen physikalischen Randbedingungen notwendig. Aufbauend auf der Studie DEFRA (2003, 2006) und der anerkannten Forschungsergebnisse aus RESCDAM (2000) sind hierzu Wasserstand, Fließgeschwindigkeit und der daraus resultierenden Impuls vorrangig zu erfassen.

Die Stabilität von Menschen bildet bei der Berechnung der Hochwasseropfer die Grundlage der Auswertungen. Können Menschen gegen die Wirkungen von Wasser ihre Stabilität gewährleisten, so ist eine schwerwiegende Verletzung oder sogar der Tod fast immer auszuschließen. Diese Grundidee fand in DEFRA (2003, 2006) unter Einbeziehung von experimentell ermittelten Grenzbedingungen Anwendung³⁸⁴. Im Detail wurden die aus Versuchen ermittelten Zusammenhänge zwischen menschlichem Gewicht, Größe und Stabilität gegenüber Wasserstand und Fließgeschwindigkeit in eine vereinfachte Formelbeziehung überführt³⁸⁵. Als Ergebnis entstand eine Kenngröße die als Stabilitätsverlust zu bezeichnen ist.

$$SV = h * (v + 0,5) + TF$$

<i>SV</i>	<i>Stabilitätsverlust [-]</i>
<i>h</i>	<i>Wasserstand [m]</i>
<i>v</i>	<i>Fließgeschwindigkeit [m/s]</i>
<i>TF</i>	<i>Trümmerfaktor [-]</i>

Formel 5: Stabilitätsverlust

11.5.3. Gefährdete Personen

Als gefährdete Personen sind diejenigen zu beschreiben, die bei Hochwassereintritt eine lebensbedrohende Belastung erfahren. Die Belastungen sind dabei auf physikalische Ursachen und hierbei im speziellen auf erhöhte Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten zurückzuführen.

Die Prognose gefährdeter Personen ist in Abhängigkeit der berechneten physikalischen Belastungen durchzuführen. Im Detail sind basierend auf den berechneten Impulsen, definierte Bereiche zu deklarieren, in denen vergleichbare physikalische Belastungen vorliegen³⁸⁶. Unterteilungen können zum Beispiel in Form vereinfachter Gliederungen von niedrig bis hoch oder unter Berücksichtigung von definierten Wertespannen erfolgen.

³⁸² vgl. Anhang A4-2 „Schadenseinsparungen“

³⁸³ vgl. RESCDAM (2000), DEFRA (2003, 2006), JONKMAN (2007)

³⁸⁴ Grenzbedingungen aus RESCDAM (2000)

³⁸⁵ vgl. Formel 5

³⁸⁶ vgl. Tabelle 20

Tabelle 20: beispielhafte Risikozonierung in Abhängigkeit physikalischer Belastungen (d...depth, v...velocity)³⁸⁷

$d \times (v + 0.5)$	Degree of Flood Hazard	Description
<0.75	Low	Caution <i>"Flood zone with shallow flowing water or deep standing water"</i>
0.75 - 1.25	Moderate	Dangerous for some (i.e. children) <i>"Danger: Flood zone with deep or fast flowing water"</i>
1.25 - 2.5	Significant	Dangerous for most people <i>"Danger: flood zone with deep fast flowing water"</i>
>2.5	Extreme	Dangerous for all <i>"Extreme danger: flood zone with deep fast flowing water"</i>

11.5.4. Vulnerabilität

Die Berechnung potentieller Opfer erfolgt in Verschneidung der Anzahl im Gefährdungsgebiet befindlicher Personen und der physikalischen Hochwassereinwirkungen, mit zwei differenzierten Vulnerabilitätsparametern.

I. Vulnerabilität Gebiet

Die Spezifikationen der Regionen der geplanten Hochwasserschutzmaßnahmen begründen verschiedener Parameter, in deren Folge die Gefährdung von Menschen beeinflusst wird. In Anwendung der Hochwasseropferprognose werden gebietsspezifische Vulnerabilitätsparameter in Form der

- Möglichkeiten der Hochwasserausbreitung (Topographie),
- Bebauung und
- Hochwasser-Vorwarnung

differenziert³⁸⁸. Während Vorwarnung und Hochwasserausbreitung Evakuierungen beeinflussen, ist die Bebauung geeignet, Personen in direkter Gefährdung sicheren Unterschlupf zu bieten. Sie wirken vergleichbar einem Shelter³⁸⁹.

³⁸⁷ DEFRA (2006A) – Seite 8

³⁸⁸ vgl. Tabelle 21

³⁸⁹ vgl. JONKMAN (2007)

Tabelle 21: Vulnerabilität Gebiet³⁹⁰

Risiko Parameter	geringes Risiko (1)	mittleres Risiko (2)	hohes Risiko (3)
Ausbreitung des Hochwasserereignisses	gleichmäßiger Anstieg über mehrere Stunden	gleichmäßiger Anstieg bis zu einer Stunde	schneller Wasseranstieg
Bebauung	mehrstöckige Gebäudestruktur vorherrschend	zweistöckige Wohngebäude und Industrieanlagen	eingeschossige Gebäude, Straßen, öffentliche Gebäude (Schule)
Hochwasser-Vorwarnung	vorliegender und getesteter HWRM-Plan	Vorwarnsystem vorhanden oder Berechnung: $3 - \frac{P1*(P2+P3)}{100}$ P1 = % im Gefahrenbereich gewarnter Personen (max. 80%) P2 = % an Anzahl Gefährdeter mit Vorwarnzeiten >2 h P3 = % Betroffener, die den Warnungen Folge leisten (max. 75%)	keine Vorwarnsystem vorliegend/vorgesehen

II. Vulnerabilität Mensch

Die Verletzbarkeit von Menschen in Abhängigkeit von Hochwasser ist durch verschiedenste Widerstandsparameter höchst unterschiedlich. So ist zum Beispiel ein kräftig gebauter Mann eher in der Lage sich selbst auch bei Stabilitätsverlust zu retten, als dies bei einem Kranken der Fall ist³⁹¹. Für die Bestimmung der Vulnerabilität der betroffenen Menschen wird Bezug auf die Alters- und Gesundheitsstruktur der Projektregion genommen. Im speziellen wird prozentual der Bevölkerungsanteil aller Personen über 75 Jahre und aller chronisch Kranken mit Einschränkungen an der Beweglichkeit bestimmt. Das Ergebnis entspricht prozentual der Bevölkerung die bei einem Hochwassereintritt einem verstärkten Risiko einer lebensbedrohenden Gesundheitseinschränkung unterliegt. Kenngrößen für die beiden Bewertungsparameter können vor Ort, aus den regionalbedingten Statistiken oder aus landesweiten Verteilungen entnommen werden. In Deutschland sind ältere Menschen (>75 Jahre) mit durchschnittlich zirka 9 % und chronisch Kranke mit zirka 18 % in der Bevölkerung vertreten³⁹².

11.5.5. Hochwasseropfer – Einzelereignis

Die Berechnung der Anzahl potentieller Hochwasseropfer für ein Ereignis beruht auf der Verknüpfung der gefährdeten Personen, der physikalischen Belastungen (Stabilitätsgefährdung) und den Parametern der Verletzbarkeit³⁹³.

³⁹⁰ in Anlehnung an DEFRA (2006A) – Seite 15

³⁹¹ vgl. RESCDAM (2001)

³⁹² vgl. UN Population Database-2010: <http://esa.un.org/> (abgerufen: 01.04.2011)

³⁹³ vgl. Formel 6

$$HO = \frac{1}{2500} * V_G * V_M * (SV)^2 * N$$

HO	Hochwasseropfer - Einzelereignis [HO]
V_G	Vulnerabilität Gebiet [-]
V_M	Vulnerabilität Mensch [-]
SV	Stabilitätsverlust [-]
N_i	gefährdete Personen [Mensch]

Formel 6: Hochwasseropferberechnung für ein Hochwasserereignis³⁹⁴

Die Anzahl prognostizierter Hochwasseropfer erfolgt gemäß dem Berechnungsalgorithmus für ein Hochwasserereignis. Aufbauend auf der Mindestanzahl zu verwendender Hochwasserereignisse ist die Berechnung für alle berücksichtigungsfähigen Ereignisse zu wiederholen. Im Ergebnis ist die Anzahl Opfer verursacht durch die jeweiligen Ereignisbelastungen klassifiziert darzustellen.

11.5.6. Hochwasserrisiko

Das Hochwasserrisiko entspricht der statistischen Darstellung der jährlich zu prognostizierenden Hochwasseropfer, die gemäß einer vorliegenden Schutzkonzeption und der Charakteristik des Gebietes eintreten. Der Wert ermittelt sich spezifisch der berechneten Opferzahlen der Einzelereignisse, unter Einbeziehung aller als untersuchungsrelevant definierten Hochwasserereignisse und deren Eintrittswahrscheinlichkeiten.

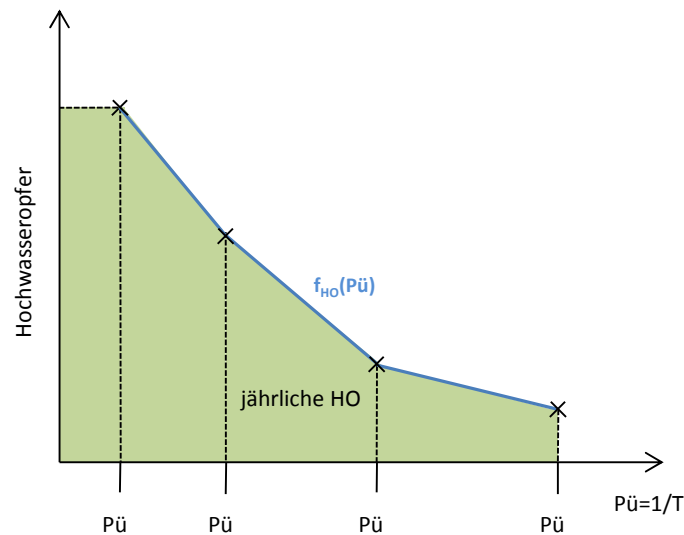


Abbildung 30: graphische Darstellung der Nachweisführung statistisch-jährlicher Hochwasseropfer

Die Berechnung des Hochwasserrisikos kann unter der Berücksichtigung der visuellen Darstellung von Opfern (HO) und den Wahrscheinlichkeiten des Ereigniseintrittes (P)³⁹⁵ und unter Bildung einer Opferfunktion (f_{HO})³⁹⁶ in Abhängigkeit der Überschreitungswahrscheinlichkeit oder Unterschreitungswahrscheinlichkeit erfolgen. Beide Auswertungsformen sind in Anwendung gleichermaßen geeignet.

³⁹⁴ in Anlehnung an DEFRA (2006A) – Seite 27

³⁹⁵ vgl. Abbildung 30

³⁹⁶ vgl. Formel 7

$$HWR - Mensch = \int_{P_{max}}^{P_0} f_{HO}(P) dP$$

$HWR - Mensch$ Hochwasserrisiko-Mensch [HO/a]

f_{HO} Opferfunktion [HO]

P Hochwasser-Wahrscheinlichkeiten [1/a]

Formel 7: Berechnung Hochwasserrisiko-Mensch

11.6. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

Das Leben eines Menschen bildet das höchste Gut und ist durch keine monetären Aufwendungen bzw. Entschädigungen wiederherstellbar. Leben ist der grundlegende durch die Schutzmaßnahmen zu sichernde Wert eines jeden Projektes im Hochwasserschutz. Um aber Menschleben auch spezifisch in den Projektbewertungen, neben einer verbal argumentativen Darstellung, ausreichend Nachdruck und Berücksichtigung zukommen zu lassen, bedarf es der Verwendung einer spezifischen Folgenbeurteilung. Der dabei zu verwendende Wert ist in der Wissenschaft, aber vor allem in der Politik höchst umstritten. Durch Wertdarstellung des höchsten Gutes „Leben“ eröffnet sich die Fragestellung, wie etwas Unwiederbringliches eine Bewertung finden kann. Rein aus ethischen Gründen kann dies nicht erfolgen, da hierbei das Leben einzigartig und nicht ausgleichbar ist. Doch sollen Schutzprojekte optimierte und vor allem nachhaltige Realisierung finden, so müssen alle Projektwirkungen quantifiziert werden.

Um die Unversehrtheit oder den Grad der Schädigung menschlichen Lebens in einer Bewertung zu berücksichtigen, sind verschiedene Ansätze möglich. Es können zum Beispiel pauschale Charakterisierungssysteme aus unterschiedlichen Gefährdungstufen und zugehörigen Punktwerten³⁹⁷ oder auch monetäre Finanzgrößen verwendet werden.

aber:

In welchen Größenordnungen sind Bewertungspunkte oder Geldeinheiten geeignet unwiederbringliches Leben darzustellen?

Für die Beantwortung der grundlegenden Frage nach der Höhe des Wertes von Leben, ist es für die Nachhaltigkeitsbewertung notwendig, zwei Randbedingungen der Beurteilung zu beachten. Zum einen umfasst das zu beurteilende Leben einen begrenzten Zeitraum und zum anderen soll das Leben im Nachhaltigkeitsmodell nicht als individuelle Kenngröße bestimmt werden. Durch die Verwendung der beiden Grundsätze ist der Verlust an Leben nicht ethisch, sondern als sozialer Kennwert in Form des volkswirtschaftlichen Verlustes zu beurteilen³⁹⁸. Der Verlust entspricht Mitteln der Gesellschaft und ist dadurch grundsätzlich ausgleichbar.

Die Bewertung des menschlichen Lebens wird in der Fachwelt wie in der Politik durch die Beachtung ethischer Grundsätze mehrfach abgelehnt. Gleichwohl existieren jedoch Ausnahmen, die in einzelnen Fachgebieten und fast immer unter Berücksichtigung des volkswirtschaftlichen Verlustes eine Bewertung ermöglichen³⁹⁹. Ein in der deutschen Literatur bestehender Bewertungsansatz von Hochwasseropfern wird basierend auf den Bundesverkehrswegeplanungen in MURL (2000) dargestellt. Hierbei werden Kostenfaktoren für Hochwasseropfer mit Hilfe „benefit transfer“-Leistungen aus dem volkswirtschaftlichen Verlust eines Verkehrstoten bestimmt. Ursprünglich ergaben sich dabei für das Refe-

³⁹⁷ z. B.: in Form von Risikomatrizen

³⁹⁸ vgl. MURL (2000), UMWELTBUNDESAMT (2007)

³⁹⁹ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

renzjahr 1992 pro Getöteten 700.000 €. Nach heutigem Wissensstand ist pro Todesfall ein volkswirtschaftlicher Verlust von zirka 1,0 Mio. € zu prognostizieren⁴⁰⁰. Ein anderer Ansatz zur Beurteilung von Leben wird International durch HEVESI (2001) für die Opfer des Terroranschlages des World-Trade-Centers beschrieben. In seinen Ausführungen bestimmt er mit Hilfe einer durchschnittlichen verbleibenden Arbeitszeit von 20 Jahren und unter Berücksichtigung eines amerikanischen Jahresdurchschnitt-Lohnes von 100.000 USD einen volkswirtschaftlichen Wert für einen Getöteten von zirka 2 Mio. USD. In Verwendung dieses Verfahrens für Deutschland kann gemäß der gegenwärtigen Altersverteilung und des statistischen Durchschnittslohnes brutto ein volkswirtschaftlicher Verlust von zirka 900.000 € pro Getöteten bestimmt werden⁴⁰¹. Neben den beiden genannten Bewertungsverfahren existieren in unterschiedlichen Studien verschiedene Wertegrößen, die einen ereignisbedingten Wert von Getöteten aufzeigen, ohne jedoch detailliert Berechnungsansätze nachzuweisen. So wird zum Beispiel in JONKMAN (2007) jedem Hochwassertoten ein Wert von 500.000 € zugeordnet, während nach MANIAK (2001) ein Wert von 2,5 Mio. € pro Hochwasseropfer besteht.

Der Monetarisierungsfaktor des Kriteriums HWR-Mensch muss für eine Anwendbarkeit einer grundsätzlichen Anerkennung innerhalb Deutschlands unterliegen und eine Nachvollziehbarkeit der zugrundeliegenden Berechnungsalgorithmen erlauben. Unter Berücksichtigung einer repräsentativen Kenngröße ist dazu in Deutschland nur die Wertdarstellung der Bundesanstalt für Straßenwesen geeignet, potentielle Hochwasseropfer finanziell zu beurteilen. Für die Folgenbeurteilung des Kriteriums HWR-Mensch ist ein Wert von zirka 1 Mio. Euro pro Hochwasseropfer zu veranschlagen.

11.7. Gesamtberechnung

Die Beurteilung von Leben wird innerhalb dieser Arbeit als Bewertungskriterium zur Nachweisführung der Umweltwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen eingeführt. Eine Anwendung des Bewertungskriteriums ist über alle Maßnahmen zu führen und entspricht einer primären Wirkung der Schutzkonzeption. Inhaltlich wird das Leben als volkswirtschaftliche Kenngröße erfasst und dargestellt. Der Faktor des ethischen unwiederbringlichen Lebens wird nicht beurteilt. Die Nachweisführung des HWR-Mensch verbindet prognostizierbare Hochwasseropfer unter Berücksichtigung der Situationen mit und ohne (Status Quo) Schutzmaßnahmenumsetzung. Infolge der Berechnungen entspricht die Differenz dem Betrag der Nutzen, die bei der Umsetzung der Schutzmaßnahmen entstehen.

11.8. HWR-Mensch – Zusammenfassung

Hochwasserschutz dient der Verringerung bzw. Vermeidung schädlicher Auswirkungen eines Hochwasserereignisses. Als eine der dabei maßgeblichen Aufgaben ist der Verlust von Leib und Leben zu verhindern. Doch trotz der Unwiederbringlichkeit von Leben und der damit verbundenen vordergründigen Schutzinteressen erfolgt eine Berücksichtigung innerhalb von Maßnahmenbeurteilungen im Hochwasserschutz gegenwärtig nur unzureichend oder gar nicht. Eine Beurteilung des Schutzes von Leben findet fast ausschließlich verbal argumentativ statt. Eine Anerkennung der Nutzen im Sin-

⁴⁰⁰ vgl. volkswirtschaftliche Kosten durch Straßenverkehrsunfälle in Deutschland 2009 – Forschung kompakt – Bundesanstalt für Straßenwesen:
http://www.bast.de/cln_031/nn_622184/DE/Publikationen/Forschung-kompakt/2011-2010/2011-04.html
(abgerufen: 24.05.2012)

⁴⁰¹ Basierend auf einem deutschlandweiten Durchschnittsalter von ca. 45 Jahren und einem maximalen Arbeitsalter von bis zu 67 Jahren ergeben sich 22 verbleibende Arbeitsjahre (Werte Statistisches Bundesamt-2011). Der aktuelle Durchschnittslohn brutto ist in Deutschland mit einem Wert von 42.535 € zu veranschlagen (Statistisches Bundesamt Pressemitteilung Nr. 047 vom 03.02.2011).

ne gesellschaftlicher Wohlfahrt unterbleibt⁴⁰². Eine Vernachlässigung der Einbeziehung der Schutzwirkungen auf den Menschen erscheint aber höchst fragwürdig. Der Mensch als Mittelpunkt des anthropozentrischen Weltbildes bildet Grundlage der Maßnahmen und somit auch den Schwerpunkt der Projektbewertung. Nur wenn Menschen einer Betroffenheit unterliegen, ist eine anthropogene Maßnahme zu planen und umzusetzen. Ohne menschliche Beziehung ist die Natur und die Umwelt selbst in der Lage, Gleichgewicht und somit Nachhaltigkeit zu gewährleisten.

12. Anlagenrisiko

Hochwasserschutzmaßnahmen finden Planung bei nachweisbaren Gefährdungen von Menschen und Gütern. Sie dienen der Reduzierung von Risiken und der Begrenzung prognostizierter Schadensszenarien. Da aber anthropogene Planungen nie vollständig vor allen Umweltwirkungen schützen können, besteht auch nach einer Umsetzung weiterhin eine latente Gefahr. Diese wird zusätzlich verstärkt um das Wissen der Folgen eines potentiellen Versagensereignisses an den Schutzmaßnahmen selbst. Maßnahmen des Hochwasserschutzes begründen im Versagensfall mehrfach deutlich erhöhte Belastungswerte. So ist zum Beispiel bei einem Standsicherheitsverlust von HWRB ein hohes Risiko für Menschen und Güter zu prognostizieren, da der Wasserstand und die Fließgeschwindigkeit eine hohe Impulswirkung verursachen können.

12.1. Definition und Zielstellung

Hochwasserschutzmaßnahmen entstehen in Zielstellung einer maßgeblich definierten Primärwirkung, unter Beachtung geeigneter technischer Mittel und Vorschriften. Doch trotz nachweislicher Berücksichtigung aller Vorgaben mit Stand der Technik besteht grundsätzlich immer die Möglichkeit des Versagens oder der eingeschränkten Verwendungsfähigkeit der Maßnahmen. Jedes Vorhaben kann nur insoweit zuverlässig wirken, wie in der Planung alle Wirkungen von und auf die Umwelt erfasst und im Bauprozess umgesetzt wurden. Da aber die Natur eine schier unendliche Anzahl potentieller Wirkungen und Randbedingungen beinhaltet, sind alle anthropogenen Maßnahmen anfällig für ein Versagen und eine eingeschränkte Verwendungsfähigkeit.

Das Kriterium Anlagenrisiko dient in Zielstellung der Nachweisführung der Maßnahmennutzen in Berücksichtigung der Versagenszustände. Als Versagenszustände gelten dabei sowohl den Berechnungsgrundlagen überschreitende Hochwasserereignisse, als auch ein Versagen innerhalb der Bemessungsbereiche.

12.2. Anlagenrisiko – kommunale HWSM

Hochwasserschutz beinhaltet verschiedene Schutzlösungen die sowohl zentrale wie auch dezentrale Anwendung finden. Während dezentrale Schutzlösungen aber nur eingeschränkt Gefährdungen bei einem Versagensereignis begründen, ist im Regelfall bei zentralen technischen Maßnahmen mit hohen Schäden und Folgen bei Verlust der Schutzwirkungen zu rechnen. Dezentrale Maßnahmen finden Anwendung in Einzugsgebieten unter Nutzung großer Bezugsflächen mit jeweils begrenzten Einzelwirkungen, so dass ein Ausfall oder Versagen einer oder mehrerer Maßnahmen in der Regel keine gravierenden Folgen verursacht. Zentrale Schutzmaßnahmen wiederum befinden sich direkt an Gewässern und sind mit Ausnahme von Renaturierungen nur dort zu erstellen, wo Güteransammlungen und Menschen höchsten Risiken durch Hochwasser ausgesetzt sind. Versagt ein derartiger zentraler Schutzmechanismus, so sind betroffene Güter im Regelfall einer hohen Belastung ausgesetzt.

⁴⁰² vgl. Abschnitt 4.4 „Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Praxis“, Abschnitt 4.5 „Projektbewertungen von Hochwasserschutzmaßnahmen – Stand der Forschung“

In dieser Arbeit wird das Anlagenrisiko grundsätzlich für technische und zentrale Schutzmaßnahmen ermittelt. Dezentrale Schutzlösungen werden ausschließlich in Form technisch geprägter Kleinrückhalte berücksichtigt deren Umfang und Größe bei Versagen relevante Gefährdungen bei Menschen und Gütern verursachen. Alle weiteren Schutzmaßnahmen werden allgemein entsprechend geringer zu prognostizierender Versagensfolgen im Kriterium Anlagenrisiko nicht analysiert.

12.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Das Kriterium Anlagenrisiko findet Anwendung in der Nachweisführung der Wirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen bei einem plötzlichen Verlust der Schutzfunktion. Als Ursachen sind dabei gleichermaßen Überschreitungen der Bemessungswerte, als auch Versagenszustände infolge weiterer Randbedingungen wie zum Beispiel ein Standsicherheitsverlust durch Unterspülung zu beachten. Zur Begrenzung von Anlagenrisiken existieren für Bauwerke und Baugruppen spezifische Vorgaben für die Bemessung und Konstruktion⁴⁰³. Eine vollständige Sicherheit der Maßnahmen für alle Schadensereignisse existiert aber nicht. Je nach Maßnahme sind in Wahrscheinlichkeit differenzierte Versagenszustände prognostizierbar, die infolge hohe Schäden an Werten und Betroffenen hervorrufen können.

12.4. Indikator Anlagenrisiko

Die Nachweisführung des Kriteriums Anlagenrisiko erfolgt im Rahmen des kommunalen Hochwasserschutzes maßgeblich für zentrale technische Schutzmaßnahmen. Mit Ausnahme von Kleinrückhalten sind dezentrale Schutzmaßnahmen allgemein nicht zu berücksichtigen. Für die Kriterienauswertung sind entsprechend der involvierten Maßnahmen und der maßgeblichen vorab prognostizierbaren Folgen zwei Teilkriterien zu konzipieren. So ist zum einen der Nachweis entsprechend beeinträchtigter Güter und zum anderen eine separate Beurteilung der Folgen auf Menschen zu erbringen. Während Güteranalysen dabei eine direkte Bewertung erfahren, ist für die Nachweisführung der Wirkungen auf Menschen eine indirekte Kriterienstruktur zu verwenden.

Indikator Mensch

Der Mensch als vordergründiges Ziel des Hochwasserschutzes unterliegt bei Versagen von Schutzmaßnahmen einer plötzlichen und unvorhersehbaren Schadenseinwirkung. Als Folgen können begründet geringer Vorwarnzeiten und erhöhter physikalischer Belastungen, umfangreiche lebensbedrohende physische Wirkungen vorliegen. Die Nachweisführung der Wirkungen eines Schutzversagens auf Menschen ist als indirekte Bewertung zu kennzeichnen. Als Indikator ist hierzu die statistische Anzahl Betroffener pro Jahr zu bestimmen, die durch physikalisch bedingte Einwirkungen bei Maßnahmenversagen lebensbedrohenden Folgen ausgesetzt sind.

Einheit: $\frac{\text{Hochwasseropfer}}{\text{Jahr}}$

Indikator Güter/Werte

Bei Versagen des Hochwasserschutzes sind neben Betroffenen vor allem Güter und Werte einer Gefährdung ausgesetzt. Abweichend der bei der Schadenseinsparungsanalyse prognostizierten vermiedenen Schäden, ist bei Versagen der Maßnahmen mit deutlich erhöhten physikalischen Einwirkungen zu rechnen. So ist zum Beispiel bei einem Bruch eines Deiches, durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten und Wasserstandshöhen, die hydraulische Belastung deutlich verstärkt.

⁴⁰³ Beispiel HWRB: DIN 19700-12 (2004)

Als Indikator zur Nachweisführung des Versagens von Hochwasserschutzmaßnahmen wird für Güter und Werte der statistisch zu prognostizierende Schadenswert pro Jahr erhoben. Dieser ist geeignet, gleichermaßen den wirtschaftlichen Effekt eines Schutzversagens in Sachbilanz und Folgenbeurteilung angemessen zu repräsentieren.

Einheit: $\frac{\text{Kosten}}{\text{Jahr}}$

12.5. Auswertungsmethodik

Die Auswertung des Kriteriums Anlagenrisiko erfolgt begründet den beiden Teilkriterien getrennt nach Wirkungsfolgen auf Menschen und Güter/Werte. Hierbei wird entsprechend der definierten Indikatoren bei Betroffenheit von Menschen eine indirekte und bei Gütern/Werten eine direkte Auswertungsmethodik konzipiert. Trotz der Indikatordifferenzen sind diese aber in Struktur mehrheitlich vergleichbar. So ist sowohl bei der Betroffenheit von Menschen als auch bei Gütern und Werten beginnend einer Gefährdungsanalyse (hazard analysis) eine Zuverlässigkeitsuntersuchung (reliability analysis) der Maßnahmen zu erbringen. Die abschließend durchzuführende Auswirkungsanalyse (consequence analysis) erfolgt jedoch für die beiden Teilkriterien grundlegend verschieden. Während bei der Betroffenheit von Menschen im Ergebnis ein Sachbilanzwert in Form von Hochwasseropfern pro Jahr (HO/a) generiert wird, ist für Güter und Werte ein kombinierter Sachbilanz-Umweltfolgenwert in Form von Kosten pro Jahr zu berechnen.

12.5.1. Betroffenheit Mensch

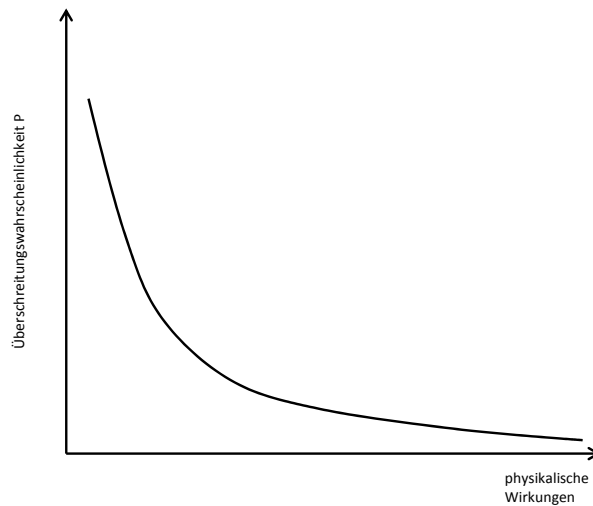
I. Hazard analysis

Die hazard analysis dient der Bestimmung von Wahrscheinlichkeiten der Versagensursachen in Verhältnis zu den ausgelösten physikalischen Wirkungen (hazard-analysis-curve⁴⁰⁴). Im Hochwasserschutz wird die Wahrscheinlichkeit durch den Nachweis der zu erwartenden Wiederkehrintervalle der Risikoereignisse ermittelt (Jährlichkeit). Da aber dabei grundsätzlich eine schier unendliche Anzahl differenzierter Ereignisse Erfassung und Analyse verlangt, ist eine repräsentative Auswahl an zu untersuchenden Ereignissen zu treffen. Diese sind in Anbetracht einer hohen Ergebnisdetaillierung in Umfang von mindestens fünf Einzelereignissen auszugestalten⁴⁰⁵. Hierbei sind insbesondere Grenzeignisse zu bestimmen, ab deren Eintritt Gefährdungen ausgelöst werden und ab denen keine weiteren relevanten Zunahmen an Folgen zu prognostizieren sind. Bei weniger detaillierten Vorplanungsdaten ist es auch abweichend dazu möglich, eine hazard analysis begründet der maximalen Leistungsfähigkeit der jeweiligen Maßnahmen durchzuführen. Hierzu ist das Ereignis in Wahrscheinlichkeit nachzuweisen, ab dem ein Versagen grundsätzlich gegeben erscheint. Bei Hochwasserrückhaltebecken ist dazu zum Beispiel als Ereignis eine Überschreitung des BHQ₂ zu berücksichtigen⁴⁰⁶.

⁴⁰⁴ vgl. Abbildung 31

⁴⁰⁵ vgl. Anhang A4-11.5.1 „Hochwasserereignisse“

⁴⁰⁶ vgl. Nr. 4.3.2 DIN 19700-12 (2004)

Abbildung 31: hazard-analysis-curve⁴⁰⁷

II. Reliability analysis

Die Zuverlässigkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen kann infolge verschiedener Ursachen und Einwirkungen beschränkt bestehen. So können zum Beispiel Belastungen die Bemessungswerte überschreiten oder äußerst seltene Wirkungen ein Versagen verursachen. Für die spezifische Auswahl an typisierten kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen ist ein Versagen entsprechend der begrenzenden Bauwerke, unter Beachtung von drei maßgeblichen Ursachen nachweisbar⁴⁰⁸. Es wird zwischen Versagen durch Überströmen, Auftrieb bzw. Piping und Böschungsbruch unterschieden⁴⁰⁹.

Überströmen

Überströmen bildet bei Hochwasserschutzmaßnahmen die häufigste Versagensursache⁴¹⁰. Das überströmende oder wellenmäßig überschlagende Wasser führt landseitig zu steigenden Schubspannungen. Infolge höherer Kräfte lösen sich oberflächlich Materialien und der Zusammenhalt des äußeren Maßnahmenkörpers verringert sich. Schon bei geringen Überschlagsmengen entsteht ein Prozess, der gekennzeichnet durch anfangs geringe erosive Effekte an der Landseite, weitreichende Tiefenerosion am gesamten Maßnahmenkörper verursacht⁴¹¹.

Auftrieb/Piping⁴¹²

Als Versagensprozess ausgelöst durch zwei differenzierte Einzelprozesse, die in der Regel nur in Kombination ein Versagen erzeugen, sind Auftrieb und Piping zu nennen. Auftrieb entsteht durch die auftriebende Kraft der aufgestauten Wassersäule unter dem Bauwerk. Als Widerstandskraft steht dem entgegen die Gewichtskraft, inklusive des gesamten Bodenmaterials oberhalb der wasserführenden Schicht. Piping („rückschreitende Erosion“) ermöglicht eine verstärkte hydraulische Gradientenbildung zwischen Wasser- und Luftseite. Durch zusammenwirken beider Prozesse können Hochwasserschutzmaßnahmen durch Materialtransport zerstört werden.

⁴⁰⁷ in Anlehnung an BACHMANN ET AL. (2009) – SEITE E/11

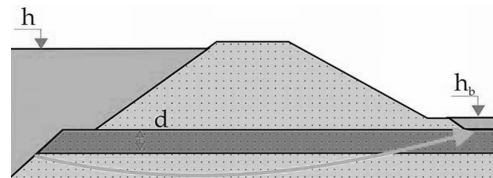
⁴⁰⁸ zu untersuchende Grenzbauwerke mit Auslösung eines Anlagenrisikos: Schutzmauern, Deiche, Dämme

⁴⁰⁹ vgl. MÖLLMANN ET AL. (2007), MÖLLMANN (2009)

⁴¹⁰ vgl. MÖLLMANN ET AL. (2007)

⁴¹¹ Deichbruch durch Wellenüberschlag kann bereits ab einer Überlaufmenge von $0,03 \text{ m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})$ erfolgen. – vgl. SOSSIDI ET AL. (2010)

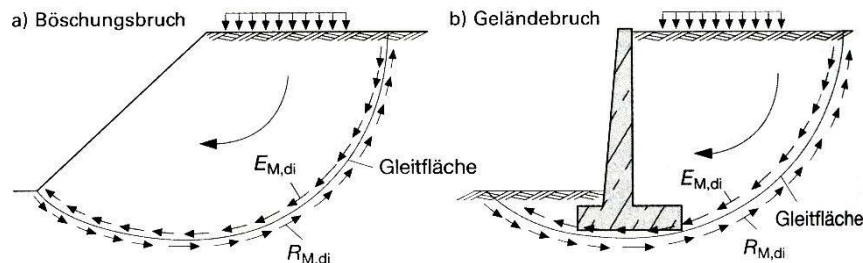
⁴¹² vgl. Abbildung 32

Abbildung 32: Auftrieb/Piping an einem Deichkörper⁴¹³

Böschungsbruch – Geländebruch⁴¹⁴

Böschungsbruch ist eine Versagensform die typisch im Deichbau vorzufinden ist. Böschungsbrüche entstehen durch Abrutschen von Bodenschichten an den Randbereichen des Dammkörpers. Der Nachweis der Ursachen und Reaktionen kann unter Anwendung des Lamellenverfahrens erfolgen⁴¹⁵.

Bei Schutzmauern ist vergleichbar dem Böschungsbruch der Geländebruch als Versagensursache möglich. Der Ablauf ist dabei schematisch gleich, jedoch befindet sich das versagensauslösende Bodenvolumen hinter der Schutzmauer.

Abbildung 33: Böschungsbruch, Geländebruch⁴¹⁶

Der Nachweis der Zuverlässigkeit (Z) von Hochwasserschutzmaßnahmen beruht auf der Differenz von Einwirkungen (E) und Widerständen (W). Überschreiten die Einwirkungen das Widerstandvermögen so ist ein Versagen zu prognostizieren.

$$Z = W - E$$

$$Z \geq 0 \quad \text{Stand sicher}$$

$$Z < 0 \quad \text{Versagen}$$

Die Wahrscheinlichkeit eines Versagens ist in Vergleich der Einwirkungen $f(E)$ und der Widerstände $f(W)$ in Abhängigkeit der zugehörigen Dichtefunktionen zu ermitteln. In Gegenüberstellung beider Funktionen entspricht die Schnittmenge dem Wertbereich mit einer Versagenswahrscheinlichkeit⁴¹⁷.

⁴¹³ MÖLLMANN (2009) – Seite 53

⁴¹⁴ vgl. Abbildung 33

⁴¹⁵ vgl. MÖLLMANN ET AL. (2007)

⁴¹⁶ WETZELL (2009) – Seite 1168

⁴¹⁷ vgl. Abbildung 34

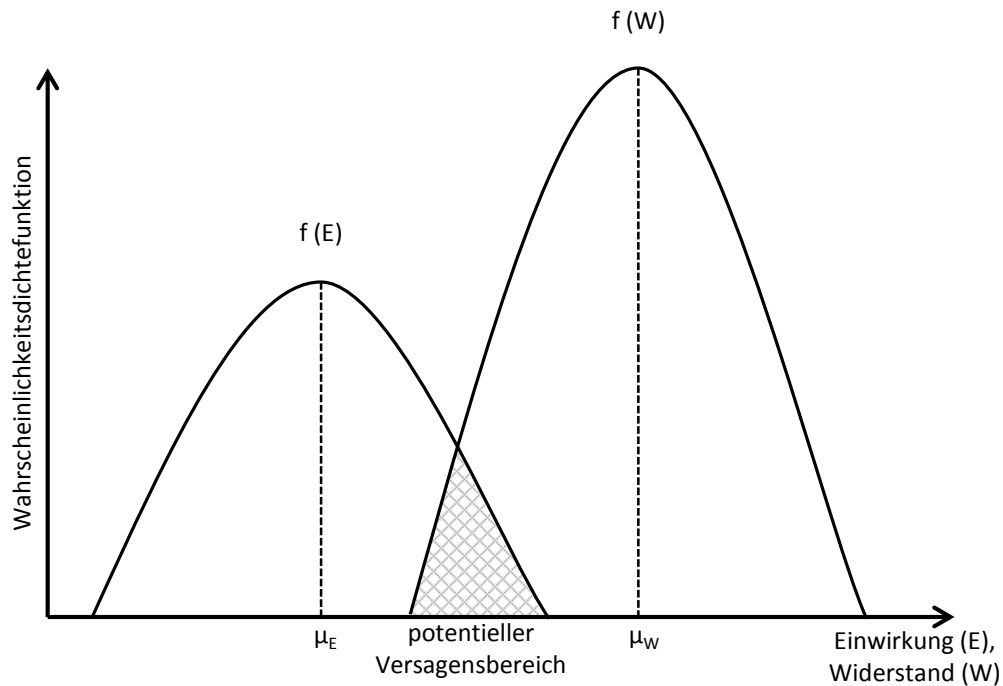


Abbildung 34: Versagenswahrscheinlichkeit in Darstellung von Einwirkung $f(E)$ und Widerstand $f(W)$ ⁴¹⁸

In Anwendung der Zuverlässigkeitsanalyse im Hochwasserschutz ist die Versagenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit eines eindeutig zuzuordnenden Parameters darzustellen. Abgeleitet der Wahrscheinlichkeitsschnittmenge des Versagens ist eine parameterabhängige fragility curve zu entwickeln⁴¹⁹. Diese repräsentiert für physikalische Parameter die zugehörige Wahrscheinlichkeit des Maßnahmenversagens⁴²⁰.

