

Hilfestellung für die Monetarisierung von Umweltwirkungen politischer Massnahmen

Schlussbericht, Version 2020
Zürich, 1. Oktober 2020

Damaris Bertschmann, Cuno Bieler, Daniel Sutter
Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Impressum

Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Ökonomie und Innovation, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer: INFRAS, Binzstrasse 23, 8045 Zürich
Tel. +41 44 205 95 95
zuerich@infras.ch

Autor/Autorin: Damaris Bertschmann, Cuno Bieler, Daniel Sutter
Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Projektleitung BAFU: Lilith Wernli

Begleitung BAFU: Rolf Gurtner und Philipp Röser

Hinweis: Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Version für das Jahr 2020.

Die Kostensätze entsprechen dem aktuellen Stand des Wissens im Jahr 2020. Zu einem späteren Zeitpunkt sind die Kostensätze entsprechend zu aktualisieren.

Autorinnen und Autoren der Basisstudie von INFRAS

Damaris Bertschmann, Cuno Bieler, Daniel Sutter
Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)
INFRAS, Binzstrasse 23, 8045 Zürich
Tel. +41 44 205 95 95
zuerich@infras.ch

Inhalt

TEIL A: ÜBERGEORDNETE ASPEKTE	4
Idee und Einbettung der Hilfestellung	4
Chancen und Herausforderungen von Monetarisierungen	8
Übersicht Umweltwirkungen und Umweltkosten	9
TEIL B: HILFESTELLUNG	13
Schritt 1: Definition der Systemgrenzen	13
Schritt 2: Abschätzung der Umweltwirkung	15
Fallbeispiel 1: Abschätzung der Umweltwirkung eines Gesetzes mit einem Verbot	18
Fallbeispiel 2: Abschätzung der Umweltwirkung einer definierten Massnahme	20
Fallbeispiel 3: Abschätzung der Umweltwirkung eines abstrakten Gesetzes	21
Schritt 3a: Monetarisierung - Methodenwahl	23
Schritt 3b: Monetarisierung - Festlegung Kostensatz	27
Fallbeispiel 4: Einfache Spezifikation des Kostensatzes	32
Fallbeispiel 5: Schwierige Spezifikation des Kostensatzes	33
Fallbeispiel 6: Value Transfer	37
Schritt 4: Einordnung und Interpretation	38
Fallbeispiel 7: Umgang mit Sensitivitätsanalysen	40
Anhang 1: Qualitätskriterien für die Durchführung eines Value Transfers	42
Anhang 2: Ausgewählte Kostensätze	43
Literatur	55

TEIL A: ÜBERGEORDNETE ASPEKTE

Idee und Einbettung der Hilfestellung

Ziele und Nutzen der Hilfestellung

Das Ziel dieser Hilfestellung ist es, Fachpersonen, die eine RFA oder VOBU durchführen, im Schritt «Detailanalyse» (RFA) resp. «Wirkungsanalyse» (VOBU), bei der Monetarisierung von Umweltfolgen zu unterstützen. Die vorliegende Hilfestellung bietet AnwenderInnen die Möglichkeit, einfache Abschätzungen der in Franken ausgedrückten Umweltkosten oder -nutzen von Regulierungen vorzunehmen. Die Hilfestellung bietet folgenden Nutzen:

- Raster bzw. Ablaufvorschlag für das konkrete Vorgehen für die Monetarisierung,
- Strukturierungshilfe für die zu betrachtenden Umweltwirkungen,
- methodische Hintergrundinformationen zur Monetarisierung von Umweltkosten und
- konkrete Hilfestellungen für die Berechnungen durch illustrative Kostensätze, für die Umrechnung von Kostensätzen («Value Transfer») und den Umgang mit Sensitivitäten.

Die Hilfestellung stellt eine Vertiefung zu den bestehenden Leitfäden zur Folgenabschätzung politischer Massnahmen dar (insb. RFA und VOBU).

- Bei der RFA knüpft sie an die Grobanalyse der Auswirkungen an: wenn Auswirkungen auf die Umwelt festgestellt werden und entschieden wird, dass diese im Rahmen der Detailanalyse zu quantifizieren sind, bietet die vorliegende Hilfestellung Unterstützung für eine Monetarisierung der Umweltwirkungen.
- Bei der VOBU können im Quick Check Auswirkungen auf die Umwelt festgestellt werden (Schritt 1). Im Schritt 2 wird das Untersuchungskonzept erstellt, wo möglicherweise eine Monetarisierung der Umweltwirkung ins Auge gefasst wird. Ist dies der Fall, bietet die vorliegende Hilfestellung im Schritt 3 – der Wirkungsanalyse – in Ergänzung zum VOBU-Leitfaden spezifische Unterstützung für die Monetarisierung.

Ziel der Hilfestellung ist es folglich, Anwendern ein Werkzeug für das konkrete Vorgehen bei der Monetarisierung von Umweltwirkungen zu geben. Dabei werden auch einfache, pragmatische Wege aufgezeigt und mit konkreten, beispielhaften Kostensätzen ergänzt.

Hintergrund und Anwendungsbereich

In der Politikentwicklung spielen quantitative Angaben zu den Folgen politischer Massnahmen eine immer grössere Rolle. Beispielsweise sind gemäss RFA-Richtlinie bei Vorhaben, die bei mehr als 1'000 Unternehmen zusätzliche Regulierungskosten verursachen oder einzelne Branchen besonders stark belasten, zwingend im Rahmen einer Regulierungsfolgekostenabschätzung (RFA) Schätzungen der Regulierungskosten für Unternehmen vorzunehmen. Die Quantifizierung der Folgen politischer Massnahmen auf die Umwelt stellt hier eine besondere Herausforderung dar:

Im Gegensatz zu den wirtschaftlichen Kosten/Nutzen, welche meist kurzfristig und leicht messbar sind, sind die Umweltkosten und -nutzen meist langfristig und schwieriger messbar. Damit nachhaltige Politikvorschläge nicht an kurzfristigen Bedenken scheitern, ist es daher zentral, dass ihr Nutzen kommuniziert werden kann. Eine Quantifizierung der Umweltfolgen oder wenn möglich deren Monetarisierung kann dabei helfen. Die vorliegende Hilfestellung soll Fachpersonen dabei unterstützen. Sie richtet sich folglich an alle Personen innerhalb und ausserhalb der Bundesverwaltung, die im Rahmen von Folgenabschätzungen (z.B. RFA, VOBÜ) Umweltwirkungen als relevant identifiziert haben und danach in der Detailanalyse resp. Wirkungsanalyse eine Monetarisierung dieser Umweltwirkungen vornehmen wollen.

Bezug zu bestehenden Instrumenten

Für die Abschätzung der Folgen von politischen Massnahmen kennt der Bund bereits mehrere Instrumente: Das SECO stellt für die Beurteilung von politischen Massnahmen den Leitfaden zur Regulierungsfolgenabschätzung (RFA) zur Verfügung¹. Die RFA dient dazu den Regulierungsbedarf, alternative Handlungsoptionen, die erwarteten Auswirkungen und die Vollzugstauglichkeit systematisch zu untersuchen – mit dem Ziel einer besseren Rechtsetzung. Das BAFU hat für die Umweltpolitik den Leitfaden zur volkswirtschaftlichen Beurteilung von Umweltmassnahmen (VOBÜ)² entwickelt. Er erfüllt alle Anforderungen der RFA, fokussiert jedoch auf Umweltmassnahmen und -regulierungen und enthält dafür zusätzliche Hilfestellungen. Ein weiteres Instrument ist die Nachhaltigkeitsbeurteilung (NHB) des ARE, mit dazugehörigem Leitfaden. Die NHB verfolgt das Ziel, bei Projekten und politischen Entscheiden die Grundsätze der Nachhaltigen Entwicklung zu berücksichtigen. Die vorliegende Hilfestellung ergänzt die erwähnten Leitfäden, indem sie erstmals für die Schweiz eine Unterstützung zum konkreten Vorgehen für die Monetarisierung von Umweltwirkungen gibt.

Aufbau der Hilfestellung

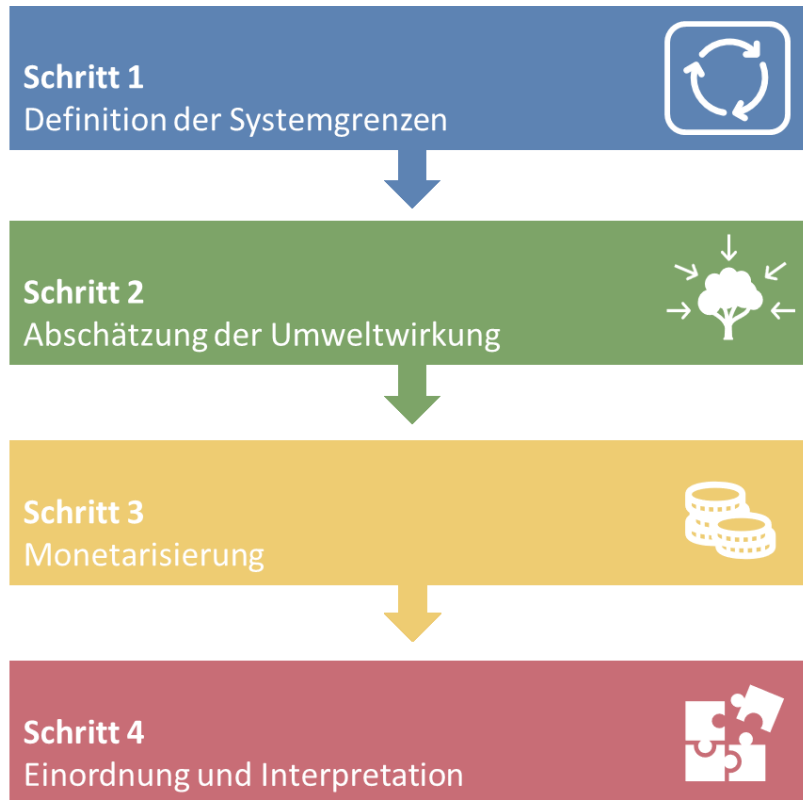
Das Dokument beinhaltet im ersten Teil (A) die übergeordneten Aspekte (Einbettung, Chancen und Risiken sowie Übersicht der Umweltwirkungen und Umweltkosten). Der Teil B umfasst die konkrete Hilfestellung mit den einzelnen Schritten zur Durchführung einer Monetarisierung von Umweltwirkungen.