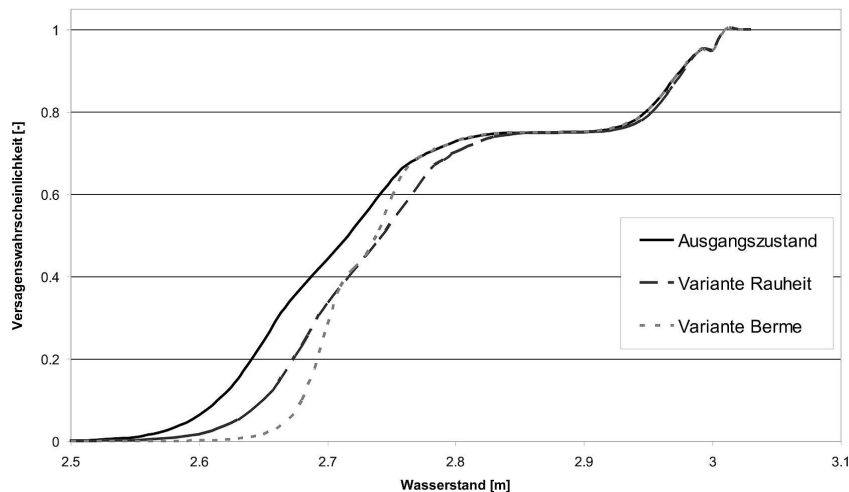


Abbildung 35: fragility curve's in Abhängigkeit des Wasserstandes für Deichalternativen – Beispiel⁴²¹

III. Consequence analysis – Mensch

Der Nachweis der Folgen bei Maßnahmenversagen auf Menschen erfolgt spezifisch durch zwei aufeinander aufbauende Analyseschritte. Zu Beginn wird die bei Versagen im Gebiet befindliche Anzahl an Menschen bestimmt die einer latenten Gefährdung unterliegt. Anschließend erfolgt die Berechnung der Sterblichkeitswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit differenzierter Parameter. In Kombination ent-

⁴¹⁸ in Anlehnung an MÖLLMANN ET AL. (2007) – Seite 2

⁴¹⁹ deutsch: Versagenskurve – vgl. NIEMEYER (2007), BACHMANN ET AL. (2009)

⁴²⁰ vgl. Abbildung 35

⁴²¹ BACHMANN ET AL. (2009) – Seite E/18

spricht das Ergebnis der Anzahl statistischer Hochwasseropfer, die speziell für einen Versagenszustand der Hochwasserschutzmaßnahmen zu prognostizieren sind.

Betroffene – gefährdete Personen

Betroffene im Sinne der Bewertbarkeit der Anzahl Personen die einer Hochwassergefährdung durch Versagen unterliegen sind diejenigen, die bei Beginn eines Versagensereignisses im gefährdeten Gebiet tatsächlich anwesend sind und einer latenten Gefahr hinsichtlich Sterblichkeit unterliegen. Alle Personen die zu einem früheren Zeitpunkt aus dem Gefahrenbereich evakuiert wurden oder sich selbstständig der Gefahr entziehen (z. B.: Shelter), sind nicht betroffen.

Die Prognose betroffener Personen ist in Abhängigkeit der berechneten physikalischen Belastungen durchzuführen. Im Detail sind definierte Bereiche zu bestimmen, in denen vergleichbare physikalische Belastungen vorliegen. Unterteilungen können zum Beispiel in Form vereinfachter Gliederungen von niedrig bis hoch, durch Berücksichtigung von definierten Wertespanspannen oder punktuell hochauflösend erfolgen⁴²².

Sterblichkeitswahrscheinlichkeit

Die Ermittlung der Wahrscheinlichkeit der Sterblichkeit von Betroffenen bei einem Hochwasserereignis beruht auf der Nachweisführung unterschiedlicher schadensverursachender Randbedingungen. Diese bilden in der Forschung bereits seit langem Gegenstand von differenzierten Untersuchungen. So ist Ende der 80er Jahre des 20. Jhd. durch ABT ET AL. (1989) infolge von Experimenten die menschliche Widerstandskraft gegenüber Wasserstand und Fließgeschwindigkeit nachgewiesen. Zehn Jahre später erfolgte durch die Studie RESCDAM (2000) eine Überprüfung und Erweiterung. Mit Hilfe moderner Messmethoden wurden dabei die Wirkungen von Wasserstand und Fließgeschwindigkeit bezüglich der Einflussnahme auf Betroffene, unter Berücksichtigung weiterer menschlicher Widerstandsgrößen (z. B.: Gewicht, Größe) spezifiziert. Im Ergebnis entstanden definierte Widerstandsintervalle⁴²³ und kritische Impulseinwirkungen⁴²⁴, die eine punktuelle und höchst genaue Darstellung von Schadensabläufen ermöglichen. Da jedoch eine Überschreitung von Widerstandsgrenzen der Stabilität nicht zwangsläufig einem Schadensereignis gleichzusetzen ist, sind weitere Faktoren notwendig, um eine Sterblichkeitswahrscheinlichkeit zu begründen. In Verbindung von Stabilitätsverlust und weiteren Randbedingungen wurden die in der Fachwelt als Loss-of-Life-Modelle bekannten Ansätze erstmals im Jahre 1989 durch das „U.S. Bureau of Reclamation“ beschrieben⁴²⁵. In den folgenden Dekaden wurden neben dem ursprünglichen Verfahrensansatz verschiedene weitere Methoden entwickelt, um die Wahrscheinlichkeitsverteilung von Getöteten im Hochwasserfall detaillierter zu prognostizieren. Heute existieren zwei voneinander abweichende Grundsysteme. Zur Bestimmung der Sterblichkeitswahrscheinlichkeit sind empirische und physikalische Loss-of-Life-Modelle zu unterscheiden⁴²⁶. Beide berücksichtigen grundsätzlich die Widerstandskraft des Menschen gegenüber dem

⁴²² vgl. Anhang A4-11.5.3 „Gefährdete Personen“

⁴²³ Widerstandsintervall Beweglichkeit im Wasser: $vd = 0,002 * h * m + 0,1$
v... Fließgeschwindigkeit, d... Wasserstand, h... Körpergröße
Betroffener, m... Körpergewicht Betroffener
(vgl. RESCDAM, 2000)

⁴²⁴ Als kritische Impulswirkung, ab der die Standsicherheit und Manövrierbarkeit eines Menschen beschränkt ist, wurde abhängig persönlicher und natürlicher Gegebenheiten ein Wertebereich von 0,64 m²/s bis 1,29 m²/s nachgewiesen. – vgl. RESCDAM (2000)

⁴²⁵ vgl. DEKAY & McCLELLAND (1993)

⁴²⁶ vgl. PENNING-ROWSSELL ET AL. (1986), ABT ET AL. (1989), WAARTS (1992), DEKAY & McCLELLAND (1993), VROUWENVELDER & STEENHUIS (1997), DEFRA (2003, 2006), JONKMAN (2007)

Wasser, verwenden aber in ihren Berechnungen verschiedene Kenngrößen. Empirische Modelle analysieren vergangene Ereignisse und projizieren die berechnenden Wertegrößen auf zukünftige Gefährdungsszenarien⁴²⁷. Physikalische Modelle ermitteln potentielle Sterblichkeitswahrscheinlichkeiten für jedes Ereignis unter Anwendung nachweislich vorliegender physikalischen Randbedingungen⁴²⁸.

Die Berechnung der Sterblichkeitswahrscheinlichkeit ausgelöst durch Hochwasserschutzmaßnahmen kann sowohl mittels empirischen als auch physikalischen LoL-Modellen erfolgen. Eine Wahl in wie weit eine der beiden Modellgruppen eine Anwendung findet, ist dabei grundsätzlich abhängig der vorliegenden Projekte, der regionalen Gegebenheiten und der Informationsdichte bezüglich vergangener Hochwasserereignisse und deren Auswirkungen. Im Folgenden werden Ansätze empirischer Modellverfahren erläutert. Physikalische Modelle zur Nachweisführung der Sterblichkeitswahrscheinlichkeit sind den Ausführungen des Bewertungskriteriums HWR-Mensch zu entnehmen⁴²⁹.

International entstanden mit Ende der 1980er Jahre vor allem in der USA Ansätze zur empirischen Sterblichkeitsbestimmung, die ausschließlich in Berücksichtigung einer regional spezifischen Evakuierungszeit Berechnung fanden. Derartige Verfahren sind zum Beispiel in BROWN & GRAHAM (1988) und in erweiterten Ansätzen durch DEKAY & McCLELLAND (1993) dargestellt. Das einparametrische Bewertungsverfahren generierte jedoch bei neu auftretenden Hochwasserereignissen deutliche Wertvarianzen. Infolge dessen entwickelten sich mehrparametrische Modellansätze. Als Beispiele sind Verfahren nach WAARTS (1992) und VROUWENVELDER & STEENHUIS (1997) zu nennen. In diesen sind zur Bestimmung der Sterblichkeit nicht die Evakuierungszeiten, sondern der Wasserstand und die Anstiegsgeschwindigkeit maßgebend. Die vormals primär charakterisierende Kenngröße Evakuierungszeit wurde nur noch im Rahmen des Nachweises der Anzahl potentiell Gefährdeter berücksichtigt. Doch auch diese Ansätze erlaubten mit Blick auf die Hochwasserereignisse Anfang des 21. Jhd. (z. B.: Hurrikan Katrina) nur in Ausnahmen eine vollständige Wirkungsbeschreibung. Anpassungen erfolgten deshalb durch überarbeitete Berechnungsalgorithmen, die auf umfassenderen hydraulischen Parametern unter Berücksichtigung zugehöriger Verteilungsfunktionen basieren. Einer der neuen Ansätze wird in JONKMAN (2007) beschrieben. In der Studie wurden detailliert für differenzierte Regionen und unterschiedlichste Ereignisse (Sturmflut, Flusshochwasser, Deich-Bruch, etc.) Verfahren zur Nachweisführung der Sterblichkeitswahrscheinlichkeiten erarbeitet. Beispielhafte Nachweise der Folgen des Hurrikan Katrina oder dem großen niederländischen Hochwasser von 1953 belegen die Stabilität und Repräsentativität des Ansatzes.

Verfahren nach JONKMAN (2007)

JONKMAN (2007) begründet seinen Berechnungsansatz der Sterblichkeitsprognose bei Hochwasserereignissen auf der Verknüpfung von Impuls, Wasserstand, Fließ- und Anstiegsgeschwindigkeit. Die Anstiegsgeschwindigkeit erhält zusätzliche Bedeutung, da aufbauend auf dem Wert die Differenzierung unterschiedlicher Überschwemmungszonen erfolgt. Im Detail unterscheidet Jonkman drei Wirkungsbereiche des Überschwemmungsgebietes:

- Bruchzone (breach zone),
- Zone des schnellen Wasseranstieges (rapidly rising water zone) und
- restliche betroffene Zone (remaining zone).

⁴²⁷ vgl. WAARTS (1992), DEKAY & McCLELLAND (1993), VROUWENVELDER & STEENHUIS (1997), JONKMAN (2007)

⁴²⁸ vgl. PENNING-ROWSELL ET AL. (1986), ABT ET AL. (1989), DEFRA (2003, 2006)

⁴²⁹ vgl. Anhang A4-11 „Hochwasserrisiko – Mensch (HWR-Mensch)“

Für jede der Zonen werden Funktionsansätze gewählt, die speziell den Charakteristika der zu erwartenden physikalischen Sterblichkeitsursachen zuzuordnen sind. Die Funktionen (Ausnahme bildet die Bruchzone) basieren dabei auf logarithmischen Normalverteilungen (zwei-parametrig).

Die Sterblichkeit bei einem Versagensereignis von Hochwasserschutzmaßnahmen ist abhängig der Art und des Ausmaßes der physikalischen Belastungen, sowie der Vorwarnzeit und den Widerstandsfähigkeiten der Betroffenen. Bei Sturzfluten sind Sterblichkeitsraten von 0,1 % bis 10 % zu prognostizieren, währenddessen bei Flusshochwasser Wahrscheinlichkeiten von 0,01 % bis 1 % bestehen⁴³⁰. Für Deutschland wurde für das Flusshochwasser 2002 an der Elbe eine Sterblichkeitswahrscheinlichkeit von 0,01 % bestimmt⁴³¹. Der Tsunami im Indischen Ozean 2005 mit seinen verheerenden Auswirkungen, unter anderem auf die Küsten Thailands und Indonesiens, hatte durch die hohen hydraulischen Belastungen (Wellenhöhe mehrere Meter) und der sehr kurzen Vorwarnzeit eine Sterblichkeitswahrscheinlichkeit von zirka 10 % der Betroffenen⁴³².

IV. Indikatorberechnung

Die Indikatorberechnung des Teilkriteriums Anlagenrisiko Mensch erfolgt in Verknüpfung von hazard, reliability und consequence analysis. Die daraus resultierenden Ergebniswerte repräsentieren eine dreidimensionale Wertefläche entsprechend der drei Analysekenngößen⁴³³. Als Basis dienen die in der hazard analysis ausgewählten repräsentativen Hochwasserereignisse, die entsprechend ihrer Über- oder Unterschreitungswahrscheinlichkeiten die Stützstellen der Sachbilanzfunktion bilden. Diese wiederum entspringt der Verknüpfung von Versagenswahrscheinlichkeiten und der zu prognostizierenden Auswirkungen (Hochwasseropfer). Das Ergebnis ist einer Vielzahl an Funktionswerten, deren Flächenintegral den statisch nachweisbaren jährlichen Opfern eines Schutzmaßnahmenversagens entspricht.

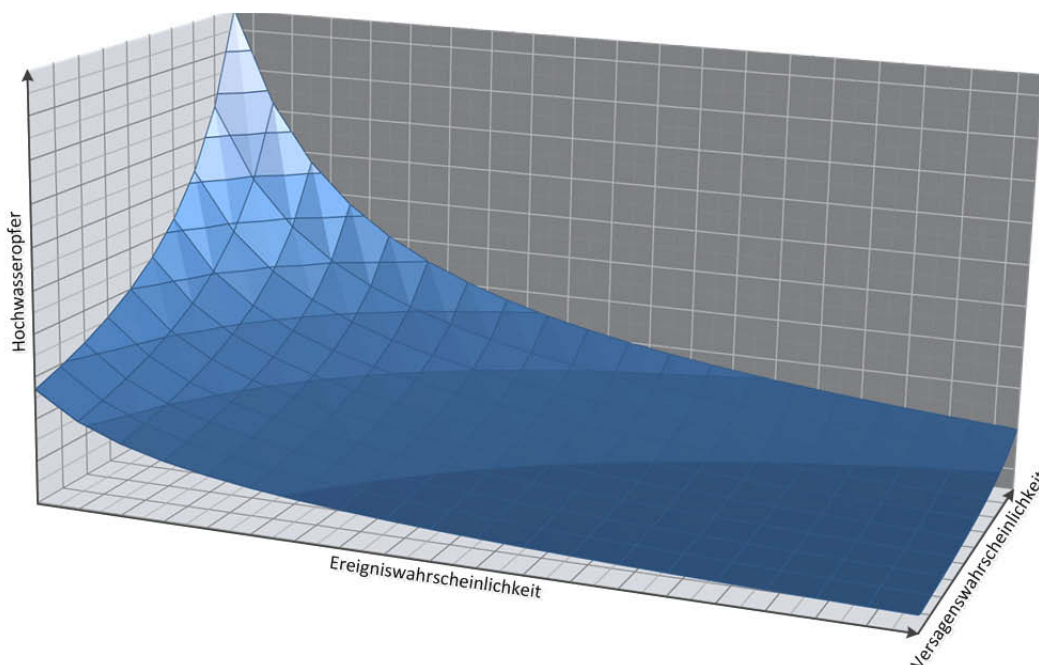


Abbildung 36: dreidimensionale Ergebnisdarstellung Anlagenrisiko-Mensch in Verknüpfung von hazard, reliability und consequence analysis – Beispiel

⁴³⁰ vgl. GRAHAM (1999)

⁴³¹ vgl. JONKMAN (2007)

⁴³² vgl. ROFI ET AL. (2006)

⁴³³ vgl. Abbildung 36

12.5.2. Güter/Werte

Für die Auswertung des Anlagenrisikos von Hochwasserschutzmaßnahmen im Teilkriterium Güter und Werte sind, vergleichbar dem Nachweis der Betroffenheit von Menschen, hazard und reliability analysis durchzuführen. Beide Verfahrensansätze sind dabei in den Teilkriterien grundsätzlich identisch. Erst im Rahmen der Auswirkungsanalyse sind grundsätzliche Differenzen zu verzeichnen. So ist bei der Analyse der Betroffenheit von Menschen eine Wirkungsanalyse entsprechend der sachbilanzierten Anzahl an Opfern zu führen, während bei Gütern bzw. Werten eine finanzielle Wirkungsabbildung stattfindet. Im Folgenden wird begründet der grundsätzlichen Vergleichbarkeit der Analyseprozesse von hazard und reliability analysis nur die consequence analysis im Detail erläutert. Inhalte und Form von hazard und reliability analysis sind den Ausführungen des Teilkriteriums mit Betroffenheit auf Menschen zu entnehmen⁴³⁴.

Consequence analysis – Güter/Werte

Güter und Werte sind bei Versagen von Schutzmaßnahmen einer Gefährdung durch physikalische Einwirkungen des Wassers ausgesetzt. Sind aber bei Flusshochwasser fast ausschließlich statische Ursachen schadensauslösend (Einstau-Wasserstand), so ist bei Maßnahmenversagen vermehrt mit dynamischen Schäden zu rechnen⁴³⁵. Gleichzeitig aber ist das Versagen nicht vergleichbar einem vollständigen Wirkungsverlust der Schutzmaßnahmen. Da ein Versagen im Regelfall punktuell begrenzt auftritt sind Nachweise der potentiellen Schäden an die spezifischen Versagensformen anzupassen. In Berücksichtigung der Randbedingungen sind Schutzmaßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkungen bei Teilversagen in Form von Abschnitten zu analysieren. Zum Beispiel sind Deiche in 300 bis 500 Meter lange Deichstrecken zu unterteilen, die ihrerseits jeweils einer Versagensanalyse unterzogen werden müssen⁴³⁶.

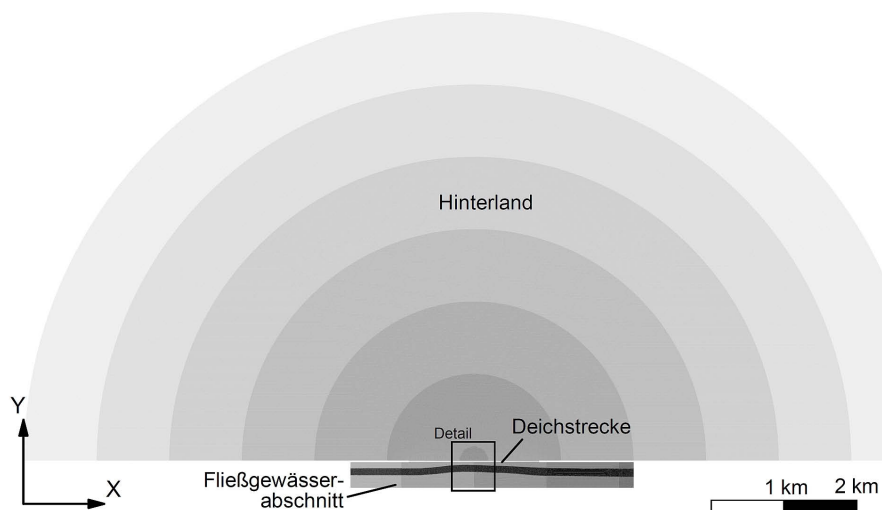


Abbildung 37: Belastungszonen bei Versagen von HWSM (Deich) infolge differenzierter hydraulischer Belastungen⁴³⁷

Der Schadensnachweis bei Maßnahmenversagen ist in Abhängigkeit der Parameter Wasserstand und der dynamisch-hydraulischen Belastungen in Form der Fließgeschwindigkeiten durchzuführen⁴³⁸. Grundsätzlich ist die Berechnung dabei vergleichbar den dargelegten Ansätzen der Schadenserfas-

⁴³⁴ vgl. Anhang A4-12.5.1

⁴³⁵ vgl. NIEMEYER (2007)

⁴³⁶ vgl. NIEMEYER (2007)

⁴³⁷ NIEMEYER (2007) – Seite 121

⁴³⁸ vgl. Abbildung 37

sung bei der Schadenseinsparungsanalyse⁴³⁹. Die zu verwendenden Schadensfunktionen sind begründet der vielfältigen differenzierten Schadenszonen mindestens in Form bauwerkstypisierter und relativer Funktionen auszuführen. Je nach zu beurteilenden Hochwasserereignis, Intensität der Belastungen bei Versagen und potentiell betroffenen Schadenswerten kann zu dem eine objektbezogene Schadensbeurteilung notwendig werden.

12.6. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

Die separate Folgenbeurteilung der Sachbilanzindikatoren erfolgt ausschließlich für das Teilkriterium des Anlagenrisikos mit Betroffenheit von Menschen. Für das Teilkriterium Güter/Werte ist keine gesonderte Folgenbeurteilung zu erbringen.

Teilkriterium Mensch

Der Indikator des Teilkriteriums Mensch beschreibt die Anzahl potentieller Hochwasseropfer bei Versagen der Schutzmaßnahmen. Um die Sachbilanzergebnisse der Analyse angemessen in ihren Umweltfolgen zu beurteilen, wird ein Verfahrensansatz vergleichbar den Ausführungen des Kriteriums HWR-Mensch verwendet⁴⁴⁰. Hierzu werden prognostizierte Hochwasseropfer gemäß den aus der Bundesverkehrswegeplanung bekannten durchschnittlichen volkswirtschaftlichen Verlusten beurteilt⁴⁴¹. Eine Auswertung nach Vorgaben der ethischen Definition des Lebens erfolgt nicht. Entsprechend der Verwendung des Referenzwertes werden Hochwasseropfer mit einem Folgenwert von 996.412 Euro beurteilt⁴⁴².

12.7. Gesamtberechnung

Das Kriterium Anlagenrisiko dient in primärer Zielstellung der Untersuchung der jährlich zu prognostizierenden Nutzen, die ausgelöst eines plötzlichen Schutzverlustes auftreten. Die Berechnung erfolgt mittels zwei Teilkriterien. Es sind Gefährdungen auf Güter/Werte und Menschen zu differenzieren. Letztere sind in diesem Zusammenhang von besonderer Bedeutung, da ein Versagen potentielle Gefahr für Leib und Leben begründet. Die Gesamtberechnung des Anlagenrisikos erfolgt in Vergleich der Szenarien mit und ohne (Status Quo) Schutzmaßnahmenumsetzung. Die Differenz entspricht den Nutzen die direkt durch die Maßnahmen verursacht werden.

12.8. Anlagenrisiko – Zusammenfassung

Das Bewertungskriterium Anlagenrisiko findet Anwendung in der Nachweisführung der Nutzen von Hochwasserschutzmaßnahmen die infolge eines Maßnahmenversagens entstehen. Insbesondere technische zentrale Schutzmaßnahmen sind dabei geeignet, umfangreiche Gefahren für Güter/Werte und Menschen zu begründen. Die Kriterienanwendung erfolgt aufbauend auf der Bestimmung der den auslösenden Hochwasserereignissen zugehörigen Über- oder Unterschreitungswahrscheinlichkeiten. In Kombination dieser mit den maßnahmenbedingten Versagenswahrscheinlichkeiten und den daraus prognostizierbaren Auswirkungen auf Güter/Werte und Menschen ist es möglich, Beeinträchtigungen ausgelöst durch das Maßnahmenversagen numerisch quantifiziert und vergleichbar repräsentativ abzubilden.

⁴³⁹ vgl. Anhang A4-2 „Schadenseinsparungen“

⁴⁴⁰ vgl. Anhang A4-11.6 „Folgenbeurteilung – Wertgewichtung“

⁴⁴¹ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

⁴⁴² vgl. volkswirtschaftliche Kosten durch Straßenverkehrsunfälle in Deutschland 2009 – Forschung kompakt – Bundesanstalt für Straßenwesen:
http://www.bast.de/cln_031/nn_622184/DE/Publikationen/Forschung-kompakt/2011-2010/2011-04.html
(abgerufen: 24.05.2012)

13. Lebensqualität

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen neben Wirkungen im Rahmen ökologischer und ökonomischer Dimensionen, Einflussnahmen auch auf soziale Umweltbelange. So ist es möglich, dass je nach Maßnahme auch eine Beeinflussung der Lebensqualität nachweislich erfolgt.

13.1. Definition und Zielstellung

Lebensqualität verbindet verschiedene Empfinden über Lebensbedingungen die sowohl subjektiv als auch objektiv begründet sein können. Erstmals in den 1920er Jahren genannt, entstand der Begriff Lebensqualität aus dem „quality of life“ von Arthur Pigou als Beschreibung nicht ökonomischer Wohlfahrtsaspekte⁴⁴³. Anschließend der Verwendung in den Präsidentschaftswahlkämpfen und Ansprachen an die Nation in den USA der 1960er Jahre, erfolgte eine weltweite Begriffsverbreitung in den 1970er Jahren⁴⁴⁴. Heute ist Lebensqualität als Begriff im allgemeinen Sprachgebrauch allgegenwärtig. Inhalte und Ziele von Lebensqualität sind in verschiedenen Wissenschaftszweigen verfügbar. So ist zum Beispiel Lebensqualität in der Sozialforschung aber auch der Medizin vorzufinden. Lebensqualität allgemein ist gemäß seiner komplexen Inhalte umfassend durch die World Health Organisation definiert.

Lebensqualität ist

*„an individuals' perception of their position in life in the context of the culture and value systems in which they live and in relation to their goals, expectations, standards and concerns.“*⁴⁴⁵

Für die Bemessung und Nachweisführung von Lebensqualität sind eine Vielzahl differenzierter Ansätze in der Forschung und der Praxis vorliegend. In Klassifizierung der verschiedenen Verfahren existieren dabei zwei grundlegend übergeordnete Zielkonzepte. Es ist zwischen dem skandinavischen (objektiven) Konzept und dem amerikanischen (subjektiven) Konzept zu unterscheiden⁴⁴⁶.

Das skandinavische Konzept zur Messung von Lebensqualität beruht auf objektiv erfassbaren Komponenten und Randbedingungen. Hierbei werden zum Beispiel Einkommen, Vermögen, Bewegungsfreiheiten, aber auch soziale Beziehungen berücksichtigt. Das amerikanische Konzept orientiert sich an der ursprünglichen Begriffsverwendung „quality of life“. Es sind hierbei weniger die objektiven Einflussnahmen auf die Umwelt zu erfassen, als vielmehr die subjektiven Empfinden Einzelner. Lebensqualität nach amerikanischem Konzept begründet sich maßgeblich auf aggregierten subjektiven Einzelwahrnehmungen.

In der Anwendung des Kriteriums Lebensqualität zur Beurteilung der Wirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgt im modularen Nachhaltigkeitsmodell eine Festlegung der Analysen auf ausschließlich objektive Parameter. Es werden nur Wirkungen berücksichtigt die gemäß quantifizierbaren Indikatoren rational und anerkannt nachweisbar sind. Sie müssen dabei einer objektiven Analyse standhalten und nicht auf maßgeblich subjektiven Wahrnehmungen basieren. Ist dies nicht zu gewährleisten, aber besteht dennoch ein Bedarf an der Nachweisführung projektbedingter Wirkungen auf die Lebensqualität, so ist dies im Teilmodell 2 des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells zu untersuchen. Hierbei aber ist zu beachten, dass durch den Einsatz von expertengestützten Präferenzen maßgeblich das amerikanische Konzept Anwendung erfährt. Für Alternativenvergleiche ist zu berücksichtigen, dass ein Konzept für die Nachweisführung der Lebensqualität über alle Varianten

⁴⁴³ vgl. NOLL (1982)

⁴⁴⁴ vgl. NOLL (2000)

⁴⁴⁵ WHO (1995) – Seite 1405

⁴⁴⁶ vgl. NOLL (2000)

gleichermaßen bestehen muss. Wechselnde Konzepte beschränken die Stabilität und Repräsentativität der Ergebniswertbildung.

13.2. Lebensqualität – kommunale HWSM

Die Beeinflussung von Lebensqualität ist durch eine Vielzahl anthropogener Maßnahmen und Vorhaben möglich. Im Rahmen des kommunalen Hochwasserschutzes sind alle Einzelmaßnahmen geeignet, Wirkungen auf die Lebensqualität auszuüben. Lediglich in Umfang der zu prognostizierenden Einflussnahme besteht eine maßgebliche Differenzierbarkeit. Während naturschonende Maßnahmen im Regelfall nur geringe Veränderungen an der Lebensqualität verursachen, sind technische Schutzlösungen geeignet, gravierende Eingriffe zu begründen. Je nach Umfang der Maßnahmen und der Einsatzorte sind dabei neben Sicherheitsbedenken zum Beispiel auch Beschränkungen der Bewegungsfreiheit infolge von Straßenunterbrechungen nachweisbar.

13.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Der Bedarf an einer Beurteilung projektbedingter Beeinflussungen von Lebensqualität ist durch die gesellschaftliche Wohlfahrt als staatliches Zielinteresse und der mehrfach vorgeschriebenen Öffentlichkeitsbeteiligung grundsätzlich zu unterstellen. So ist zum Beispiel im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen eine Öffentlichkeitsbeteiligung maßgeblich durchzuführen⁴⁴⁷. Öffentlichkeitsbeteiligungen gewährleisten eine verstärkte Projektakzeptanz und sind entsprechend eingebrachter weiterer Informationen geeignet, zusätzliche relevante Projektparameter im Planungsprozess aufzuzeigen⁴⁴⁸.

Lebensqualität als Bewertungskriterium begründet die Anwendbarkeit auf der gesellschaftlichen Wohlfahrt und der Beteiligung der Öffentlichkeit bei einer Vielzahl an Maßnahmenplanungen. Diese sind im Rahmen der Nachhaltigkeitsbeurteilung als repräsentative Grundlage für eine Verwendung geeignet.

13.4. Teilkriterien Lebensqualität

In Kenntnis, dass eine Beeinflussung von Lebensqualität durch verschiedene Wirkungen verursacht werden kann, erfolgt im Kriterium Lebensqualität eine nachgeordnete Zielklassifizierung in Form von Teilkriterien. Diese werden in Abhängigkeit der Projektregion und den zu untersuchenden Maßnahmen erstellt und ermöglichen eine höchst detaillierte Analyse der Einflussnahme. Das im Folgenden dargelegte Teilkriterium beinhaltet die maßgeblich relevante und nachweisbare Wirkung auf die Lebensqualität, die im Rahmen des Beispielprojektes Pirna Nachweis findet⁴⁴⁹. Für das Projekt Hachinger Bach ist entsprechend dem skandinavischen Konzept eine Auswertung rational nicht möglich, jedoch aber durch die nachweislich bestehende Wirkungsrelevanz eine erweiterte Auswertung im modifizierten Projektbewertungsmodell anzustreben⁴⁵⁰.

13.5. Lebensqualität – Bewegungsfreiheit

Hochwasserschutzmaßnahmen können je nach Umsetzung in der betroffenen Region Beeinflussungen der Bewegungsfreiheit verursachen. Zum Beispiel können durch die Ausweisung von Überschwemmungsflächen aber auch durch technische Maßnahmen Unterbrechungen bestehender oder zukünftiger Verkehrsnetze erfolgen. Diese sind maßgeblich für Veränderungen der Barrierefreiheit menschlicher Bewegungen verantwortlich. Insbesondere Eingriffe durch Straßensperrungen aber

⁴⁴⁷ vgl. UVPG (2010)

⁴⁴⁸ vgl. UMWELTINFORMATIONSGESETZ (2004), UVPG (2010)

⁴⁴⁹ vgl. Abschnitt 5.4 „Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna“

⁴⁵⁰ vgl. Abschnitt 7.2 „Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach“

auch durch Neubau von Ausgleichstrassen sind dabei zu berücksichtigen. Kurzfristige Einschränkungen bei Bau oder Instandhaltungen der Maßnahmen sind hiervon auszunehmen. Diese begründen keine dauerhaften Wirkungen und verursachen dadurch nur marginal Einschränkungen in der Bewegungsfreiheit.

13.5.1. Indikator Bewegungsfreiheit

Zur Nachweisführung der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Bewegungsfreiheit erfolgt eine Analyse der Beeinträchtigung der Verkehrswegeführung. Im Detail ist dabei die jährliche Strecke zur erfassen, die infolge der Maßnahmen durch die Gesellschaft zusätzlich oder verringert, bei vergleichbaren Zielorten, zurückgelegt werden muss. Die Kilometerstrecke entspricht dabei der messbaren Maßnahmenwirkung (Sachbilanz) und nicht der Folgenbeurteilung.

Einheit: $\frac{\text{Streckenänderung}}{\text{Jahr}}$

13.5.2. Auswertungsmethodik

Die Auswertung des Indikators Bewegungsfreiheit erfolgt durch die Berechnung der durch die Maßnahmen veränderten durchschnittlich pro Jahr zurückzulegenden Verkehrsstrecke. Hierzu werden die Beeinflussungen der bestehenden Verkehrstrassen ausgelöst der jeweiligen Schutzmaßnahmen erfasst und die Streckenänderung bestimmt. Diese repräsentiert in Vergleich zum Status Quo, die durch die Maßnahmenumsetzung zusätzliche oder verringerte Strecke pro Fahrt. In Verschneidung dieser mit der durchschnittlichen Fahrzeugbelastung der Trasse, ist über den Zeitraum eines Jahres die Veränderung der jährlichen Streckenkilometer nachweisbar. Die Streckenlänge entspricht dabei den sachbilanzierten Wirkungen der Schutzmaßnahmen auf die Bewegungsfreiheit.

13.5.3. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

Zu- oder Abnahmen von Streckenlängen für vergleichbare Ziele begründen Änderungen in der Wahrnehmung Betroffener die gleichzusetzen sind der Beeinflussung von Barrierefreiheit. Um diese Wirkungen angemessen in ihren Folgen zu beurteilen, ist ein indirektes Auswertungsverfahren notwendig. In Hinblick der Anwendung des skandinavischen Konzeptes zur Messung und Auswertung von Lebensqualität ist vordergründig zur Folgenbeurteilung ein Ersatzkostenverfahren maßgeblich. Dieses erlaubt rationale Folgeauswertungen und begründete Wertzuweisungen durch kardinale Kostenfaktoren. Im Ergebnis ist es möglich, eindeutig monetär die Folgen veränderter Verkehrswegeführungen vergleichbar über beliebige Projekte und Maßnahmen zu beurteilen.

Die Folgenbeurteilung der durch Hochwasserschutzmaßnahmen eingeschränkten Bewegungsfreiheit erfolgt durch Auswertung der durch die Streckenlängenänderung ausgelösten Kosten. Hierzu sind die jährlichen Aufwendungen zu erheben, die begründet verringerter oder erhöhter Strecklängen durch die Benutzer aufzubringen sind. Für die durchschnittlich in Deutschland genutzten Fahrzeuge ist ein mittlerer Kraftstoffverbrauch von 7,5 Liter pro 100 km zu veranschlagen⁴⁵¹. Als Kostenfaktor des Treibstoffverbrauches kann ein Wert von 2 Euro pro Liter berücksichtigt werden. Hierbei wird neben dem gegenwärtigen Kraftstoffpreis (1,60 €/l) ein Verschleißzuschlag von 25 % erhoben⁴⁵². Das Ergebnis aus Kraftstoffverbrauch und Kostenfaktor begründet die rationalen und messbaren Folgen eines Eingriffes in die Bewegungsfreiheit. Der Wert entspricht in Berücksichtigung des skandinavischen Konzeptes rational den Folgen der Wirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Lebensqualität.

⁴⁵¹ vgl. Abbildung 38

⁴⁵² gemittelte Wertfaktoren für den Bezugszeitraum 2012

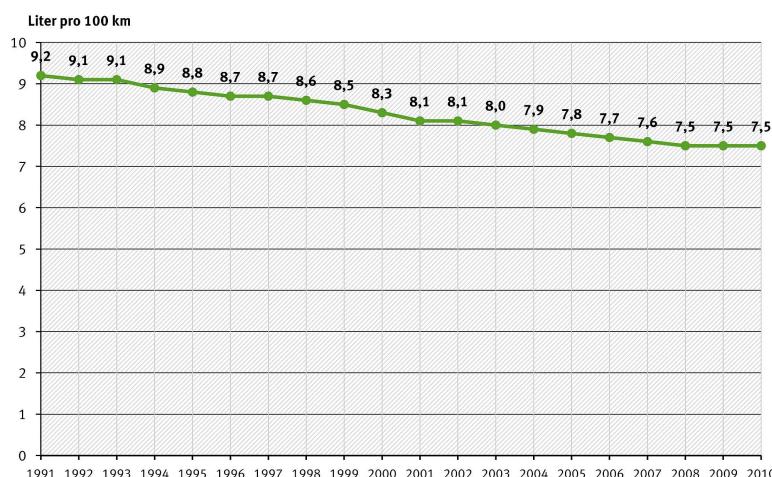


Abbildung 38: durchschnittlicher Kraftstoffverbrauch von PKW in Deutschland⁴⁵³

13.5.4. Gesamtberechnung

In Kombination der nachweisbaren Streckenlängenänderungen pro Jahr, des mittleren Kraftstoffverbrauches und dem Kostenfaktor für die prognostizierbaren Verbräuche ist es möglich, die Wirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen in Beeinflussung der Bewegungsfreiheit auf die Umwelt nachzuweisen⁴⁵⁴. Ein Vergleich mit dem Status Quo Szenario ist entsprechend der durch den Indikator nachgewiesenen projektbedingten Streckenänderung nicht zusätzlich notwendig. Das Ergebnis repräsentiert direkt den Nutzen der Maßnahmenumsetzung, der im Rahmen der Beeinflussung der Lebensqualität zyklisch über ein Jahr zu prognostizieren ist.

$$LQ_{BF} = I_{SL} * KV * KF$$

LQ_{BF}	Lebensqualität – Bewegungsfreiheit [€/a]
I_{SL}	Indikator Streckenlängenänderung pro Jahr [km/a]
KV	Kraftstoffverbrauch [l/km]
KF	Kosten Kraftstoff [€/l]

Formel 8: Lebensqualität – Bewegungsfreiheit

13.6. Lebensqualität – Zusammenfassung

Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen verschiedenste Umweltwirkungen zusätzlich der primären Zielstellung ihrer Planung. So ist je nach Maßnahme und Ort der Umsetzung auch eine Beeinflussung der Lebensqualität nachweisbar. In Anbetracht der Vielzahl potentieller Eingriffsmöglichkeiten und Folgen sind Wirkungen auf die Lebensqualität nur in Abhängigkeit der jeweiligen Projekte umfassend zu evaluieren. Allgemeine Festlegungen von zu berücksichtigenden Wirkungen und Folgen existieren nicht. Je nach Projekt muss spezifisch der Eigenschaften und Betroffenheit eine Auswertung von Einflüssen auf die Lebensqualität erfolgen. Sind relevante Wirkungen zu verzeichnen, so sind diese angemessen zu analysieren und zu beurteilen. Ein Beispiel dazu bildet das Teilkriterium Bewegungsfreiheit. Dies gewährleistet den Nachweis der Beeinflussung der Lebensqualität in dem Beispielprojekt Pirna.