Die Hilfestellung im Teil B ist in vier Schritten aufgebaut (vgl. Abbildung 1): Im ersten Schritt müssen die Systemgrenzen definiert werden, im zweiten ist die Umweltwirkung zu spezifizieren und quantifizieren. Im dritten Schritt folgt die eigentliche Monetarisierung, wobei der Schritt in zwei Teilschritte unterteilt wird: In Schritt 3a erfolgt die Wahl der Methode zur Monetarisierung und im Schritt 3b werden die Kostensätze spezifiziert. Im vierten und letzten Schritt werden die Resultate interpretiert und eingeordnet.

¹ www.seco.admin.ch/rfa

² www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wirtschaft-konsum/fachinformationen/volkswirtschaftliche-beurteilung-von-massnahmen.html

Abbildung 1: Aufbau der Hilfestellung



Grafik INFRAS.

Fallbeispiele

Alle wichtigen und potenziell kritischen Schritte werden mit Fallbeispielen illustriert. Diese sind grundsätzlich fiktiv. Damit sie jedoch praxisrelevant sind, lehnen sie sich an Beispielen aus der Praxis an. Der Kontext wurde jedoch jeweils bewusst abstrahiert. Die Fallbeispiele sollen kochbuchartig darstellen, wie ein spezifisches Problem in einem bestimmten Fall bearbeitet und gelöst werden kann und somit die Bearbeitenden konkret unterstützen. Die Fallbeispiele fokussieren jeweils auf einen bestimmten Schritt der Monetarisierung. Damit dies möglich ist, sind jeweils auch Angaben zum Umfeld oder weitere Annahmen notwendig. Diese sind jedoch nicht als Empfehlungen des BAFU zu interpretieren. Die Fallbeispiele sind in die Schritte der Hilfestellung integriert. Sie nehmen folgende Themen auf:

- Schritt 2: Abschätzung der Umweltwirkung
 - Fallbeispiel 1: Abschätzung der Umweltwirkung eines Gesetzes mit einem Verbot
 - Fallbeispiel 2: Abschätzung der Umweltwirkung einer im Gesetz definierten Massnahme
 - Fallbeispiel 3: Abschätzung der Umweltwirkung eines abstrakten Gesetzes
- Schritt 3: Monetarisierung
 - Fallbeispiel 4: Einfache Spezifikation des Kostensatzes

- Fallbeispiel 5: Schwierige Spezifikation des Kostensatzes
- Fallbeispiel 6: Value Transfer
- Schritt 4: Einordnung und Interpretation
 - Fallbeispiel 7: Umgang mit Sensitivitätsanalysen

Chancen und Herausforderungen von Monetarisierungen

Die Abschätzung von Umweltkosten ist mit verschiedenen Herausforderungen verbunden, die mit der vorliegenden Hilfestellung teilweise verringert werden können, aber nicht umfassend eliminiert werden:

- *Unsicherheit bei der Abschätzung bzw. Quantifizierung der Umweltwirkung:* Bereits vor der Monetarisierung können Unsicherheiten bezüglich der Wirkungen von Massnahmen oder Regulierungen bestehen. Dieses Problem betrifft damit nicht nur die Monetarisierung, sondern generell jede quantitative Folgenabschätzung (z.B. in der VOBu oder RFA). Im Schritt 2 werden Hilfestellungen für die Abschätzung der Umweltwirkungen gegeben.
- *Monetarisierbarkeit:* Bei einem Teil der Umweltwirkungen existieren die Monetarisierung und die entsprechenden Methoden schon länger. Bei anderen Umweltwirkungen dagegen liegen bisher keine etablierten Methoden und/oder Kostensätze vor, sondern allenfalls erst Einzelstudien. Für diese Umweltbereiche können in der Regel keine Umweltkosten ausgewiesen werden, oder allenfalls nur mit grossem Aufwand (Durchführung einer vertieften Einzelstudie). Eine Option können alternative Berechnungsansätze darstellen, insbesondere Abschätzungen von Vermeidungs- oder Reparaturkosten als Näherung.
- *Auswahl des Kostensatzes:* Die Bestimmung oder Auswahl von konkreten Kostensätzen bedarf in der Regel verschiedener Entscheidungen, weil es verschiedene verfügbare Kostensätze gibt oder weil für die Herleitung von Kostensätzen Annahmen getroffen werden müssen. Oft besteht die Herausforderung darin, dass es keine eindeutigen Entscheide auf Basis einer exakten wissenschaftlichen Grundlage sind. Aus diesem Grund ist es wichtig, diese Entscheidungen für die Wahl eines Kostensatzes transparent und nachvollziehbar darzustellen und zu begründen (auch allfällige Annahmen). Diese Anforderung wird auch in den Leitfäden von RFA und VOBu genannt.
- *Aufwand vs. Pragmatismus:* Der Aufwand für eine detaillierte (Bottom-up) Berechnung der Umweltkosten sprengt oft den Rahmen einer VOBu oder RFA. Hier stellt der vereinfachte Top-down Berechnungsansatz über einfache Kostensätze eine pragmatische Alternative dar. Die Hilfestellung weist deshalb im Anhang 2 konkrete Kostensätze aus. Allerdings sind diese Kostensätze nicht verbindlich oder umfassend innerhalb der Bundesverwaltung abgestimmt³.
- *Unsicherheit vs. Verzicht auf das Ausweisen von Kosten:* Die genannten Unsicherheiten bei der Berechnung von Umweltwirkungen sollen nicht dazu führen, dass auf eine Berechnung und das Ausweisen von Umweltkosten bzw. -nutzen gänzlich verzichtet wird. Das Weglassen potenziell unsicherer Ergebnisse verzerrt ein Gesamtergebnis einer Folgenabschätzung meist

³ Eine Ausnahme bilden die Kostensätze aus der ARE-Studie zu den Externen Effekten des Verkehrs (ARE 2018). Diese Kostensätze sind innerhalb des UVEK abgestimmt (vgl. dazu auch Schritt 3b sowie Anhang 2).

stärker, als wenn ein Ergebnis mit Unsicherheiten angegeben wird (z.B. mit Bandbreiten). Selbstverständlich gibt es Fälle, bei denen aufgrund der zu grossen Unsicherheit oder fehlenden Datengrundlagen auf eine Monetarisierung verzichtet werden muss, wenn der Forschungsstand zur monetären Bewertung noch gering ist. Entsprechend bedarf es einer pragmatischen Beurteilung durch die Bearbeitenden, ob eine Monetarisierung sinnvoll ist. Oftmals macht es aber Sinn, auch bei Unsicherheiten eine Monetarisierung durchzuführen – aber den Umgang mit der Unsicherheit transparent zu machen.

- **Anwendbarkeit:** Die Ergebnisse einer Monetarisierung von Umweltwirkungen – Umweltkosten oder Umweltnutzen – können im Rahmen der Wirkungsanalyse einer VOB, RFA oder anderen Folgenabschätzungen politischer Massnahmen und Regulierungen angewandt werden. Sie können auch in Kosten-Nutzen-Analysen, Kosten-Wirksamkeits-Analysen, Lebenszykluskostenbetrachtungen (z.B. in der Beschaffung) oder ähnliche Methoden einfließen, um eine umfassende, volkswirtschaftliche Sichtweise zu erhalten.

Übersicht Umweltwirkungen und Umweltkosten

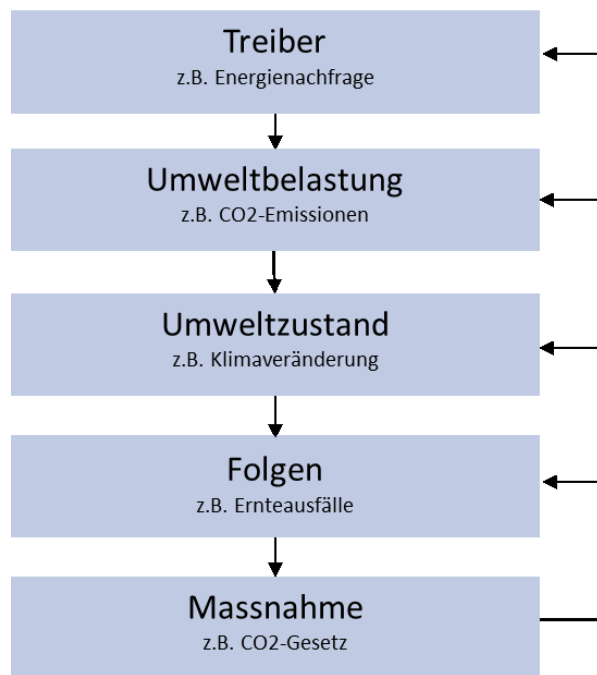
Gesetze und andere staatliche Regulierungen können sehr viele verschiedene Umweltwirkungen zur Folge haben. Diese Wirkungen können beabsichtigt oder unbeabsichtigter Nebeneffekt sein. Die Wirkungen können zudem positiv oder negativ sein. Entsprechend können Regulierungen zu einer Zunahme oder aber einer Reduktion der Umweltbelastung – und somit zu Umweltkosten oder Umweltnutzen (= verringerte Umweltkosten) führen.

Ein oft benutztes und hilfreiches Denkmodell für die Darstellung der Wirkungskette zwischen staatlichem Handeln (Regulierungen, Massnahmen) und den folgenden Umweltbelastungen und -schäden ist das so genannte DPSIR-Modell. Umweltwirkungen werden in der Regel durch eine gesellschaftliche oder wirtschaftliche Aktivität ausgelöst. Das DPSIR-Modell beschreibt die gesamte Wirkungskette von der Aktivität über die Wirkungen und Folgen bis hin zu den regulatorischen Anpassungen:

- **Driving forces (Treiber, Aktivität):** Am Anfang stehen Treiber bzw. Aktivitäten, die zu einer Umweltwirkung führen. Solche Treiber können z.B. die Nachfrage nach Nahrungsmitteln, Infrastrukturen, Energie, Mobilität oder Rohstoffen sein.
- **Pressures (Umweltbelastungen):** Die Treiber haben Umweltbelastungen zur Folge, beispielsweise Schadstoff-Emissionen in die Luft oder ins Wasser oder aber Flächenversiegelung.
- **State (Umweltzustand, Umweltqualität):** Die Umweltbelastungen wirken auf den Zustand eines Umweltkompartiments, beispielsweise Veränderungen der Luftqualität, der Gewässerqualität oder des Bodens (z.B. Versauerung).

- **Impacts (Folgen):** Aus der Veränderung des Umweltzustandes können spezifische Folgen bzw. Beeinträchtigungen für Mensch und Umwelt resultieren. Dies können beispielsweise Gesundheitsschäden, Biodiversitätsverluste, Ernteausfälle, Einschränkungen von Ökosystemen bzw. Ökosystemleistungen sein. Damit wiederum sind gesellschaftliche Kosten verbunden, z.B. Gesundheitskosten.
- **Responses (Massnahmen):** Werden die Folgen für die Gesellschaft spürbar, führen sie zu einer Reaktion in Politik oder der Gesellschaft, beispielsweise durch Umweltforschung, umweltseitigen Verbesserungen von Produktionsprozessen oder neuen/angepassten Umweltregulierungen.

Abbildung 2: Das DPSIR-Modell



Grafik INFRAS.

Das DPSIR-Modell kommt ursprünglich aus der Umweltpolitik und fokussiert auf politische Massnahmen, die die Umwelt entlasten. Allerdings lässt es sich auch auf andere Politikbereiche anwenden, da auch regulatorische Massnahmen ausserhalb der Umweltpolitik die Umwelt positiv oder negativ beeinflussen können. In einer umfassenden Beurteilung von politischen Massnahmen – wie sie beispielsweise in einer VOBU oder RFA erfolgen – sind daher Umweltfolgen und Umweltkosten immer dann zu beleuchten, wenn die Relevanzanalyse Auswirkungen auf die Umwelt ergeben hat.

Die vorliegende Hilfestellung zeigt auf, wie die Umweltfolgen von politischen Massnahmen monetär bewertet werden können. Im Vordergrund steht in der vorliegenden Hilfestellung eine

einfache (vereinfachte) Vorgehensweise zur Monetarisierung von Umweltwirkungen (Schritt 3). Der Forschungsstand zur monetären Bewertung von Umweltfolgen ist je nach Umweltbereich sehr unterschiedlich. Zum heutigen Zeitpunkt gibt es Umweltfolgen, deren monetäre Bewertung gut etabliert ist und für die entsprechend valide Kostensätze zur Abschätzung der Umweltkosten vorliegen. Ein Beispiel sind die Folgen von Luftschadstoff-Emissionen. Es gibt aber auch Bereiche, bei denen noch weniger umfassende wissenschaftliche Erkenntnisse vorliegen und deren monetäre Bewertung bisher noch mit grösseren Unsicherheiten verbunden ist, wie beispielsweise die Emission von toxischen Stoffen. Auch in diesen Fällen gibt es Ansatzpunkte für Monetarisierungen. Jedoch sind die Unsicherheitsbereiche der Ergebnisse vergleichsweise gross. In einigen Fällen ist eine Monetarisierung bisher aufgrund des geringen Forschungsstandes noch kaum möglich, wie z.B. bei den Folgen Nichtionisierender Strahlung. Um den aktuellen Wissensstand jeweils abzubilden, wird die Hilfestellung daher periodisch aktualisiert. Dabei können auch neue Kategorien aufgenommen werden, wie z.B. Biodiversitätsverluste, die heute primär indirekt (z.B. unter Flächenumnutzung oder z.T. bei den Luftschadstoffkosten) erfasst werden. Die folgende Tabelle zeigt, welche Umweltbelastungen sich aufgrund des aktuellen Wissensstands wie gut monetarisieren lassen:

Tabelle 1: Monetarisierbarkeit verschiedener Umweltbelastungen

Umweltbelastung	Forschungsstand zur Monetarisierung
Luftschadstoff-Emissionen	etabliert
Treibhausgasemissionen	etabliert
Lärmemissionen	etabliert
Flächenumnutzung	fortgeschritten
Emissionen eutrophierender Stoffe (Nährstoffe)	fortgeschritten
Emissionen versauernder Stoffe	fortgeschritten
Emissionen toxischer Stoffe	eher gering
Beeinträchtigung des Landschaftsbildes	gering
Verbrauch von natürlichen Ressourcen und Rohstoffen	gering
Nichtionisierende Strahlung	gering
Umweltrisiken durch spezifische Ereignisse (z.B. atomare Unfälle, Grossunfälle in Mineralölgewinnung, etc.)	gering

Tabelle INFRAS.

Grundsätzlich ist es in allen Umweltbereichen möglich, eine Monetarisierung vorzunehmen. Falls keine (breite) Literatur zu Kostensätzen besteht, könnten auch entsprechende Einzelstudien erstellt werden. Jedoch kann die Verwendung eines Kostensatzes, der nicht auf einer breiten Literatur basiert, mit einer zu grossen Unsicherheit verbunden sein und auf eine geringe Akzeptanz stossen. Der Unsicherheitsbereich der Monetarisierung kann in diesem Fall so gross

sein, dass sich das Vorzeichen und die Grössenordnung der Resultate und damit die Schlussfolgerungen aus der Berechnung signifikant verändern. In der politischen Praxis ist es daher nicht empfehlenswert, die Folgen in Umweltbereichen zu monetarisieren, in denen der Forschungsstand zur monetären Bewertung noch gering ist. Die vorliegende Hilfestellung zur Monetarisierung vertieft daher diese Umweltbereiche im Folgenden nicht. Doch auch ohne Monetarisierung sollen solche Umweltbereiche in eine umfassende Massnahmenbewertung einfließen. Dafür gibt es folgende Möglichkeiten (vgl. auch VOB-Leitfaden (BAFU 2020) oder der Nutzen von Regulierungen (Seco 2019)):

- qualitative Bewertungen, z.B. qualitative Beschreibung von Kosten und Nutzen
- quantitative Bewertungen ohne Monetarisierungen (z.B. quantitative Ergebnisse als Grundlage)
- Kosten-Wirksamkeits-Analyse (z.B. wenn Kosten einer Massnahme/Regulierung vorliegt, und der Umweltnutzen qualitativ verfügbar ist → Wirksamkeit)
- Nutzwertanalysen
- Vergleichswertanalysen

In Tabelle 1 sind Umweltbelastungen aufgelistet, die grundsätzlich als Anknüpfungspunkte für eine Monetarisierung in Frage kommen. Es gibt jedoch zusätzlich auch etablierte Ansätze für die Monetarisierung von Umweltfolgen, die statt an den Umweltbelastungen an den Treibern bzw. Aktivitäten ansetzen. Dies gilt insb. für die Energie- und Mobilitätsnachfrage. Dabei werden in der Regel nicht nur die direkt aus der Aktivität entstehenden Umweltbelastungen berücksichtigt, sondern im Sinne einer Life Cycle Analyse auch die Umweltbelastungen aus vor- und nachgelagerten Prozessen einbezogen. Im Verkehr sind dies insbesondere die Fahrzeug- und Energieproduktion sowie die Bereitstellung der Infrastrukturen. Wir werden daher im Folgenden auch Hilfestellungen für die direkte Monetarisierung von Umweltbelastungen geben, die durch die Energie- und Mobilitätsnachfrage entstehen.