Lebensqualität als Teilgebiet der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit begründet eine Relevanz aus der direkten Betroffenheit von Menschen. Während vielfältige Wirkungen von anthropogenen Maßnahmen im Bereich der Ökologie nur indirekt menschliche Bedürfnisse beeinflussen, entspricht die Lebensqualität einem direkten Verlangen eines jeden Menschen. Folglich ist die Wirkung auf die Le-

⁴⁵³ <http://www.umweltbundesamt.de/daten/verkehr/kraftstoffverbrauch-nach-energetraegern> (abgerufen: 23.10.2013) nach BMVBS (2011b)

⁴⁵⁴ vgl. Formel 8

bensqualität auch bei der Entscheidungsfindung zur Maßnahmenumsetzung im Rahmen nachhaltiger Entwicklung zwingend zu berücksichtigen.

14. Stadtbild

Als Sondertypen im Rahmen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen begründen „weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten“ vorrangig Eingriffe auf das Stadtbild. Es erfolgen dabei neben visuellen Veränderungen auch Beeinflussungen der Funktionalität.

14.1. Definition und Zielstellung

Hochwasserschutzmaßnahmen begründen Wirkungen auf das visuelle Erscheinungsbild und die Funktionalität von Ballungsräumen. So wird zum Beispiel durch begrünte Dachstrukturen eine Steigerung des Naturempfindens in der Stadt ausgelöst, währenddessen Entsiegelungen zu Einschränkungen der Befahrbarkeit und folgend der Nutzung führen können. Für die Beurteilung der maßnahmenbedingten Beeinflussung des Stadtbildes werden Wirkungen und deren prognostizierbare Folgen auf die urbane Wahrnehmung und die Funktionalität analysiert und ausgewertet. Hierzu sind Veränderungen an Lebensbedingungen, visuellen Erscheinungsbildern, Kulturgütern, Erholung und weiteren funktionellen Nutzungsmöglichkeiten zu berücksichtigen.

14.2. Stadtbild – kommunale HWSM

Die Zielstellung des Bewertungskriteriums Stadtbild besteht in der Analyse der Wirkungen und Folgen von Hochwasserschutzmaßnahmen mit Einfluss auf die Wahrnehmung, Nutzbarkeit aber auch das Kulturgut von Ballungsräumen. Die Untersuchung erfolgt ausschließlich für den kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmentyp „weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten“. Eine Berücksichtigung anderer dezentraler und zentraler Schutzmaßnahmen ist in Anbetracht der Spezifikationen der urbanen Schutzmaßnahmen und der weiteren Bewertungskriterien der sozialen Dimension nicht möglich. Weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten begründen Schutzlösungen die in Form und Wirkung den Eigenschaften der Stadtstruktur angepasst erstellt werden. Alle anderen Schutzmaßnahmen beinhalten Lösungen die unabhängig der Region, bei Einhaltung definierter Randbedingungen, grundsätzliche Umsetzung finden können.

14.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Der Nachweis der projektbedingten Wirkungen auf das Stadtbild begründet sich auf den Zielstellungen der Nachhaltigkeit. Verordnungen und Vorgaben die eine Beurteilung objektiver und subjektiver Einflussnahmen auf anthropogene Strukturen direkt vorsehen existieren nicht. Lediglich durch die Öffentlichkeitsbeteiligung besteht eine allgemeine Notwendigkeit an einer Auswertung von Maßnahmenwirkungen auf das Stadtbild. So sind zum Beispiel bei Vorhaben und Maßnahmen, die infolge der Umsetzung und Nutzung erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt verursachen, Umweltverträglichkeitsprüfungen gefordert, in deren Verlauf auch eine Beteiligung Betroffener forciert wird⁴⁵⁵.

Das Stadtbild als Kriterium nachhaltiger Entwicklung findet Durchführung maßgeblich gemäß der Zielstellung der Nachhaltigkeitstrias und nur am Rande in Berücksichtigung spezifischer Verordnungen. Dennoch erscheint eine Verwendung des Kriteriums entsprechend der gravierenden Bedeutung der Projektwahrnehmung durch Betroffene und der daraus entstehenden sozialen Umweltfolgen in ganzheitlichen Projektplanungen grundsätzlich notwendig.

⁴⁵⁵ vgl. UVPG (2010)

14.4. Bewertungsmethodik

Auf eine detaillierte indikatorbasierte Bewertungsmethodik wird mit Verweis auf die in dieser Arbeit verwendeten Projektbeispiele verzichtet. Die beiden berücksichtigten Schutzmaßnahmenplanungen verlangen keine auf rationalen Werten begründete Analyse und Beurteilung projektbedingter Wirkungen auf das Stadtbild. Die Erstellung einer geeigneten Bewertungsmethodik ist bei Bedarf entsprechend der aufgezeigten Kriterienstruktur des Nachhaltigkeitsmodells durchzuführen⁴⁵⁶. Vorab einer detaillierten Anwendung wird von einer vollständigen Kriterienausgestaltung abgesehen.

15. Landschaftsvielfalt

Anthropogene Maßnahmen begründen infolge ihrer Umsetzung und Nutzung differenzierte Eingriffe in die Umwelt und dabei insbesondere auch auf die Landschaften. So werden zum Beispiel Ökosysteme fragmentiert, Lebensräume infolge Versiegelung beeinträchtigt, aber auch menschliche Wahrnehmungen der Umwelt als geschlossene und funktionale Einheiten beeinflusst.

15.1. Definition und Zielstellung

Die Landschaft und die Vielfalt der integrierten Formen und Strukturen bilden Forschungsgegenstand in unterschiedlichsten wissenschaftlichen Fachrichtungen. Vorrangig in der Geographie und Ökologie vorkommend sind unter anderem auch in der Architektur, der Chemie und der Sozialforschung Begriffsanwendungen vorliegend. Landschaft als geowissenschaftliche Bezeichnung für ein Teilgebiet der Erde wurde erstmalig Ende des 18. Jhd. geprägt⁴⁵⁷. Zwar war der Begriff bereits seit der frühen Neuzeit infolge der Verwendung in der Malerei und Kunst bekannt, doch wurde er nunmehr auch als Bezeichnung für Teilbereiche der Umwelt in den allgemeinen Sprachgebrauch übernommen. Im letzten Jahrhundert erfolgte eine Überarbeitung der Begriffsinhalte in Form der heute bekannten Zielaspekte. So wurde Landschaft nicht mehr nur als Bezeichnung der Geographie verwendet, sondern zusätzlich zur Darstellung von Funktionen und Wirkungen bei Umweltveränderungen herangezogen⁴⁵⁸. Landschaft entspricht im heutigen Verständnis der Kombination aus Visualisierung und funktionalem Leistungsvermögen verschiedenster natürlicher und anthropogen beeinflusster abiotischer Naturkomponenten⁴⁵⁹.

Landschaftsvielfalt als Bewertungskriterium der Nachhaltigkeit dient der Untersuchung der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen mit Eingriff in das Erscheinungsbild und die Funktion der durch die Maßnahmen betroffenen Landschaften. Hierbei ist zwischen der Analyse biotischer und abiotischer Landschaftsvielfalt zu unterscheiden. Während biotische Vielfalt repräsentative Untersuchung als ökologisches Kriterium im Rahmen der Biodiversität erfährt, sind im Kriterium Landschaftsvielfalt ausschließlich Wirkungen auf abiotische Komponenten zu berücksichtigen.

Das Ziel der Kriterienanwendung Landschaftsvielfalt ist die Nachweisführung der Auswirkungen von Hochwassermaßnahmen auf abiotische Naturkomponenten. Hierzu sind alle projektbedingten Wirkungen mit Eingriff in die unbelebte Landschaft zu untersuchen. In Anbetracht der Vielzahl potentiell prognostizierbarer Auswirkungen sind im Kriterium weitere Klassifizierungen in Form von Teilkriterien möglich. Diese gewährleisten auch grundsätzlich differenzierte Wirkungen und Folgen im Spektrum der projektbedingten Einflussnahme auf die Landschaft zu evaluieren.

⁴⁵⁶ vgl. Abschnitt 5.3 „Bewertungskriterien“

⁴⁵⁷ vgl. HUMBOLDT (1849)

⁴⁵⁸ vgl. FORMAN & GODRON (1986)

⁴⁵⁹ vgl. TROLL (1966)

15.2. Landschaftsvielfalt – kommunale HWSM

Projektbedingte Wirkungen auf abiotische Landschaften sind bei allen kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen zu verzeichnen. Ausnahme der Beurteilbarkeit von Wirkungen auf die Landschaftsvielfalt bilden „weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten“. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die dabei involvierten Einzelmaßnahmen ausschließlich in urbanen Regionen Umsetzung erfahren. Die Spezifikationen der daraus ableitbaren Beeinflussungen werden separat im Bewertungskriterium Stadtbild evaluiert⁴⁶⁰.

15.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Die Landschaftsvielfalt ist entsprechend ihrer Wertigkeit für biotische Organismen und folglich auch für den Menschen von grundlegender Bedeutung. Aus diesem Grund wird der Schutz der Landschaftsvielfalt auch in rechtlichen Verordnungen gefordert. Im BNATSchG (2009) ist eine Vermeidung von erheblich beeinträchtigenden Veränderungen von Landschaften festgeschrieben⁴⁶¹. Hierbei wird zudem im Detail auf einen Schutz der Leistungs- und Funktionsfähigkeiten der Landschaft und des Landschaftsbildes verwiesen⁴⁶².

Begründet der Bedeutung und des Schutzbedarfs der Landschaftsvielfalt ist in ganzheitlichen Projektbewertungen eine Nachweisführung von Wirkungen auf die Landschaftsvielfalt grundsätzlich notwendig. Nur so ist die Landschaftsvielfalt gemäß ihrer jeweiligen Betroffenheit angemessen in den Projektbewertungen und folglich auch in den Umsetzungsentscheidungen zu berücksichtigen.

15.4. Bewertungsmethodik

Die Anwendung des Kriteriums Landschaftsvielfalt gewährleistet die anthropogenen Eingriffe in die abiotische Natur zu erfassen und rational zu beurteilen (quantifizieren). Jedoch weist das Kriterium, infolge seiner Zielstellung und der dabei allgemein involvierten Vielzahl an Parametern der Analyse, mehrere Herausforderungen auf. So ist gegenwärtig keine allgemein anerkannte Methodik in der Forschung vorliegend, mit der die Landschaftsvielfalt geschlossen über alle Facetten potentieller Wirkungen und Folgen repräsentativ erfasst werden kann. Ansätze parallel dem Kriterium Biodiversität, durch die Berücksichtigung der Theorie der Ökosystemdienstleistungen, erscheinen dabei auch nur begrenzt anwendungsfähig, da diese bisher fast ausschließlich auf nationaler oder internationaler Ebene Anwendung fanden⁴⁶³. Für kleinskalige Projekte mit langen Prognosehorizonten sind bisher keine vollständig repräsentativen Methoden vorliegend⁴⁶⁴. Zudem ist zu beachten, dass eine Kriterienanwendung im Teilmodell 1 des Nachhaltigkeitsmodells rational sachbilanzierte Werte und Wertekonstellationen fordert. Folglich ist in den Projekten eine rein objektive Analyse der Wirkungen auf die Landschaftsvielfalt durchzuführen. Dies wiederum ist aber nur eingeschränkt zu gewährleisten, da im Regelfall Beeinflussungen der Landschaftsvielfalt mehrfach nur durch subjektive Präferenzen zu belegen und zu beurteilen sind.

Die Auswertung der Wirkungen von kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Landschaftsvielfalt ist gegenwärtig im Teilmodell 1 des Nachhaltigkeitsmodells nicht mittels einer eigenständigen umfassenden, auf rationalen Auswertungsprozessen basierenden und über alle betroffenen Maßnahmen vergleichbaren Methodik durchführbar. Zwar ist an den beiden Beispielprojekten ein grundsätzlicher Nachweisbedarf erkennbar, doch ist infolge der mehrfach nur subjektiv zu ermit-

⁴⁶⁰ vgl. Anhang A4-14 „Stadtbild“

⁴⁶¹ vgl. § 13 BNATSchG (2009)

⁴⁶² vgl. § 14 Nr. 1 BNATSchG (2009)

⁴⁶³ vgl. ALBERT & HAAREN (2012)

⁴⁶⁴ vgl. Anhang A4-3 „Biodiversität“

telnden Wirkungen und Folgen eine objektive rationale Quantifizierung nicht gegeben⁴⁶⁵. Begründet der Relevanz projektbedingter Auswirkungen auf die Landschaftsvielfalt aber ist eine Auswertung entsprechend dem modifizierten Projektbewertungsmodell zu forcieren⁴⁶⁶.

16. Kulturgut

Im Rahmen der sozialen Nachhaltigkeitsdimension sind durch Planung und Umsetzung von Hochwasserschutzmaßnahmen auch Wirkungen auf die Kultur und Kulturgüter zu verzeichnen.

16.1. Definition und Zielstellung

Kultur beschreibt allgemein viele Aspekte von Traditionen und Gütern, die durch den Menschen selbst hervorgebracht wurden und werden. Der Begriff Kultur entstammt dem lateinischen „cultura“. In Übersetzung ist dieser gleichzusetzen dem pflegen, bebauen, wohnen oder auch urbar machen⁴⁶⁷. Im deutschsprachigen Raum ist der Begriff Kultur, aufbauend auf dem Einsatz des Begriffes in der Kultivierung und Urbarmachung, heute in verschiedensten Fachrichtungen mit differenzierten Zielstellungen vorliegend. So wird Kultur zum Beispiel gegenwärtig in der Kunst, Sozialwissenschaft und historischen Forschung, wie auch immer noch, wenn auch deutlich begrenzter, in der Bodenbewirtschaftung eingesetzt (z. B. Kulturlandschaften). Zusammenfassend ist der Begriff Kultur in einer umfangreichen Bandbreite von Bedeutungen und Einsatzgebieten nachweisbar.

„Kultur [ist die] Gesamtheit der unverwechselbaren geistigen, materiellen, intellektuellen und emotionalen Eigenschaften [...], die eine Gesellschaft oder eine soziale Gruppe kennzeichnen, und [...] über Kunst und Literatur hinaus auch Lebensformen, Formen des Zusammenlebens, Wertesysteme, Traditionen und Überzeugungen umfasst.“⁴⁶⁸

In Anwendung von Kultur als Bewertungskriterium anthropogener Vorhaben ist es notwendig, neben allumfassenden Zielen und Inhalten spezifische Randbedingungen zu formulieren, die eine eindeutige und rationale Maßnahmenauswertung erlauben. Hierzu ist im Rahmen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen und gemäß den Inhalten des allgemeinen Kulturbegriffes eine Spezialisierung auf den Bereich der Kulturgüter notwendig. Kultur als Empfinden und Wahrnehmung begründet unzählige subjektive Präferenzen, die weder rational messbar, noch repräsentativ in eine Projektbewertung übertragen werden können. Vielmehr entsprechen diese Wertschätzungen den Präferenzen einzelner Betroffener, die nur in Ausnahme den rationalen gesellschaftlichen Folgen der Projekte gleichzusetzen sind. Besser geeignet zur Abbildung der Wirkungen der Schutzmaßnahmen auf die Kultur ist deshalb eine Berücksichtigung von Kulturgütern. Diese erlauben eine weitere Präzisierung und je nach Teilgebiet auch eine rationale Bilanzierung der Wirkungseingriffe.

Als Kulturgut ist jede anthropogene Errungenschaft zu bezeichnen, die als Zeuge der menschlichen Leistungen besonders erhaltenswert erscheint. Beispiele bilden künstlerische Objekte, Bauwerke, aber auch Bräuche und Traditionen in verschiedensten Ausprägungen. Kulturgüter beinhalten materielle und immaterielle Güter und Werte⁴⁶⁹.

⁴⁶⁵ vgl. Abschnitt 5.4 „Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna“, Abschnitt 7.2 „Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach“

⁴⁶⁶ vgl. Kapitel 6 „Modellerweiterung zur Entscheidungsunterstützung nachhaltiger Hochwasserschutzmaßnahmen“

⁴⁶⁷ vgl. Definition Duden: <http://www.duden.de/rechtschreibung/Kultur> (abgerufen: 14.11.2012)

⁴⁶⁸ UNESCO (2006) – Seite 104

⁴⁶⁹ vgl. <http://www.kulturgueterschutz.at/sites/defin.php> (abgerufen: 08.08.2013)

Materielle Kulturgüter

Materielle Kulturgüter umfassen alle beweglichen und unbeweglichen Güter, die dem kulturellen Erbe einer Gesellschaft entsprechen. Als Beispiele sind Kunstgegenstände, historische Bauwerke, Bibliotheken, Kirchen und Denkmäler zu nennen.

Immaterielle Kulturgüter

Als immaterielle Kulturgüter sind alle gesellschaftlichen Werte zu bezeichnen, die in Überlieferung historisch begründet vorliegen. Als Beispiele sind Bräuche, Musik, Rituale, Zeremonien, aber auch traditionelle medizinische Behandlungen zu nennen⁴⁷⁰.

Das Bewertungskriterium Kulturgut dient der Analyse und Auswertung der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen im Rahmen der sozialen Nachhaltigkeit. Das Ziel der Untersuchung besteht in der Evaluierung und Nachweisführung kardinaler Wirkungen auf materielle Kulturgüter. Es ist damit möglich, projektbedingte Beeinflussungen von Kulturgütern rational begründet zu erfassen und angemessen den betroffenen Werten in Folgen quantifiziert und objektiv repräsentativ zu beurteilen.

16.2. Kulturgut – kommunale HWSM

Wirkungen von kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen auf Kulturgüter sind speziell bei zentralen technischen Schutzmaßnahmen vorzufinden. So sind allen voran Deiche, Schutzmauern und HWRB geeignet Einflüsse auf Kulturgüter auszuüben. Alle weiteren kommunalen Schutzmaßnahmen begründen im Regelfall keine direkten Veränderungen von kulturellen Gütern. Es ist hierbei insbesondere zu berücksichtigen, dass zwar durch alle Maßnahmen kulturelle Wahrnehmungen Beeinflussungen finden können, jedoch ein direkter Eingriff auf materielle Kulturgüter nur im Rahmen der Umsetzung technischer Maßnahmen grundsätzlich zu prognostizieren ist. Dezentrale Schutzmaßnahmen erfolgen naturschonend und unter Berücksichtigung der jeweils vorliegenden Umweltfaktoren. So ist im Regelfall keine maßgebliche Einflussnahme auf materielle Kulturgüter zu erwarten. Wenn überhaupt sind kulturelle Eingriffe nur in Struktur und Funktionalität von Landschaften zu verzeichnen, die aber speziell im Kriterium Landschaftsvielfalt eine Analyse und Beurteilung bedürfen⁴⁷¹.

16.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Kulturgüter umfassen, neben subjektiven Wahrnehmungen und Traditionen, materielle Werte die für gegenwärtige wie auch zukünftige Generationen zu erhalten sind. In Berücksichtigung der Wirkungen von Kulturgütern als Zeitzeugen vergangener Epochen, aber auch als Abbildungen menschlicher Interessen und Ziele der Gegenwart, ist es notwendig, diese zu erhalten und zu sichern.

Die Nachweisführung von Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf Kulturgüter erfolgt gemäß den Inhalten und Zielen einer nachhaltigen Entwicklung. Als rechtlicher Rahmen zur Begründung der Berücksichtigung dient dazu eine Auswahl internationaler Abkommen wie zum Beispiel die Haager Konventionen⁴⁷² oder die Erklärungen zur Förderung kultureller Vielfalt der UNESCO⁴⁷³. Der Schutz von Kultur ist ein internationales Ziel, das infolge vielfältiger Verordnungen in verschiedensten Ausprägungen und Umfängen ratifiziert wurde. Folglich ist bei Nachweis der projektbedingten Nachhaltigkeit auch der Aspekt des Schutzes von Kulturgütern vor Beeinflussung und Veränderung zu berücksichtigen.

⁴⁷⁰ vgl. UNESCO (2003)

⁴⁷¹ vgl. Anhang A4-15 „Landschaftsvielfalt“

⁴⁷² vgl. <http://www.unesco.de/haager-konvention.html> (abgerufen: 15.05.2012)

⁴⁷³ vgl. UNESCO (2006)

16.4. Bewertungsmethodik

Auf eine detaillierte indikatorbasierte Bewertungsmethodik wird mit Verweis auf die in dieser Arbeit verwendeten Projektbeispiele verzichtet. Die beiden Schutzmaßnahmenplanungen verursachen keine relevanten Wirkungen auf das Kulturgut. Die Erstellung einer geeigneten Bewertungsmethodik ist bei Bedarf entsprechend der aufgezeigten Kriterienstruktur des Nachhaltigkeitsmodells durchzuführen⁴⁷⁴. Vorab einer detaillierten Anwendung wird von einer vollständigen Kriterienausgestaltung abgesehen.

17. Erholung

Als einer der sogenannten weichen Standortfaktoren ist im Rahmen der sozialen Umweltauswirkungen die Beeinflussung der Erholungsnutzung zu nennen⁴⁷⁵. Durch die veränderte Bedeutung von Freizeit gegenüber Arbeit in industrialisierten Staaten im letzten Jahrhundert ist eine deutliche Zunahme der Nachfrage nach Erholung und Erholungstätigkeiten zu verzeichnen⁴⁷⁶. Folglich ist es notwendig, Erholung als Teilgebiet der Freizeit zu stärken und Beeinflussungen im Rahmen ganzheitlicher Projektbewertungen zu erfassen.

17.1. Definition und Zielstellung

Erholung entspricht der Regeneration verbrauchter physischer und psychischer menschlicher Energien durch Ruhephasen und Ausgleichstätigkeiten⁴⁷⁷. Allgemein werden mit dem Begriff Erholung alle Tätigkeiten die eine Steigerung des Wohlempfindens in Zielrichtung der Wiederherstellung der Kraftreserven verfolgen assoziiert. Verbal ist dabei die Erholung mehrfach gleichgesetzt dem Begriff der Freizeit. Jedoch ist die Erholung nur ein Teil der Freizeitgestaltung. Freizeit ist die Bezeichnung für einen Zeitraum, der dem einzelnen Mensch frei zur Verfügung steht⁴⁷⁸. Innerhalb von diesem sind keine allgemeinen, als auch beruflichen Verpflichtungen vorhanden. Der freie Verfügungszeitraum ist durch die Menschen individuell ausgestaltbar. Erholung ist nur ein Teil der Freizeit, da nur begrenzte Zeiträume der Förderung der Regeneration physischer und psychischer Kräfte zur Verfügung stehen⁴⁷⁹.

Die Bedeutung von Erholung und Freizeit hat sich infolge der industriellen Entwicklung verändert. Waren mit Beginn der Industrialisierung wöchentliche Arbeitszeiten von mehr als 90 Stunden allgegenwärtig, sind heute im Regelfall nur noch Arbeitszeiten von 30 bis 40 Stunden zu verzeichnen⁴⁸⁰. Im Ergebnis hat Arbeit zugunsten der freien Zeit an Bedeutung verloren. Zudem verursacht die gesellschaftliche Wohlstandsvermehrung eine Veränderung in den Nutzungen und den Empfinden, als auch den Ansprüchen an die Erholung⁴⁸¹. Gesteigerter Wohlstand erhöht die Forderung nach aktiver Freizeitgestaltung, die wiederum auch Eingriffe in die Erholung und das Erleben der Erholungsnutzung begründet. So entspricht Erholung heute nicht mehr nur einer einzelnen geschlossenen sozialen Wirkung, als vielmehr verschiedenen Klassen von Erholungsnutzungen im Rahmen individueller Erholungstypen. Allgemein ist deshalb zwischen physischer, psychischer, sozialer und um Anerkennung bedachter Erholung zu differenzieren⁴⁸². Dies gewährleistet individuell angepasste Erholungsstrate-

⁴⁷⁴ vgl. Abschnitt 5.3 „Bewertungskriterien“

⁴⁷⁵ vgl. LFU (2002)

⁴⁷⁶ vgl. BUWAL (2005), VOLZ & MANN (2006)

⁴⁷⁷ vgl. LFU (2002)

⁴⁷⁸ vgl. VOLZ & MANN (2006)

⁴⁷⁹ vgl. LFU (2002)

⁴⁸⁰ vgl. PRAHL (2002), VOLZ & MANN (2006)

⁴⁸¹ vgl. VOLZ & MANN (2006)

⁴⁸² vgl. VOLZ & MANN (2006)

gien in Abstimmung der persönlichen Lebenssituationen. Die Gestaltung und des Erleben von Erholung ist in der Gegenwart ein Ausdruck individuelle Entfaltung⁴⁸³.

17.2. Erholung – kommunale HWSM

Die Beeinflussung von Erholung kann durch verschiedenste Effekte hervorgerufen werden. So können Verbote und Einschränkungen von Nutzungen, aber auch bauliche Eingriffe in Strukturen Veränderungen im Erleben und folglich der Wahrnehmung von Erholung begründen. In Anbetracht der Vielzahl potentieller Eingriffsmöglichkeiten sind Wirkungen auf die Erholung bei allen kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen allgemein nachweisbar. Einzige Ausnahme bilden „weitere Maßnahmen in Siedlungsgebieten“, wo die Beeinflussung der Erholung im Kriterium Stadtbild Untersuchung findet⁴⁸⁴. Alle anderen Schutzmaßnahmen werden im Kriterium Erholung entsprechend ihrer projektbedingten Wirkungen auf die Erholung und die Erholungsnutzungen analysiert und angemessen ihrer prognostizierbaren Umweltfolgen beurteilt.

Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen Wirkungen auf die Erholung maßgeblich infolge der Beeinflussung der Nutzungsmöglichkeiten. So sind infolge von Verboten oder Beschränkungen differenzierte Erholungsnutzungen nicht mehr zu gewährleisten oder werden gerade durch die Maßnahmen erstmals begründet. Beispielhaft ist hierbei auf Deiche zu verweisen, infolge deren Umsetzung Außenwälder Verringerung erfahren können und dadurch die Erholung im Rahmen des Erlebens natürlicher Waldflächen begrenzt wird. Gleichermaßen aber sind die im Rahmen der Deiche erstellten Wehrwege nutzbar für Radfahrer und Wanderer und tragen damit wiederum zur aktiven Erholungsnutzung und insbesondere der Regenerierbarkeit physischer Kräfte bei. Im Ergebnis sind Deiche allgemein geeignet, sowohl positive als auch negative Nutzen im Rahmen der Erholung zu begründen.

Der Eingriff kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf die Erholung ist vielfältig und facettenreich. Je nach Projekt und regionalen Randbedingungen sind gesonderte Wirkungen zu verzeichnen, die Veränderungen der Erholungsnutzungen verursachen. Ein Nachweis ist deshalb nicht allgemein, sondern nur spezifisch der Projekte durchzuführen, wenn relevante Wirkungen auf die Erholung gesichert zu prognostizieren sind.

17.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Der Nachweis der Beeinflussung von Erholung und Erholungsnutzungen im Rahmen der Umsetzung und des Betriebs von Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgt in Zielstellung sozialer Nachhaltigkeit. Erholung zum Zweck der Regeneration entspricht einem allgemein zu schützenden Gut. Übergeordnet rechtlich fundiert durch das Bundesnaturschutzgesetz⁴⁸⁵, sind detaillierte Ausführungsbestimmungen und Handlungsvorgaben zum Umgang mit Erholung und der Erholungsnutzungen in länderspezifischen Regelungen und Verordnungen vorzufinden⁴⁸⁶. Der Schutz von Erholung wird dabei vornehmlich durch die Sicherung des Erholungswertes von Natur und Landschaft begründet⁴⁸⁷. Hierbei sind alle negativen Einflüsse zu beschränken und eine allgemeine Zugänglichkeit zu gewährleisten. Das Recht auf Erholung im Rahmen von Natur und Landschaft⁴⁸⁸, wie auch der sportlichen Betätigung im Freien⁴⁸⁹ besteht für jeden, unabhängig seines gesellschaftlichen Standes und Wohlstandes. Erho-

⁴⁸³ vgl. VOLZ & MANN (2006)

⁴⁸⁴ vgl. Anhang A4-14 „Stadtbild“

⁴⁸⁵ vgl. BNATSCHG (2009)

⁴⁸⁶ vgl. SÄCHSNATSCHG (2012), BAYNATSCHG (2013)

⁴⁸⁷ vgl. § 1 Nr. 1-3 & Nr. 4-2 BNATSCHG (2009)

⁴⁸⁸ vgl. § 29 Nr. 1 SÄCHSNATSCHG (2012), Art. 26 BAYNATSCHG (2013)

⁴⁸⁹ vgl. § 1a Nr. 13 SÄCHSNATSCHG (2012), Art. 28 & 29 BAYNATSCHG (2013)

lung entspricht einem unentgeltlich zur Verfügung gestellten Gut, dass durch Körperschaften des öffentlichen Rechtes zu sichern und zu fördern ist.

17.4. Bewertungsmethodik

Auf eine detaillierte indikatorbasierte Bewertungsmethodik wird in dieser Arbeit verzichtet. Zwar besteht in den Projektbeispielen ein grundsätzlicher Bedarf an einer Nachweisführung der Wirkungen der Projekte auf die Erholung, doch ist gegenwärtig weder eine rationale Sachbilanzfassung, noch eine Folgenbeurteilung möglich. Es ist keine eigenständige Methodik vorliegend, um vergleichbar die Projektbeispiele in Wirkung auf die Erholung repräsentativ rational und wissenschaftlich anerkannt abzubilden. Begründet der maßgeblichen Relevanz aber, die in den beiden Projektbeispielen für die Erholungsnutzungen nachweislich besteht, ist eine nachgeordnete Auswertung im modifizierten Projektbewertungsmodell zu forcieren⁴⁹⁰.

18. Beschäftigung

Arbeit und Beschäftigungsverhältnisse bilden die Grundlage der finanziellen Leistungsfähigkeit eines jeden Staates. Jeder Arbeitnehmer und Arbeitgeber entrichtet für geleistete Arbeit staatliche Abgaben (Steuern), die der Gesellschaft als Ganzes dienen. Ohne Arbeit und Abgaben ist der Staat als Vertretung der Gesellschaft national wie auch international nicht handlungsfähig. Folglich wären Leistungen der sozialen Absicherung oder des Schutzes eines jeden Einzelnen nicht zu gewährleisten. Der soziale Grundgedanke eines Staatssystems kann nur bei ausreichenden Einnahmen aus selbstständiger und unselbständiger Arbeit gesichert werden.

18.1. Definition und Zielstellung

Öffentliche Vorhaben benötigen je nach Maßnahme differenzierte Investitionen, um eine Planung und Umsetzung zu gewährleisten. Als Mittel des Staates sind dabei Abgaben der Bürger einzusetzen. Diese sind über definierte Steuersätze aus selbstständiger und unselbstständiger Arbeit zu erheben. Folglich ist bei der Verwendung von Steuermitteln Sparsamkeit, aber vor allem soziale Wohlfahrt und Wirtschaftlichkeit geboten⁴⁹¹. Ausgaben ohne gesellschaftliche Nutzen sind wenn immer zu vermeiden⁴⁹².

Sind öffentliche Vorhaben im allgemeinen Verständnis gleichzusetzen mit Ausgaben volkswirtschaftlicher Arbeitsleistungen (Verlust), so bilden sie doch gerade innerhalb des Staates die Möglichkeit, eine Steigerung der Wertschöpfung auch entgegen Markttendenzen zu generieren. Jede Investition begründet potentielle Beschäftigungszuwächse und steigende Konsumbereitschaft im Inland. Infolge dieser Prozesse sind weitere Abgaben und Stärkungen der finanziellen Wirtschaftsleistung in Zusammenwirken mit privatwirtschaftlichen Anstrengungen möglich.

Beschäftigungszuwächse entstehen grundsätzlich durch steigende Nachfragefunktionen. So ist durch höhere Verkaufszahlen eines Artikels zum Beispiel ein Anstieg der Produktion erforderlich, der nur durch Investition und Beschäftigungszuwachs zu erreichen ist. Dieser Effekt ist charakteristisch für eine ideale Marktwirtschaft, wobei der Markt das einzige und maßgebende Steuerungsorgan bildet. Innerhalb sozialer Marktwirtschaften aber ist nicht der Markt alleiniges Gleichgewichtsregelwerk. Vielmehr steht der Staat in der Pflicht soziale Sicherheit für seine Bürger zu gewährleisten. Seine Investitionen entsprechen folglich auch der Stärkung des sozialen Güter- und Leistungsmarktes und

⁴⁹⁰ vgl. Kapitel 6 „Modellerweiterung zur Entscheidungsunterstützung nachhaltiger Hochwasserschutzmaßnahmen

⁴⁹¹ vgl. § 7 Nr. 1 BHO (2010)

⁴⁹² vgl. BUNDESRECHNUNGSHOF (2007)

indirekt der Schaffung neuer Arbeitsplätze. Der Staat fördert durch Investitionen den volkswirtschaftlichen Aufschwung und stärkt zugleich Wirtschaftszweige deren Funktion bzw. Leistung mehrheitlich keine privatwirtschaftliche Deckung erfährt.

18.2. Beschäftigung – kommunale HWSM

Das Kriterium Beschäftigung analysiert die Wirkungen öffentlicher Investitionen auf den regionalen Arbeitsmarkt. Infolge der finanziellen Mittelaufwendungen werden zusätzliche Erwerbstätigenjahre begründet, die als Veränderungen der Arbeitslosigkeit und der Stärkung des binnenländischen Konsummarktes zu beschreiben sind.

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen verlangen je nach Maßnahme und Anwendungsgebiet unterschiedliche finanzielle Mittelaufwendungen. So benötigen zum Beispiel Landbewirtschaftungsmaßnahmen im Regelfall nur geringe finanzielle Mittel für Flächenumwandlungen⁴⁹³, während bei HWRB durch umfangreiche bauliche Maßnahmen ein hoher Finanzbedarf besteht. Durch die voneinander abweichenden Kostenumfänge der kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen sind Wirkungen im Kriterium Beschäftigung in Absolutumfang differenziert zu beurteilen. Es zeigt sich, dass naturschonende Maßnahmen in der Landwirtschaft oder auch allgemein dezentrale Maßnahmen innerhalb der Einzugsgebiete im Regelfall deutlich geringere Nutzen verursachen, wie technische Zentrallösungen. Da aber hierbei auch meist wesentlich kostengünstigere Maßnahmenumsetzungen erfolgen, sollte dennoch eine Berücksichtigung der Beschäftigungseffekte in Abhängigkeit des Grundsatzes der Relevanz erfolgen. Im Detail sollte dazu jede Maßnahme in Umfang ihrer finanziellen Aufwendungen bezüglich des Effektes auf den Arbeitsmarkt Untersuchung finden.

18.3. Relevanz der Umweltwirkungen

Arbeit und Beschäftigung bilden die Grundlage eines jeden Wirtschaftssystems. Ohne ausreichende Arbeitsplatzkapazitäten ist eine Gesellschaft wirtschaftlich und sozial nicht lebensfähig. Um Arbeitsmöglichkeiten innerhalb Deutschlands zu fördern, existieren unterschiedliche rechtliche Verordnungen. Diese sind mit der Zielstellung der sozialen Sicherheit eines jeden Bürgers und bezüglich einer gesellschaftlichen Vorteilhaftigkeit erlassen. Als eines der maßgeblichen rechtlichen Regelwerke für Arbeit und Beschäftigung dient dabei die Sozialgesetzgebung⁴⁹⁴. Insbesondere die Arbeitsförderung beschreibt dabei den Einsatz und die Umfänge des Staates Arbeit und die Wiederaufnahme eines Beschäftigungsverhältnisses zu fördern.

Die gesetzliche Arbeitsförderung verfolgt mittels direkter und indirekter Maßnahmen den Ausbau des gegenwärtigen Arbeitsmarktpotentials. Dies begünstigt durch Anreize und finanzielle Unterstützungen den Arbeitsmarkt und wirkt der Arbeitslosigkeit entgegen⁴⁹⁵. Als eine der Maßnahmen ist dabei die Investition öffentlicher Mittel in staatlichen Vorhaben geeignet, Arbeitsplatzzuwächse zu generieren. Ausreichende staatliche Investitionen gewährleisten Arbeitsleistungen, die wiederum die Sicherung oder Neuerstellung von Beschäftigungsverhältnissen ermöglichen.

Die deutsche Sozialgesetzgebung unterstützt Arbeitslose und gewährt Förderungen zur Wiederbeschaffung neuer Beschäftigungsverhältnisse. Da Investitionen in die Infrastruktur oder weitere öffentliche Vorhaben den Einsatz von Arbeitskräften verlangen, sind diese in Wirkung allgemein vergleichbar den in der Sozialgesetzgebung geforderten hohen Beschäftigungsständen und einer ständig ver-

⁴⁹³ z. B.: Setzlinge der Forstflächenerweiterung

⁴⁹⁴ vgl. SOZIALGESETZBUCH (2013)

⁴⁹⁵ vgl. § 1 Nr. 1 Satz 1 SOZIALGESETZBUCH (2013)

besserten Beschäftigungsstruktur⁴⁹⁶. Der Staat als einer der größten Auftraggeber ermöglicht die direkte und indirekte Beschäftigung unzähliger Bürger und gewährleistet dabei zum Beispiel auch bei der Neuplanung und dem Neubau kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen zusätzliche Erwerbstätigenjahre.

Kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen als öffentliche Vorhaben sind bei der Aufbringung investiver Mittel geeignet, gemäß der Sozialgesetzgebung Arbeitsplatzanzahlen positiv zu unterstützen. Je nach Maßnahme und Umfang der Finanzinvestitionen ist es möglich, zusätzliche Erwerbstätigenjahre zu generieren⁴⁹⁷. Der Nachweis des Kriteriums Beschäftigung für kommunale Hochwasserschutzmaßnahmen entspricht den Zielen sozialer Gesetzgebung und ist unverzichtbarer Beurteilungsbestandteil einer ganzheitlichen Bewertung öffentlicher Maßnahmen. Eine Nichtbeurteilung verhindert die Berücksichtigung relevanter sozialer Nutzen der Maßnahmenumsetzung und ist im Sinne der Nachhaltigkeit zu vermeiden.

18.4. Indikator Beschäftigung

Um Effekte auf den regionalen Arbeitsmarkt nachzuweisen ist es notwendig, einen repräsentativen Indikator festzulegen. Als über alle kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen gemeinsam vorzufindende Kenngröße ist hierzu die Anzahl zusätzlich zu prognostizierender Erwerbstätigenjahre, die verursacht durch die zu beurteilenden Maßnahmen entstehen, zu ermitteln.

Erwerbstätigenjahre entsprechen den durch die Maßnahmen ausgelösten zusätzlichen Beschäftigungsverhältnissen. Sie entstehen durch Mittelinvestitionen für die Leistungserbringung bei der Maßnahmenumsetzung und der Projektnutzung.

Einheit: Erwerbstätigenjahre

18.5. Auswertungsmethodik

Begründet auf den zu verwendenden Indikator ist das Kriterium Beschäftigung entsprechend der zu prognostizierenden zusätzlichen Erwerbstätigenjahre in Sachbilanz nachzuweisen. Im deutschsprachigen Raum existieren hierzu im Bereich Hochwasserschutz keine eigenständigen Forschungsstudien. Als vergleichbar repräsentativ sind aber Untersuchungen in der Verkehrswegeplanung durch BACH ET AL. (1994) und HARTWIG & AMBRECHT (2005) vorliegend⁴⁹⁸. Beide Studien analysieren Verkehrsinfrastrukturen und begründen einen Verfahrensansatz zu Erwerbstätigenjahrbestimmung durch die jeweils nachweisbaren Investitionsvolumen.

Verfahren nach BACH ET AL. (1994)

In der Studie BACH ET AL. (1994) werden Beschäftigungseffekte durch die Wirkungsanalyse der Investitionsvolumen auf das Bruttosozialprodukt bestimmt. Inhaltlich wird dabei in Abhängigkeit der Investition von 1 Mrd. DM eine Bruttosozialproduktsteigerung von zirka 2 Mrd. DM nachgewiesen. Aufbauend auf diesem Wert wird durch BACH ET AL. (1995) anschließend pro Investitionsansatz von 1 Mrd. DM ein Beschäftigungszuwachs von zirka 10.000 Erwerbstätigenjahren herausgestellt.

⁴⁹⁶ vgl. § 1 Nr. 1 Satz 4 SOZIALGESETZBUCH (2013)

⁴⁹⁷ vgl. BACH ET AL. (1994), HARTWIG & AMBRECHT (2005)

⁴⁹⁸ vgl. SCHACH ET AL. (2006), MFWVLW (2007)

Verfahren nach HARTWIG & AMBRECHT (2005)

Die Studie von HARTWIG & AMBRECHT (2005) erforscht die volkswirtschaftlichen Effekte verringerter Verkehrsinfrastrukturinvestitionen. Hierzu analysierten die Autoren mehr als 1.200 Verkehrsprojekte. Neben den primären Auswirkungen auf das Bruttosozialprodukt untersucht die Studie den Zusammenhang zwischen unterlassenen Investitionsvolumen und zu prognostizierenden Beschäftigungseinbußen. Die Autoren berechnen durch eine Input-Output-Rechnung, aufbauend auf den Werten des Statistischen Bundesamtes, eine projektabhängige Beeinflussung der Anzahl von Erwerbstätigenjahren. Im Ergebnis der Analyse wurde für einen Investitionsumfang von 1 Mrd. Euro ein Beschäftigungsumfang von 21.544 Erwerbstätigenjahren ermittelt⁴⁹⁹. Der Gesamtwert basiert dabei auf direkten, indirekten sowie induzierten Wirkungen. Infolge der Klassifizierung der Analyse ist für jede der drei Teilwirkungen eine separate Anzahl an Erwerbstätigenjahren nachweisbar.

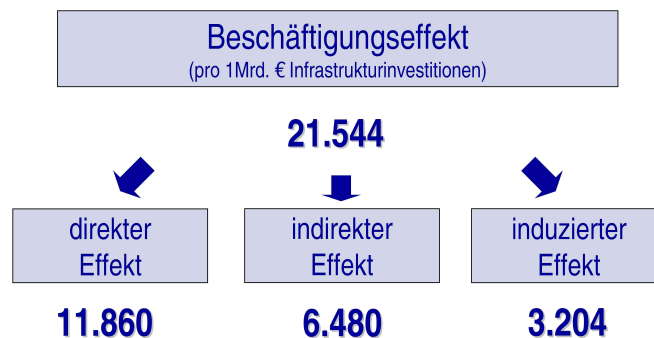


Abbildung 39: Beschäftigungseffekte von Infrastrukturinvestitionen (in Erwerbstätigenjahren)⁵⁰⁰

Die beiden erläuterten Berechnungsverfahren basieren auf Untersuchungen von Verkehrsinfrastrukturprojekten. Da beide Studien einer grundsätzlicher Anerkennung (Reputation) unterliegen⁵⁰¹, ist für eine eindeutige Anwendung im Kriterium Beschäftigung eine Auswahl in Abhängigkeit der zu beurteilenden und typisierten kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen notwendig. Hierfür ist durch die Differenzierbarkeit der Beschäftigungseffekte das Verfahren nach HARTWIG & AMBRECHT (2005) zu bevorzugen. Die klassifizierten Erwerbstätigenjahre gemäß direkter, indirekter und induzierter Effektwirkungen gewährleisten eine jedem Projekt angepasste Nachweisführung. Bei Verwendung akkumulierter Kennzahlen wie in BACH ET AL. (1994) sind keine projektspezifischen Validierungen möglich. Da Hochwasserschutzmaßnahmen keiner ordinären Verkehrsinfrastrukturmaßnahme entsprechen, ist eine Gliederung der Wirkungen für eine Anerkennung aus Sicht des Autors maßgeblich. Während infrastrukturelle Verkehrsmaßnahmen grundsätzlich induzierte Wirtschaftseffekte nach sich ziehen können, ist der Hochwasserschutz diesbezüglich im Regelfall als neutral zu beschreiben. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass wasserwirtschaftliche Maßnahmen keine sekundären wirtschaftlichen Prozesse maßgeblich fördern (wie zum Beispiel verbesserte Verkehrsanbindungen), sondern lediglich Gefährdungen und potentielle Beeinträchtigungen minimieren. Folglich sind Beschäftigungseffekte aus induzierten Wirkungen bei kommunalen Hochwasserschutzmaßnahmen nicht zwingend nachweisbar.

Für die Berechnung des Sachbilanzindikators Beschäftigung ist entsprechend der Forschungen von HARTWIG & AMBRECHT (2005) der Investitions- und Nutzungskostenumfang der jeweiligen Maßnahmen maßgeblich.

⁴⁹⁹ vgl. Abbildung 39

⁵⁰⁰ HARTWIG (2005) – Seite 19

⁵⁰¹ vgl. SCHACH ET AL. (2006), MFWVLW (2007), HINZ (2012)

Kosten Erstellung/Bau

Die Kosten von Hochwasserschutzmaßnahmen werden in Grunderwerb, Planung und Herstellung unterschieden⁵⁰². Da aber lediglich die Planung und die Herstellung direkt menschliche Arbeitsleistungen verlangen und der Grunderwerb im Regelfall nur einem beschränkten Personenkreis finanziellen Nutzen erbringt, ist eine Differenzierung der Kostengruppen nach ihrer Verwendbarkeit im Kriterium notwendig. Grunderwerb kann aus Sicht des Autors keine zusätzlichen Beschäftigungsjahre verursachen. Vielmehr entsprechen Investitionen in den Landerwerb der Erweiterung gesellschaftlicher Nutzflächen unter Begünstigung der jeweiligen Eigentümer.

Kosten Betrieb/Nutzung

In der Nutzung sind allgemein alle Kostengruppen geeignet, Beschäftigungszuwächse zu begründen. Eine zusätzliche erweiterte Klassifizierung der laufenden Kosten ist nicht notwendig⁵⁰³.

In Zusammenfassung der Verfahrensgrundlagen und der im Hochwasserschutz zu berücksichtigenden Besonderheiten ist die Berechnung des Indikators Beschäftigung eindeutig möglich⁵⁰⁴.

$$I_B = \frac{I}{1 \text{ Mrd. €}} * 18.340 \text{ ETJ}$$

I_B	Indikator Beschäftigung [ETJ]
I	Kosten der HWSM [€]
ETJ	Erwerbstätigenjahre

Formel 9: Indikator Beschäftigung

18.6. Folgenbeurteilung – Wertgewichtung

Um die Erwerbstätigenjahre angemessen in Wert zu beurteilen wird im Kriterium Beschäftigung ein Ersatzkostenansatz durch die Kosten der Arbeitslosigkeit verfolgt. Zusätzliche Beschäftigungseffekte verringern Arbeitslosigkeit und sind in Nutzen gleichzusetzen der dadurch veränderten gesellschaftlichen Belastungen. Der Staat als Vertreter der Gesellschaft kann bei Arbeitslosigkeit keine Einnahmen aus Arbeit generieren, muss aber zugleich Aufwendungen für Versicherungen und Schutz der Grundversorgung erbringen. Um die Gesamtkosten von Arbeitslosigkeit nachzuweisen, ist es notwendig, die Wirkungen eines Einzelnen unter Berücksichtigung der Mindereinnahmen und Mehrausgaben der Gesellschaft zu beurteilen. Eine derartige Analyse erfolgte in der Studie des Institutes für Arbeitsmarkt- und Berufsforschung der Bundesanstalt für Arbeit (IAB)⁵⁰⁵. Hierbei wurden durchschnittliche Kosten von Arbeitslosen in Auswertung von Kennzahlen des Statistischen Bundesamtes nachgewiesen. Die Ergebnisse entsprechen der Darstellung einer deutschlandweiten durchschnittlichen Kostenbelastung der Gesellschaft.

Die Berechnungen der IAB-Studie erfolgen aufbauend auf den jährlichen Arbeitslosenzahlen. Da aber gegenwärtig als aktuellste Kennzahlen lediglich Berechnungen des Jahres 2004 vorliegen und die Arbeitslosenrate vor allem in den letzten Jahren deutlich gesunken ist, muss eine Anpassung der Kenngrößen der Studie erfolgen⁵⁰⁶. In Anbetracht der seit 1997 berechneten Arbeitslosenkosten ist eine Abhängigkeit der Aufwendungen in Bezug auf die Arbeitslosenzahlen zu erkennen. So sind bei

⁵⁰² vgl. Anhang A4-1.2 „Investitionskosten“

⁵⁰³ vgl. Anhang A4-1.3 „Laufende Kosten“

⁵⁰⁴ vgl. Formel 9

⁵⁰⁵ vgl. BACH & SPITZNAGEL (2003)

⁵⁰⁶ vgl. Abbildung 40

steigender Arbeitslosigkeit erhöhte gesellschaftliche Aufwendungen notwendig, die höhere pro Kopf-Belastungen der Gesellschaft begründen. Im Ergebnis der Extrapolation ist bei einem Arbeitslosenstand von zirka 3 Mio. Erwerbslosen⁵⁰⁷ eine gesellschaftliche Belastung von zirka 18.000 Euro pro Beschäftigungssuchenden zu prognostizieren.

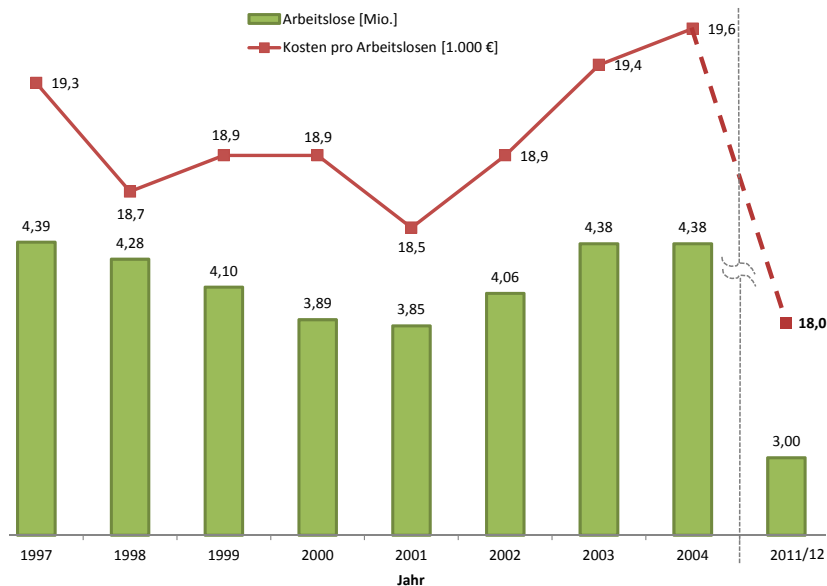


Abbildung 40: Vergleich von Arbeitslosenzahlen und gesellschaftlichen Kosten pro Arbeitslosen⁵⁰⁸

Die Folgenbeurteilung des Indikators Beschäftigung wird unter Berücksichtigung der finanziellen Aufwendungen der Gesellschaft für Arbeitslose durchgeführt. Das Ziel besteht in der Folgenbeurteilung zusätzlicher regionaler Erwerbstätiger, die ohne öffentliche Investitionen die Gesellschaft in Form von Arbeitslosigkeit sozial belasten. Folglich sind zusätzliche Beschäftigungsverhältnisse als positive Nutzen der Gesellschaft zu charakterisieren. Der Wert ist entsprechend der Einsparungen sozialer Leistungen und der zu prognostizierenden gesellschaftlichen Einnahmen bei Beschäftigung zu ermitteln. Aufbauend auf der renommierten und in Deutschland anerkannten Studie des IAB⁵⁰⁹ ist dazu für gegenwärtige Arbeitslosenzahlen eine finanzielle Bewertung von zirka 18.000 Euro pro Erwerbstätigenjahr zu veranschlagen.

18.7. Gesamtberechnung

Die Gesamtberechnung des Kriteriums Beschäftigung erfolgt in Kombination der Sachbilanzergebnisse des Indikators Erwerbstätigenjahre und der zuzuordnenden Folgenbeurteilung⁵¹⁰. Hierbei werden die gesellschaftlichen Auswirkungen der Veränderung von Erwerbstätigenjahren nachgewiesen. Diese repräsentieren umfassend die Folgen der durch die Investitionen ausgelösten sozialen Projektwirkungen. Das Ergebnis der Gesamtberechnung entspricht dem sozialen Projektnutzen der infolge von Beschäftigung regionalspezifisch entsteht.

$$B = \frac{I}{1 \text{ Mrd. €}} * 18.340 \text{ ETJ} * 18.000 \frac{\text{€}}{\text{ETJ}}$$

B Beschäftigung [€]
 ETJ Erwerbstätigenjahre

Formel 10: Gesamtberechnung Beschäftigung

⁵⁰⁷ durchschnittliche Arbeitslosenzahl gemäß Statistischem Bundesamt – Zeitraum 2010/2012

⁵⁰⁸ nach BACH & SPITZNAGEL (2003) und IAB: <http://doku.iab.de/presse/2005/> (abgerufen: 12.09.2011)

⁵⁰⁹ vgl. BACH & SPITZNAGEL (2003), MFWVLW (2007)

⁵¹⁰ vgl. Formel 10

18.8. Beschäftigung – Zusammenfassung

Hochwasserschutzmaßnahmen verursachen neben ihren primären Wirkungen (Schutz von Menschen und Gütern) eine Vielzahl weiterer Einflussnahmen auf die Umwelt. So sind durch Hochwasserschutzmaßnahmen neben ökonomischen, auch ökologische und soziale Wirkungsdimensionen infolge einer Umsetzung betroffen. Im Rahmen der sozialen Dimension ist dabei auch eine Beeinflussung von Beschäftigungseffekten nachweisbar. Hierbei werden Wirkungen in Umfang der den Investitionen zuzuordnenden Erwerbstätigenjahre bestimmt und gemäß der zugehörigen gesellschaftlichen Wertschätzung beurteilt.

Das Ergebnis des Kriteriums Beschäftigung entspricht der Abbildung der Maßnahmennutzen, die in Form der regional möglichen zusätzlichen Arbeitsleistungen eine soziale Wohlfahrt begünstigen. In Hinblick auf die in den Analysen erfassten Erwerbstätigenjahre erfolgt dabei keine Differenzierung zwischen nationalen und internationalen Arbeitsleistungen. Es wird nicht untersucht, in wie weit die Projekte eine internationale Beteiligung aufweisen und dadurch Nutzen auch außerhalb Deutschlands in Form von Beschäftigung generieren. Im Kriterium Beschäftigung sind nur die Nutzen nachzuweisen, die infolge der Projekte allgemeine Arbeitsleistungen verursachen. Diese wiederum werden entsprechend nationaler Wertschätzungen beurteilt. Sind detaillierte Kenntnisse (Prognosen) über internationale Fremdvergaben der Leistungen bereits innerhalb der Vorplanung gesichert bekannt, so sind diese in der Kriterienauswertung zu berücksichtigen. Hierzu aber ist sicherzustellen, dass alle Alternativen bzw. Projekte gleichermaßen in Anwendung des Kriteriums Beschäftigung eine Differenzierung gemäß nationalen und internationalen Wirkungen erfahren.

A5. Stakeholder-Befragung

Expertenbefragung

Quantifizierung der Nachhaltigkeit

von

Hochwasserschutzmaßnahmen

-

Projekt

„Gewässerfreilegung Hachinger Bach“

Ansprechpartner:

Dipl.-Ing. Martin Lisson

Universität der Bundeswehr München

Institut für Wasserwesen

Professur für Wasserwirtschaft und Ressourcenschutz

Werner-Heisenberg-Weg 39

85579 Neubiberg

Telefon: +49 89 6004-2477

Martin.Lisson@unibw.de

Thema und Ziel der Forschungsarbeit

Nachhaltiger und moderner Hochwasserschutz bildet eine Zielstellung der Wasserwirtschaft, doch ist eine Quantifizierung einzelner und kombinierter Schutzmaßnahmen hinsichtlich der jeweils erreichbaren Nachhaltigkeit noch nicht möglich. Verfahren zur Bewertung der Nachhaltigkeit bedürfen der ganzheitlichen Berücksichtigung aller relevanten, projektbedingten Wirkungen auf die Umwelt. Nur so ist es zu gewährleisten, der Nachhaltigkeit als Trias ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimensionen angemessen gerecht zu werden. Teilanalysen begründen Gewichtungsbeeinflussungen innerhalb der Nachhaltigkeitstrias, so dass ein stabiler Nachweis der Nachhaltigkeit derzeit nicht möglich erscheint. Um zukünftig modernen Hochwasserschutz nicht nur in Zielstellung allgemein nachhaltig zu konzipieren, sondern Nachhaltigkeit auch direkt in den Maßnahmenplanungen zu verfolgen und damit Alternativen in Zielrichtung nachhaltiger Entwicklung zu beurteilen, bedarf es eines angemessenen Verfahrens zur Nachhaltigkeitsbewertung. Dieses muss ein erweitertes Modellkonzept beinhalten, das die Schwachstellen der gegenwärtigen Studien erschließt und eine ganzheitliche Bewertung aller relevanten projektbedingten Wirkungen auf die Umwelt gewährleistet.

Das modulare Nachhaltigkeitsmodell analysiert Hochwasserschutzmaßnahmen hinsichtlich aller ihrer relevanten und nachweisbaren Wirkungen auf die Umwelt. Ausgehend von den Wirkungen werden Kriterien erarbeitet, die durch die Erstellung eines maßgeblichen Sachbilanzindikators, einer zugehörigen Analysemethodik und einer Folgenbeurteilung, eine geschlossene einheitenkonforme und rationale Auswertung ermöglichen. Das Ergebnis (monetärer Nutzen) repräsentiert zusammengefasst die Wirkungen der Projekte in Beachtung einer positiven oder negativen Umweltbeeinflussung.

Infolge der Vielzahl prognostizierbarer Wirkungen und der differenzierten Bewertungsansätze bestehen aber gegenwärtig noch Herausforderungen in der Modellanwendung. Ausgehend von begrenzten Informationen im Vorplanungsprozess, wie auch Einschränkungen in der Sachbilanzanalyse und Folgenbeurteilung ist das modulare Nachhaltigkeitsmodell noch nicht geeignet, eigenständig ohne weitere Informationsquellen alle relevanten Umweltwirkungen ganzheitlich nachzuweisen. Es existieren Herausforderungen, die je nach Projekt eine Begrenzung der Auswertungsparameter verursachen. Um die Herausforderungen des modularen Nachhaltigkeitsmodells zu beheben, erfolgt die Anwendung einer Modellerweiterung. Diese dient der Vervollständigung der zu beurteilenden projektbedingten Umweltwirkungen für eine geschlossene und ganzheitliche Nachhaltigkeitsanalyse.

Methodik Modellerweiterung

Die Modellerweiterung – modifiziertes Projektbewertungsmodell (Abbildung 41) – erfolgt anschließend der Durchführung der rationalen Nutzenquantifizierung des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Alle dabei nachgewiesenen Nutzen (positiv und negativ) bilden die Vergleichsgrundlage der präferenzgestützten Wertbeurteilung der nicht direkt rational auswertbaren Umweltfolgen der Projekte.

Aufbauend auf der Festlegung eines allgemeinen Grenzwertes erfolgt für jede nicht direkt rational nachzuweisende Umweltwirkung eine Auswahl des primären Vergleichskriteriums. Dieses dient übergeordnet als erste Wertbeurteilung und zugleich als Rahmenumgebung für einen zusätzlichen Vergleichsgrenzwert. Anschließend wird infolge der Implementierung weiterer Vergleichskriterien eine Rationalisierung der Wertbeurteilung forciert. In Zusammenfassung der Ergebnisse aller Vergleichswerte und über alle Präferenzen wird ein Erwartungswert bestimmt, der die Nachhaltigkeit der indirekt zu beurteilenden Umweltwirkungen repräsentiert. Der Wert wird anschließend den Ergebnissen des modularen Nachhaltigkeitsmodells beigelegt.

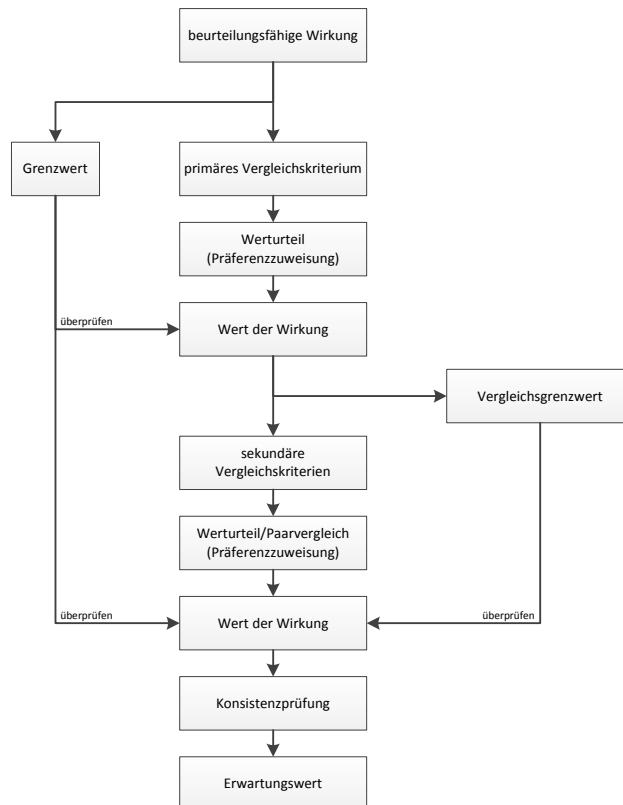


Abbildung 41: Prozessschema Modellerweiterung zur Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen (modifiziertes Projektbewertungsmodell)

Expertenbefragung

Die Modellerweiterung zur Beurteilung nachhaltiger Hochwasserschutzmaßnahmen wurde in Zielstellung der Vervollständigung der rationalen Wirkungsbewertung erarbeitet. Für die Modellerweiterung werden Präferenzen erhoben, um in Vergleich mit numerischen Kenngrößen des modularen Nachhaltigkeitsmodells, eine ganzheitliche Wirkungsbeurteilung sicherzustellen. Im Ergebnis ist eine vollständige Auswertung aller relevanten Umweltwirkungen in ökonomischer, ökologischer und sozialer Dimension erreicht.

Expertenwissen bildet die Basis der Modellerweiterung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells. Nur durch Evaluierung relevanter Präferenzen ist sicherzustellen, die rationale Wirkungsbeurteilung des modularen Nachhaltigkeitsmodells konsistent und stabil zu vervollständigen. Die Expertenbefragung erfolgt in Form einer gestützten Fragestellung mit geschlossenen und offenen Fragen. Hierbei sind in Abhängigkeit der bereits im modularen Nachhaltigkeitsmodell nachgewiesenen Maßnahmenwirkungen alle nicht direkt quantifizierbaren aber dennoch projektrelevanten Umweltfolgen im Parvergleich zu beurteilen.

Nur durch ihre Mitwirkung als Experte (ca. 30 min) wird es möglich, die bereits umfassende Nachhaltigkeitsbewertung der Bachfreilegung Hachinger Bach zu vervollständigen. Es gelingt damit Nachhaltigkeit nicht mehr nur als allgemeine Zielstellung zu verfolgen, sondern im Detail in Planung und Entscheidungsfindung direkt zu berücksichtigen.

Ich würde mich freuen wenn Sie die Expertenbefragung vollständig bearbeiten. Für Ihre Mitwirkung an der Expertenbefragung bedanke ich mich im Voraus!

Erläuterungen zu den folgenbeurteilten Maßnahmenwirkungen im Rahmen der Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells

In der folgenden Tabelle finden Sie für das Projekt Hachinger Bach einen Vergleich der bereits im modularen Nachhaltigkeitsmodell folgenbeurteilten (quantifizierten) Wirkungen der Maßnahmen auf die Umwelt. Die Differenzierung erfolgt verbal, in Verhältnis der nachgewiesenen numerischen Nutzenwerte.

<u>Kriterien</u>	<u>Art der Wirkung</u>	<u>Wirkungsumfang</u>
Kosten	(-)	hoch
Schadenseinsparungen	(+)	gering
Biodiversität-Grünlandgestaltung	(+)	mittel
Schadstoffe	(+)	sehr gering
HWR-Mensch	(+)	sehr gering
Beschäftigung	(+)	gering

(-)...negativ; (+)...positiv

Zielsetzungen und Inhalte der Vergleichskriterien

Kosten

Im Vergleichskriterium Kosten sind alle prognostizierbaren Projektaufwendungen für die Herstellung, Nutzung, Instandhaltung und Reinvestition zusammengefasst.

Schadenseinsparungen

Das Vergleichskriterium Schadenseinsparungen dient der Nachweisführung der durch die Maßnahmen statistisch prognostizierbaren Schäden, die bei zukünftigen Hochwasserereignissen vermieden werden. Es wurden dabei Schäden im Rahmen eines „Was-Wäre-Wenn-Szenarios“ beurteilt.

Biodiversität-Grünlandgestaltung

Das Vergleichskriterium Biodiversität-Grünlandgestaltung repräsentiert die durch das Projekt ausgelösten Wirkungen auf Pflanzen und Tiere. Der Untersuchungsraum umfasst dabei aber nicht das Gewässer oder den Weiher, als vielmehr die Grünlandstreifen, Nutzungslandschaften, Einzelbäume und Baumgruppen der erweiterten Projektplanung. Es werden die Änderungen in Auswirkungen auf die Vielfalt der belebten Natur beurteilt.

Schadstoffe

Das Kriterium Schadstoffe dient der Nachweisführung der projektbedingten Wirkungen im Rahmen umweltschädigender Stoffe und Stoffverbindungen. Ausgehend von einer maximalen umweltverträglichen Maßnahmenumsetzung ist das Kriterium im Rahmen negativer Nutzen auf die Indikatorstoffe Ozonabbau, bodennahe Ozonbildung und Versauerung begrenzt. In positiver Umweltzielrichtung ist im Kriterium Schadstoffe die Berücksichtigung der Nutzen der Sanierung bestehender Altlastenflächen integriert.

HWR-Mensch (Hochwasserrisiko-Mensch)

Das Kriterium HWR-Mensch dient der Beurteilung der Folgen der Maßnahmenumsetzung zum Schutz betroffener Menschen. Aufbauend auf einer Wirkungsanalyse werden für zukünftige Hochwasserereignisse Risikoszenarien evaluiert. Entsprechend dieser werden statistische Veränderungen in Umfang der Gefährdung von Menschen im Vergleich zum Status Quo bestimmt.

Beschäftigung

Das Vergleichskriterium Beschäftigung dient der Nachweisführung der potentiellen Wirkungen der Maßnahmen (durch Investitionen) auf den regionalen Beschäftigungsmarkt.

Fragebogen

1. Beurteilung des Wirkungsprozesses „Biodiversität“

Beschreibung:

Im Kriterium Biodiversität sind die Folgen der Projektmaßnahmen auf Pflanzen und Tiere des regional begrenzten Ökosystems zu beurteilen. Hierzu sind die durch die jeweiligen Maßnahmen verursachten Veränderungen auf den zugehörigen Projektflächen, als auch die in den unmittelbar beeinflussten Randbereichen zu berücksichtigen.

Die Beurteilung des Projektes Hachinger Bach ist im Rahmen der Biodiversität auf den Bachlauf und den Weiher zu begrenzen. Die weitreichenden Grünflächen, als auch die zusätzlich konzipierten Bepflanzungen wurden bereits vorab durch die Anwendung des Kriteriums Biodiversität-Grünlandgestaltung ausgewertet.

a) Verursacht die Bachfreilegung relevante Folgen auf die Biodiversität?

ja nein (wenn nein, weiter mit Frage 2!)

b) Definieren Sie zusammengefasst die Art der Wirkung, die durch die Bachfreilegung, auf die Biodiversität entsteht.

positiv negativ

c) In welche Werteklasse ordnen Sie die projektbedingten Wirkungen auf die Biodiversität (in Berücksichtigung der sich daraus einstellenden Umweltfolgen) ein?

- I. absolut dominierende Wirkung
- II. sehr hohe Wirkung
- III. hohe Wirkung
- IV. mittlere Wirkung
- V. geringe Wirkung
- VI. sehr geringe Wirkung

Werteklasse: _____

d) Die nachfolgend aufgelisteten Vergleichskriterien repräsentieren folgenbeurteilte Wirkungen der Bachfreilegung Hachinger Bach. Treffen Sie eine Auswahl der Kriterien, mit denen Sie den Wirkungsprozess Biodiversität vergleichen können und bilden Sie eine Rangfolge.

Verwenden Sie für die Rangfolge (beginnend mit dem Ihrer Meinung nach wichtigsten Kriterium) aufsteigende ganze Zahlenwerte von „1“ bis maximal „6“!

Kosten	<input style="width: 40px; height: 30px;" type="text"/>	Schadstoffe	<input style="width: 40px; height: 30px;" type="text"/>
Schadenseinsparungen	<input style="width: 40px; height: 30px;" type="text"/>	HWR-Mensch	<input style="width: 40px; height: 30px;" type="text"/>
Beschäftigung	<input style="width: 40px; height: 30px;" type="text"/>	Biodiversität-Grünlandgestaltung	<input style="width: 40px; height: 30px;" type="text"/>

e) Beurteilen Sie die Projektfolgen auf die Biodiversität in Vergleich zu den quantifizierten Kriterienergebnissen des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Berücksichtigen Sie dabei Ihre festgelegte Rangfolge im Kriterienvergleich (vgl. Frage 1d).

Bearbeitungshinweise:

- Verwenden Sie für den Paarvergleich eine Wertskala von „+3“ bis „-3“
- Zwischenwerte sind möglich!
- Wertungsskala:

3	2	1	0	-1	-2	-3
Projektfolgen auf die Biodiversität sind absolut dominierend	Projektfolgen auf die Biodiversität sind um ein vielfaches höher	Projektfolgen auf die Biodiversität sind höher	vergleichbare Projektfolgen auf Biodiversität und Vergleichskriterium	Projektfolgen auf die Biodiversität sind geringer	Projektfolgen auf die Biodiversität sind um ein vielfaches geringer	Projektfolgen auf das Vergleichskriterium sind absolut dominierend

<u>Rangfolge</u>	<u>Vergleichskriterium</u>	<u>Werturteil</u>
1		
2		
3		
4		
5		
6		

2. Beurteilung des Wirkungsprozesses „Landschaftsvielfalt“

Beschreibung:

Im Kriterium Landschaftsvielfalt sind die durch die Maßnahmen verursachten Umweltwirkungen auf die Formen und die Strukturen der betroffenen Landschaften zu untersuchen. Es sind insbesondere Veränderungen im Erscheinungsbild und den Landschaftsfunktionen zu beurteilen. In Vergleich zum Wirkungsprozess der Biodiversität sind in der Landschaftsvielfalt nur abiotische Funktionen zu bewerten, nicht die biotischen Folgen der Maßnahmen auf die Pflanzen und Tiere.

a) Verursacht die Bachfreilegung relevante Folgen auf die Landschaftsvielfalt?

ja nein (wenn nein, weiter mit Frage 3!)

b) Definieren Sie zusammengefasst die Art der Wirkung, die durch die Bachfreilegung auf die Landschaftsvielfalt entsteht.

positiv negativ

c) In welche Werteklasse ordnen Sie die projektbedingten Wirkungen auf die Landschaftsvielfalt (in Berücksichtigung der sich daraus einstellenden Umweltfolgen) ein?

- I. absolut dominierende Wirkung
- II. sehr hohe Wirkung
- III. hohe Wirkung
- IV. mittlere Wirkung
- V. geringe Wirkung
- VI. sehr geringe Wirkung

Werteklasse: _____

d) Die nachfolgend aufgelisteten Vergleichskriterien repräsentieren folgenbeurteilte Wirkungen der Bachfreilegung Hachinger Bach. Treffen Sie eine Auswahl der Kriterien, mit denen Sie den Wirkungsprozess Landschaftsvielfalt vergleichen können und bilden Sie eine Rangfolge.

Verwenden Sie für die Rangfolge (beginnend mit dem Ihrer Meinung nach wichtigsten Kriterium) aufsteigende ganze Zahlenwerte von „1“ bis maximal „6“!

Kosten	<input type="checkbox"/>	Schadstoffe	<input type="checkbox"/>
Schadenseinsparungen	<input type="checkbox"/>	HWR-Mensch	<input type="checkbox"/>
Beschäftigung	<input type="checkbox"/>	Biodiversität- Grünlandgestaltung	<input type="checkbox"/>

e) Beurteilen Sie die Projektfolgen auf die Landschaftsvielfalt in Vergleich zu den quantifizierten Kriterienergebnissen des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Berücksichtigen Sie dabei Ihre festgelegte Rangfolge im Kriterienvergleich (vgl. Frage 2d).

Bearbeitungshinweise:

- Verwenden Sie für den Paarvergleich eine Wertskala von „+3“ bis „-3“
- Zwischenwerte sind möglich!
- Wertungsskala:

3	2	1	0	-1	-2	-3
Projektfolgen auf die Landschaftsvielfalt sind absolut dominierend	Projektfolgen auf die Landschaftsvielfalt sind um ein vielfaches höher	Projektfolgen auf die Landschaftsvielfalt sind höher	vergleichbare Projektfolgen auf Landschaftsvielfalt und Vergleichskriterium	Projektfolgen auf die Landschaftsvielfalt sind geringer	Projektfolgen auf die Landschaftsvielfalt sind um ein vielfaches geringer	Projektfolgen auf das Vergleichskriteriums sind absolut dominierend

<u>Rangfolge</u>	<u>Vergleichskriterium</u>	<u>Werturteil</u>
1		
2		
3		
4		
5		
6		

3. Beurteilung des Wirkungsprozesses „Erholung“

Beschreibung:

Im Kriterium Erholung sind die Umweltwirkungen bei der Maßnahmenumsetzung zu beurteilen, die Veränderungen in den regionalen Nutzungsmöglichkeiten für die Regeneration und Erholung verursachen. Zum Beispiel sind Eingriffe in die Nutzbarkeit von Wanderwegen, Radwegen, Bademöglichkeiten, aber auch Veränderungen an weiteren Sportangeboten, die direkt als regenerative bzw. erholungswirksame Maßnahmen zu deklarieren sind, zu bewerten.

a) Verursacht die Bachfreilegung relevante Folgen auf die Erholung?

ja nein (wenn nein, weiter mit Frage 4!)

b) Definieren Sie zusammengefasst die Art der Wirkung, die durch die Bachfreilegung auf die Erholung entsteht.

positiv negativ

c) In welche Werteklasse ordnen Sie die projektbedingten Wirkungen auf die Erholung (in Berücksichtigung der sich daraus einstellenden Umweltfolgen) ein?

- I. absolut dominierende Wirkung
- II. sehr hohe Wirkung
- III. hohe Wirkung
- IV. mittlere Wirkung
- V. geringe Wirkung
- VI. sehr geringe Wirkung

Werteklasse: _____

d) Die nachfolgend aufgelisteten Vergleichskriterien repräsentieren folgenbeurteilte Wirkungen der Bachfreilegung Hachinger Bach. Treffen Sie eine Auswahl der Kriterien, mit denen Sie den Wirkungsprozess Erholung vergleichen können und bilden Sie eine Rangfolge.

Verwenden Sie für die Rangfolge (beginnend mit dem Ihrer Meinung nach wichtigsten Kriterium) aufsteigende ganze Zahlenwerte von „1“ bis maximal „6“!

Kosten	<input type="checkbox"/>	Schadstoffe	<input type="checkbox"/>
Schadenseinsparungen	<input type="checkbox"/>	HWR-Mensch	<input type="checkbox"/>
Beschäftigung	<input type="checkbox"/>	Biodiversität-Grünlandgestaltung	<input type="checkbox"/>

e) Beurteilen Sie die Projektfolgen auf die Erholung in Vergleich zu den quantifizierten Kriterien-
 ergebnissen des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Berücksichtigen Sie dabei Ihre festgelegte
 Rangfolge im Kriterienvergleich (vgl. Frage 3d).