TEIL B: HILFESTELLUNG

Schritt 1: Definition der Systemgrenzen



Bevor eine Monetarisierung von Umweltwirkungen einer Regulierung vorgenommen werden kann, müssen die Systemgrenzen der geplanten Analyse bzw. des Betrachtungsraums definiert werden:

- **Zeitlich:** Für welchen Zeitraum soll die Monetarisierung vorgenommen werden bzw. auf welchen Zeitraum fokussiert die Analyse? Typische Zeithorizonte sind:
 - Wirkung im Jahr nach Einführung der Massnahme: Diese Abgrenzung ist hilfreich, wenn die Wirkung einer Massnahme unmittelbar eintritt.
 - Wirkung im Jahr X: Diese Abgrenzung ist zweckmässig, wenn die Massnahme erst nach einem bestimmten Zeitraum ihre volle Wirkung entfaltet. Das Jahr X sollte so spezifiziert werden, dass die Massnahme die volle Wirkung entfaltet (z.B. 5 oder 10 Jahre nach Einführung – wobei die Umweltkosten natürlich auch viel später eintreten können, siehe Beispiel Klimakosten).
- **Räumlich:** Für welchen geografischen Raum wird die Wirkung analysiert? Typische räumliche Definitionen sind:
 - Globale Wirkung der Aktivität der Inländer («Fussabdruck»): In dieser Abgrenzung wird betrachtet, welche Wirkung die Aktivitäten der in der Schweiz ansässigen Personen weltweit haben. Es wird nicht nur die in der Schweiz anfallende Wirkung analysiert, sondern auch die Wirkungen, die indirekt im Ausland hervorgerufen werden. Ein typischer Anwendungsfall ist, dass im Bereich Klima nicht nur betrachtet wird, welche Treibhausgasemissionen die Schweiz emittiert, sondern auch welche Emissionen die Schweiz mit ihrem Konsum im Ausland verursacht (z.B. bei Produktionsprozessen im Ausland oder Reisen im Ausland).
 - Territorialprinzip (Wirkung in der Schweiz): Im Territorialprinzip wird die gesamte Wirkung einer Aktivität innerhalb der Schweizer Grenze betrachtet.
 - Fokus auf ausgewählte Raumtypen (z.B. Städte, Berggebiete etc.) oder bestimmte Infrastrukturen (z.B. Flugplätze) oder Ökosystemtypen (z.B. Moore)
 - Fokus auf ganz konkrete, einzelne Räume (z.B. Val Verzasca, Bezirk Zofingen)
- **Inhaltlich:** Welche inhaltlichen Eingrenzungen des Betrachtungsraumes gibt es? Welche Wirkungen werden berücksichtigt, welche weggelassen (z.B. der Einfachheit halber)? Häufig

macht es Sinn, auf einzelne thematische Aspekte zu fokussieren und weniger relevante beiseite zu lassen.

- **Referenz:** Ebenfalls ein wichtiger, zu Beginn der Arbeiten zu klärender Aspekt beinhaltet die Definition einer Referenzentwicklung. Um die Umweltfolgen einer Regulierung abschätzen zu können, ist immer auch eine Entwicklung ohne neue Regulierung als Referenz festzulegen. Die Umweltwirkung ergibt sich dann aus der Differenz zwischen der Entwicklung bzw. einem Szenario mit einer neuen Regulierung und der Referenzentwicklung.

Schritt 2: Abschätzung der Umweltwirkung



Das Ziel des nächsten Schrittes ist es, eine quantitative Aussage zur Veränderung der Umweltbelastung aufgrund der politischen Massnahme zu machen (konkretes Beispiel: Regulierung führt zu einer Verringerung des Stickstoffeintrages in Gewässer um 100 t pro Jahr).

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick, anhand welcher Grössen die verschiedenen Umweltbelastungen monetarisiert werden können, d.h. für welche Parameter nach aktuellem Stand des Wissens konkrete Anknüpfungspunkte zur Monetarisierung bestehen. Die Tabelle zeigt, welche Grössen/Parameter vertieft analysiert und abgeschätzt werden müssen bzw. können.

Tabelle 2: Ausgangsgrössen für die Monetarisierung von Umweltbelastungen

Umweltbelastung	Monetarisierung anhand von...
Luftschadstoffemissionen	<p>Ausgestossene oder eingesparte Menge Luftschadstoffe (in Tonnen)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Feinstaub (PM_{2.5}, PM₁₀) ▪ Stickoxide (NO_x) ▪ Schwefeldioxid (SO₂) ▪ Flüchtige Kohlenwasserstoffe (NMVOC) ▪ Ammoniak (NH₃) <p>Falls Angaben zur Art der Emissionsquelle (Industrie, Feuerung, Verkehr, Kraftwerk) sowie dem Ort der Emission (Innerorts, Ausserorts) verfügbar sind, können die Berechnungen noch exakter durchgeführt werden.</p>
Treibhausgasemissionen	<p>Ausgestossene oder eingesparte Menge Treibhausgase (in Tonnen)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Treibhausgase total, in CO₂-Äquivalenten ▪ oder einzeln: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Kohlendioxid (CO₂) ▪ Methan (CH₄) ▪ Lachgas (N₂O) ▪ F-Gase
Lärmemissionen	<p>Veränderung der Anzahl von Lärm betroffenen Personen, z.B. pro Lärmklasse (Dezibel-Klasse). Falls nach Tageszeit (Tag, Tagesrandzeiten, Nacht) und Lärmart (Strassenlärm, Schienenlärm, Fluglärm, Baulärm, Industrielärm, etc.) differenzierte Angaben möglich sind, kann die Monetarisierung noch verfeinert werden.</p>
Emissionen eutrophierender Stoffe	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ausgestossene oder eingesparte Menge an stickstoffhaltigen Substanzen (z.B. Nitrate, Ammonium) in Tonnen N bzw. N-Äquivalente ▪ Ausgestossene oder eingesparte Menge von Phosphor (P) bzw. Phosphorhaltigen Substanzen (z.B. Phosphate) in Tonnen P bzw. P-Äquivalente.
Emissionen versauernder Stoffe	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Versauerung von Böden und Wasser durch ausgestossene Luftschadstoffe (z.B. SO₂, NO_x, NH₃) in Tonnen SO₂-Äq.

Umweltbelastung	Monetarisierung anhand von...
Flächenumnutzung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Flächenumwandlung: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Grösse der versiegelten (verbauten) Ökosystemfläche in m² ▪ Landnutzungsänderung, Nutzungsintensivierung: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Grösse der Ökosystemfläche, deren Bewirtschaftungs- bzw. Nutzungsform oder Nutzungsintensität verändert wird / wurde (Fläche in m²). Zudem: Art der Nutzung vorher und nachher (z.B. extensives Grünland → Ackerland) ▪ Zerschneidung der Landschaft (durch Verkehrswege): <ul style="list-style-type: none"> ▪ Länge (Grösse) von Verkehrsinfrastrukturen: km Strasse (nach Strassentyp: Autobahn, Hauptstrasse, Nebenstrasse), km Schiene oder km² Flugplatzfläche. <p>Alternativ kann die Wirkung der Schäden durch Versiegelung und Zerschneidung infolge des Verkehrs auch aus der Verkehrsmenge abgeschätzt werden (s. unten).</p>
Emissionen toxischer Stoffe	<p>Ausgestossene oder eingesparte Menge an toxischen Schadstoffen (in t oder kg):</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Schwermetalle: z.B. Arsen, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber, Blei ▪ Persistente organische Schadstoffe (POPs), u.a. Dioxine, Furane, PCBs, Pflanzenschutzmittel (Herbizide, Insektizide, Fungizide).

Tabelle INFRAS.

Die Monetarisierung der Umweltwirkungen des Verkehrs und der Energie ist weit fortgeschritten. Betrifft eine politische Massnahme den Verkehr oder die Energiebereitstellung und -verwendung, müssen die verschiedenen durch die Aktivität verursachten Umweltbelastungen nicht zwingend einzeln hergeleitet werden. Sie können auch pauschal aus der Aktivität berechnet werden (vgl. auch Schritt 3b). Dazu können die in der folgenden Tabelle aufgeführten Eingabevariablen verwendet werden. Grundsätzlich ist jedoch zu betonen, dass die direkte Monetarisierung über die Umweltbelastungen (vgl. Tabelle oben) in der Regel vorzuziehen ist, sofern solche Grundlagen bzw. Daten vorliegen.

Tabelle 3: Ausgangsgrössen für die Monetarisierung der Umweltwirkungen von Massnahmen im Bereich Energie und Verkehr

Bereich	Monetarisierung anhand von...
Energie	<p>Veränderung des Energieverbrauchs, differenziert nach Energieträger:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Stromverbrauch (z.B. kWh_{el}): total oder differenziert nach Primärenergieträger (Wasser, Erdgas, Öl, Holz, Photovoltaik, Kohle, etc.) ▪ Wärmeverbrauch (z.B. kWh_{Endenergie} oder Liter bzw. Tonnen je Energieträger): total oder differenziert nach Energieträger (Kohle, Erdgas, Öl, etc.) sowie evtl. nach Einsatzbereich (Haushalt, Industrie)
Verkehr	<p>Veränderung von:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fahrzeug-km: total oder differenziert nach Fahrzeugkategorie sowie Energieträger (Diesel, Benzin, Strom) ▪ oder Personen-km oder Tonnen-km: total oder differenziert nach Fahrzeugkategorie sowie Energieträger (Diesel, Benzin, Strom) ▪ oder Treibstoffverbrauch (in Liter oder Tonnen): Menge an Treibstoff nach Art (Benzin, Diesel, Strom)

Tabelle INFRAS.

Für die Spezifikation und Abschätzung der quantitativen Veränderung der Umweltbelastung durch eine Massnahme gibt es kein systematisiertes Vorgehen. Zu vielfältig sind die möglichen politischen Massnahmen und das Umfeld, in das sie eingebettet sind. Dennoch gibt es Anknüpfungspunkte und Grundlagen für die Abschätzung der Wirkungen, die als Grundlage für die Monetarisierung dienen (z.B. veränderte Umweltbelastungen, Aktivitäten) und auf die man sich beziehen kann:

- **Gesetze mit konkreten Zielen oder Verbote:** In einigen Gesetzen werden explizite, quantitative Ziele (z.B. Reduktion der CO₂-Emissionen um x% gegenüber 1990) aufgeführt oder Verbote (z.B. Verbot von FCKW) ausgesprochen. Werden die Ziele resp. die Verbote mit der Referenzentwicklung ohne das Gesetz verglichen, kann daraus direkt die Veränderung der Umweltbelastung durch das Gesetz hergeleitet werden.
- **Im Gesetz definierte Massnahmen:** Werden in einem Gesetz konkrete Massnahmen definiert, muss deren Wirkung auf die Umweltbelastung zuerst abgeschätzt werden. Beispiele sind Massnahmen zur Förderung von Erneuerbaren Energien oder die Einführung der leistungsabhängigen Schwerverkehrsabgabe (LSVA). In der Regel ist dabei die Nachfragereaktion zentral, die durch die Massnahme ausgelöst wird (z.B. Veränderung der Verkehrsmenge, Energienachfrage, Produktionsmenge, Produktionsweise, Technologie-Mix). Gibt es zur Massnahme detaillierte Studien bzw. Wirkungsanalysen, kann die Nachfrage- und Umweltwirkung daraus entnommen oder zumindest abgeleitet werden. Ansonsten können die Umweltwirkungen oftmals auch mit einem einfachen Wirkungsmodell (z.B. anhand von Preiselastizitäten) abgeschätzt werden.
- **Abstrakte Gesetze:** Einige Gesetze sind abstrakt und regeln nur Prozesse oder Rahmenbedingungen. In diesem Fall ist es besonders herausfordernd, die Veränderung der Umweltbelastung aufgrund des Gesetzes zu quantifizieren. Doch auch hier gibt es mögliche Anknüpfungspunkte für eine Quantifizierung bzw. Abschätzung der Umweltwirkungen:
 - *Wirtschaftliche Auswirkungen:* Häufig sind wirtschaftliche Wirkungen bekannt, aus denen direkt oder auch auf Basis der Annahmen zu deren Berechnung die Umweltwirkung abgeleitet werden kann.
 - *Separate Analysen und Studie:* Analog zu Gesetzen mit konkreten Massnahmen existieren teilweise auch im Rahmen der Erarbeitung von abstrakten Gesetzen Studien.
 - *Expertenschätzungen:* Abschätzungen durch ausgewiesene Fachexperten (z.B. Experten in der Verwaltung oder an Hochschule oder aus Verband). Wird nur ein Fachexperte herangezogen, ist es wichtig, dass dieser von den Stakeholdern verschiedener politischer Lager anerkannt wird. Grundlage für eine Expertenschätzung können auch mehrere Expertengespräche oder ein Expertenworkshop bilden.

- *Datenbanken*: z.B. Ökobilanz-Datenbanken und Ökobilanz-Inventare, Treibhausgas- oder Luftschadstoffinventare.
- *eigene Schätzung(en)*: Schliesslich können auch eigene Schätzungen der quantitativen Umweltwirkungen vorgenommen werden. Dabei ist aber wichtig, zentrale Annahmen und mögliche Unsicherheiten klar zu dokumentieren. Allenfalls macht es auch Sinn, verschiedene Szenarien zu quantifizieren. Wenn immer möglich sollte auf etablierte Grundlagen, Schätzungen, Studien zurückgegriffen werden. Wichtig ist auch eine kritische Einordnung verschiedener Methoden oder Herangehensweisen (Triangulation).

Nicht bei allen politischen Massnahmen bzw. Regulierungen lassen sich die Umweltwirkungen gleich präzise abschätzen. Bei Massnahmen mit grossen Unsicherheitsbereichen ist es wichtig, diese auch offenzulegen. Hier können Grobschätzungen mit Bandbreiten und Sensitivitätsanalysen helfen (vgl. Schritt 4).

Fallbeispiel 1: Abschätzung der Umweltwirkung eines Gesetzes mit einem Verbot



Fokus:

Das Beispiel zeigt auf, wie eine Umweltwirkung abgeschätzt werden kann, wenn ein Gesetz ein Verbot enthält.

Anwendungsfall:

Im Rahmen einer Massnahmenstudie wird ein Gesetzesvorschlag diskutiert, wodurch der Import von Autopneus, die hohe Schallemissionen verursachen, verboten würde. Nun soll für die Monetarisierung des Umweltnutzens dieser Massnahme, die Umweltwirkung abgeschätzt werden. Autoreifen werden gemäss EU-Reifenlabel in drei Schallkategorien eingeteilt. Die lauteste Kategorie ist bereits heute EU-weit verboten. Wir unterstellen, dass die geplante Massnahme auf ein Verbot der zweitlautesten Kategorie abzielt.

Herleitung der Umweltwirkung:

Referenzentwicklung:

Als vereinfachende Annahme wird unterstellt, dass ohne den Gesetzesvorschlag der Autolärm konstant bleibt. Dies ist eine konservative Annahme, d.h. die zukünftige Lärmwirkung dürfte damit tendenziell unterschätzt werden. Aufgrund des erwarteten Bevölkerungswachstums wird von einer Zunahme der Verkehrsnachfrage ausgegangen, was in der Referenzentwicklung tendenziell zu steigendem Lärm führt. Würde eine Zunahme der Lärmimmissionen unterstellt, müsste das Referenzszenario entsprechend angepasst werden (mit quantitativer Abschätzung der erwarteten Lärmzunahme). Heute haben ca. 30% der Autos leise Reifen (Infras 2019).

Veränderung:⁴

- Einsatz leiser Reifen: Mit dem Verbot könnte der Anteil leiser Reifen von 30% auf schätzungsweise 90% gehoben werden (Infras 2019).
- Lärmreduktionspotenzial Rollgeräuschpegel: Gemäss Studie von Grolimund + Partner (2018) ergäbe sich

⁴ Ausführungen basieren auf Infras 2019, S. 36 ff.

folgendes Reduktionspotenzial der Lärmemissionen, wenn – statt wie heute zu 30% – zu 100% Reifen der besten Schallklasse eingesetzt würden:

- Best Case: -3.5 dB(A)
- Konservative Schätzung: -1.5 dB(A)
- Lärminderungspotenzial für alle Strassen (gesamtschweizerisch): Das in der Studie von Grolimund + Partner (2018) ermittelte Reduktionspotenzial bezieht sich auf Fahrten ausserorts bei höheren Geschwindigkeiten (50 bis 80 km/h), bei denen das Rollgeräusch dominiert. Bei Fahrten bei tieferen Geschwindigkeiten (ca. <25 km/h) dominiert das Motorengeräusch. Innerorts ist das Reduktionspotenzial leiser Reifen deshalb geringer: Bei flüssigem Verkehr von 40 bis 50 km/h kann die Reduktion zwar ebenfalls in die Nähe des oben erwähnten Wertes liegen. Bei stockendem Verkehr (v.a. in den Hauptverkehrszeiten) ist die Wirkung aber deutlich geringer – wohl bei max. -1 dB(A). Für die weiteren Berechnungen wird von folgendem Reduktionspotenzial ausgegangen:
 - Ländliche Räume bzw. ausserorts: -3.5 dB(A) im Idealfall, -1.5 dB(A) als Untergrenze (konservative Schätzung)
 - Innerorts bzw. städtische Räume: im Mittel rund die Hälfte des Potenzials von ausserorts, d.h. -1.75 dB(A) im Idealfall bzw. -0.75 dB(A) als Untergrenze.

Die folgende Abschätzung der Wirkung erfolgt somit mit einer Bandbreite (Idealfall, Untergrenze).

- Wenn man diese Reduktionspotenziale mit den Immissionsanteilen des Strassenverkehrs (lärmbelastete Personen) in ländlichen Gebieten und ausserorts vs. städtischen Gebieten gewichtet (knapp zwei Drittel in städtischen Gebieten) resultieren bei 100% leisen Reifen folgende mittleren Reduktionspotenziale für alle Strassen (gesamtschweizerisch): -2.4 dB(A) im Idealfall, -1.0 dB(A) als Untergrenze.
- Fazit: Bei 90% leisen Reifen (Verbot) resultiert eine **Wirkung von -0.9 dB(A) (Untergrenze) bis -2.1 dB(A) (Idealfall)**.
- Auf Basis dieser Schätzung der Umweltwirkung kann anschliessend eine Monetarisierung vorgenommen werden.

Fallbeispiel 2: Abschätzung der Umweltwirkung einer definierten Massnahme



Fokus:

Das Beispiel zeigt auf, wie eine Umweltwirkung abgeschätzt werden kann, wenn ein Gesetz definierte Massnahmen enthält.

Anwendungsfall:

Eine Vorlage möchte die CO₂-Abgabe auf fossilen Brennstoffen von heute 96 CHF/t CO₂ auf einen Betrag X erhöhen. Nehmen wir an, X sei 120 CHF. Nun soll die Umweltwirkung dieser Massnahme im Jahr 2030 (Zieljahr des revidierten CO₂-Gesetzes) abgeschätzt werden. Es wird unterstellt, dass die Ausgestaltung der CO₂-Abgabe mit Ausnahme der Abgabehöhe unverändert bleibt und auch keine weiteren Massnahmen ergriffen werden, welche die Wirkung der Abgabe positiv oder negativ beeinflussen.