Bearbeitungshinweise:

- Verwenden Sie für den Paarvergleich eine Wertskala von „+3“ bis „-3“
- Zwischenwerte sind möglich!
- Wertungsskala:

3	2	1	0	-1	-2	-3
Projektfolgen auf die Erholung sind absolut dominierend	Projektfolgen auf die Erholung sind um ein vielfaches höher	Projektfolgen auf die Erholung sind höher	vergleichbare Projektfolgen auf Erholung und Vergleichskriterium	Projektfolgen auf die Erholung sind geringer	Projektfolgen auf die Erholung sind um ein vielfaches geringer	Projektfolgen auf das Vergleichskriteriums sind absolut dominierend

<u>Rangfolge</u>	<u>Vergleichskriterium</u>	<u>Werturteil</u>
1		
2		
3		
4		
5		
6		

4. Beurteilung des Wirkungsprozesses „Lebensqualität“

Beschreibung:

Im Kriterium Lebensqualität werden die projektbedingten Umweltwirkungen in Zielstellung der Einflussnahme auf die „quality of life“ analysiert. Hierzu sind zum Beispiel Eingriffe in Bewegungsfreiheiten, Empfindungen über die lokalen Lebenssituationen in Form von Wohnen, Familie und Beruf, aber auch implizierte Risiken und Gefahren zu berücksichtigen. Ziel ist es, die durch die Maßnahmen ausgelösten Änderungen der lokalen Lebensqualität quantifiziert in Umfang und Folgen auf die Umwelt abzubilden.

a) Verursacht die Bachfreilegung relevante Folgen auf die Lebensqualität?

ja nein (wenn nein, weiter mit Frage 5!)

b) Definieren Sie zusammengefasst die Art der Wirkung, die durch die Bachfreilegung auf die Lebensqualität entsteht.

positiv negativ

c) In welche Werteklasse ordnen Sie die projektbedingten Wirkungen auf die Lebensqualität (in Berücksichtigung der sich daraus einstellenden Umweltfolgen) ein?

- I. absolut dominierende Wirkung
- II. sehr hohe Wirkung
- III. hohe Wirkung
- IV. mittlere Wirkung
- V. geringe Wirkung
- VI. sehr geringe Wirkung

Werteklasse: _____

d) Die nachfolgend aufgelisteten Vergleichskennwerte repräsentieren folgenbeurteilte Wirkungen der Bachfreilegung Hachinger Bach. Treffen Sie eine Auswahl der Kriterien, mit denen Sie den Wirkungsprozess Lebensqualität vergleichen können und bilden Sie eine Rangfolge.

Verwenden Sie für die Rangfolge (beginnend mit dem Ihrer Meinung nach wichtigsten Kriterium) aufsteigende ganze Zahlenwerte von „1“ bis maximal „6“!

Kosten	<input type="checkbox"/>	Schadstoffe	<input type="checkbox"/>
Schadenseinsparungen	<input type="checkbox"/>	HWR-Mensch	<input type="checkbox"/>
Beschäftigung	<input type="checkbox"/>	Biodiversität- Grünlandgestaltung	<input type="checkbox"/>

e) Beurteilen Sie die Projektfolgen auf die Lebensqualität in Vergleich zu den quantifizierten Kriterienergebnissen des modularen Nachhaltigkeitsmodells. Berücksichtigen Sie dabei Ihre festgelegte Rangfolge im Kriterienvergleich (vgl. Frage 4d).

Bearbeitungshinweise:

- Verwenden Sie für den Paarvergleich eine Wertskala von „+3“ bis „-3“
- Zwischenwerte sind möglich!
- Wertungsskala:

3	2	1	0	-1	-2	-3
<i>Projektfolgen auf die Lebensqualität sind absolut dominierend</i>	<i>Projektfolgen auf die Lebensqualität sind um ein vielfaches höher</i>	<i>Projektfolgen auf die Lebensqualität sind höher</i>	vergleichbare Projektfolgen auf Lebensqualität und Vergleichskriterium	<i>Projektfolgen auf die Lebensqualität sind geringer</i>	<i>Projektfolgen auf die Lebensqualität sind um ein vielfaches geringer</i>	<i>Projektfolgen auf das Vergleichskriterium sind absolut dominierend</i>

<u>Rangfolge</u>	<u>Vergleichskriterium</u>	<u>Werturteil</u>
1		
2		
3		
4		
5		
6		

5. In welche der 3 Nachhaltigkeitsdimensionen ordnen Sie sich entsprechend ihrer eigenen Ziele und Präferenzen vorrangig ein?

(Nur eine Nennung möglich!)

- ökonomische Dimension
- ökologische Dimension
- soziale Dimension

6. Kommentare und Anmerkungen

A6. Anwendungsbeispiele der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen

Das neu konzipierte Nachhaltigkeitsmodell erlaubt ganzheitlich alle Projektwirkungen von Hochwasserschutzmaßnahmen zu erfassen und geschlossen auszuwerten. Dies gewährleistet nachhaltige Entwicklung bei der Planung von Hochwasserschutzmaßnahmen direkt zu verfolgen und die Nachhaltigkeit der Maßnahmen in Wert quantifiziert abzubilden.

In Darstellung der Möglichkeiten des Nachhaltigkeitsmodells wurden zwei Beispielprojekte einer ganzheitlichen Projektbewertung unterzogen. Als Beispiele zur Darstellung und Überprüfung der Modellanwendbarkeit des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells wurde das Hochwasserschutzprojekt Pirna und die Freilegung Hachinger Bach ausgewertet. Gemäß den im Abschnitt 5.3 erarbeiteten Bewertungskriterien wurden beide Beispielprojekte einer Analyse unterzogen. Die zusammengefassten Auswertungsergebnisse sind im Abschnitt 5.4 „Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna“ und Abschnitt 7.2 „Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach“ dargestellt. Im Folgenden werden spezifisch die Teilergebniswerte detailliert erläutert und Ausschnitte der Berechnungen herausgestellt. Ziel ist es, den Berechnungsablauf des Nachhaltigkeitsmodells transparent aufzuzeigen, um so die Anwendbarkeit des Modells nachvollziehbar zu belegen. Alle Berechnungen und Auswertungen erfolgten computergestützt. Die Kriterienergebnisse wurden dabei maßgeblich in Anwendung des Softwaretools Excel erarbeitet. Für einige spezifische Kriterieninhalte wurden zusätzliche Softwareprogramme wie zum Beispiel ArcGIS und MIKE 21 eingesetzt.

1. Auswertung Beispielprojekt – Hochwasserschutz Pirna

Das Hochwasserschutzprojekt Pirna mit seinen vier Projektalternativen wurde unter Anwendung des Teilmodells 1 des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells ausgewertet. Ziel bildete die maximal mögliche Nachweisführung der projektbedingten Umweltwirkungen unter Verwendung von ausschließlich rationalen Auswertungsalgorithmen und -methoden. Für die in den Alternativen hinterlegten Einzelerschutzmaßnahmen wurden dazu allgemein, ohne detaillierte Standortanalyse und Untersuchung der spezifischen Projekteigenschaften, 16 Bewertungskriterien identifiziert. Der Umfang ist als vollständig im Rahmen der in den Alternativen involvierten Einzelmaßnahmen zu beschreiben. Von den 16 Bewertungskriterien sind zwei als nicht relevant in Berücksichtigung der Projektspezifikationen zu deklarieren und weitere fünf, infolge unzureichender Planungsdaten und begrenzter Auswertungsmöglichkeiten, nur durch erweiterte Analysen auswertbar. Für die rationale Projektanalyse mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell sind neun Kriterien identifiziert, die im Folgenden in Inhalt und Wert einzeln dargelegt werden⁵¹¹.

1.1. Auswertung ökonomische Dimension

Die Auswertung der ökonomischen Dimension des Hochwasserschutzprojektes Pirna erfolgt mit den Kriterien Kosten und Schadenseinsparungen.

1.1.1. Kosten

Die Kosten des Hochwasserschutzprojektes Pirna sind gemäß den bestehenden Planungen als Kostenschätzungen zu beschreiben⁵¹². Sie liegen getrennt für alle Einzelmaßnahmen der vier Alternativen vor. Die Basisdaten der Kosten basieren auf Analysen und Berechnungen von Ingenieurbüros,

⁵¹¹ Bewertungsstichtag: 31.12.2011

⁵¹² vgl. DIN 276-1 (2008)

begründet auf der Leistungsvergabe durch die LTV-Sachsen. Hierfür wurden von der Planungsgesellschaft Scholz+Lewis mbH, der Ingenieurgesellschaft ProAqua und dem Leibnitz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. Kostenschätzungen der Schutzmaßnahmen ausgehend von vergleichbaren Projekten, tabellarischen Grundwerten und Erfahrungswerten vorgenommen⁵¹³. Im Ergebnis sind Kosten pro Alternative vorliegend, die gemäß der Planungsstufe und der beabsichtigten Einzelmaßnahmen, als anerkannt begründet zu beschreiben sind. Maßnahmenleistungen die mit dem Planungsstand keine gesicherte Erfassung ermöglichen, werden in den bestehenden Kostenrechnungen nicht berücksichtigt. Hierbei sind zum Beispiel Aufwendungen für Baugrunduntersuchungen und Kosten für landschaftspflegerische Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen zu nennen.

1.1.1.1. Investitionskosten

Die Berechnungen der Investitionskosten der vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna erfolgen im Rahmen der definierten Kostenstruktur⁵¹⁴. Es werden dabei Kosten des Grunderwerbes, der Planung und der Herstellung differenziert.

Grunderwerb

Der Grunderwerb unterscheidet sich innerhalb der vier Alternativen deutlich. Während bei Variante 1b der Bahndammankauf als vernachlässigbar zu bezeichnen ist⁵¹⁵, müssen in den Varianten 3b und 4a Grundstückskosten für das Hochwasserrückhaltebecken Berücksichtigung finden⁵¹⁶. Die Variante 4b ist durch die Verwendung des Steinbruches Nentmannsdorf und der dazu benötigten Flächenankäufe nochmals deutlich kostenintensiver als die beiden Varianten in Teilausbau⁵¹⁷. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass für die gegenwärtig noch bestehenden gewerblichen Nutzungsrechte Entschädigungen zu erbringen sind.



Abbildung 42: Standort des zukünftigen HWRB – li.: Blick auf die Sperrstelle, re.: Blick von der Sperrstelle in den zukünftigen Staubereich

⁵¹³ vgl. PROAQUA & IÖR (2009), SCHOLZ+LEWIS MBH (2010)

⁵¹⁴ vgl. Anhang A4-1 „Kosten“

⁵¹⁵ Die Kosten von Öd-/Unland belaufen sich auf zirka 0,25 €/m² (vgl. SCHOLZ+LEWIS MBH, 2010). Da die zur Maßnahmenumsetzung benötigte Projektgrundfläche zudem deutlich begrenzt ist, besteht kein Bedarf an einer Wertberücksichtigung infolge der geringen Einheitsflächenkosten.

⁵¹⁶ Die Flächen des HWRB werden gegenwärtig als Waldflächen, Brachland und Ackerflächen genutzt. Hierbei ist ein Vergleichskostenansatz von 0,80 €/m² ansetzbar (begründet der Wertermittlungen des GUTACHTERAUSSCHUSS DRESDEN, 2011). Infolge des großen Flächenbedarfes ist dabei trotz begrenzter finanzieller Flächenwerte eine Relevanz der Kosten grundsätzlich gegeben.

⁵¹⁷ vgl. Abbildung 42

Planung

Kosten der Planung werden gemäß der zu prognostizierenden Herstellungskosten bestimmt⁵¹⁸. Im Ergebnis ist für jede Einzelmaßnahme ein Kostenwert basierend auf den Ingenieurleistungen vorliegend. Als zusätzliche Planungsaufwendung wird die gemäß Auftraggeber gewünschte Primärstudie bezüglich der Schadenskosten berücksichtigt⁵¹⁹. Diese ist zusätzlich zu den Planungsleistungen der HOAI einzeln zu veranschlagen.

Herstellung

Die Herstellungskosten des Hochwasserschutzprojektes Pirna werden gemäß den vorliegenden Vorplanungen ermittelt. Hierzu ist es möglich, die Kostenschätzungen der Planungsgesellschaft SCHOLZ+LEWIS MBH (2010) zu verwenden. Als Basis der Berechnungen der Herstellungskosten dienen dabei bekannte Vergleichsprojekte und Tabellenwerte.

1.1.1.2. Laufende Kosten

Laufende Kosten von Hochwasserschutzprojekten sind allgemein durch fünf Teilkriterien zu klassifizieren. Die Unterscheidung gewährleistet bei vollständiger Vorlage aller Informationen eine hochauflösende Kostenstruktur und eine Möglichkeit einer übersichtlichen Aufbereitung und Weiterverarbeitung der Daten.

Verwaltung

Verwaltungskosten des Hochwasserschutzprojektes Pirna werden in der Vorplanung nicht separat ausgewiesen. Es ist zu berücksichtigen, dass im Projekt Pirna erst anschließend detaillierter Einzelplanungen, die Umfänge des zur Projektunterhaltung und -nutzung notwendigen Personalkörpers nachweisbar sind.

Reinvestition

Das Hochwasserschutzprojekt Pirna ist durch die zur Bewertung herangezogene temporale Rahmgebung von 80 Jahren in keiner der Einzelmaßnahmen vollständig neu zu ertüchtigen. Eine Erhebung der Reinvestitionskosten der Hochwasserschutzmaßnahmen ist nicht notwendig.

Betrieb

Die Betriebskosten des Hochwasserschutzprojektes Pirna sind über die Teilkosten Ver- und Entsorgung, Reinigung und Pflege und Instandhaltung als jährliche Kostenreihe zusammengefasst⁵²⁰. Kontroll- und Sicherheitsdienste sind für die Maßnahmen nicht zusätzlich zu erbringen. Die jährlichen Betriebskosten oder auch Nutzungskosten genannt sind in Zuordnung gemäß der Teilmaßnahme HWRB zu veranschlagen. Seitens des Projektes erfolgt hierbei keine Differenzierung zwischen Voll- und Teilausbau. Für die Schutzmaßnahmen Umflutgerinne und Schutzmauererhöhung wird mit dem gegenwärtigem Stand der Planung auf eine separate Berücksichtigung der Betriebskostenaufwendungen im Nutzungszeitraum verzichtet.

⁵¹⁸ vgl. HOAI (2009)

⁵¹⁹ Eine Berücksichtigung erfolgt maßgeblich in Kenntnis der höchst detaillierten Schadenseinsparungsberechnungen. Diese sind nur entsprechend der separaten Planungsbeauftragung zu gewährleisten. Folglich sind auch die dazu benötigten Kosten bei einer ganzheitlichen Projektbewertung zu beachten.

⁵²⁰ vgl. PROAQUA & IÖR (2009)

Instandsetzung

Instandsetzungen bei den Maßnahmen der vier Alternativen sind vielfältig und begründen differenzierte Kostenhöhen und temporale Notwendigkeiten der Arbeiten. So ist zum Beispiel für das Umflutgerinne alle 40 Jahre ein notwendiger Austausch der Stahlwasserbauteile vorzusehen. Für die Konzeption der Rückhaltebecken ist, sowohl im Teil- als auch im Vollausbau, alle zehn Jahre eine Erneuerung der MSR-Technik notwendig. Weitere zyklische Kosten entfallen zum Beispiel auf die Sohl- und Böschungssicherungen, Einfriedungen und Geländer.

1.1.1.3. Gesamtkosten

Kosten des Hochwasserschutzprojektes Pirna bestehen aus investiven und laufenden Aufwendungen. Diese beinhalten je Variante spezifische Kosten, die den jeweiligen Einzelmaßnahmen zuzuordnen sind. Um investive und laufende Kosten geschlossen darzulegen und für weitere Berechnungen zu verwenden, muss eine Akkumulation in Berücksichtigung der temporalen Zuordnung der jeweiligen Werte erfolgen.

Die Abbildung 43 stellt die Projektkostenbarwerte (PKBW) im Erwartungswert (3 % p. a.) und für die beiden Grenzwertszenarien (2 % p. a. und 5 % p. a.) der vier Alternativen dar. Im Ergebnis der Berechnungen wird ersichtlich, dass die Variante 1b die geringsten Kosten aufweist, während Variante 4b, vor allem maßgeblich durch das HWRB (Vollausbau), höchste Aufwendungen für die Herstellung und den Unterhalt verlangt. Die Varianten 3b und 4a verursachen mittlere Kosten. Insgesamt ist zwischen allen vier Alternativen eine maximale Kostendifferenz im Erwartungswert von zirka 37 % der Gesamtkosten zu verzeichnen⁵²¹.

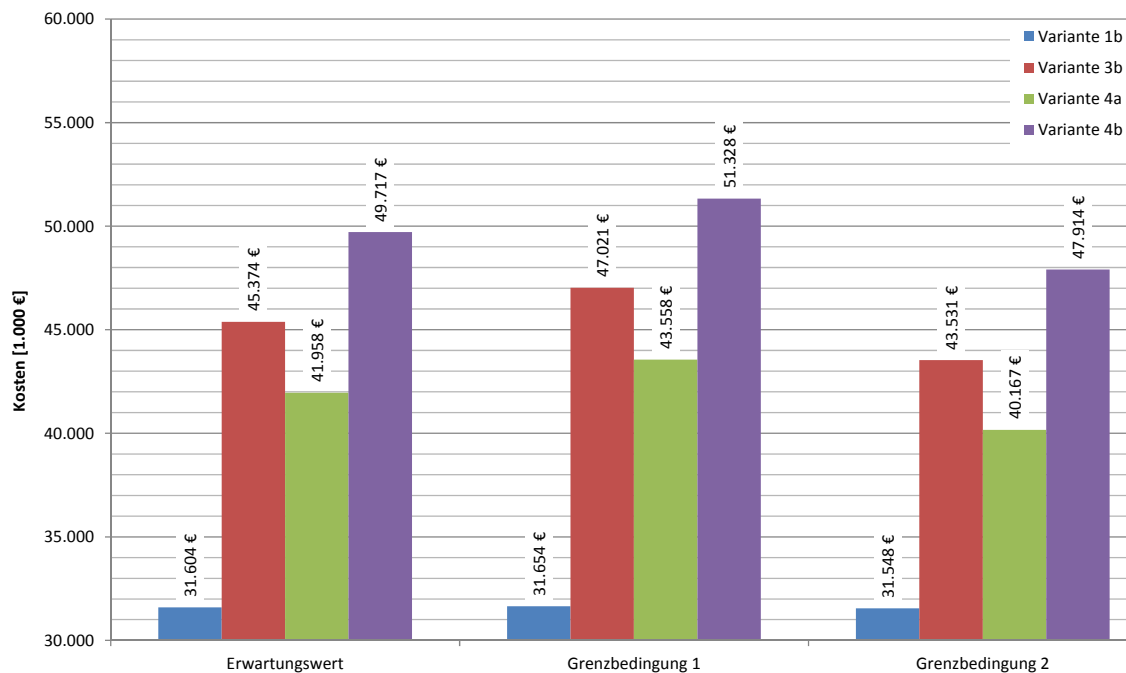


Abbildung 43: Gesamtkosten – Bewertungszeitraum 80 Jahre – HWS-Projekt Pirna

1.1.2. Schadenseinsparungen

Die Berechnungen der Schadenseinsparungen im Hochwasserschutzprojekt Pirna erfolgen aufbauend auf den Nachweisführungen der Ingenieurgesellschaft ProAqua und dem Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V.⁵²² Diese führten im Auftrag der LTV-Sachsen Schadensberechnungen in

⁵²¹ Berechnung für Soll-Zinssatz 3 % p. a.

⁵²² vgl. PROAQUA & IÖR (2009)

Anwendung von analytisch-synthetischen, bauwerkstypenbezogenen und relativen Schadensfunktionen durch. Als Basisdaten dienten Informationen der Nutzung und der Topographie, die mittels eines eigens entwickelten Geoinformationssystems (GIS), mit den aus den Voranalysen bekannten physikalischen Randbedingungen verknüpft wurden. Im Ergebnis ist es möglich, für verschiedene Güter der betroffenen Region (punktuell und flächengewichtet) bei spezifischen Hochwasserereignissen, Einwirkungen und daraus ableitbare Wirkungsfolgen finanziell abzubilden. Zum Beispiel wurden für typisierte Wohngebäude Schäden am Bauwerk und im Umfang der Inventarfolgen ermittelt. Im Rahmen der PKW-Wertschäden konnten ausgehend von der Garagenanzahl und der Parkhausstellplatzmenge detaillierte Informationen der zu prognostizierenden Schadensumfänge gewonnen werden.

Tabelle 22: Schadenserwartungswerte – Zeitwert und Neuwert – HWS-Projekt Pirna

<u>Schutzvarianten</u>	<u>Schadenserwartung-Neuwert [€/a]</u>	<u>Schadenserwartung-Zeitwert [€/a]</u>
Status Quo	8.943.000	6.529.000
Variante 1b	3.698.000	2.700.000
Variante 3b	3.599.000	2.627.000
Variante 4a	3.707.000	2.706.000
Variante 4b	3.050.000	2.226.000

Die Schadensberechnungen im Projekt Pirna sind als höchst detailliert zu beschreiben. Die in Absprache mit dem Entscheidungsträger entwickelte Methodik gewährleistet zukünftige Hochwasserschäden realitätsnah zu prognostizieren. Jedoch sind in Anwendung der Methodik auch Einschränkungen vorzufinden, die für eine Berücksichtigung der Werte im modularen Nachhaltigkeitsmodell eine Überarbeitung verlangen. So sind die Kapitalstöcke in den vorliegenden Untersuchungen gemäß den Neuwerten der betroffenen Güter erhoben. Hierbei wird unterstellt, dass Instandsetzungen, nach den allgemeinen Regeln der Technik, einer neuwertigen Güterausprägung entsprechen. Schadensersparungsermittlungen im modularen Nachhaltigkeitsmodell erfolgen aber auf Basis einer Realbewertung und begründen dadurch eine Verwendung des Nettokonzeptes⁵²³. Es werden Zeitwerte der gemäß Hochwasser betroffenen vulnerablen Güter berücksichtigt, da nur so eine gesicherte Abbildung von direkt durch die Ereignisse beeinträchtigten gesellschaftlichen Werten möglich ist⁵²⁴. In Vergleich des Brutto- und Nettokonzepts sind Differenzen von zirka 27 % zu verzeichnen⁵²⁵. Zusätzlich der Problematik Neu- oder Zeitwert ist in den Berechnungen von PROAQUA & IÖR (2009) kritisch der Umfang der in den Berechnungen involvierten Hochwasserereignisse anzumerken. Die Schadensberechnungen erfolgen bis zu einem gegen unendlich strebenden Hochwasserereignis. Hierbei wird unterstellt, dass bei Überschreitung eines 200 jährlichen Hochwasserereignisses die Schäden in und um Pirna gleich bleiben. Dies jedoch ist in Vergleich der Schäden des Status Quo und der Alternativen nicht belegbar. Vielmehr ist zu erwarten, dass bei Überschreitung eines 200 jährlichen Ereignisses, eine weitere Schadenszunahme durch die Alternativen erfolgt. Dies begründet folglich unterschiedliche Schadenserwartungswerte die zu Ergebniswertverzerrungen beitragen können. Im modularen Nachhaltigkeitsmodell erfolgt deshalb in Hinblick auf eine gesicherte Vergleichbarkeit der Schadenserwartungswerte eine Berechnung bis einschließlich des 200 jährlichen Hochwasserer-

⁵²³ vgl. Tabelle 22

⁵²⁴ vgl. DWA (2008)

⁵²⁵ Die ausgehend statistischer Mittelwerte vorliegenden Zeitwerte, von ca. 60 % der Neuwerte (vgl. MEYER, 2005), werden begründet auf der im Jahre 2002 verheerenden Hochwasserkatastrophe an der Elbe (mit einer hohen Betroffenheit Pirnas) um 13 % erhöht. Es ist begründet anzunehmen, dass das stattgefunden seltene Hochwasser 2002 zu umfangreichen Schadensregulierungen und im Ergebnis zu einer Werterhöhung beitrug. – vgl. PROAQUA & IÖR (2009)

eignisses. Alle weiteren deutlich selteneren Ereignisse werden in den Schadensanalysen nicht berücksichtigt.



Abbildung 44: Schadenseinsparungen – Vergleich Zeit-/Neuwert – HWS-Projekt Pirna

Alle Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna verursachen nachweisliche Schadenseinsparungen. Durch Umsetzung der Maßnahmen sind zwischen 58 % bis 66 % Schadensreduzierungen möglich⁵²⁶. In Vergleich der Nutzen der vier Alternativen (Zeitwerte) sind dabei Ergebniswertvarianzen zwischen 10 % bis 13 % nachweisbar⁵²⁷. Die Variante 4b begründet den höchsten Nutzen. Dieser übertrifft im Minimum die drei weiteren Alternativen um mindestens 10 % oder im Realwert um zirka 400.000 €/a. Die Variante 3b begründet eine mittlere Schadensreduzierung, während sich der Nutzen der Variante 1b und 4a deutlich unter den beiden anderen Alternativen befindet. So besteht zwischen den Varianten 4a und 4b eine maximale jährliche Schadenseinsparungsdifferenz von 13 % oder zirka 479.000 €/a. Zwischen den Varianten 4b und 1b ist der Unterschied nur geringfügig kleiner.

⁵²⁶ vgl. Abbildung 44, Abbildung 45

⁵²⁷ vgl. Abbildung 44

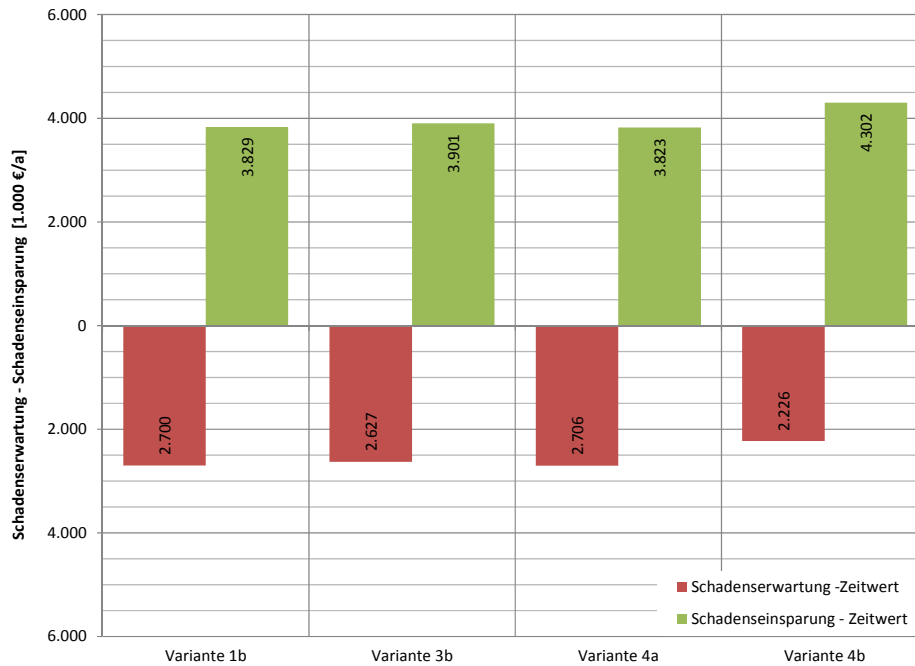


Abbildung 45: Schadenerwartungswerte und Schadensersparungen (in Vergleich zum Status Quo) – Zeitwert – HWS-Projekt Pirna

1.2. Auswertung ökologische Dimension

Die Auswertung der ökologischen Dimension entspricht in Inhalt und Zielstellung den Absichten des Menschen die Natur und die Umwelt zu erhalten, um auch zukünftigen Generationen einen mindestens vergleichbaren Lebensraum zu gewährleisten. Die Ökologie als den Menschen umschließender Bereich wird dabei aber weniger ihrer selbst, als vielmehr entsprechend der Wirkungen und Folgen auf die Menschen analysiert und beurteilt⁵²⁸. Nur wenn ökologische Effekte Wirkungen auf die Menschen direkt ausüben oder nachgeordnet (indirekt) begründen, sind diese in Wert und Relevanz darstellbar. Ohne Einflussnahmen oder Beziehungen zwischen Mensch und Ökologie ist der Wert eines ökologischen Gutes weder positiv noch negativ, als vielmehr nicht beurteilbar.

1.2.1. Treibhauseffekt

Die vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna beinhalten technische Maßnahmen durch deren Umsetzung maßgeblich Beton-, Naturstein-, Aushubarbeiten und Materialtransportleistungen zu erbringen sind. Gleichzeitig verlangen sie vorab der eigentlichen Arbeiten an den Maßnahmen der Bereitstellung der Grundstoffe durch Gewinnung und Umwandlung. In allen Prozessen von Gewinnung bis Einbau sind Emissionen von CO₂ oder CO₂-Äquivalenten nachweisbar. Folglich ist bei allen Alternativen und bei jeder Einzelmaßnahme eine Wirkung mit Folgen auf den Treibhauseffekt grundsätzlich gegeben.

In Berücksichtigung der Mengen der eingesetzten Materialien und der maßgeblichen Herstellungsleistungen sind, in Verwendung der zugehörigen Emissionswerte⁵²⁹, die durch die Maßnahmen emittierenden CO₂-Mengen zu bestimmen. Im Ergebnis der Berechnungen ist die Variante 3b, mit einer Menge von zirka 2.600 t CO₂-Äquivalent, als die am treibhauseffektfördernde anthropogene Maßnahmenkombination zu beschreiben. Die Variante 4a begründet, als geringste treibhauseffektfördernde Schutzmaßnahme, eine Emissionsmenge von zirka 1.100 t CO₂-Äquivalent. Die Variante 1b

⁵²⁸ anthropozentrisches Weltbild: Der Mensch bildet den Mittelpunkt allen Lebens. Die Umwelt dient der Bedürfnisbefriedigung des Menschen.

⁵²⁹ vgl. ÖKOBAU.DAT (2012)

mit zirka 2.100 t CO₂-Äquivalent und die Variante 4b mit zirka 1.500 t CO₂-Äquivalent verursachen mittlere Treibhauseffektwirkungen. Ausgehend von den berechneten Sachbilanzen ist ein negativer Nutzen von zirka 77.000 bis 185.000 Euro für die Alternativen nachweisbar⁵³⁰.

Die Analyse und Beurteilung der Wirkungen kommunaler Hochwasserschutzmaßnahmen auf den Treibhauseffekt erfolgt unter Nachweisführung der für die Herstellung und Nutzung relevanten Emissionsmengen an CO₂-Äquivalenten. Hierbei wird ersichtlich, dass technische Maßnahmen mehrere Tonnen CO₂-Äquivalent emittieren, diese aber in Relation zu den weiteren Umweltnutzen nur eine untergeordnete Bedeutung einnehmen. In Anbetracht der Folgenbeurteilung von CO₂-Sachbilanzen wird deutlich, dass nur bei extrem umfangreichen Bauwerken oder energieintensiven Nutzungen relevante Umweltfolgen entstehen. Ausgehend von den im Projekt nachgewiesenen verschiedenen Nutzenwirkungen von mehreren Millionen Euro sind die Nutzen von bis zu 185.000 Euro in Analyse des Treibhauseffektes zwar grundsätzlich nicht zu vernachlässigen, doch aber allgemein nicht entscheidungsrelevant.

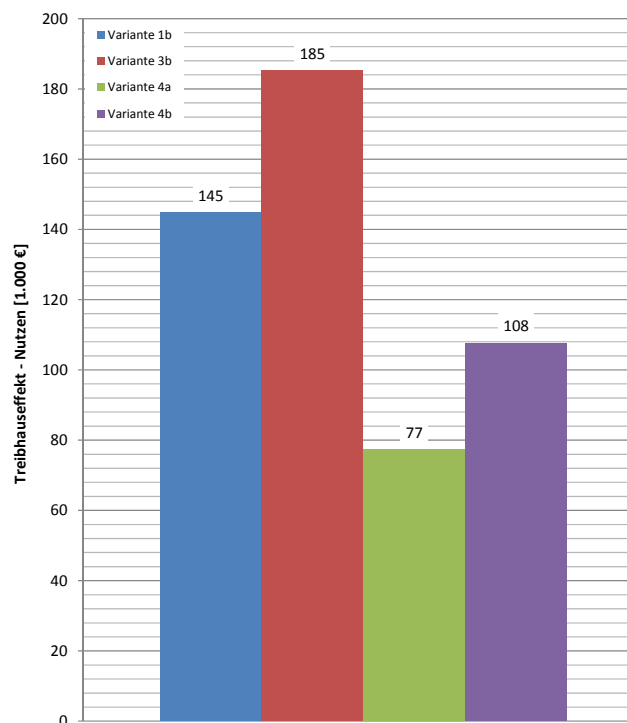


Abbildung 46: Treibhauseffekt – HWS-Projekt Pirna

1.2.2. Schadstoffe

Der Nachweis der Wirkungen im Kriterium Schadstoffe erfolgt in Anwendung auf das Hochwasserschutzprojekt Pirna durch die Analyse der Emissionen über das Medium Luft. Schadstoffe in Ausbreitung über die Medien Wasser und Boden sind in den Projektalternativen nur nachgeordnet in Mengenumfängen über Einträge von Luftschadstoffen nachweisbar. Ausnahmen wie zum Beispiel Ölleckagen bei der Herstellung oder Nutzung sind hiervon ausgenommen, können aber im Planungsprozess nicht berücksichtigt werden. Diese sind bei Einhaltung der bestehenden Umweltschutzvorschriften und funktionierenden Maschinentechniken nicht in Vorhersage der Herstellung und des Betriebes zu prognostizieren.

Die Analyse und Beurteilung der Schadstoffwirkungen der vier Alternativen des Schutzprojektes Pirna erfolgt begründet auf den vorliegenden Daten der Planung. Hierzu sind die Mengen der für den Bau

⁵³⁰ vgl. Abbildung 46

maßgeblich benötigten Materialien, deren Transportmöglichkeiten, notwendige Aushubmengen und die Maschinen für die Leistungserstellung zu untersuchen.

Schadstoffwirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen werden in Klassifizierung gemäß ihren Folgen auf den Ozonabbau, die bodennahe Ozonbildung und die Versauerung beurteilt. Hierzu wird jede Alternative entsprechend der Einzelmaßnahmen untersucht, die maßgeblichen Stoffemissionen in Sachbilanz nachgewiesen und die jeweiligen Folgen auf die Umwelt quantifiziert erfasst.

Variante 1b

Die Variante 1b beinhaltet im Projekt Pirna die Erstellung eines Umflutgerinnes zur schadlo- sen Abführung der Abflussmengen der Seidewitz im Hochwasserfall. Hierzu ist geplant, in Trassierung eines stillgelegten Bahndamms⁵³¹, ein künstliches Gerinne zu erschaffen, dass bei Überschreitung eines 2 jährlichen Hochwasserereignisses der Seidewitz Flutung erfährt und eine Überlagerung der Abflusswellen aus Seidewitz und Gottleuba verhindert. Das Umflutgerinne ist dazu im Abschnitt 0+150 bis 0+650 naturnah⁵³² und im restlichen Verlauf mittels ei- nes Betongerinnes auszugestalten⁵³³. Das Gerinne ist zwischen 0+000 und 0+650 trapezför- mig und im Bereich zwischen 0+650 und 1+650 als Rechteckgerinne auszuführen. Als Materi- al ist Stahlbeton vorgesehen. Der Durchmesser der Stahlbetonkonstruktion wird im Bereich der Sohle und der Böschungssicherung mit 0,20 m und im Bereich der vertikalen Schutzmau- ern mit 0,30 m veranschlagt⁵³⁴.



Abbildung 47: Ansicht stillgelegte Bahndammstrecke auf Höhe Waschhausweg – Pirna

Variante 3b

Variante 3b des Hochwasserschutzprojektes Pirna verbindet das aus Variante 1b bekannte Umflutgerinne und ein an der Seidewitz vorgelagertes HWRB im Teilausbau (Regelabgabe 26 m³/s). Infolge der zusätzlichen Rückhaltewirkung ist eine Verringerung der Ausbauhöhen des Umflutgerinnes in Teilbereichen möglich.

⁵³¹ vgl. Abbildung 47

⁵³² mit einer Sohlsicherung in Form einer Steinschüttung

⁵³³ vgl. SCHOLZ+LEWIS MBH (2010)

⁵³⁴ vgl. BAYER ET AL. (2009)

Variante 4a

Die Variante 4a verbindet das aus Variante 3b bekannte HWRB in Teilausbau und eine Schutzmauererhöhung entlang der Gottleuba im Bereich des Stadtzentrums. Hierbei ist neben der Schutzmauererhöhung von durchschnittlich einem Meter, eine zusätzliche Mauerertüchtigung der gegenwärtigen Schutzsysteme vorgesehen. Diese aber kann in den Schadstoffanalysen nicht berücksichtigt werden, da allgemein eine Ertüchtigung notwendig ist und die Wirkung damit dem Status Quo gleichgesetzt werden muss.

Variante 4b

Die Planungen der Schutzvariante 4b beinhalten die aus der Variante 4a bekannten Schutzmauerertüchtigungen und -erhöhungen im Bereich des Stadtzentrums Pirnas und gleichzeitig die Errichtung eines HWRB im Vollausbau (Regelabgabe 11 m³/s). Hierbei ist gemäß den bestehenden Planungen ein Absperrbauwerk in Umfang einer Steinschüttung (zirka 200.000 m³) mit einer innenliegenden 0,60 m Asphaltbetondichtung vorgesehen⁵³⁵.

In Analyse der Schadstoffemissionen-Luft der vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna wird eine deutliche Differenzierung zwischen den Maßnahmenkonstellationen sichtbar⁵³⁶. Allen voran Maßnahmen mit umfangreichen Betonmengen bilden Ursache einer verstärkter Versauerung. Der Transport von Stoffmengen wiederum ist im Kontext der drei Schadstoffindikatoren geeignet, eine Verringerung von bodennahem Ozon zu begründen. Allen Maßnahmen gleich ist die geringe Wirkung auf den Ozonschichtabbau. Es werden bei allen Maßnahmen Mengen von R₁₁-Äquivalenten kleiner 1 kg nachgewiesen. Diese sind begründet der geringen Wirkungsintensitäten in ihren Umweltfolgen zu vernachlässigen⁵³⁷.