Herleitung der Umweltwirkung:

Die CO₂-Wirkungen von Abgaben oder Steuern werden häufig mit sogenannten berechenbaren allgemeinen Gleichgewichtsmodellen untersucht. Diese Analysen sind allerdings aufwändig; oft fehlen für solche Berechnungen die finanziellen und zeitlichen Ressourcen. In diesem Fall bietet sich eine Näherungsrechnung basierend auf vorhandenen Studien an. In unserem Fallbeispiel stellen wir die Abschätzung der Umweltwirkung auf eine Studie von Ecoplan aus dem Jahr 2015 ab. Ecoplan hat in dieser Studie die Wirkung verschiedener CO₂-Abgabevarianten mit einem berechenbaren allgemeinen Gleichgewichtsmodell (SWISSGEM_E) detailliert untersucht. Das vereinfachte Vorgehen zur Abschätzung der Klimawirkung könnte wie folgt aussehen:

- **Baseline:** In Ecoplan (2015a) beträgt die Abgabehöhe der CO₂-Abgabe im Weiter-Wie-Bisher (WWB)-Szenario 72 CHF/t CO₂. Heute beträgt die Abgabe 96 CHF/t CO₂. Wir unterstellen in unserer Baseline, dass die Abgabe auch im Jahr 2030 96 CHF/t CO₂ beträgt (keine Veränderung gegenüber heute).
- **Ähnlichste Abgabeausgestaltung:** Ecoplan 2015a berechnet ein Szenario, in dem die CO₂-Abgabe auf Brennstoffen im Jahr 2030 168 CHF/t CO₂ beträgt (Abgabevariante 1). Es ist das Szenario, welches unserer Abgabehöhe am Nächsten kommt. Wir verwenden dieses daher als Ausgangspunkt.
- **Umweltwirkung der CO₂-Abgabe in der Studie:** Eine Erhöhung der CO₂-Abgabe von 72 CHF auf 168 CHF führt gemäss Ecoplan 2015a zu einer Minderung der CO₂-Emissionen im Jahr 2030 um 1.1 Mio. t CO₂.
- **Umrechnung:** Abgabevariante 1 in der Ecoplan-Studie geht von einer Erhöhung der Abgabe um 96 CHF/t CO₂ aus (von 72 auf 168 CHF/t CO₂). In unserem Beispiel wird die Abgabe um 24 CHF/t CO₂ erhöht (von 96 auf 120 CHF/t CO₂). Die Erhöhung beträgt also 25% der in der Studie analysierten Erhöhung. Gehen wir vereinfachend von konstanten Grenzvermeidungskosten aus, würde unsere Abgabeerhöhung im Jahr 2030 zu einer **Vermeidung von 0.275 Mio. t CO₂** führen (25% von 1.1 Mio. t CO₂).
- In unserem Fall dürfte die Annahme von konstanten Grenzvermeidungskosten als Annäherung relativ gut passen. Muss bei der Umrechnung der Wirkung eine starke Annahme getroffen werden, sollte dies deklariert werden und gegebenenfalls ein Unsicherheitsbereich angegeben werden (vgl. Fallbeispiel 1).

Kann nicht auf vorhandene Wirkungsabschätzungen zurückgegriffen werden, lässt sich die Umweltwirkung von CO₂-Abgaben näherungsweise auch über Preiselastizitäten abschätzen. Dabei ist das Vorgehen wie folgt:

- Herleitung der prozentualen Preiserhöhung für Brennstoffe (Brennstoffpreis plus Abgabe)
- Suche nach belastbaren Quellen in der (wissenschaftlichen) Literatur für die Preiselastizität der Nachfrage des untersuchten Gegenstandes (in unserem Fall Brennstoff)
- Spezifikation des Brennstoffkonsums in der Referenzentwicklung
- Spezifikation der prozentualen Abnahme der Brennstoffnachfrage (Multiplikation der prozentualen Preiserhöhung mit der Preiselastizität der Nachfrage)
- Spezifikation der Abnahme der Brennstoffnachfrage (Multiplikation des Konsums in der Referenzentwicklung mit der prozentualen Abnahme)

Fallbeispiel 3: Abschätzung der Umweltwirkung eines abstrakten Gesetzes



Fokus:

Das Beispiel zeigt auf, wie eine Umweltwirkung abgeschätzt werden kann, wenn ein eher abstraktes Gesetz vorliegt, das in erster Linie Prozesse und Rahmenbedingungen definiert.

Anwendungsfall:

Ein typisches Beispiel für ein «abstraktes» Gesetz, das in erster Linie Prozesse und Rahmenbedingungen regelt, ist das Raumplanungsgesetz (RPG). Die zweite Etappe der Teilrevision des RPG bezweckte einerseits den Schutz des Kulturlandes, andererseits soll den Kantonen auch mehr Gestaltungsspielraum für die Berücksichtigung kantonaler und regionaler Bedürfnisse gegeben werden (Schweizerische Eidgenossenschaft 2018). In Studien wurde – wie heute in solchen Fällen häufig – die Wirkung auf die Umwelt qualitativ abgeschätzt, jedoch nicht quantifiziert (Ecoplan 2015b und 2018). Das Fallbeispiel soll aufzeigen, wie in einem solchen Fall eine Quantifizierung der Umweltwirkung möglich sein könnte. In einem solchen Fall kann das Ziel einer Quantifizierung nicht eine punktgenaue Berechnung sein. Vielmehr geht es darum, ein Gefühl für die Größenordnung des monetären Nutzens oder Schadens für die Umwelt zu erhalten. Um die Veränderung der Kosten der Landnutzungsänderung herzuleiten, muss im ersten Schritt quantitativ abgeschätzt werden, wieviel Kulturland pro Jahr durch das Gesetz geschützt oder zusätzlich umgenutzt wird.

Die wichtigsten Änderungen des Gesetzes mit Wirkung auf das Kulturland sind folgende (Ecoplan 2018):

- Bewilligungen für unbewohnte Bauten in der Landwirtschaftszone werden nur noch für die Dauer des Bedarfs erteilt. Entfällt der Bedarf, muss der Bau entfernt werden. Im Gegenzug wird eine Erleichterung gewährt, indem die langfristige Existenzfähigkeit nicht mehr nachgewiesen werden muss.
- Die Kantone können in einem bundesrechtlich vorgegebenen Rahmen im Richtplan eigene, vom RPG abweichende Regeln für das Bauen ausserhalb der Bauzone aufstellen, wenn dadurch die Nutzungen insgesamt nicht grösser oder störender und räumliche Verbesserungen erzielt werden. Bauwillige, die solche Mehrnutzungen realisieren wollen, müssen den Nachweis erbringen, dass sie diese durch mindestens gleichwertige Kompensationsmassnahmen ausgleichen.
- Zonenkonform sind nur noch nichtlandwirtschaftliche Nebenbetriebe mit einem engen sachlichen Bezug zum landwirtschaftlichen Gewerbe. Neu sind keine Ausnahmen mehr vorgesehen für gewerbliche Nebenbetriebe wie Sägereien oder Garagen, weil diese keinen «engen sachlichen Bezug» zur Landwirtschaft aufweisen. Bauten und Anlagen für Landwirtschafts- oder Gartenbaubetriebe, bei denen insgesamt die bodenbewirtschaftende Tätigkeit nicht im Vordergrund steht, müssen in speziell dafür vorgesehenen Zonen (Speziallandwirtschaftszonen) errichtet werden.

Herleitung der Umweltwirkung:

Referenzentwicklung:

Gemäss Ecoplan 2015b wurde die Landwirtschaftsfläche in der Schweiz zwischen 1985 und 2009 um ca. 5% resp. 85'000 ha vermindert. Davon wurden rund $\frac{2}{3}$ zu Siedlungsfläche und $\frac{1}{3}$ zu Wald- und Naturraum. 11% der neuen Siedlungsfläche wurde für den Bau von landwirtschaftlichen Gebäuden verwendet (5'240 ha). Etwa gleich viel Landwirtschaftsland ging für Industrie- und Gewerbegebäude verloren. Die Gesetzesänderungen setzen bei den Gebäuden mit landwirtschaftlicher und gewerblicher Nutzung an. Sie verdrängten zusammen mit industriellen Nutzungen zwischen 1985 und 2009 jährlich rund 420 ha⁵ Landwirtschaftsland.

⁵ 5'240ha x 2 / 25 Jahre

Veränderung:

Die vorgesehene zweite Etappe der Teilrevision des RPG weist eine ambivalente Wirkung auf: Einerseits führen die Beseitigungspflicht und der Planungs- und Kompensationsansatz bei einer stringenten Umsetzung gegenüber der Referenzentwicklung zu weniger Umnutzungen von Landwirtschaftsland. Andererseits fällt der Nachweis der Existenzfähigkeit von Betrieben weg, was zu einer leicht zunehmenden Bautätigkeit ausserhalb der Bauzonen führen könnte, die erst längerfristig durch den Rückbau von Gebäuden, deren landwirtschaftlicher Bedarf entfällt, kompensiert werden dürfte. Die Wirkung der vorgesehenen Gesetzesänderung ist aber stark von der Umsetzung abhängig: Führt die Beseitigungsregel tatsächlich zu einem konsequenten Rückbau von Gebäuden, deren landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr gegeben ist? Wie stringent wird die Kompensationspflicht umgesetzt? Aufgrund dieser Unsicherheiten muss mit einer Bandbreite gearbeitet werden: Diese könnte wie folgt definiert werden:

- Im **besten Fall** führt die Gesetzesänderung dazu, dass kein Landwirtschaftsland mehr durch landwirtschaftliche und gewerbliche Gebäude verdrängt wird. Pro Jahr würden damit **maximal 420 ha Landwirtschaftsfläche «gerettet»**. Denkbar wäre auch die Annahme, dass sogar mehr rückgebaut wird, als neu verbaut wird. Dies wäre aber eine sehr mutige Annahme, die sehr gut begründet werden müsste. Aufgrund des weiterhin bestehenden Drucks auf landwirtschaftliche Flächen, wird keine Umkehrung des Trends erwartet.
- Es ist aber auch denkbar, dass die neuen Bestimmungen sehr lax umgesetzt werden und der Rückbau von Gebäuden nicht konsequent gefordert wird und die Qualitätsanforderungen der Kompensationspflicht tief sind. Das Resultat wäre, dass mehr Landwirtschaftsland als in der Referenzentwicklung für landwirtschaftliche und gewerbliche Gebäude umgenutzt wird. Doch auch hier dürfte es Grenzen geben. Die Bestrebung des Gesetzes und diverse Prüfmöglichkeiten des ARE und juristische Optionen (z.B. Verbandsbeschwerderecht) sollten dem klar entgegenwirken. Als realistische Grössenordnung für den schlechtesten Fall dürfte eine Erhöhung des jährlichen Verlustes an Landwirtschaftsland um 50% dienen. **Im schlechtesten Fall** würden gegenüber der Referenzentwicklung damit **jährlich zusätzlich 210 ha Landwirtschaftsfläche verloren gehen**.
- Daraus folgt, dass das Gesetz dazu führen kann, dass im besten Fall bis zu 420 ha Landwirtschaftsland pro Jahr erhalten bleiben und im schlechtesten Fall, dass jährlich gegenüber der Referenzentwicklung zusätzlich bis zu 210 ha Landwirtschaftsfläche verloren gehen. Neben diesen Bandbreiten kann auch eine Aussage zum Erwartungswert gemacht werden. Als Näherung wird der Mittelwert zwischen bestem und schlechtestem Fall verwendet werden. **Im Erwartungswert werden gegenüber der Referenz jährlich 105 ha Landwirtschaftsfläche weniger umgenutzt.**

Schritt 3a: Monetarisierung - Methodenwahl



Es gibt grundsätzlich verschiedene Anknüpfungspunkte zur Berechnung der Umweltkosten. Die Ansätze kann man vereinfachend in zwei Kategorien unterteilen: dies ist einerseits der umfassende (Bottom-up) Ansatz entlang des Wirkungspfades und andererseits der vereinfachte Top-down Ansatz.

- Der **Bottom-up Ansatz (Wirkungspfadansatz)** entspricht der detaillierten und 'klassischen' Vorgehensweise, die aber auch erheblich aufwändiger ist, d.h. in der Regel eine vertiefte Studie erfordert. Die grundsätzliche Vorgehensweise und mögliche Methoden für diesen Ansatz sind u.a. auch im Anhang des VOB-VOBU-Leitfadens (BAFU 2020) sowie im Papier «Der Nutzen der Regulierung» als Anhang zum RFA-Handbuch dargestellt (SECO 2019).
- Der „**Top-down Ansatz**“ ist dank der direkten Verrechnung von Umweltwirkungen (z.B. Emissionen) und Umweltkostensätzen deutlich einfacher anzuwenden und weniger aufwändig und somit insbesondere für Abschätzungen mit höherem Abstraktionsgrad sowie knappen Ressourcen (zeitlich, personell) geeignet. Dafür ist der Differenzierungsgrad und die Spezifität der Berechnungen weniger hoch als beim Wirkungspfadansatz. Im Anhang 2 finden sich für den Top-down-Ansatz Bandbreiten für Kostensätze für verschiedene Umweltbelastungen.

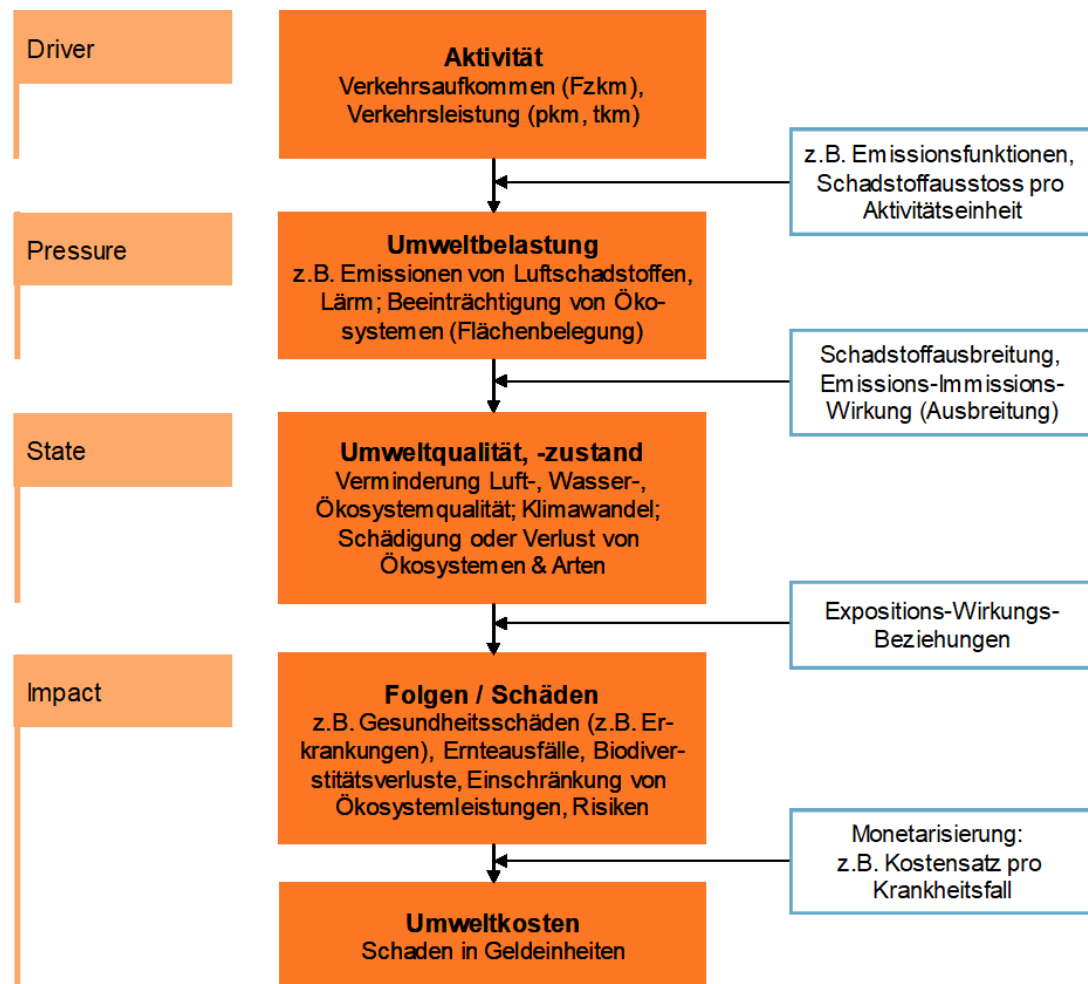
Im Folgenden sind die beiden Ansätze kurz dargestellt.

a. Wirkungspfadansatz

Weil bei Umweltschäden häufig keine direkt beobachtbaren Marktpreise für das Umweltgut selbst vorliegen, erfolgt die Monetarisierung der Umweltkosten idealerweise nach dem *Schadenskostenansatz* entlang des Wirkungspfades. Die folgende Abbildung 3 zeigt schematisch die Grundlogik dieser Vorgehensweise. Dargestellt ist beispielhaft der Verkehr und dessen Umweltfolgen entlang der Logik des DPSIR-Modells (siehe auch Übersicht Umweltwirkungen und Kosten in Teil 1): Von der Verkehrsaktivität („Driving Force“ oder „Driver“) werden die Umweltbelastungen (z.B. Emissionen) ermittelt und anschliessend die Immissionen („State“, entspricht in etwa der Umweltqualität). Auf Basis wissenschaftlich ermittelter Exposition-Wirkungs-Zusammenhänge (z.B. zwischen Feinstaubemissionen und Herz-Kreislaufkrankheiten aus epidemiologischen Studien) werden daraus die Schäden berechnet (z.B. zusätzliche Krankheitsfälle). Im letzten Schritt des Wirkungspfadansatzes werden die Schäden schliesslich monetarisiert. Für

die Monetarisierung der Schäden gibt es wiederum verschiedene methodische Ansätze⁶ (z.B. durch tatsächliche Marktpreise, z.B. Spital- bzw. Behandlungskosten bei Gesundheitsschäden, durch offenbarte Präferenzen („revealed preferences“, z.B. Hedonische Bewertung) oder geäußerte Präferenzen wie Zahlungsbereitschaften („stated preferences“, z.B. aus Befragungen). Im Anhang 2 sind Bandbreiten solcher Kostensätze für verschiedene Umweltbelastungen angegeben. Eine umfassende Monetarisierung der Schadenskosten gemäss Wirkungspfadansatz ist allerdings nur dann möglich, wenn zu den einzelnen Teilschritten verlässliche quantitative Grundlagen vorliegen.

Abbildung 3: Berechnung der Umweltschadenskosten gemäss Wirkungspfadansatz (am Beispiel Verkehr)



Grafik INFRAS. Eigene Darstellung auf Basis UBA 2020.

⁶ vgl. dazu auch den Anhang 2 der VOB (BAFU 2013) oder das Papier «Der Nutzen der Regulierung» (SECO 2019).

In vielen Fällen fehlen aber entweder quantitative Expositions-Wirkungs-Zusammenhänge oder Grundlagen zur monetären Bewertung der Schäden. Somit lässt sich dort der *Schadenskostenansatz* nicht umsetzen. In diesem Fall gibt es jedoch zwei alternative Berechnungsmethoden. Diese Ansätze sind verglichen mit den Schadenskosten gemäss Wirkungskostenansatz jedoch immer als zweite Priorität zu betrachten, weil sie lediglich ein Proxy der Umweltschadenskosten darstellen und die effektiven Kosten unter- oder überschätzen können. Solche alternativen Ansätze sind (vgl. auch Anhang 2 des VOBU-Leitfadens BAFU sowie ARE 2018 und UBA 2019a):

- *Vermeidungskosten*: Die Vermeidungskosten stehen im Gegensatz zu den Schadenskosten nicht in einem unmittelbaren Bezug zu den Umweltschäden. Die Vermeidungskosten umfassen Kosten, die bei der Vermeidung oder Verringerung der Aktivität, welche die Umweltschäden verursacht, entstehen (also z.B. bei der Vermeidung von Emissionen). Die Vermeidungskosten lassen sich in der Regel als Untergrenze der tatsächlichen Schadenskosten interpretieren.
- *Reparaturkosten oder Wiederherstellungskosten*: Bei diesem methodischen Ansatz werden die Kosten von Massnahmen ermittelt, die den entstandenen Schaden reparieren oder das beschädigte Gut ersetzen. Das kann im Fall von Infrastrukturschäden eine sehr präzise Art sein, die Schäden monetär zu bewerten. Bei Schäden an Ökosystemen sind die Reparatur- oder Wiederherstellungskosten allerdings nur eine beschränkt geeignete Schätzgrösse für den Schadens- bzw. Wohlfahrtsverlust, da sie keinen direkten Zusammenhang mit dem Schaden haben und oft die Reparatur oder der Ersatz nicht perfekt ist. In diesen Fällen ist es eine Schätzung der Untergrenze.

b. Top-down Ansatz

Ein zweiter Ansatz für die Monetarisierung von Umweltwirkungen stellt der Top-down Ansatz dar, der auf einer deutlich vereinfachten Vorgehensweise basiert. Für viele Anwendungen im Rahmen von Folgenabschätzungen von Regulierungen bietet sich diese Lösung als pragmatischer Weg an, insbesondere wenn keine Detailstudie durchgeführt werden kann.