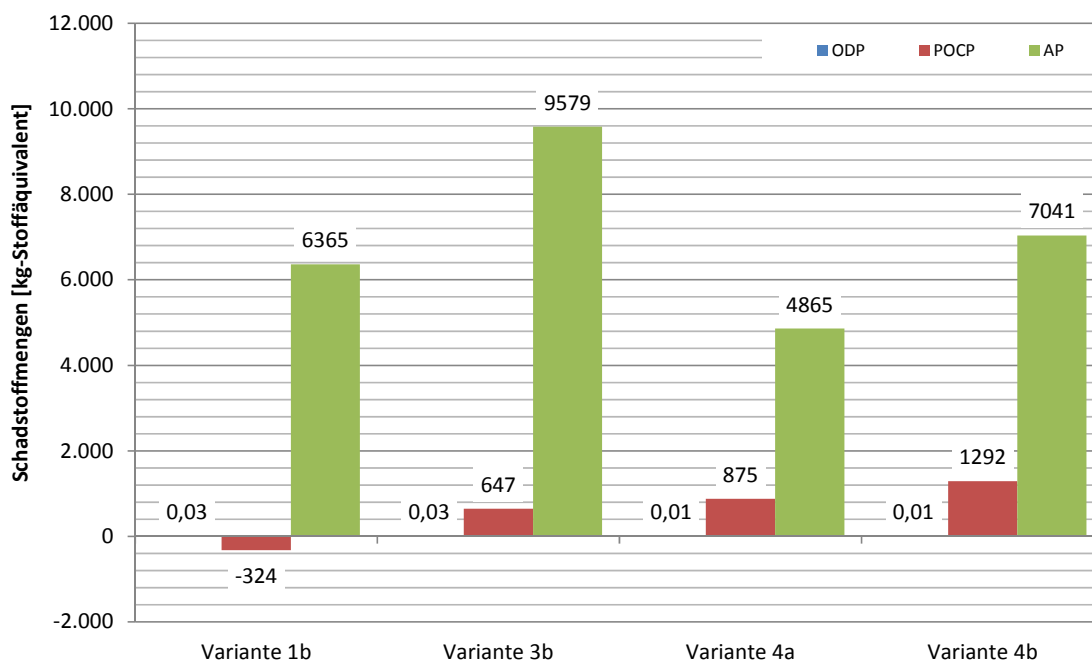


Abbildung 48: Schadstoffe-Luft – HWS-Projekt Pirna

⁵³⁵ vgl. LTV (2011)

⁵³⁶ vgl. Abbildung 48

⁵³⁷ 1 kg R₁₁-Äquivalent \triangleq 11,85 Euro negativen Nutzen

Die vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna verursachen maßgebliche Schadstoffemissionen in Wirkung auf die Versauerung und das bodennahe Ozon⁵³⁸. Die Variante 3b als umfangreichste schadstoffemittierende Alternative bildet die Ursache von zirka 52.000 Euro negativen Nutzen. Als minimales schadstoffemittierendes Schutzkonzept ist die Variante 4a der Auslöser von negativen Nutzen in Höhe von zirka 28.000 Euro. Die Variante 1b mit zirka 32.000 Euro und die Variante 4b mit zirka 40.000 Euro begründen mittlere negative Nutzen.

Die Nutzen der Schadstoffwirkungen sind angesichts der hohen Herstellungskosten oder auch der Schadenseinsparungen äußerst beschränkt. In Vergleich dieser ist die Wirkung der Maßnahmen auf die Schadstoffe allgemein als nicht entscheidungsrelevant zu deklarieren. In Verwendung der Nutzenwirkungen im modularen Nachhaltigkeitsmodell sind keine maßgeblichen Einflussnahmen auf die Gesamtbewertung der Projektalternativen nachweisbar.

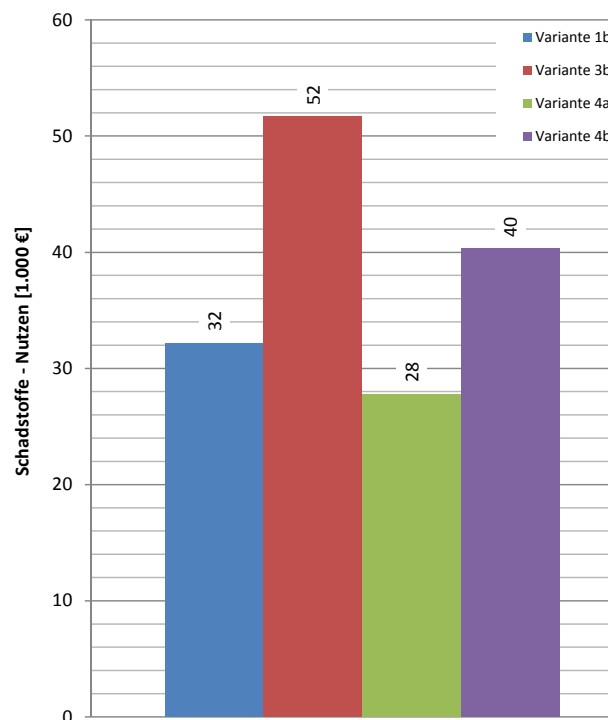


Abbildung 49: Schadstoffe – HWS-Projekt Pirna

1.2.3. Eutrophierung

Die Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna begründen eine Einflussnahme auf die Eutrophierung ausschließlich infolge der Emission von Phosphor. Maßgebliche Stickstoffwirkungen oder Abbauprozesse von Phosphor sind durch die geplanten Maßnahmen nicht nachweisbar. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass das Umflutgerinne zwar allgemein als Überschwemmungsfläche zu charakterisieren ist, aber in Mehrheit keine natürlichen Sohlflächen aufweist. Betonierte Gerinne aber wiederum erlauben nur äußerst eingeschränkt Abbauprozesse von Phosphor und Stickstoff. Infolge der versiegelten Gerinneflächen und der sich bei der Nutzung des Gerinnes einstellenden hohen Fließgeschwindigkeiten sind Absetzprozesse oder gar Fällungen von Stickstoff und Phosphor physikalisch begründet nur schwer möglich.

In Auswertung des Hochwasserschutzprojektes Pirna sind für alle vier Alternativen differenzierte Emissionsmengen an Phosphor nachweisbar. Die Variante 3b emittiert die mit Abstand größte Men-

⁵³⁸ vgl. Abbildung 49

ge von Phosphat-Äquivalenten in der Herstellung. Während die Variante 4a die geringsten Emissionsmengen aufweist, verursachen die Varianten 1b und 4b mittlere Emissionsmengen an Phosphat-Äquivalenten. Insgesamt sind in den Varianten des Hochwasserschutzprojekts Pirna zwischen 540 kg bis 1.200 kg Phosphat-Äquivalent nachweisbar.

In Beurteilung der Folgen der durch die Alternativen emittierenden Stoffmengen ist ein negativer Nutzen in Wertespannen zwischen 4.000 und 9.200 Euro im Erwartungswert nachweisbar⁵³⁹. Die Nutzenwirkung ist dabei angesichts der hohen Herstellungskosten oder auch der Schadenseinsparungen äußerst beschränkt. In Vergleich mit diesen ist die Wirkung der Maßnahmen auf die Eutrophierung allgemein als nicht entscheidungsrelevant zu deklarieren. In Verwendung der Nutzenwirkungen im modularen Nachhaltigkeitsmodell sind keine maßgeblichen Einflussnahmen auf die Gesamtbewertung der Projektalternativen nachweisbar.

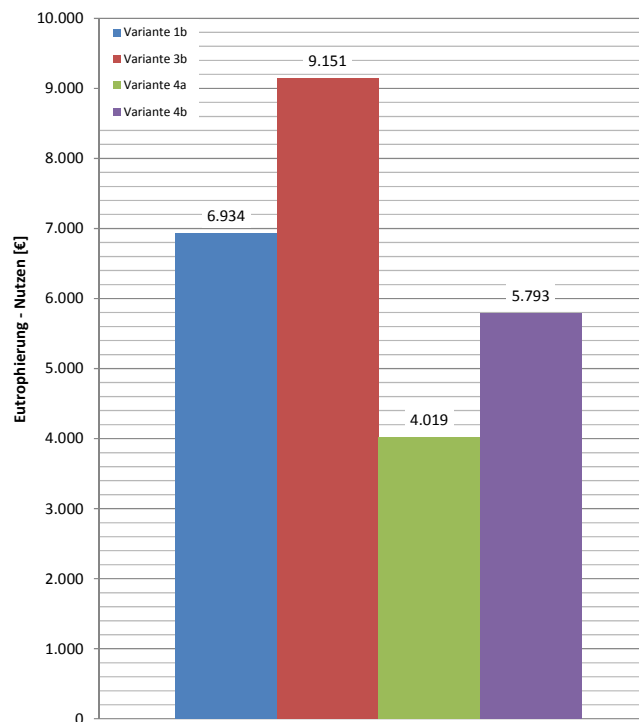


Abbildung 50: Eutrophierung – HWS-Projekt Pirna

1.3. Auswertung soziale Dimension

Bewertungskriterien sozialer Dimensionen begründen eine Anwendung durch das Streben der Menschen nach Wohlbefinden und Gesundheit. Hierbei ist inhaltlich eine Vielzahl dedizierter Wirkungen maßnahmenbedingt zu berücksichtigen.

1.3.1. Hochwasserrisiko – Mensch

Das Kriterium Hochwasserrisiko-Mensch erfasst die Differenz prognostizierbarer Opferzahlen mit und ohne Schutzmaßnahmen (Status Quo) entsprechend der hochwassergefährdeten Region. Im Ergebnis der Untersuchungen kann für verschiedene Alternativen eine Veränderung der statistischen Hochwasseropfer prognostiziert werden. Dies entspricht den direkten maßnahmenbedingten Wirkungen auf den Menschen und hierbei insbesondere auf deren Leben und Gesundheit. Waren bis dato Untersuchungen im Hochwasserschutz meist auf Kosten fixiert oder umfassten maximal die Einbeziehung materieller und wirtschaftlicher Schadensanalysen, so wurde der Mensch als oberste Zielstellung des Schutzes vor Hochwasser bei Projektbewertungen in Deutschland nur unzureichend berück-

⁵³⁹ vgl. Abbildung 50

sichtigt. Es erfolgten wenn überhaupt, nur verbal argumentative Erörterungen und in seltenen Fällen Vorhersagen der Anzahl potentiell gefährdeter Personen⁵⁴⁰. Eine eindeutige Berechnung statistisch prognostizierbarer Opfer erfolgte in Deutschland bisher nicht.

Die Berechnungen des Kriteriums Hochwasserrisiko-Mensch basieren auf den Verfahrensgrundlagen des „Department of Environment, Food and Rural Affairs“ Großbritanniens (DEFRA)⁵⁴¹. Das Verfahren ist allgemein als physikalisches LoL-Modell zu kennzeichnen und bedarf der Anpassung spezifischer Parameter auf die Region Deutschland und das jeweilige Projektgebiet. Zur Anwendung des Verfahrensmodells DEFRA im Projektgebiet Pirna sind die folgenden spezifischen Randbedingungen zu berücksichtigen.

Randbedingungen

Die Berechnungen erfolgen begründet der detaillierten Datenlage des Projektes entgegen dem Ursprungsmodell nicht zonengebunden, sondern punktuell für kleinskalige Wirkungsbereiche. So wird ausgehend auf den physikalischen Modellergebnissen der Planungsgesellschaft SCHOLZ+LEWIS MBH (2010) für jede Einzelbelastung (Punktwert aus Wasserstand und Fließgeschwindigkeit→Wasserimpuls) ein zugehöriges Belastungsraster (Polygon) berechnet⁵⁴² und infolge der zuzuordnenden Nutzungen eine Anzahl an Gefährdeten ermittelt. Für die Flächennutzungen⁵⁴³ werden für Wohngebäude 0,0178 Einwohner pro qm⁵⁴⁴, für Verwaltungseinrichtungen 0,08 Beschäftigte pro qm⁵⁴⁵ und für anderweitige Nutzungen 0,02 Personen pro qm⁵⁴⁵ veranschlagt. Für die zusätzlich durch Trümmergut auftretenden Stabilitäts- einbußen wird ein Trümmerfaktor von „1“ angesetzt⁵⁴⁶. Die Vulnerabilität der Region wird infolge der gebirgscharakteristischen Gewässerstruktur von Seidewitz und Gottleuba bei der Hochwasserausbreitung als schneller Anstiegsbereich deklariert und eine durchschnittliche zweistöckige Bebauung berücksichtigt. Die Vulnerabilität der regional betroffenen Personen wird im Teilbereich älterer Menschen (>75 Jahre) mit 12,92 %⁵⁴⁷ und bei chronisch Kranken und in Beweglichkeit eingeschränkten mit 18 %⁵⁴⁸ veranschlagt.

⁵⁴⁰ vgl. SCHMIDTKE & PFLÜGNER (2007)

⁵⁴¹ vgl. DEFRA (2003, 2006)

⁵⁴² vgl. Abbildung 51

⁵⁴³ Die Flächennutzungen sind durch ALK-Daten der Region Pirna ermittelt wurden.

⁵⁴⁴ gemäß Berechnungen der Bruttoflächen-Wohnen, Einwohnerzahlen und Gesamtstadtfläche – vgl. www.statistik.sachsen.de/genonline/online/logon (abgerufen: 27.01.2012)

⁵⁴⁵ vgl. PROAQUA & IÖR (2009)

⁵⁴⁶ ab Überschreitung eines Wasserstandes von 0,25 m – vgl. DEFRA (2006)

⁵⁴⁷ Altersgruppen: www.statistik.sachsen.de/genonline/online/logon (abgerufen: 27.01.2012)

⁵⁴⁸ vgl. Anhang A4-11 „Hochwasserrisiko – Mensch (HWR-Mensch)“



Abbildung 51: physikalische Hochwasserbeeinträchtigung („Belastungs raster“) – Status Quo, 50 jährliches HW – Wohnbebauung – Pirna Innenstadt – HWS-Projekt Pirna

Für das Kriterium Hochwasserrisiko-Mensch werden die Opferanzahlen der Alternativen und des Status Quo verglichen. Die Differenz beider Opferzahlen entspricht dem Nutzen der jeweiligen Hochwasserschutzkonzepte⁵⁴⁹. Als Stützstellen der Vergleichsberechnungen werden Hochwasserereignisse berücksichtigt deren Eintritt relevante Veränderungen in der Opferprognose begründet. Im Detail sind dabei die Hochwasser HQ₁₀, HQ₂₀, HQ₅₀ und HQ₁₀₀ bei allen Alternativen und das HQ₂₀₀ des Status Quo als maximal vorhersehbares Opferszenario verwendet wurden.

⁵⁴⁹ vgl. Abbildung 52

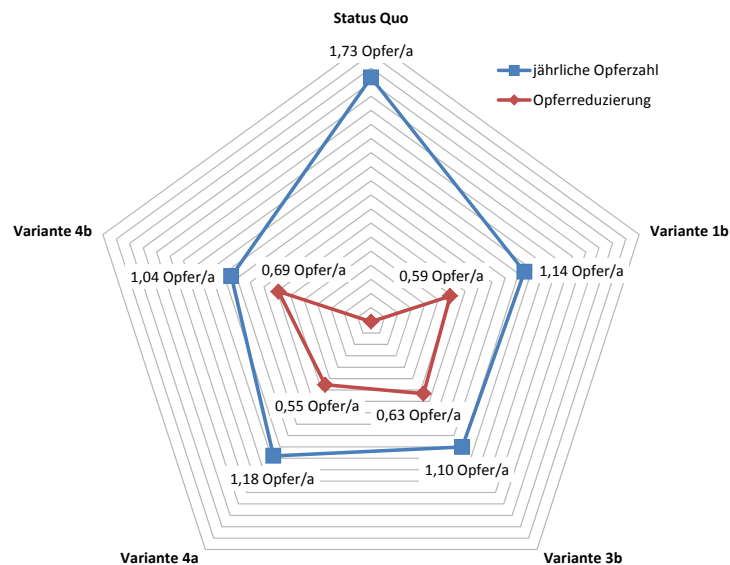


Abbildung 52: statistische jährliche HW-Opfer der Alternativen und deren Änderung in Bezug auf den Status Quo – HWS-Projekt Pirna

Durch die Berechnungen sind für die vier Alternativen Reduzierungen von potentiellen statistischen Hochwasseropfern (HO) um zirka 32 % bis 40 % nachweisbar. Im Detail ist dabei die Variante 4b geeignet, die Anzahl an Hochwasseropfern maximal zu verringern. So ist bei der Variante 4b eine jährliche Opferreduzierung (statistisch) von 0,69 HO zu erreichen. Dem entgegen ist die Variante 4a am wenigsten für den Schutz von Leib und Leben geeignet. Sie verursacht eine Reduzierung von 0,55 HO. Die Varianten 1b und 3b begründen Mittelwerte.

Die Anwendung des Kriteriums Hochwasserrisiko-Mensch verlangt, neben der Berechnung prognostizierbarer jährlicher Opferreduzierungen, der Implementierung einer numerischen Folgenbeurteilung. Diese erfolgt in Nachweisführung der in Deutschland durchschnittlichen volkswirtschaftlichen Verluste. Eine ethische Beurteilung von Hochwasseropfern unterbleibt. Der Gewichtungswert beträgt gemäß aktuellen Forschungsstudien 996.412 Euro pro Opfer⁵⁵⁰.

In der Gesamtwertberechnung des Kriteriums Hochwasserrisiko-Mensch, ausgehend von einer jährlichen Opferreduzierung und der zu berücksichtigenden monetären Wertgewichtung, ist im Mittel für die Alternativen ein jährlicher Nutzen von zirka 600.000 € zu prognostizieren⁵⁵¹. Variante 4b besitzt mit einem Wert von zirka 688.000 €/a den höchsten Nutzen, während Variante 4a mit zirka 552.000 €/a den geringsten Nutzen aufweist. Die Variante 1b mit zirka 587.000 €/a und Variante 3b mit zirka 630.000 €/a verursachen mittlere positive Nutzen.

⁵⁵⁰ vgl. http://www.bast.de/cIn_031/nn_622184/DE/Publikationen/Forschung-kompakt/2011-2010/2011-04.html (abgerufen: 24.05.2012)

⁵⁵¹ vgl. Abbildung 53

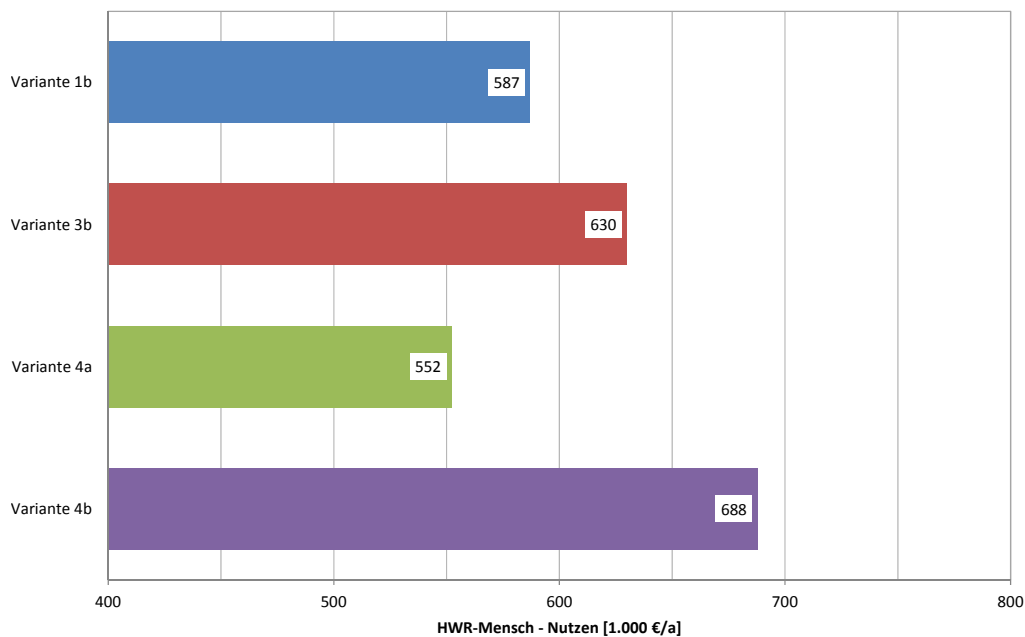


Abbildung 53: HWR-Mensch – HWS-Projekt Pirna

1.3.2. Anlagenrisiko

Hochwasserschutzmaßnahmen dienen primär dem Schutz von Menschen und Gütern vor Beeinträchtigung ausgelöst durch verschiedene Hochwasserereignisse. Doch neben der Zielwirkung können Schutzmaßnahmen gleichermaßen auch Ursache einer zusätzlich ausgelösten Gefährdung bilden. Je nach Umfang der Maßnahmen ist bei Versagen eine verstärkte Einwirkungsbelastung in der ursprünglich zu schützenden Region zu prognostizieren. So ist zum Beispiel infolge des Maßnahmenversagens von Dämmen eine gesteigerte Impulseinwirkung auf Betroffene zu erwarten, die in Auswirkung Opferzahlen und Schäden erhöht. Im Folgenden werden, ausgehend von den drei Grundmaßnahmen und deren differenzierten Ausbildungsformen in den vier Alternativen, die Anlagenrisiken des Projektes Pirna erörtert. In Kombination der Ergebnisse ist es möglich, für jede der Alternativen den Nutzen bezüglich des Anlagenrisikos zu ermitteln und zuzuordnen.

Umflutgerinne

Das Umflutgerinne entspricht in Ausführung einem Überschwemmungsgebiet. Nicht bewirtschaftbare Abflussmengen können unabhängig des ursprünglichen Gewässerbettes, abseits des gefährdeten Gebietes, abgeleitet werden. Der Umschlag erfolgt in Abhängigkeit der Abflussmenge des Gewässers Seidewitz. Im Detail werden dabei Abflussmengen in Überschreitung eines 2 jährlichen Hochwasser bis hin zu einem 100 jährlichen Hochwasser schadlos abgeführt.

In Berücksichtigung des steuerbaren Wehres, der begründeten Annahme der Funktionstüchtigkeit der Anlage (Ausfallsicherung), begrenzter Stauhöhen über der Geländeoberkante und der Dauerhaftigkeit der Ausbaumaterialien (Betongerinne) ist ein Anlagenrisiko des Umflutgerinnes allgemein nicht in relevanten Umfängen zu prognostizieren. Ein potentielles Maßnahmenversagen ist in Folgen maßgeblich begrenzt. So ist zum Beispiel die geringe Stauhöhe durch die maßgebliche Einlassung des Umflutgerinnes in das Gelände nicht geeignet, hohe Impulswirkungen auszulösen. Gleichzeitig ist bei sich einstellenden Versagenswirkungen ein Umschlag der Hochwassermengen in das Umflutgerinne geregelt zu unterbinden (Umfluter). Im Ergebnis sind zwar Schäden im Stadtgebiet möglich, jedoch entsprechen diese den vergleichbar bisher vorliegenden (Status Quo) und begründen keine zusätzlichen Gefährdungs-

lagen. In Zusammenfassung ist für das Umflutgerinne keine relevante Maßnahmenwirkung begründet durch ein Anlagenversagen zu prognostizieren.

Schutzmauererhöhung

Versagen von Hochwasserschutzmauern begründen Risiken für Menschen und Güter. Infolge der anstehenden Wassersäulen ergeben sich erhöhte Fließgeschwindigkeiten und infolge verstärkte Impulse. Im Schutzprojekt Pirna aber erfolgt keine Neuerstellung von Hochwasserschutzmauern. Es wird lediglich eine Mauererhöhung um durchschnittlich einen Meter vorgesehen. Die Beschränkung auf einen Meter erfolgt ausgehend ästhetischer Gründe⁵⁵². Infolge ist trotz Mauererhöhung bei mittleren bis seltenen Ereignissen mit Überströmen der Schutzmaßnahmen zu rechnen.

In Beurteilung des Anlagenrisikos sind die Schutzmauererhöhungen grundsätzlich als nicht relevant in Wirkungsumfang zu charakterisieren. Zwar entsteht durch ein Überströmen ein Verlust der Schutzwirkung, doch ist dieser Effekt nur marginal erhöht den prognostizierbaren Schäden des Status Quo Szenarios und wird bereits in der Planung berücksichtigt.

HWRB

Das Anlagenrisiko der HWRB ist allgemein durch die Eingrenzungsbauwerke und die dabei anstehenden Wassersäulen immens. Zwar besteht für jedes HWRB die Verpflichtung zur Nachweisführung der Stabilität auch bei sehr seltenen Hochwasserereignissen (BHQ₂)⁵⁵³, doch sind spätestens bei Überschreitung dieser, extreme Auswirkungen (Gefahren) zu prognostizieren. Infolge sind hohe Risiken bei Maßnahmenversagen zu erwarten, wenn auch nur geringe Wahrscheinlichkeiten für einen Versagenseintritt bestehen. Für die Berechnung des Anlagenrisikos der HWRB des Projektes Pirna erfolgt eine Differenzierung zwischen Teil- und Vollausbau. Als Versagensursache dient ein Bruch des Steinschüttdamms. Der Nachweis der Wirkungen des Versagens erfolgt unter Verwendung der Kriterien Schadenseinsparungen⁵⁵⁴ und Hochwasserrisiko-Mensch⁵⁵⁵.

Die Berechnung der negativen Nutzen der vier Alternativen gemäß Anlagenrisiko erfolgt ausschließlich unter Berücksichtigung des Maßnahmenversagens der HWRB. Die Differenzierung zwischen Teil- und Vollausbau begründet dabei zwei unterschiedliche Nutzengrößen. In Auswertung der Anlagenrisiken auf Güter/Werte und Menschen ist für einen Bewertungszeitraum von 80 Jahren und einem Kontierungszinssatz von 3 % für die Varianten 3b und 4a ein negativer Nutzen in Höhe von zirka 1,8 Mio. Euro und für die Variante 4b von zirka 2,4 Mio. Euro prognostizierbar⁵⁵⁶. Die Variante 1b ist bezüglich des Anlagenrisikos als nicht bewertungsrelevant einzuordnen (Umflutgerinne).

⁵⁵² vgl. SCHOLZ+LEWIS MBH (2010)

⁵⁵³ vgl. DIN 19700-12 (2004)

⁵⁵⁴ vgl. Anhang A6-1.1.2

⁵⁵⁵ vgl. Anhang A6-1.3.1

⁵⁵⁶ vgl. Abbildung 54

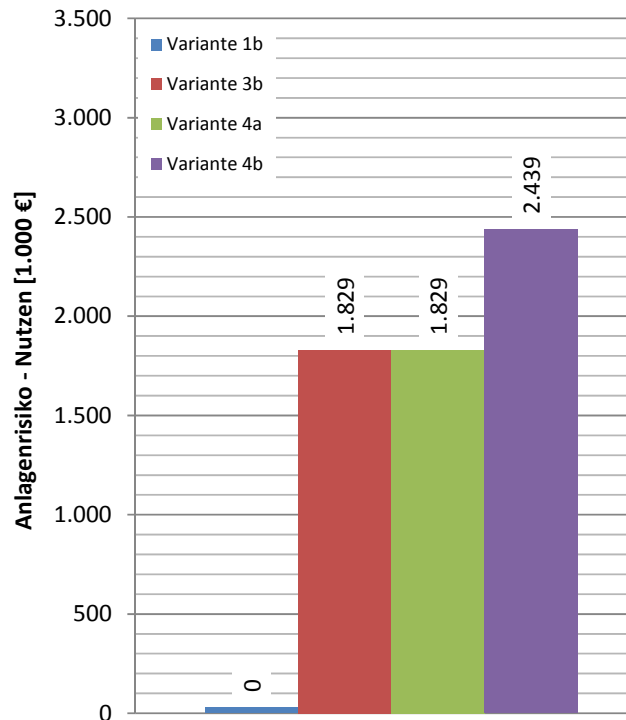


Abbildung 54: Anlagenrisiko – HWS-Projekt Pirna

1.3.3. Lebensqualität

Die Einzelmaßnahmen der vier Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna begründen differenzierte Wirkungen die vor allem im Bereich des Umflutgerinnes und des HWRB zu Veränderungen der Bewegungsfreiheit führen. So ist ausgelöst der Maßnahmen eine Unterbrechung und Verlegung von Verkehrswegen notwendig, in deren Folge Lebensbedingungen Veränderungen finden können. Zur Nachweisführung der maßnahmenbedingten Veränderungen der Bewegungsfreiheit wird im Folgenden eine Wirkungsevaluierung getrennt nach den drei Einzelschutzmaßnahmen vorgenommen. Ausgehend von den dabei nachweisbaren Wirkungen und Folgen ist es möglich, für jede der vier Alternativen den Nutzen hinsichtlich Lebensqualität rational zu ermitteln.

Umflutgerinne

Durch die Umsetzung des Umflutgerinnes ist unabhängig des Ausbaustandes allgemein eine Veränderung der Bewegungsfreiheit zu prognostizieren. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass durch das Gerinne eine bauliche Trennung stattfindet. Da aber parallel dem Bau des Gerinnes eine Neuerstellung verschiedener Brückenbauwerke erfolgt, ist es möglich, die gegenwärtig bestehende Verkehrsinfrastruktur zu erhalten⁵⁵⁷. Zwar besteht keine Möglichkeit unabhängig von Brücken das Gerinne zu überqueren, doch war dies auch im Status Quo durch die bestehende Bahndammtrasse und dem vorliegenden starken Bewuchs nur schwer bis gar nicht möglich⁵⁵⁸.

Schutzmauererhöhung

Durch die Maßnahme Schutzmauererhöhung ist keine Beeinflussung der Lebensqualität zu prognostizieren. Durch die begrenzte Mauererhöhung entsteht keine Veränderung der Bewegungsfreiheit. Zugleich sind weitere relevante Einflüsse auf die Lebensqualität durch die

⁵⁵⁷ vgl. SCHOLZ+LEWIS MBH (2010)

⁵⁵⁸ vgl. Abbildung 47

Berücksichtigung der städtebaulichen Struktur, in Verwendung einer auf durchschnittlich einen Meter begrenzten Erhöhung, nicht zu prognostizieren⁵⁵⁹.

HWRB

Die Umsetzung der HWRB begründet unabhängig des Ausbauzustandes (Teil- oder Vollausbau) Einschränkungen in der Lebensqualität. Infolge des Baus der HWRB ist es nicht mehr möglich, die Straße S176 als direkte Verbindung zwischen Eulmühle und Zuschendorf zu nutzen. Es wird notwendig, eine Umfahrung in direkter Nähe zu verwenden, die aber eine Wegstreckenverlängerung von mindestens 2,5 km verursacht. In Anbetracht einer täglichen Trassennutzung von 300 Fahrzeugen⁵⁶⁰ ist ein jährlicher Streckenmehrbedarf von zirka 300.000 Fahrzeugkilometern zu verzeichnen.

Die Auswertungen der Alternativen des Hochwasserschutzprojektes Pirna begründen rationale Einflussnahmen auf die Lebensqualität im Rahmen der Einzelmaßnahme HWRB⁵⁶¹. Hierbei sind Veränderungen durch die vollständige Stilllegung der S176 im Maßnahmenbereich nachweisbar. Infolge ist eine jährliche Fahrtstreckenzunahme in der Region zu prognostizieren. Diese begründet, durch einen mittleren Verbrauch und einem zugeordneten Kostenkennwert, einen negativen Nutzen von zirka 42.000 Euro pro Jahr.

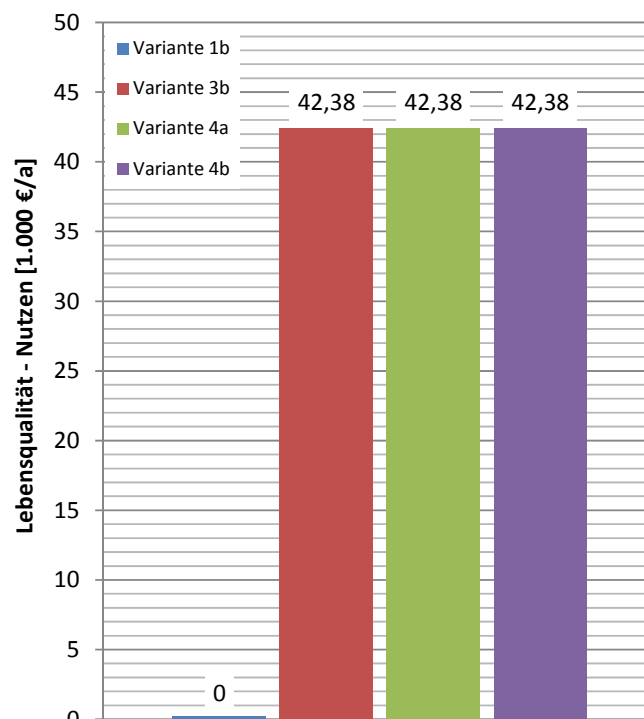


Abbildung 55: Lebensqualität – HWS-Projekt Pirna

1.3.4. Beschäftigung

Der Nachweis der Wirkungen auf die regionale Beschäftigung erfolgt unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Kriteriums Kosten. Es werden dabei alle finanziellen Aufwendungen erfasst die grundsätzlich Beschäftigungseffekte auslösen können. Im Detail sind neben Investitionen der Planung und Herstellung auch alle zyklischen und punktuellen Leistungen während der Nutzungsphase zu berücksichtigen.

⁵⁵⁹ vgl. SCHOLZ+LEWIS MBH (2010)

⁵⁶⁰ vgl. Sächsische Zeitung Online: <http://www.sz-online.de/nachrichten/artikel.asp?id=2668038> (abgerufen: 06.05.2012)

⁵⁶¹ vgl. Abbildung 55

sichtigen. Auch diese begründen Arbeitsumfänge und entsprechen damit der Voraussetzung von regionalen Beschäftigungseffekten.

Das Kriterium Beschäftigung des Projektes Pirna weist ausgehend auf den differenzierten Kostenstrukturen bei allen Alternativen verschiedene Nutzen auf⁵⁶². Im Ergebnis der Berechnungen verursacht die Variante 4b den größten absoluten Nutzen in Höhe von zirka 15,2 Mio. Euro. Gefolgt von den Varianten 3b und 4a bildet die Variante 1b das Schutzkonzept mit dem wertemäßig geringsten Nutzen auf den regionalen Beschäftigungsmarkt in Höhe von zirka 10,4 Mio. Euro. Zwischen der Maximalalternative 4b und der Minimallösung 1b ist ein Nutzenunterschied von zirka 5 Mio. Euro oder 50 % bei einem Bewertungszeitraum von 80 Jahren und einem Realzinssatz von 3 % nachweisbar.

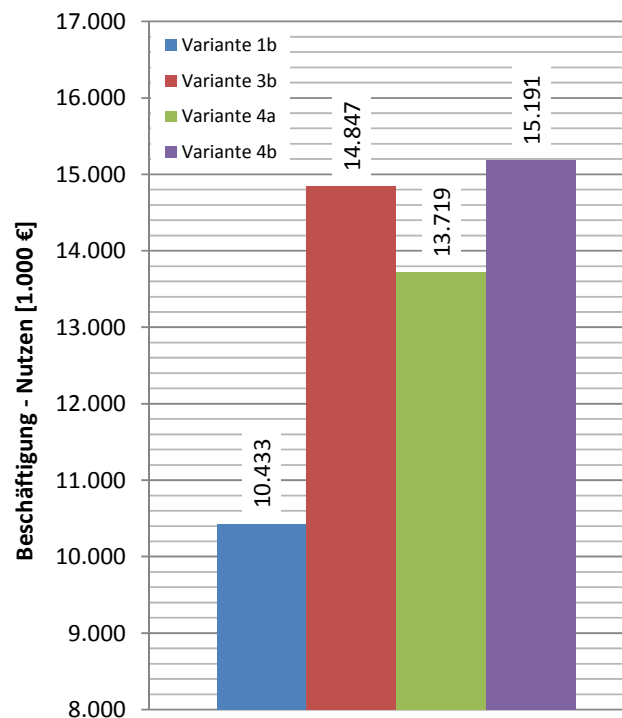


Abbildung 56: Beschäftigung – HWS-Projekt Pirna

1.4. Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung des Hochwasserschutzprojektes Pirna erfolgt ausschließlich mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell. Hierzu sind alle Ergebnisse der Teilkriterien entsprechend den jeweiligen Werthöhen und des zeitlichen Nachweiszeitpunktes der Nutzen über den Bewertungszeitraum zu akkumulieren. Im Folgenden wird die Gesamtbewertung tabellarisch dargestellt⁵⁶³. Hierzu wird, aufbauend auf den allgemeinen Randbedingungen der Analyse, für jede der vier Alternativen die Ergebniswertbildung aufgezeigt. Die Tabellen sind direkt den Berechnungen der zugehörigen Excel-Sheets entnommen.

⁵⁶² vgl. Abbildung 56

⁵⁶³ vgl. Tabelle 23-Tabelle 24, Abbildung 57 – Abbildung 61

Tabelle 23: allgemeine Randbedingungen der Projektbewertung zur Vorbereitung der Gesamtbewertung – HWS-Projekt Pirna

Bewertungszeitraum:	80 Jahre
Kontierungszinssatz:	3,0%
minimaler Kontierungszinssatz:	2,0%
maximaler Kontierungszinssatz:	5,0%
Steigerungsrate:	0,0%
Bewertungstichtag:	31.12.2011

Tabelle 24: Übersicht der Erwartungswerte der Umweltfolgen – indirekte Bewertungskriterien – HWS-Projekt Pirna

Kosten	gemäß Angabe Bauteile/Bauwerke ProAqua & IÖR (2009), Scholz+Lewis mbH (2010)		
Schadenseinsparungen	gemäß Nachweis ProAqua & IÖR (2009)		
Schadstoffe	ODP	11,85	€/kg R ₁₁ -Äqv.
	POCP	2,86	€/kg C ₂ H ₄ -Äqv.
	AP	5,20	€/kg SO ₂ -Äqv.
Treibhauseffekt	GWP	70,00	€/t CO ₂ -Äqv.
Eutrophierung	EK	22,50	€/kg Phosphat-Äqv.
	Validierungsfaktor	0,33	
HWR-Mensch	HWO	996.412	€/HW-Opfer
Anlagenrisiko	gemäß Angaben ProAqua & IÖR (2009), Kriterium HWR-Mensch		
Lebensqualität	KV	7,50	l/100km
	Kosten KV	2,00	€/l
Beschäftigung	EJ	18.340	Beschäftigte/Eh
	Eh	1.000.000.000	€
	MF	18.000	€/Beschäftigte

Jahr	Kosten	Nutzen							gesamt:	NGW
		Schadensersparungen	Schadstoffe	Treibhauseffekt	Eutrophierung	HWR-Mensch	Anlagenrisiko	Lebensqualität		
0	31.499.784,12 €	0,00 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €	10.214.812,52 €	-21.284.971,61 €
1	31.499.784,12 €	3.717.227,33 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	569.958,20 €	0,00 €	0,00 €	14.501.998,05 €	-16.997.786,07 €
10	31.499.784,12 €	32.659.964,21 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	5.007.714,84 €	0,00 €	0,00 €	47.882.491,57 €	16.382.707,45 €
20	31.499.784,12 €	56.962.044,84 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	8.733.924,99 €	0,00 €	0,00 €	75.910.782,34 €	44.410.998,22 €
30	31.499.784,12 €	75.045.075,15 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	11.506.575,28 €	0,00 €	0,00 €	96.766.462,95 €	65.266.678,83 €
40	31.499.784,12 €	88.500.547,97 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	13.569.687,49 €	0,00 €	0,00 €	112.285.047,98 €	80.785.263,86 €
50	31.604.013,45 €	98.512.683,42 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	15.104.836,73 €	0,00 €	0,00 €	123.866.740,86 €	92.262.727,41 €
60	31.604.013,45 €	105.962.652,48 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	16.247.131,94 €	0,00 €	0,00 €	132.459.005,13 €	100.854.991,68 €
70	31.604.013,45 €	111.506.129,13 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	17.097.106,85 €	0,00 €	0,00 €	138.852.456,69 €	107.248.443,24 €
80	31.604.013,45 €	115.630.996,37 €	-32.174,00 €	-144.787,99 €	-6.934,23 €	17.729.568,02 €	0,00 €	0,00 €	143.609.785,09 €	112.005.771,64 €

Auswertung:
 Kosten: 31.604.013,45 €
 Nutzen: 143.609.785,09 €
NGW: 112.005.771,64 €
 NKV: 4,54

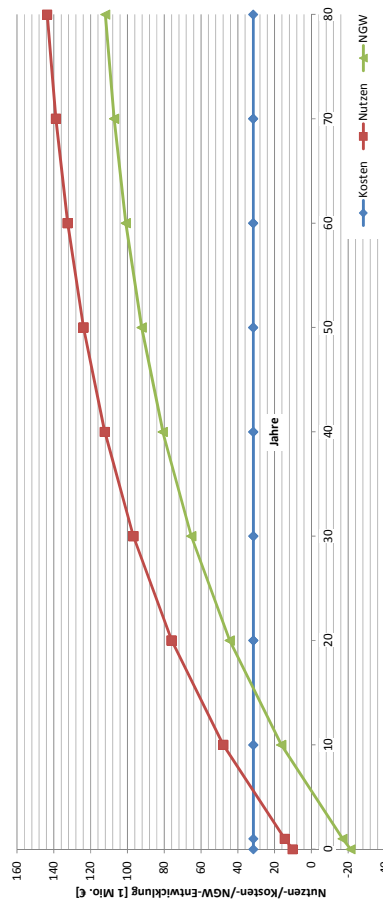


Abbildung 57: Übersicht der Ergebnisse der Projektbewertung Variante 1b – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna

Jahr	Nutzen										Gesamt:	NGW
	Kosten	Schadenseinsparungen	Schadstoffe	Treibhauseffekt	Eutrophierung	HWR-Mensch	Anlagenrisiko	Lebensqualität	Beschäftigung			
0	40.544.114,01 €	0,00 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €	13.252.374,92 €	13.006.349,43 €	-27.537.766,59 €	
1	40.641.201,39 €	3.787.795,61 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	611.596,17 €	-58.800,11 €	-41.142,23 €	13.284.425,40 €	17.337.809,34 €	-23.303.893,03 €	
10	41.387.134,30 €	33.279.633,33 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	5.373.550,56 €	-516.624,20 €	-361.480,14 €	13.533.973,97 €	51.063.028,04 €	9.665.893,74 €	
20	41.778.333,61 €	33.279.633,33 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	5.373.550,56 €	-516.624,20 €	-361.480,14 €	13.659.815,49 €	51.188.869,55 €	9.410.535,94 €	
30	42.413.060,81 €	58.042.805,98 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	9.371.976,83 €	-901.041,12 €	-630.455,31 €	13.869.351,63 €	79.506.612,53 €	37.093.551,77 €	
40	42.725.223,20 €	58.042.805,98 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	12.347.181,49 €	-1.187.083,41 €	-830.598,10 €	14.128.317,25 €	100.680.723,81 €	57.483.203,96 €	
50	43.408.580,67 €	76.468.932,07 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	14.561.013,17 €	-1.187.083,41 €	-830.598,10 €	14.197.992,65 €	100.750.399,20 €	57.341.818,54 €	
60	43.760.013,73 €	90.179.700,36 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	14.561.013,17 €	-1.399.925,78 €	-979.523,13 €	14.314.007,73 €	116.429.246,90 €	72.669.133,17 €	
70	44.379.411,83 €	90.179.700,36 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	14.561.013,17 €	-1.399.925,78 €	-979.523,13 €	14.518.483,43 €	116.633.722,60 €	72.294.310,77 €	
80	44.640.911,03 €	100.381.799,62 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	16.208.311,85 €	-1.558.300,42 €	-1.090.337,34 €	14.604.809,55 €	128.300.257,76 €	83.659.346,74 €	
90	44.766.848,95 €	100.381.799,62 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	16.208.311,85 €	-1.558.300,42 €	-1.090.337,34 €	14.646.384,17 €	128.341.832,39 €	83.574.983,44 €	
100	44.961.428,91 €	107.973.119,59 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	17.434.056,78 €	-1.676.146,05 €	-1.172.793,52 €	14.710.618,91 €	137.022.830,21 €	92.061.401,30 €	
110	45.057.124,43 €	107.973.119,59 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	17.434.056,78 €	-1.676.146,05 €	-1.172.793,52 €	14.742.209,92 €	137.054.421,22 €	91.997.296,78 €	
120	45.201.910,20 €	113.621.774,59 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	18.346.126,12 €	-1.763.834,27 €	-1.234.148,66 €	14.790.006,59 €	143.513.898,87 €	98.311.988,68 €	
130	45.266.612,34 €	113.621.774,59 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	18.346.126,12 €	-1.763.834,27 €	-1.234.148,66 €	14.811.366,06 €	143.535.258,34 €	98.268.646,01 €	
140	45.374.346,55 €	117.824.904,40 €	-51.659,71 €	-185.215,12 €	-9.150,66 €	19.024.791,36 €	-1.829.082,54 €	-1.279.802,65 €	14.846.931,28 €	148.341.716,36 €	102.967.369,82 €	

Auswertung:
 Kosten: 45.374.346,55 €
 Nutzen: 148.341.716,36 €
NGW: 102.967.369,82 €
NKV: 3,27

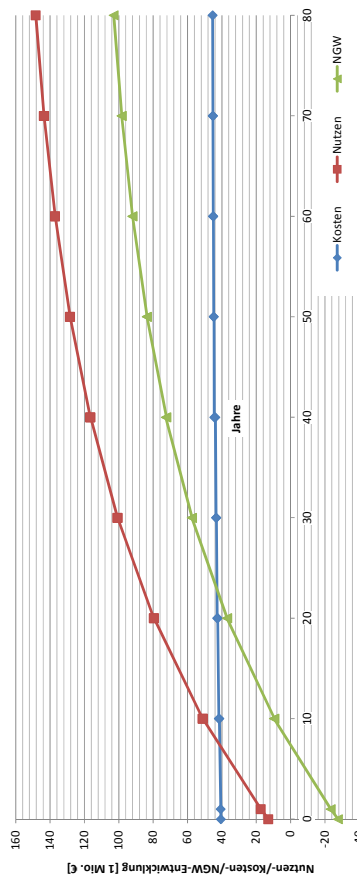


Abbildung 58: Übersicht der Ergebnisse der Projektbewertung Variante 3b – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna

Jahr	Kosten	Nutzen										gesamt:	NGW
		Schadenseinsparungen	Schadstoffe	Treibhauseffekt	Eutrophierung	HWV-Mensch	Anlagenrisiko	Lebensqualität	Beschäftigung				
0	37.225.385,67 €	0,00 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €	12.156.796,32 €	12.047.637,99 €	-25.177.747,68 €		
1	37.322.473,05 €	3.711.197,92 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	536.198,71 €	-58.800,11 €	-41.147,23 €	12.188.846,80 €	16.227.147,76 €	-21.095.330,29 €		
10	38.078.405,95 €	32.606.989,15 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	4.711.100,24 €	-516.624,20 €	-361.480,14 €	12.438.395,37 €	48.769.222,11 €	10.690.816,15 €		
10	38.459.605,27 €	32.606.989,15 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	4.711.100,24 €	-516.624,20 €	-361.480,14 €	12.564.236,89 €	48.895.063,63 €	10.435.458,36 €		
20	39.094.332,47 €	56.869.651,37 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	8.216.601,26 €	-901.041,12 €	-650.455,31 €	12.773.773,03 €	76.219.570,91 €	37.125.038,44 €		
20	39.406.494,86 €	56.869.651,37 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	8.216.601,26 €	-901.041,12 €	-650.455,31 €	12.876.824,08 €	76.322.421,96 €	36.915.927,10 €		
30	39.878.791,51 €	74.923.350,68 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	10.825.023,24 €	-1.187.083,41 €	-830.598,10 €	13.102.414,05 €	96.723.948,13 €	56.634.095,81 €		
30	40.089.852,32 €	74.923.350,68 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	10.825.023,24 €	-1.187.083,41 €	-830.598,10 €	13.218.429,13 €	111.852.754,58 €	71.411.469,19 €		
40	40.441.285,39 €	88.356.988,48 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	12.765.934,16 €	-1.399.925,73 €	-979.523,13 €	13.390.520,66 €	112.024.846,10 €	71.062.260,81 €		
40	40.962.585,29 €	88.356.988,48 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	12.765.934,16 €	-1.399.925,73 €	-979.523,13 €	13.476.846,77 €	123.282.098,99 €	82.058.014,42 €		
50	41.224.084,50 €	98.352.894,06 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	14.210.154,17 €	-1.558.300,42 €	-1.090.337,34 €	13.518.421,40 €	123.323.673,54 €	81.973.624,88 €		
50	41.350.022,42 €	98.352.894,06 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	14.210.154,17 €	-1.558.300,42 €	-1.090.337,34 €	13.582.656,44 €	131.700.126,86 €	90.155.524,48 €		
60	41.544.602,38 €	105.790.779,14 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	15.284.789,49 €	-1.676.146,05 €	-1.172.793,57 €	13.614.247,14 €	131.711.217,87 €	90.091.419,97 €		
60	41.640.297,90 €	105.790.779,14 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	15.284.789,49 €	-1.676.146,05 €	-1.172.793,57 €	13.662.043,82 €	137.964.585,81 €	96.179.502,14 €		
70	41.785.083,67 €	111.325.264,16 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	16.084.419,09 €	-1.763.834,27 €	-1.234.148,66 €	13.683.403,29 €	137.985.945,28 €	96.136.159,47 €		
70	41.849.785,80 €	111.325.264,16 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	16.084.419,09 €	-1.763.834,27 €	-1.234.148,66 €	13.718.968,51 €	142.623.784,39 €	100.666.264,37 €		
80	41.957.520,01 €	115.443.440,79 €	-27.799,13 €	-77.340,08 €	-4.019,12 €	16.679.418,61 €	-1.829.082,54 €	-1.279.802,65 €					

Auswertung:
 Kosten: 41.957.520,01 €
 Nutzen: 142.623.784,39 €
NGW: 100.666.264,37 €
NKV: 3,40

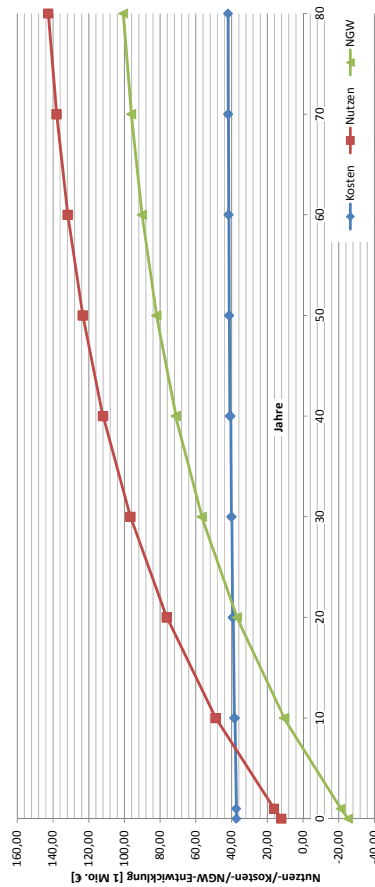


Abbildung 59: Übersicht der Ergebnisse der Projektbewertung Variante 4a – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna

Jahr	Kosten	Nutzen										Gesamt	NGW	
		Schadenseinsparungen	Schadstoffe	Treibhauseffekt	Eutrophierung	HWR-Mensch	Anlagenrisiko	Lebensqualität	Beschäftigung					
0	44.957.408,19 €	0,00 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €	13.619.895,59 €	13.466.259,50 €	-31.491.148,69 €
1	45.054.495,57 €	4.176.756,31 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	667.754,56 €	-78.400,15 €	-41.142,23 €	-41.142,23 €	18.223,27 €	18.223,27 €	13.651.946,08 €	18.223,27 €	-26.831.217,10 €
10	45.810.428,47 €	36.697.435,84 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	5.866.964,28 €	-688.832,26 €	-361.480,14 €	-361.480,14 €	13.901,494,65 €	13.901,494,65 €	13.901,494,65 €	55.261.946,28 €	9.451.171,80 €
10	46.195.497,07 €	36.697.435,84 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	5.866.964,28 €	-688.832,26 €	-361.480,14 €	-361.480,14 €	14.028,613,49 €	14.028,613,49 €	14.028,613,49 €	55.389.065,12 €	9.193.566,05 €
20	46.830.224,28 €	64.003.774,55 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	10.232.536,70 €	-1.201.388,15 €	-630.455,31 €	-630.455,31 €	14.238,149,64 €	14.238,149,64 €	14.238,149,64 €	86.488.981,32 €	39.658.757,05 €
20	47.145.265,78 €	64.003.774,55 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	10.232.536,70 €	-1.201.388,15 €	-630.455,31 €	-630.455,31 €	14.342,151,14 €	14.342,151,14 €	14.342,151,14 €	86.592.982,82 €	39.447.717,04 €
30	47.617.562,43 €	84.322.255,01 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	13.480.932,57 €	-1.582.777,87 €	-830.598,10 €	-830.598,10 €	14.498,065,71 €	14.498,065,71 €	14.498,065,71 €	109.734.241,22 €	62.116.678,79 €
30	47.830.765,58 €	84.322.255,01 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	13.480.932,57 €	-1.582.777,87 €	-830.598,10 €	-830.598,10 €	14.568,448,33 €	14.568,448,33 €	14.568,448,33 €	109.804.623,85 €	61.973.858,27 €
40	48.182.198,64 €	99.441.112,69 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	15.898.044,17 €	-1.866.867,65 €	-979.533,13 €	-979.533,13 €	15.898,044,17 €	15.898,044,17 €	15.898,044,17 €	127.023.893,40 €	78.881.094,76 €
40	48.719.040,98 €	99.441.112,69 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	15.898.044,17 €	-1.866.867,65 €	-979.533,13 €	-979.533,13 €	15.898.044,17 €	15.898.044,17 €	15.898.044,17 €	127.201.115,80 €	78.482.074,82 €
50	48.980.540,18 €	110.690.962,69 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	17.696.602,21 €	-2.077.733,89 €	-1.090.337,34 €	-1.090.337,34 €	17.696.602,21 €	17.696.602,21 €	17.696.602,21 €	140.013.869,49 €	91.033.329,31 €
50	49.107.664,26 €	110.690.962,69 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	17.696.602,21 €	-2.077.733,89 €	-1.090.337,34 €	-1.090.337,34 €	17.696.602,21 €	17.696.602,21 €	17.696.602,21 €	140.055.835,69 €	90.948.171,43 €
60	49.302.244,22 €	119.061.907,61 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	19.034.898,30 €	-2.234.861,40 €	-1.172.793,52 €	-1.172.793,52 €	19.034.898,30 €	19.034.898,30 €	19.034.898,30 €	149.589.727,75 €	100.287.483,53 €
60	49.398.822,35 €	119.061.907,61 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	19.034.898,30 €	-2.234.861,40 €	-1.172.793,52 €	-1.172.793,52 €	19.034.898,30 €	19.034.898,30 €	19.034.898,30 €	149.621.610,12 €	100.222.782,77 €
70	49.543.608,12 €	125.290.676,79 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	20.030.716,27 €	-2.351.779,03 €	-1.234.148,66 €	-1.234.148,66 €	20.030.716,27 €	20.030.716,27 €	20.030.716,27 €	156.715.721,19 €	107.172.115,07 €
70	49.608.967,01 €	125.290.676,79 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	20.030.716,27 €	-2.351.779,03 €	-1.234.148,66 €	-1.234.148,66 €	20.030.716,27 €	20.030.716,27 €	20.030.716,27 €	156.737.297,46 €	107.128.330,46 €
80	49.716.701,21 €	129.925.466,04 €	-40.301,42 €	-107.542,00 €	-5.792,68 €	20.771.698,37 €	-2.438.776,73 €	-1.279.802,65 €	-1.279.802,65 €	20.771.698,37 €	20.771.698,37 €	20.771.698,37 €	162.015.982,34 €	112.299.281,13 €

Auswertung:
 Kosten: 49.716.701,21 €
 Nutzen: 162.015.982,34 €
NGW: 112.299.281,13 €
NGV: 3,26

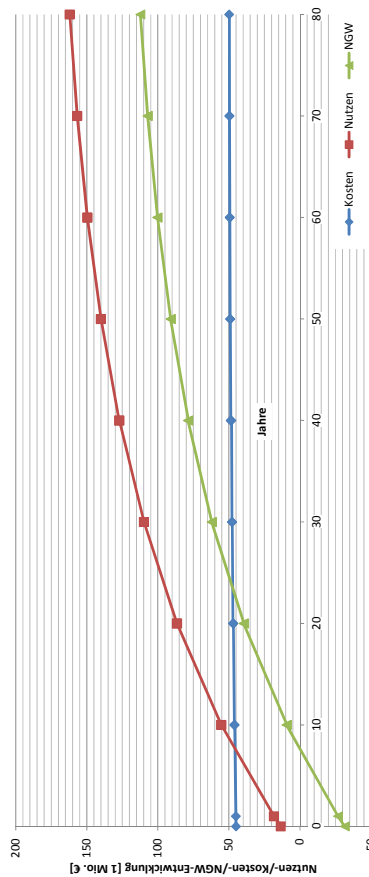


Abbildung 60: Übersicht der Ergebnisse der Projektbewertung Variante 4b – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna

Alternativen	Kosten	Nutzen	NGW	NKV
Variante 1b	31.604.013,45 €	143.609.785,09 €	112.005.771,64 €	4,54
Variante 3b	45.374.346,55 €	148.341.716,36 €	102.967.369,82 €	3,27
Variante 4a	41.957.520,01 €	142.623.784,39 €	100.666.264,37 €	3,40
Variante 4b	49.716.701,21 €	162.015.982,34 €	112.299.281,13 €	3,26

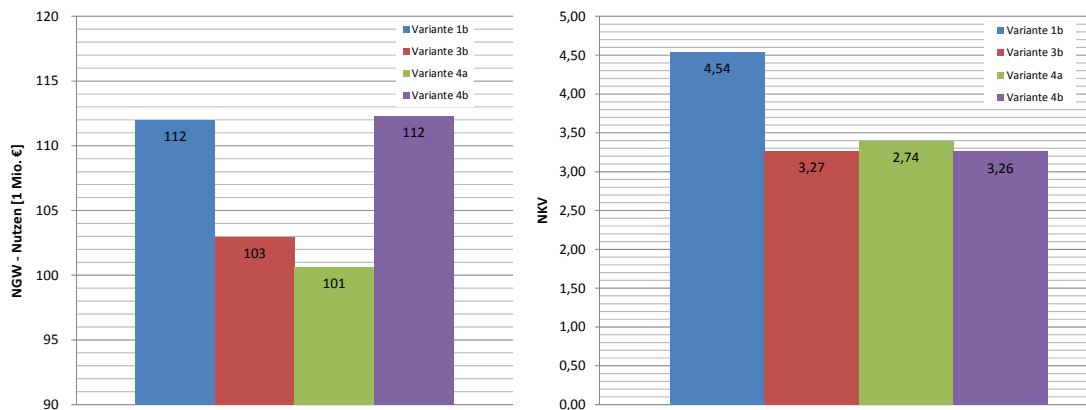


Abbildung 61: zusammengefasste Ergebnisse Nachhaltigkeitsbewertung – modulares Nachhaltigkeitsmodell (Erwartungswert) – HWS-Projekt Pirna

2. Auswertung Beispielprojekt – Freilegung Hachinger Bach

Das Projekt Freilegung Hachinger Bach wurde mit dem ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodell untersucht. Es fand sowohl eine Anwendung des Teilmodells 1 als auch des Teilmodells 2 statt. Für beide sind insgesamt zwölf Bewertungskriterien evaluiert wurden. Ausgehend von dem im Projekt maßgeblich zu analysierenden Schutzmaßnahmentyp der Renaturierung standen ursprünglich ohne Detailinformation des Standortes und der spezifischen Projekteigenschaften 15 Kriterien zur Auswahl. Von diesen waren aber drei bereits vorab als nicht relevant in Wirkungsumfang und -folgen für die Umwelt zu beschreiben. Der Rest repräsentiert vollständig alle relevanten Umweltwirkungen die projektbedingt auf die Umwelt entstehen. Im Folgenden werden sowohl die Kriterien und ihre Ergebnisse des modularen Nachhaltigkeitsmodells, als auch des modifizierten Projektbewertungsmodells aufgezeigt und erläutert. Ziel ist es, alle Ergebniswerte nachvollziehbar und transparent darzulegen, um die Anwendung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells vollständig zu belegen⁵⁶⁴.

2.1. Auswertungen modulares Nachhaltigkeitsmodell

2.1.2. Auswertung ökonomische Dimension

Die Auswertung der ökonomischen Dimension der Freilegung des Hachinger Bachs erfolgt mit den Kriterien Kosten und Schadenseinsparungen.

2.1.2.1. Kosten

Die den Auswertungen vorliegenden Kosten für die Freilegung des Hachinger Bachs wurden durch das Baureferat München, Abteilung Ingenieurbau J3, Sachgebiet Wasserbau zur Verfügung gestellt. Die Kosten beinhalten sowohl punktuelle Aufwendungen zur Herstellung, als auch zyklische Werte für den Unterhalt der Gesamtmaßnahmenplanung.

I. Investitionskosten

Die Investitionskosten für die Freilegung des Hachinger Bachs zwischen Kampenwandstraße und Hüllgraben wurden durch das Baureferat München ermittelt (Kostenberechnung). Eine Kostengliederung erfolgte auf Basis der DIN 276-1 (2008). In Anhalt an die Kosten im Hochbau wurden Grundstückskosten, Baukonstruktionskosten, Kosten der landschaftspflegerischen Anlagen und Nebenkos-

⁵⁶⁴ Bewertungsstichtag: 31.12.2012

ten differenziert. Es wurden sowohl für die Bachfreilegung, als auch für die begleitenden Revitalisierungsleistungen alle maßgeblichen Kosten erfasst.

Zusätzlich den Aufwendungen für die Renaturierungsmaßnahmen ist eine Analyse des Status Quo notwendig. Hierbei ist die bestehende Verrohrung einer Kostenschätzung im Rahmen der Aufrechterhaltung der gegenwärtigen Leistungsfähigkeit zu unterziehen. Im Ergebnis sind die Kosten zu ermitteln, die zur Instandsetzung der Verrohrung notwendig sind. Grundlage der Analyse bildet die bisherige Rohrnutzungsdauer von zirka 80 Jahren und der daraus definierbare Instandsetzungsbedarf⁵⁶⁵.

Die Auswertung der notwendigen Instandsetzungsarbeiten an der Verrohrung erfolgt durch die Festlegung einer Referenzleistung. Entsprechend des städtischen Verbaus, unter Berücksichtigung einer ökonomisch sinnvollen und plausiblen Instandsetzungsmöglichkeit, wird ein Schlauchreliningverfahren untersucht. Hierbei bilden Inliner (glasfaserverstärkte Kunststoffschläuche) die innere Dichthülle des Rohres. Folglich ist durch den Einsatz eine volle Funktionsfähigkeit der Verrohrung gegeben. Für einen Kostenansatz für das Schlauchrelining wird auf Kennwerte aus GÜNTHERT UND REICHERTER (2001) in Wertanpassung auf den Bewertungsstichtag (31.12.2012) zurückgegriffen. Weitere Leistungen werden nicht separat veranschlagt.

II. Laufende Kosten

Laufende Kosten der Renaturierung des Hachinger Bachs sind durch das Baureferat veranschlagt. Hierbei ist eine Differenzierung zwischen den Kosten des Gewässers, der baulichen Anlagen und der Freianlagen zu beachten. Eine erweiterte Gliederung oder Einordnung, in die im Kriteriumsteckbrief aufgezeigte Form, ist aufgrund fehlender Detailinformationen nicht möglich.

Für den Status Quo (Beibehaltung der Verrohrung) wird begründet auf den begrenzten Bewertungszeitraum der Untersuchungen (50 Jahre) und der im allgemeinen langen Lebensdauern von Verrohrungen und Schlauchinlinern⁵⁶⁶ auf eine Festlegung zyklischer Kosten verzichtet.

III. Gesamtkosten

Die Gesamtkostenberechnung erfolgt getrennt für die Projektplanung der Renaturierung und der Beibehaltung der gegenwärtigen Verrohrung (Status Quo)⁵⁶⁷. Es werden punktuelle investive und zyklische laufende Kosten über den Bewertungszeitraum akkumuliert. Hierzu erfolgt im Erwartungswert die Berücksichtigung eines 3 % p. a. Diskontierungszinssatzes. Entsprechend maximaler und minimaler Grenzwertszenarien der Nachhaltigkeit erfolgt eine Berechnung auf Basis der Diskontierungszinssätze von 2 % p. a. und 5 % p. a.

Im Vergleich des Status Quo und der Projektplanung wird für die Bachfreilegung eine zusätzliche finanzielle Mittelaufwendung von zirka 19 Mio. Euro aufgezeigt. Hierbei wird bereits berücksichtigt, dass bei der Beibehaltung des Status Quo eine Instandsetzung mittels Schlauchinlinern notwendig wird.

⁵⁶⁵ vgl. LAWA (2005)

⁵⁶⁶ vgl. GRIMM ET AL. (2008)

⁵⁶⁷ vgl. Abbildung 62

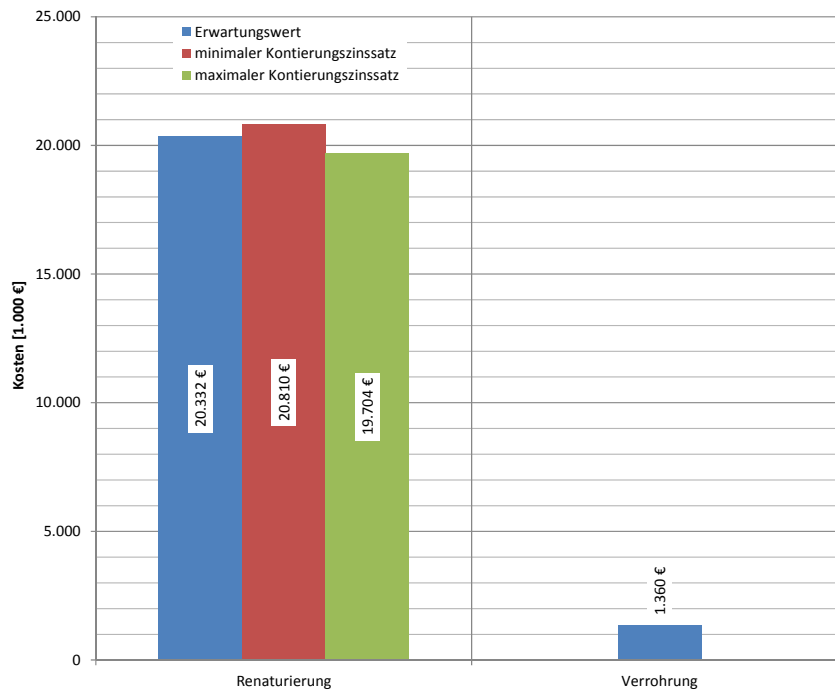


Abbildung 62: Kosten Projekt und bei Beibehaltung Status Quo – Bewertungszeitraum 50 Jahre – Projekt Hachinger Bach

2.1.2.2. Schadenseinsparungen

Die Renaturierung des Hachinger Bachs zwischen Kampenwandstraße und Hüllgraben erfolgt maßgeblich zur Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes und der Erholungsnutzungen. Hochwasserschutz bildet primär keinen Zielaspekt der Planungen, da sowohl die Renaturierung, als auch die Verrohrung einen schadlosen Abfluss eines 100 jährlichen Hochwasserereignisses erlauben. Dies aber wird relativiert in Kenntnis der Grundlagen der Bildung des Abflusses eines 100 jährlichen Hochwasserereignisses. Das 100 jährliche Hochwasser verursacht maximale Abflussspitzen von bis zu $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Der Wert ist dabei aber weniger natürlich bedingt, als vielmehr Folge des Bahndamms in Perlach-München. Der hierbei vorliegende Gewässerdurchlass gewährleistet lediglich Abflussleistungen von maximal $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Der 100 jährliche Hochwasserabfluss der aber auf den Durchlass trifft, umfasst im Maximum $3,4 \text{ m}^3/\text{s}$ ⁵⁶⁸. Der Differenzbetrag wird im südlichen Bereich des Bahndamms zurückgehalten. Ein Nachweis der sich dabei einstellenden Überschwemmungsflächen liegt vor⁵⁶⁹. Da aber im Rahmen der zukünftigen Instandsetzung der Bahntrasse auch Änderungen am Durchlasskonzept, in Zielsetzung der Begrenzung von Überschwemmungsflächen, in Betracht gezogen werden, ist es zukünftig möglich, dass entgegen den bisherigen Szenarien keine $1 \text{ m}^3/\text{s}$ Abflussleistung im nördlichen Bereich anstehen, als vielmehr die im Süden des Durchlasses bereits jetzt vorliegenden $3,4 \text{ m}^3/\text{s}$.

⁵⁶⁸ vgl. Abbildung 63

⁵⁶⁹ vgl. Überschwemmungsgebiet Hachinger Bach:

http://www.muenchen.de/rathaus/Stadtverwaltung/Referat-fuer-Gesundheit-und-Umwelt/Wasser_und_Boden/Regenwasser_gartenbewaesserung/Wasser/Ueberschwemmungsgebiete.html (abgerufen: 16.02.2013)

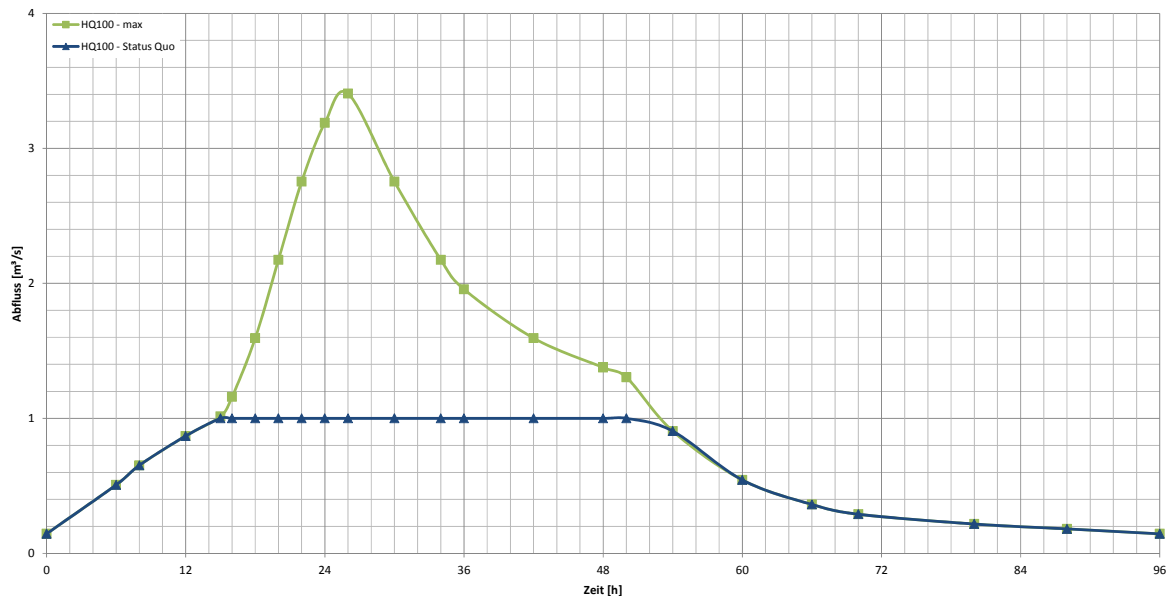


Abbildung 63: Vergleich der HQ₁₀₀ Abflussganglinien des Status Quo (HQ_{100-Status Quo}) und der Prognose bei Öffnung des Bahndurchlasses (HQ_{100-max}) – Projekt Hachinger Bach

In Anbetracht der potentiellen zukünftigen Steigerung des 100 jährlichen Hochwasserabflusses wurden, in Anwendung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells, die Maßnahmen der Renaturierung und der Verrohrung (Status Quo) einer Analyse ihrer hydraulischen Leistungsfähigkeit unterzogen. Hierbei wurde ersichtlich, dass bei Beibehaltung der Versickerungsanlage der renaturierte Bachlauf im Untersuchungsgebiet, in Einhaltung definierter Randbedingungen, einen Schadlosabfluss gewährleisten kann. Die Verrohrung aber ist auf Grundlage fehlender Reserven nicht geeignet, die erhöhten Abflussmengen zu bewirtschaften. Es entstehen unweigerlich Rückstauereffekte, die begründet auf der nahen und umfassenden Verbauung Schäden verursachen.

Der Nachweis der Schäden, ausgelöst durch die potentiell erhöhten Abflüsse, unter Beibehaltung der Verrohrung, erfolgt unter Anwendung empirisch-statistischer, flächengewichteter und relativer Schadensfunktionen. Basis der Untersuchungen bildet eine 2D-Modellierung der potentiellen Überschwemmungsflächen⁵⁷⁰. Die Umsetzung erfolgt mit dem Modell MIKE 21 von DHI-WASY. Eingangsdaten bilden Laservermessungen, Hochwasserabflussganglinien und Nutzungsklassifizierungen der Bepflanzungen, die durch das Baureferat München zur Verfügung gestellt wurden. Die relativen Schadensfunktionen wurden KUTSCHERA (2008) entnommen und mit regionalen Kapitalstöcken der Flächennutzungen verschnitten.

⁵⁷⁰ vgl. Abbildung 64



Abbildung 64: Ergebnisse 2D Modellierung Überschwemmungsflächen HQ₁₀₀ – Wasserstand – Projekt Hachinger Bach

In Anwendung des Schadensnachweises, basierend auf hydraulischen Modellierungen und relativen Schadensfunktionen, ist bei der Öffnung des Durchlasses Bahndamm Perlach-München ein statistischer jährlicher Schaden von zirka 140.000 Euro (bei Beibehaltung des Status Quo) im Analysegebiet prognostizierbar. Die Schadenshöhe beträgt akkumuliert auf den Bewertungszeitraum (50 Jahre) im Erwartungswert zirka 3,5 Mio. Euro.

Ausgehend von den Schäden, die durch die Beibehaltung der Verrohrung verursacht werden, sind die Kosten gleichermaßen als positive Nutzen der Renaturierung zu veranschlagen. Hierbei wird berücksichtigt, dass infolge der Renaturierung Schäden durch die erweiterten Abflusskapazitäten bei Eintritt der potentiell erhöhten HQ₁₀₀-Abflüsse nicht zu prognostizieren sind. Als Rahmen der Analyse dient der zu renaturierende Abschnitt des Hachinger Bachs. Anschlüsse des Hachinger Bachs an den Grenzbereichen des Untersuchungsgebietes werden nicht separat berücksichtigt. Es erfolgt eine Untersuchung ausschließlich für das Projektgebiet.

2.1.3. Auswertung ökologische Dimension

Die Auswertung der ökologischen Dimension entspricht in Inhalt und Zielstellung den Absichten des Menschen Natur und Umwelt zu erhalten, um auch zukünftigen Generationen einen mindestens vergleichbaren Lebensraum zu gewährleisten. Die Ökologie als den Menschen umschließender Bereich wird dabei aber weniger ihrer selbst, als vielmehr entsprechend der Wirkungen und Folgen auf

die Menschen analysiert und beurteilt⁵⁷¹. Nur wenn ökologische Effekte Wirkungen auf Menschen direkt ausüben oder nachgeordnet (indirekt) begründen, sind diese in Wert und Relevanz darstellbar. Ohne Einflussnahmen oder Beziehungen zwischen Mensch und Ökologie ist der Wert eines ökologischen Gutes weder positiv noch negativ, als vielmehr nicht beurteilbar.

2.1.3.1. Biodiversität

Der Nachweis der Auswirkungen der Bachfreilegung auf die Biodiversität erfolgt zweigeteilt. Es werden Wirkungen auf die Biodiversität ausgelöst durch die Bachfreilegung (Gewässer) und der umgebenden Grünlandgestaltung differenziert untersucht.

I. Grünlandgestaltung

Als Grundlage der Biodiversitätsuntersuchungen für die Grünlandgestaltung dient der Nachweis der Umweltverträglichkeit⁵⁷². Die dabei bilanzierten Ergebnisse belegen für die Grünlandgestaltung einen Überschuss an naturnaher Ausgleichsfläche. Begründet auf der Vielzahl positiver Natureingriffe ergeben sich projektbedingt zusätzlich zirka 20.000 m² ökologisch wertvolle Fläche⁵⁷³. Diese wiederum ist vorrangig im Raum München mit einer hohen Wertigkeit verbunden, da Flächen grundsätzlich rar und ökologisch wertvolle in Vergleich zu verbauten noch weitaus weniger vorzufinden sind. Die Beurteilung der durch die Grünlandgestaltung ausgelösten Wirkungen auf die biologische Vielfalt ist entsprechend der Bilanzierungsergebnisse der Umweltverträglichkeitsuntersuchungen und der im Raum München deutlich begrenzten Flächenverfügbarkeit möglich. Als projektbedingter Ergebniswert sind zirka 12,3 Mio. Euro Nutzen nachweisbar. Hierbei werden alle Flächen mit relevanten biotischen Komponenten außerhalb des Bachlaufes und des Weihers im Projektgebiet berücksichtigt.

Tabelle 25: Berechnung der Ausgleichsflächen – Projekt Hachinger Bach⁵⁷⁴

Biotoptyp	Wertstufe	Ausgleichsfaktor	Größe (1.000 m ²)	Wert vor Eingriff	Eingriffsform	Ausgleichsfaktor	Wert nach Eingriff (1.000 m ²)	Differenz vorher/ nachher (1.000 m ²)
Acker (südlich Truderinger Straße)	1	0,3	6,05	1,815	B	1,3	7,865	6,05
			3,324	0,9972	G	1,3	4,3212	3,324
			1,762	0,5286	W	0	0	-0,5286
Acker (geplante Ausgleichsfläche der DB AG)	4	1,5	2,87	4,305	B	1,3	3,731	-0,574
			0	0	G	0	0	0
			0	0	W	0	0	0
Scher- und Trittrasen	2	1	6,645	6,645	B	1,3	8,6385	1,9935
			29,859	29,859	G	1,3	38,8167	8,9577
			3,88	3,88	W	0	0	-3,88
Artenreiche Flachlandmähwiese mittlerer Standorte	3	1	5,04	5,04	B	1,3	6,552	1,512
			5,886	5,886	G	1,3	7,6518	1,7658
			1,62	1,62	W	0	0	-1,62
Vegetationsfreie Wasserfläche in nicht geschützten Fließgewässern	2	1	1,5	1,5	B	1,3	1,95	0,45
			0	0	G	1,3	0	0
			0	0	W	0	0	0
Sport-/Spiel-/Bolzplatz	2	1	1,23	1,23	B	1,3	1,599	0,369
			1,73	1,73	G	1,3	2,249	0,519
			0,208	0,208	W	0	0	-0,208
Alleen, Baumreihen, Baumgruppen	4	1,5	0	0	B	1,3	0	0
			1,822	2,733	G	1,3	2,3686	-0,3644
			0	0	W	0	0	0
Parke, Haine, Grünanlagen mit Baumbestand	4	1,3	6,22	8,086	B	1,3	8,086	0
			18,843	24,4959	G	1,3	24,4959	0
			2,303	2,9939	W	0	0	-2,9939
Straße, Weg	0	0	0,507	0	B	1,3	0,6591	0,6591
			3,741	0	G	1,3	4,8633	4,8633
			0	0	W	0	0	0
Legende:							gesamt:	20.294,50 m²
			B	Bach				
			G	Grünfläche				
			W	Weg				

⁵⁷¹ anthropozentrisches Weltbild: Der Mensch bildet den Mittelpunkt allen Lebens. Die Umwelt dient der Bedürfnisbefriedigung des Menschen.

⁵⁷² vgl. BPR (2012A, B)

⁵⁷³ vgl. Tabelle 25

⁵⁷⁴ in Anlehnung an BPR (2012B) – Seite 49

II. Bachfreilegung (Gewässer)

Die naturnahe Bachfreilegung stellt grundsätzlich eine positive Beeinflussung der regionalen ökologischen Vielfalt dar. Mäandrierende Trassierung, wechselnde Sohlstrukturen und variierende Fließgeschwindigkeiten erlauben vielfältigsten Wasserlebewesen und wassernahen Lebewesen eine Gewässernutzung. Da aber mit gegenwärtigem Stand der Forschung auch im Rahmen des modularen Nachhaltigkeitsmodells keine allgemein vergleichbare Bewertungsmethodik für die Biodiversität von Hochwasserschutzmaßnahmen vorliegt und deren Anwendung nicht in differenzierten Projekten sichergestellt werden kann, ist eine rationale Beurteilung der Wirkungen nicht möglich. Ein Nachweis ist aber, entsprechend der allgemein zu prognostizierenden relevanten Wirkungen, grundsätzlich im modifizierten Projektbewertungsmodell durchzuführen.

2.1.3.2. Treibhauseffekt

Die Renaturierung des Hachinger Bachs entspricht im Allgemeinen einer positiven und ökologisch wertvollen Maßnahmenkonzeption. Da aber das Projekt nicht durch eine natürliche und langwierige Eigenregulation entsteht, ist für die Renaturierung ein hoher baulicher Aufwand notwendig. Es sind neben verschiedenen Prozessen des „Geomorphing“, Durchlässe unter Verkehrswegen zu erstellen, sowie weitere Leistungen zum Beispiel im Rahmen der Bachabdichtung zu erbringen. Insgesamt ist eine Vielzahl an anthropogenen Leistungen notwendig, um einen naturnahen Bachlauf inklusive der Grünlandgestaltung zu erhalten. Vorrangig die baulichen Eingriffe verursachen Stoffemissionen und verlangen den Verbrauch primärer Energieträger. Hierbei ist neben dem Bau selbst, bei vorliegenden Materialbedarf, auch die Erzeugung und der Transport zu berücksichtigen. Die Prozesse von Herstellung, Transport und Einbau bilden allgemeine Ursache von Stofffreisetzungen mit negativen Folgen auf das Klima. Die sogenannten Treibhausgase werden dabei maßgeblich durch den Energieverbrauch erzeugt und gelangen anschließend diffus in die Atmosphäre.

Im Rahmen der Bachfreilegung ist durch die Vielzahl anthropogener Bauleistungen ein Emissionsumfang von zirka 1.000 t CO₂-Äquivalent nachweisbar⁵⁷⁵. Die maßgeblichen treibhauseffektfördernden Prozesse bilden die Erzeugung und der Einbau der Stahlbetonbauten, aber auch die verschiedenen Bodenbearbeitungsleistungen. Als Folgen der Emissionsfreisetzung sind zirka 71.000 Euro negative Nutzen gegeben. Der geringe Nutzenwert basiert dabei auf der im Vergleich zu anderen Stoffen niedrigen Folgenbeurteilung von lediglich 70 Euro Nutzen pro t CO₂-Äquivalent (Erwartungswert)⁵⁷⁶.

Für den Nachweis der Nachhaltigkeit des Projekts wird zusätzlich der geplanten Maßnahmen eine Untersuchung an der bestehenden Verrohrung vorgenommen (Status Quo). Hierbei wird berücksichtigt, dass diese entsprechend der fortgeschrittenen Lebensdauer (80 Jahre) einer Instandsetzung unterzogen werden muss. Das bereits im Kriterium Kosten verwendete Verfahren des Schlauchrelining wird dabei einer Analyse in Zielrichtung treibhauseffektfördernder Stoffemissionen unterzogen. Im Ergebnis ist für die Ertüchtigung der Verrohrung ein CO₂-Äquivalentwert von zirka 330 t, mit einem negativen Nutzen von zirka 23.000 Euro nachweisbar.

⁵⁷⁵ vgl. Tabelle 26

⁵⁷⁶ vgl. UMWELTBUNDESAMT (2007)

Tabelle 26: Berechnung der Treibhausgasemissionsmengen – Projekt Hachinger Bach

Teilelement	Gewinnung (kg CO ₂ -Äqv.)	Einbau (kg CO ₂ -Äqv.)	Transport (kg CO ₂ -Äqv.)
Bodenein-/ausbau	65.093,00	18.385,50	95.771,30
Lehm	13.863,50	13.863,50	31.904,20
Substrat	3.034,50	3.034,50	3.990,47
Störsteine	175,22	175,22	195,61
Ufersaum	1.041,25	1.041,25	1.369,28
Stahlbeton			
Beton	423.425,64	1.414,11	4.984,36
Stahl	159.597,53	-	330,89
Asphalt	26.882,07	220,63	568,17
Kies	14.562,99	4.114,43	8.115,91
Sand	1.159,28	356,29	624,70
Schotter	30.179,52	1.425,14	2.811,17
RCL-Tragschicht	12.096,00	571,20	1.126,72
Schotterrasen	5.376,00	380,80	500,76
Kleinsteinpflaster	6.406,40	-	75,95
Geotextil	28.017,36	-	15,35
gesamt:			1.018.754,64 kg CO₂-Äqv.

2.1.3.3. Schadstoffe

Für das Projekt Hachinger Bach und den Status Quo (Verrohrung) sind in Berücksichtigung der maßgeblichen Leistungen in der Herstellung und der Instandsetzung Schadstoffemissionen vorrangig über die Luft nachweisbar. Direkte Einträge in das Wasser, als auch in den Boden sind bei fachgerechter Ausführung nicht zu erwarten. Hierbei ist zu beachten, dass bei Maschineneinsatz höchste Sorgfalt im Sinne des Umweltschutzes erfolgt⁵⁷⁷.

Der Nachweis der Schadstoffemissionen durch die Bachfreilegung und bei der Instandsetzung der Verrohrung (Status Quo) erfolgt in Form einer Ökobilanzierung über ausgewählte Referenzstoffe. Es werden Stoffemissionen mit Wirkung auf die Versauerung (AP), die Photochemische Oxidantienbildung (POCP) und den Ozonabbau (ODP) untersucht. Eine Übersicht über die prognostizierbaren Emissionsmengen der Schadstoffe, die im Projekt der Bachfreilegung und bei der Beibehaltung des Status Quo freigesetzt werden, sind in Tabelle 27 dargestellt.

Tabelle 27: Schadstoffemissionen aus der Bachfreilegung und der Beibehaltung des Status Quo – Projekt Hachinger Bach

Schadstoffe	Einheit	Renaturierung	Status Quo
ODP	kg R ₁₁ -Äqv.	0,01	0,00
POCP	kg C ₂ H ₄ -Äqv.	-252	182
AP	kg SO ₂ -Äqv.	3.741	1.256

Die Bachfreilegung, wie auch die Beibehaltung des Status Quo, erfordert bauliche Eingriffe, in deren Ergebnis Schadstoffe freigesetzt werden. In Auswertung der repräsentativen Schadstoffe sind für die Bachfreilegung negative Nutzen von zirka 19.000 Euro nachweisbar, während bei der Beibehaltung der Verrohrung durch Instandsetzungsleistungen Schadstoffe in Höhe von zirka 7.000 Euro Nutzen freigesetzt werden. Beide Alternativen begründen damit nur geringe Schadstoffemissionen. Folglich sind beide allgemein in Zielrichtung der Schadstoffe als ökologisch geeignet zu beschreiben.

In Umsetzung der Renaturierung ist zusätzlich der Schadstoffemissionen auch eine Sanierung altlastenverdächtiger Flächen zu prognostizieren. Vorrangig im Bereich des Bolzplatzes, entlang des ehemaligen Rosenheimer Bahndamms und nördlich der Truderinger Straße sind Altlastenverdachtsflä-

⁵⁷⁷ Schutz vor Verunreinigungen von Wasser und Boden – vgl. BPR (2012A)

chen vorzufinden, die im Rahmen der Maßnahmenumsetzung einer jeweils angemessenen Sanierung unterzogen werden müssen⁵⁷⁸. Als Folgen sind positive Umweltnutzen durch die Sanierungsanstrengungen bei der Bachfreilegung von zirka 1 Mio. Euro zu verzeichnen.

2.1.3.4. Eutrophierung

Im Rahmen der Projektbewertung der Freilegung des Hachinger Bachs sind vorrangig Wirkungen auf die Eutrophierung durch Emissionen von Phosphor nachweisbar. Durch die abgedichtete Bachsohle sind Abbauprozesse von Nährstoffen über die Neutrassierung nicht in relevanten Umfängen zu prognostizieren. Dies wird zudem durch Untersuchungen des geplanten Weihers gestützt. Hierbei wird keine signifikante Beeinflussung der Wasserqualität, weder positiv noch negativ belegt⁵⁷⁹. Der Weiler genügt den Anforderungen an die Erholung, den Naturschutz und den Angelsport. Die Renaturierung inklusive der Grünlandgestaltung bildet insgesamt weder Ursache einer relevanten Anreicherung von Nährstoffmengen, noch einer übermäßigen und bewertungsrelevanten Abbaufunktion.

Die Wirkungsbeurteilung der Bachfreilegung und des Status Quo auf die Eutrophierung erfolgt ausschließlich in Auswertung relevanter Bauprozesse im Rahmen der Herstellung und der Instandsetzung. Hierbei werden für die Renaturierung inklusive der Grünlandgestaltung 585 kg Phosphat-Äquivalent nachgewiesen, während die Instandsetzungsleistungen an der Verrohrung mittels Schlauchrelining lediglich 0,17 kg Phosphat-Äquivalent emittieren. In Berücksichtigung der aus der Stofffreisetzung entstehenden Folgen auf die Umwelt ist für die Bachfreilegung ein negativer Nutzen von zirka 4.400 Euro und für die Verrohrung von zirka 1 Euro berechnet.

2.1.4. Auswertung soziale Dimension

Bewertungskriterien sozialer Dimensionen begründen eine Anwendung durch das Streben der Menschen nach Wohlbefinden und Gesundheit. Hierbei sind inhaltlich verschiedene dedizierter Wirkungen maßnahmenbedingt zu berücksichtigen.

2.1.4.1. Hochwasserrisiko – Mensch

Die Auswertung des Kriteriums Hochwasserrisiko-Mensch (HWR-Mensch) dient primär der Nachweisführung der Projektwirkungen für den Schutz von Leib und Leben. Ziel ist es, die durch die Schutzmaßnahmen veränderte Gefährdungslage für Menschen angemessen ihrer Auswirkungen und Folgen in den Projektbewertungsprozess der Nachhaltigkeit zu integrieren. Hochwasserschutzmaßnahmen sind primär zum Schutz von Menschen und dessen als wertvoll erachteten Güter zu erstellen. Für die Freilegung des Hachinger Bachs bildet Hochwasserschutz aber nur sekundäre Zielstellung der Planung. Primäres Ziel ist die Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes und eine Stärkung lokale Erholungsnutzungen. Doch verursacht die Bachfreilegung infolge ihrer Konzeptionierung gleichermaßen auch Einflussnahmen auf den Hochwasserschutz. So ist vergleichbar den Schadensersparungen bei der Öffnung des gegenwärtig bestehenden Bahndammes in Perlach-München eine Erhöhung der Hochwasserabflüsse zu prognostizieren. Dies wiederum begründet eine Überlastung der bestehenden Verrohrung und verursacht großflächige Überschwemmungen, maßgeblich im Stadtteil Berg am Laim⁵⁸⁰. Als Folgen sind neben Schäden an Gütern latente Gefahren für Menschen zu prognostizieren. Je nach Wasserstand und Fließgeschwindigkeit sind Betroffene dabei einer Gefährdung von Leib und Leben ausgesetzt⁵⁸¹.

⁵⁷⁸ vgl. BPR (2012A)

⁵⁷⁹ vgl. BGL (2011)

⁵⁸⁰ vgl. Abbildung 64, Abbildung 65

⁵⁸¹ vgl. Abbildung 65

Das Kriterium HWR-Mensch findet im Projekt Hachinger Bach vorrangig Anwendung für die Nachweisführung der Wirkungen und Folgen des Status Quo. Es werden Auswirkungen bei erhöhten Zuflüssen analysiert und deren Gefährdung auf die betroffenen Menschen ermittelt. Die dabei gewonnenen Werte sind als positive Nutzen der Bachfreilegung zugeordnet, da in diesem Szenario ein Schadloabfluss gewährleistet werden kann.

Als Grundlage der Berechnungen dient das LoL-Modell des „Department of Environment, Food and Rural Affairs“ (DEFRA)⁵⁸². In Anpassung auf das Projektgebiet werden Randbedingungen des Modells durch die regional vorliegenden statistischen Kenngrößen validiert und ergänzt. So wird zum Beispiel der Einwohnerflächenwert spezifisch für München mit 0,0265 EW/m² veranschlagt und der Anteil über 75 Jähriger mit einem Wert von 7,5 % berücksichtigt⁵⁸³.

Im Ergebnis der LoL-Berechnungen ist eine statistische jährliche Hochwasseropferzahl von 0,04 HO nachweisbar. Der Wert repräsentiert mit Folgen auf die Gesellschaft zirka 37.000 Euro Nutzen pro Jahr. Dies ist im Rahmen der Umsetzung der Bachfreilegung als positiv und entsprechend des Bewertungszeitraumes als sozialer Nutzen des Projekts im Gesamtumfang von zirka 950.000 Euro zu beurteilen (Erwartungswert).

⁵⁸² vgl. DEFRA (2003, 2006)

⁵⁸³ Die zur spezifischen Anwendung des DEFRA-Modells benötigten Randbedingungen sind im Projekt Hachinger Bach den Angaben des Statistischen Landesamtes Bayern entnommen. – vgl. www.statistikdaten.bayern.de/genesis/online (abgerufen: 29.01.2013)

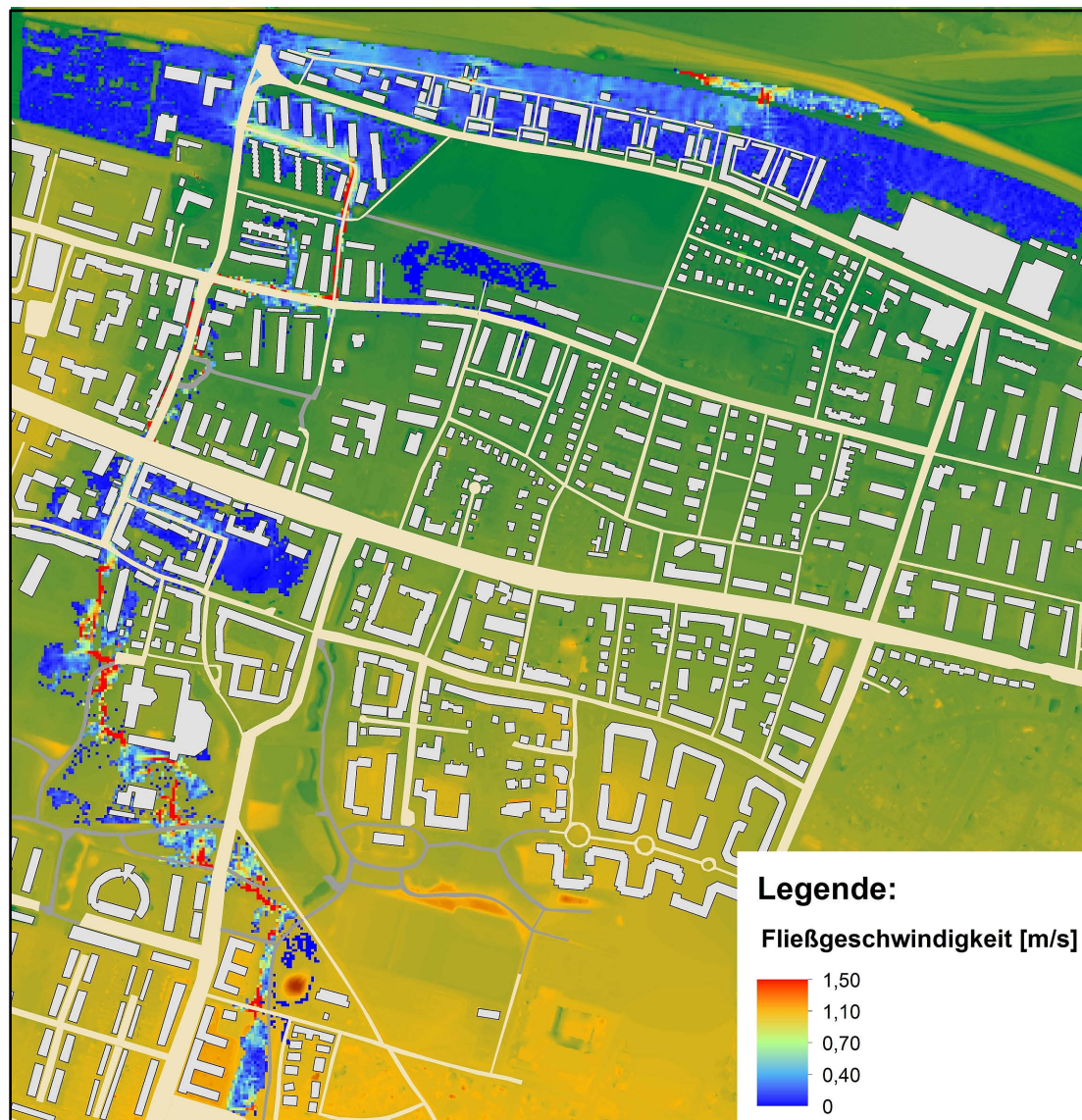


Abbildung 65: Ergebnisse 2D Modellierung Überschwemmungsflächen HQ₁₀₀ – Fließgeschwindigkeit – Projekt Hachinger Bach

2.1.4.2. Beschäftigung

Investitionen in Vorhaben und Maßnahmen begründen Leistungen in Zusammenhang mit Arbeit, die wiederum Beschäftigung verursachen. So sind je nach Umfang der Leistungen und der investierten Finanzmittel zusätzlich Beschäftigungsjahre nachweisbar, in deren Folge gesellschaftliche Nutzen entstehen⁵⁸⁴. Für die Freilegung des Hachinger Bachs und der Beibehaltung des Status Quo können Effekte auf die Beschäftigung nachgewiesen werden. So sind für die Bachfreilegung gesellschaftliche Nutzen von zirka 3,6 Mio. Euro prognostizierbar, während der Status Quo zirka 450.000 Euro Nutzen verursacht.

2.1.5. Gesamtbewertungen modulares Nachhaltigkeitsmodell

Für die Gesamtbewertung des Teilmodells 1 des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells sind alle Ergebnisse der Teilkriterien, entsprechend der jeweiligen Werthehöhen und der temporalen Nachweiszeitpunkte der Nutzen, über den Bewertungszeitraum zu akkumulieren. Im Folgenden wird die Gesamtauswertung tabellarisch dargestellt⁵⁸⁵. Hierzu wird, aufbauend auf den allgemeinen Randbedin-

⁵⁸⁴ vgl. SCHACH ET AL. (1994), HARTWIG (2005), HARTWIG & AMBRECHT (2005), MFWVLW (2007)

⁵⁸⁵ vgl. Tabelle 28 – Tabelle 30

gungen der Modellanwendung, ein Gesamtergebniswertvergleich aufgezeigt. Die Tabellen sind direkt den Berechnungen der zugehörigen Excel-Sheets entnommen.

Tabelle 28: allgemeine Randbedingungen der Projektbewertung zur Vorbereitung der Gesamtbewertung – Projekt Hachinger Bach

Bewertungszeitraum:	50 Jahre
Kontierungszinssatz:	3,0%
minimaler Kontierungszinssatz:	2,0%
maximaler Kontierungszinssatz:	5,0%
Steigerungsrate:	0,0%
Bewertungsstichtag:	31.12.2012

Tabelle 29: Übersicht der Erwartungswerte der Umweltfolgen – indirekte Bewertungskriterien – Projekt Hachinger Bach

Kosten	gemäß Kostenplanung Baureferat München		
Schadenseinsparungen	gemäß Schadensfunktionen (Arbeitsblatt Schadensberechnung)		
Schadstoffe	ODP	11,85	€/kg R ₁₁ -Äqv.
	POCP	2,86	€/kg C ₂ H ₄ -Äqv.
	AP	5,20	€/kg SO ₂ -Äqv.
Treibhauseffekt	GWP	70,00	€/t CO ₂ -Äqv.
Eutrophierung	EK	22,50	€/kg Phosphat-Äqv.
	Validierungsfaktor	0,33	
HWR-Mensch	HWO	996.412,00	€/HW-Opfer
Beschäftigung	EJ	18.340,00	Beschaeftigte/Eh
	Eh	1.000.000.000,00	€
	MF	18.000,00	€/Beschaeftigte

Tabelle 30: Gesamtauswertung der Nachhaltigkeit – in Einzeldarstellung der Erwartungswerte und der oberen und unteren Grenzwertzenarien der erweiterten Sensitivitätsanalyse – modulares Nachhaltigkeitsmodell – Projekt Hachinger Bach

I. Erwartungswert										
	Kosten	Schadenseinsparungen	Treibhauseffekt	Schadstoffe	Eutrophierung	HWR-Mensch	Beschäftigung	Biodiversität-Grundlandgestaltung	Netto-Nutzen	NKV
Freilegung Hachinger Bach	20.332.005,16 €	3.541.684,59 €	-71.312,82 €	948.489,34 €	-4.388,38 €	951.627,02 €	3.613.402,06 €	12.256.950,00 €	1.845.380,87 €	1,10
Verrohrung (Status Quo)	1.359.968,55 €		-22.864,21 €	-7.052,96 €	-1,31 €		448.952,82 €			
resultierende Projektnutzen	18.972.036,60 €	3.541.684,59 €	-48.448,62 €	955.542,30 €	-4.387,07 €	951.627,02 €	3.164.449,25 €	12.256.950,00 €		1,10
II. unterer Grenzwert										
	Kosten	Schadenseinsparungen	Treibhauseffekt	Schadstoffe	Eutrophierung	HWR-Mensch	Beschäftigung	Biodiversität-Grundlandgestaltung	Netto-Nutzen	NKV
Freilegung Hachinger Bach	20.810.287,87 €	2.512.915,77 €	-285.251,30 €	948.489,34 €	-9.751,95 €	675.203,71 €	3.771.292,75 €	12.256.950,00 €	69.088,87 €	1,00
Verrohrung (Status Quo)	1.359.968,55 €		-91.456,82 €	-7.052,96 €	-2,90 €		448.952,82 €			
resultierende Projektnutzen	19.450.319,32 €	2.512.915,77 €	-193.794,48 €	955.542,30 €	-9.749,05 €	675.203,71 €	3.322.339,94 €	12.256.950,00 €		1,00
III. oberer Grenzwert										
	Kosten	Schadenseinsparungen	Treibhauseffekt	Schadstoffe	Eutrophierung	HWR-Mensch	Beschäftigung	Biodiversität-Grundlandgestaltung	Netto-Nutzen	NKV
Freilegung Hachinger Bach	19.704.202,72 €	4.325.438,07 €	-20.375,09 €	956.528,19 €	-975,19 €	1.162.216,36 €	3.406.151,92 €	12.256.950,00 €	3.303.430,00 €	1,18
Verrohrung (Status Quo)	1.359.968,55 €		-6.532,63 €	-4.149,82 €	-0,29 €		448.952,82 €			
resultierende Projektnutzen	18.344.234,17 €	4.325.438,07 €	-13.842,46 €	960.678,01 €	-974,90 €	1.162.216,36 €	2.957.199,10 €	12.256.950,00 €		1,18

2.2. Auswertungen modifiziertes Projektbewertungsmodell

Für die ganzheitliche Projektbewertung der Freilegung des Hachinger Baches ist eine Anwendung des modifizierten Probewertungsmodells zusätzlich dem modularen Nachhaltigkeitsmodell zwingend notwendig. Es bestehen vier Wirkungsprozesse, die ausgelöst durch das Projekt, relevante Folgen auf die Umwelt verursachen. Die Biodiversität (Gewässer), Landschaftsvielfalt, Erholung und Lebensqualität bilden unverzichtbare Bewertungskriterien, um eine ganzheitliche Projektbewertung der Freilegung des Hachinger Bachs zu gewährleisten. Da aber alle vier Kriterien in Anwendung des modularen Nachhaltigkeitsmodells keine angemessene vollständige Nachweisführung erfahren können, müssen die Kriterien mit einer erweiterten Methodik analysiert werden. Hierzu ist im ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodell eine Kriterienauswertung unter Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells notwendig. Dieses erlaubt alle nicht rational nachweisbaren Umweltwirkungen durch den Einsatz von Experten und deren Präferenzen vollständig auszuwerten.

Tabelle 31: Übersicht der Auswertungsergebnisse der vier Bewertungskriterien, in Klassifizierung der Experten entsprechend der Nachhaltigkeitstrias und Gesamt – modifiziertes Projektbewertungsmodell – Projekt Hachinger Bach

	ökologische Dimension	soziale Dimension	gesamt
Biodiversität (Gewässer)			
Erwartungswert	16.327.110,17 €	15.372.675,99 €	15.849.893,08 €
unterer Grenznutzen	8.366.837,20 €	9.347.177,97 €	8.857.007,59 €
oberer Grenznutzen	25.000.000,00 €	24.513.900,00 €	24.756.950,00 €
Landschaftsvielfalt			
Erwartungswert	16.308.697,23 €	21.393.895,07 €	18.851.296,15 €
unterer Grenznutzen	7.807.246,65 €	12.256.950,00 €	10.032.098,33 €
oberer Grenznutzen	24.513.900,00 €	35.000.000,00 €	29.756.950,00 €
Erholung			
Erwartungswert	10.764.421,65 €	16.931.974,72 €	13.848.198,18 €
unterer Grenznutzen	7.807.246,65 €	9.357.288,93 €	8.582.267,79 €
oberer Grenznutzen	15.000.000,00 €	16.924.735,22 €	15.962.367,61 €
Lebensqualität			
Erwartungswert	15.614.493,30 €	15.529.456,89 €	15.571.975,10 €
unterer Grenznutzen	12.256.950,00 €	6.459.977,37 €	9.358.463,68 €
oberer Grenznutzen	18.972.036,60 €	27.871.443,30 €	23.421.739,95 €
gesamt			
Erwartungswert	59.014.722,35 €	69.228.002,67 €	64.121.362,51 €
unterer Grenznutzen	36.238.280,50 €	37.421.394,27 €	36.829.837,39 €
oberer Grenznutzen	83.485.936,60 €	104.310.078,52 €	93.898.007,56 €

In Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells konnten in Zusammenarbeit mit dem Baureferat München, Abteilung Ingenieurbau J3, Sachgebiet Wasserbau, sechs Experten für die erweiterte Projektbewertung gewonnen werden⁵⁸⁶. Diese wurden, entsprechend den Vorgaben des modifizierten Projektbewertungsmodells, hinsichtlich den in den vier Kriterien zu beurteilenden Wirkungsprozessen befragt. Im Ergebnis wurde durch jeden Experten, für jedes Kriterium mindestens eine präferenzgestützte Vergleichskenngroße für die Wirkungsbeurteilung vergeben. Diese wurden anschließend analysiert und in einen folgenbeurteilten Wirkungswert umgerechnet⁵⁸⁷. Durch die Differenzierung der Expertengruppe, im Rahmen der Nachhaltigkeitsdimensionen, wurden anschließend für jedes Kriterium ein Erwartungswert und ein oberer und unterer Grenznutzen gebildet. Die Ergebniswerte, in Form eines Nutzenbarwertes zum Bewertungsstichtag, repräsentieren die Nutzen, die durch die analysierten Wirkungsprozesse auf die Umwelt entstehen⁵⁸⁸.

⁵⁸⁶ Die Einzelkriterienergebnisse der Experten sind dem Abschnitt 7.2.3.3 „Auswertung der Expertenbefragung“ zu entnehmen.

⁵⁸⁷ vgl. Tabelle 32

⁵⁸⁸ vgl. Tabelle 31

2.3. Gesamtbewertung ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell

Die Gesamtbewertung der durch das Projekt Freilegung Hachinger Bach verursachten Umweltwirkungen erfolgt in Zusammenfassung aller projektbedingten Nutzen. Hierzu werden die Ergebniswerte des Teilmodells 1 (modulares Nachhaltigkeitsmodell) und des Teilmodells 2 (modifiziertes Projektbewertungsmodell) akkumuliert. In Berücksichtigung der temporalen Nutzenverteilung ist für das Projekt Hachinger Bach eine ganzheitliche Nachhaltigkeit der Maßnahmenplanung nachweisbar. Sowohl in Auswertung der kombinierten Erwartungswerte, als auch entsprechend den Grenzwertszenarien besteht ein Nachhaltigkeitsbeleg für das Projekt Hachinger Bach⁵⁸⁹.

Tabelle 33: Übersicht Gesamtbewertung ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell – Projekt Hachinger Bach

	Nutzen - NGW
<u>Gesamtbewertung</u>	
Erwartungswert	65.966.743,37 €
oberer Grenzwert	97.201.437,56 €
unterer Grenzwert	36.898.926,26 €
konservative Nachhaltigkeitsbewertung	38.675.218,25 €
<u>modulares Nachhaltigkeitsmodell</u>	
Erwartungswert	1.845.380,87 €
oberer Grenzwert	3.303.430,00 €
unterer Grenzwert	69.088,87 €
<u>modifiziertes Projektbewertungsmodell</u>	
Erwartungswert	64.121.362,51 €
oberer Grenzwert	93.898.007,56 €
unterer Grenzwert	36.829.837,39 €

Das zusätzlich ausgewählte Szenario der konservativen Nachhaltigkeitsbewertung repräsentiert eine zurückhaltende präferenzgestützte Projektbewertung mit dem modifizierten Projektbewertungsmodell und eine auf dem Erwartungswert basierende rationale Projektbewertung mit dem modularen Nachhaltigkeitsmodell. Mit dem konservativen Nachhaltigkeitsszenario wird durch den Autor dem gegenüber präferenzgestützten Auswertungen mehrfach bestehenden Vorurteilen der Nutzenüberschätzung Rechnung getragen. Ausgehend von einem unteren Grenzwert des modifizierten Projektbewertungsmodells ist die Überschreitungswahrscheinlichkeit der präferenzgestützten Nachhaltigkeitsbewertung maximal. Gleichzeitig wird durch die Verwendung des Erwartungswertes des modularen Nachhaltigkeitsmodells eine repräsentative Werthöhe der rationalen Nutzenbeurteilung sichergestellt. Ob und in wie weit das konservative Nachhaltigkeitsszenario aber auch bei weiteren Anwendungen des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodell Berücksichtigung findet, muss in Absprache mit dem Auftraggeber gesondert evaluiert werden. Innerhalb der Beispielanwendung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsmodells für das Projekt Hachinger Bach ist die konservative Nachhaltigkeitsbewertung als Möglichkeit herausgestellt, auch zusätzlich den Grenzwerten und dem Erwartungswert, ein relevantes und potentiell eintretendes Nachhaltigkeitsszenario, ohne eine gesonderte Risikoevaluierung (Wahrscheinlichkeitsverteilungen), als begründeten Ergebniswert darzustellen. Maßgeblich durch die Fortschreibung der erweiterten Sensitivitätsanalyse können, im Rahmen der Implementierung definierbarer Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Nutzeneintritte, zukünftig auch weitere spezifische Kenngrößen des Ergebnisraumes der Nachhaltigkeitsbewertung von Hochwasserschutzmaßnahmen detailliert aufgezeigt werden. Ziel ist es, dem Auftraggeber bzw. Entscheidungsträger alle

⁵⁸⁹ vgl. Tabelle 33

potentiellen Nachhaltigkeitsszenarien zur Verfügung zu stellen und gleichzeitig eine Übersicht über die jeweils bestehenden Wahrscheinlichkeiten eines Eintrittes darzulegen.

Die ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung belegt für das Projekt Hachinger Bach eine maßgebliche (hohe) Nachhaltigkeit. Zwar besteht seitens der rationalen Auswertung mittels des modularen Nachhaltigkeitsmodells nur ein geringer positiver Projektnutzen, doch wird dieser in Anwendung des modifizierten Projektbewertungsmodells mehr als verstärkt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass vorrangig im modifizierten Projektbewertungsmodell die primären Zielstellungen des Projektes Auswertung erfahren. Die Nachhaltigkeit des Projektes ist über den ganzheitlichen Umweltnutzen nachweisbar und auch zusätzlich den Barwerten entsprechend der Nutzenentwicklung über den Bewertungszeitraum nachvollziehbar⁵⁹⁰. Das Projekt Hachinger Bach ist nachhaltig.

⁵⁹⁰ vgl. Abbildung 66

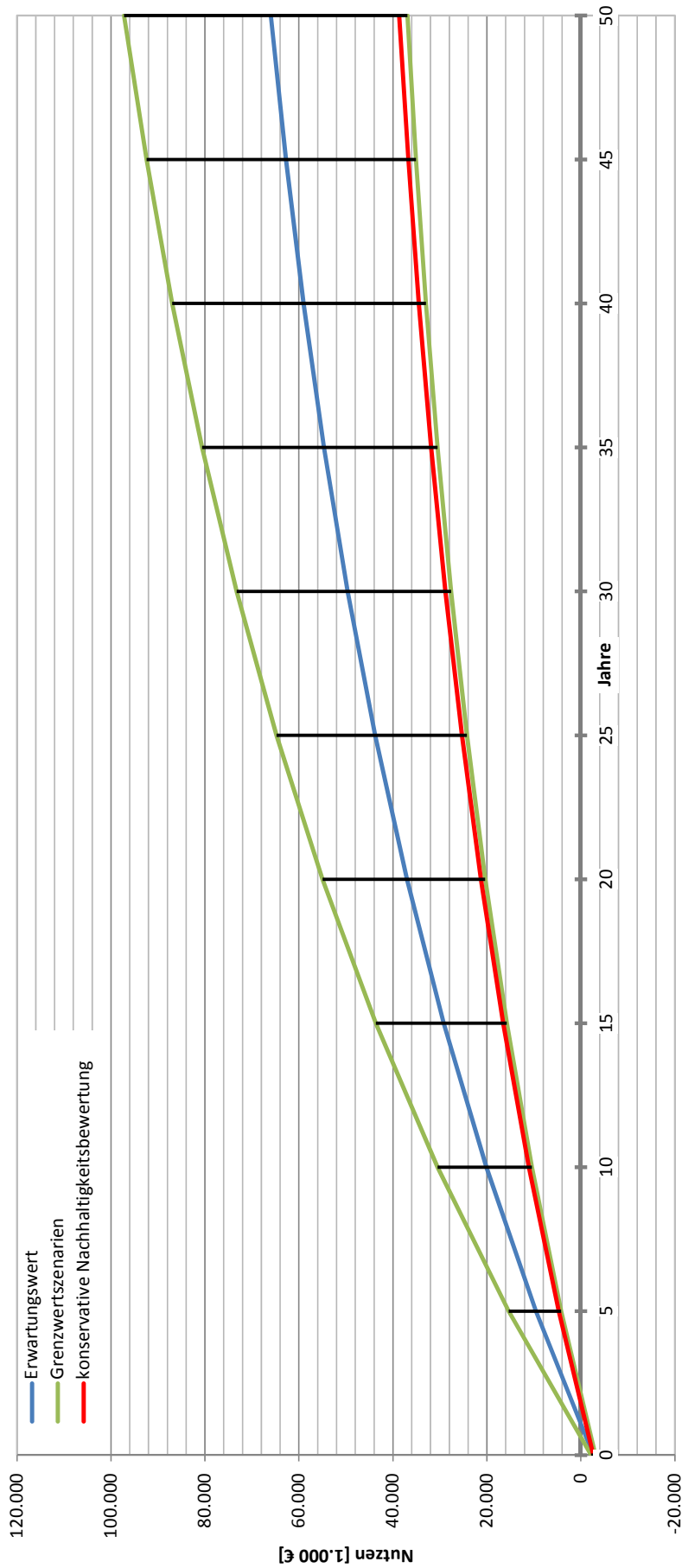


Abbildung 66: temporale Nutzenentwicklung – Bewertungszeitraum 50 Jahre – ganzheitliches Nachhaltigkeitsmodell – Projekt Hachinger Bach