Beim Top-down Ansatz werden Umweltwirkungen vereinfacht berechnet, indem eine Umweltbelastung oder eine Aktivität direkt mit bestehenden Kostensätzen (in der ökonomischen Literatur z.T. auch „Schattenpreise“ genannt) für einzelne Umweltschäden bzw. -emissionen verrechnet werden. Dieses Vorgehen bietet sich insbesondere für folgende Fälle an:

- wenn aus Ressourcengründen der aufwändige Wirkungspfadansatz nicht umgesetzt werden kann,
- wenn der Wirkungspfadansatz mangels Grundlagen – z.B. weil Wirkungsketten ohne quantifizierbare Expositions-Wirkungs-Zusammenhänge bestehen – nicht umsetzbar ist,

- Monetarisierung von Umweltkosten von Produkten bzw. Gütern, bei denen die Umweltwirkung auf vorhandenen Aktivitäten / Leistungen (z.B. Verkehrsleistungen oder elektrische Leistung bei der Stromerzeugung) oder bekannten Emissionsmengen beruht,
- wenn quantitative Umweltwirkungen aus Lebenszyklusanalysen bzw. Ökobilanzen (LCA) vorliegen.

Beim Top-down Ansatz können zwei Anknüpfungspunkte unterschieden werden:

- i. Umweltbelastungen:* Die Monetarisierung setzt bei den Umweltbelastungen an, d.h. bei Emissionsmengen (z.B. Tonnen CO₂-eq, Tonnen Stickoxide etc.) oder beim Flächenbedarf (versiegelte Fläche, umgenutzte Flächen). Diese quantitativen Umweltbelastungen werden dann direkt mit Kostensätzen für die entsprechenden Belastungen (z.B. Stickoxid-Emissionen) verrechnet.
- ii. Aktivitäten:* Dieser Ansatz setzt noch eine Stufe früher an, nämlich direkt bei den Aktivitäten. Im Vordergrund stehen dabei bisher vor allem Aktivitäten im Verkehr- und Energiebereich. Konkrete Anknüpfungspunkte sind dabei Verkehrsleistungen (Personenkilometer oder Fahrzeugkilometer einer Fahrzeugkategorie oder einer Verkehrsart, z.B. Anzahl Fzkm mit dem PKW) oder Energiemengen für Strombedarf oder Wärmebedarf (nach Energietyp, z.B. Megajoule Wärme aus Ölheizungen oder MJ Strom aus Wasserkraft).

Schritt 3b: Monetarisierung - Festlegung Kostensatz



Wenn der Top-down Ansatz gewählt wird, müssen als nächstes die konkreten Kostensätze festgelegt werden. Dazu sind geeignete Kostensätze zu suchen und aufbereiten (vgl. erstes Teilkapitel «Auswahl der Kostensätze»). Gegebenenfalls gilt es zudem, bestehende Kostensätze mittels «Value Transfer» für den konkreten Anwendungsfall umzurechnen, z.B. auf das aktuelle Jahr oder bei ausländischen Kostensätzen auf die Schweiz (vgl. zweites Teilkapitel).

Auswahl der Kostensätze

In diesem Teilkapitel werden Hintergründe zur Auswahl der passenden Kostensätze gegeben, inkl. Hinweisen zum konkreten Vorgehen bei der Anwendung und möglichen Qualitätskriterien. Im Anhang 2 sind zu jeder Kostenkategorie eine kurze, qualitative Beschreibung sowie eine nicht abschliessende Auswahl an (zum Zeitpunkt der Veröffentlichung) aktuellen Kostensätzen aus der Literatur aufgeführt. Die dargestellten Kostensätze erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Für die eigentliche Monetarisierung gemäss Top-down Ansatz sind die entsprechenden Kostensätze mit den Umweltbelastungen (z.B. Emissionsmengen, Flächen) oder den Aktivitäten (Verkehrsleistung, Energiemenge) zu multiplizieren. Die Auflistung der Kostensätze im Anhang 2 ist nicht abschliessend, sondern umfasst eine Auswahl der aktuell relevantesten und breitesten (Meta-)Studien.

Die Bandbreiten von publizierten Kostensätzen können sehr gross sein, was auf methodische Unterschiede in den zugrundeliegenden Studien zurückzuführen ist. Die Gründe sind vielschichtig. Unterschiedliche Kostenarten, z.B. Schadenskosten, Reparaturkosten oder Vermeidungskosten, oder auch geografische Unterschiede in den Grundlagen, führen zu grösseren Abweichungen. Auch methodische Unterschiede in den Herleitungen der Kostensätze können sich direkt auf die Kostensätze auswirken. Im Rahmen der vorliegenden Hilfestellung ist es nicht möglich, sämtliche dieser Unterschiede zu erläutern. Es ist Aufgabe des Anwenders der Hilfestellung, den passenden Kostensatz für die jeweilige Anwendung zu eruieren und die Auswahl zu begründen. Um dieser grossen Herausforderung zu begegnen, sind Transparenz und Kohärenz (bei verschiedenen Anwendungen) besonders wichtig. Transparenz und Kohärenz können z.B. damit erreicht werden, dass jeweils tabellarisch die wichtigsten Grundlagen und Annahmen für die Auswahl eines Kostensatzes dargestellt werden. Dazu ist unten eine Vorlage einer möglichen Tabellenstruktur angegeben, mit den wichtigsten Aspekten und Themen.

Strukturvorlage für eine erläuternde Tabelle für die Auswahl und Begründung eines Kostensatzes

Aspekt	Erläuterung, Beispiele
Konkreter Kostensatz gemäss Originalquelle	...
Verwendete Quelle, Studie	...
Basisjahr der Studie	...
Methodik der Kostenermittlung	... z.B. Schadenskosten, Vermeidungskosten (z.B. basierend auf Zahlungsbereitschaftsanalysen), Reparaturkosten
Differenzierungsgrad	... räumlich, zeitlich, inhaltlich
Value Transfer notwendig / durchgeführt	... ja/nein; wenn ja, basierend auf welchen Annahmen
Begründung für Auswahl dieses Kostensatzes	... z.B. Gründe, weshalb dieser Kostensatz gewählt wurde und nicht einer aus einer anderen Studie

Tabelle INFRAS.

Kriterien für die Auswahl von Kostensätzen

Bei der Auswahl und konkreten Anwendung von Kostensätzen aus Methodenhandbüchern, Studien, Datenbanken sind verschiedene Aspekte bzw. Kriterien relevant und transparent darzustellen:

- Verwendung möglichst aktueller Kostensätze (wenn möglich nicht älter als 10 bis 15 Jahre).
- Grundlagen mit inhaltlich eng verwandter Fragestellung sind vorzuziehen (ähnliche Charakteristika, Systemgrenzen etc.). Abweichende Rahmenbedingungen sind darzustellen und falls möglich mit einfachen Abschätzungen umzurechnen (z.B. als Sensitivität).
- Wenn möglich sind differenzierte Kostensätze zu verwenden, die insbesondere auch unterschiedliche räumliche Charakteristika berücksichtigen (z.B. Emissionsort innerhalb oder ausserhalb Siedlungsgebiet; Bevölkerungsdichte, etc.).
- Kostensätze, die methodisch auf Basis eines Schadenskostenansatzes ermittelt wurden, sind grundsätzlich vorzuziehen (gegenüber Vermeidungskosten oder Reparaturkosten).
- Grundsätzlich sind Kostensätze aus Schweizer Studien vorzuziehen. Allerdings können auch Kostensätze aus Studien aus dem europäischen Ausland angewandt werden (z.B. insbesondere aus west-/mitteleuropäischen Ländern). Gerade wenn die Fragestellung inhaltlich verwandt ist und die Länder aufgrund ihrer Struktur mit der Schweiz vergleichbar sind, ist eine Anwendung ausländischer Kostensätze ein opportuner Weg. Wichtig ist dabei, dass die Kostensätze auf die Schweiz umgerechnet werden (vgl. Abschnitt «Value Transfer») und ggf. auch hinsichtlich anderer Kriterien korrigiert werden (z.B. Bevölkerungsdichte, falls dies relevant ist).
- Methodik und Systemgrenzen der Primärstudie, aus denen die Kostensätze stammen, sollten klar und dokumentiert sein.

Hintergrundinformationen zu den Kostensätzen und Strukturierung

Die in Tabelle 2 aufgeführten Umweltbelastungen bilden die Grundlage der Monetarisierung. Verschiedene Faktoren spielen eine Rolle, ob für die Monetarisierung der Umweltwirkung mit sehr spezifischen oder einfach mit durchschnittlichen Kostensätzen gerechnet wird.

Dabei gibt es vor allem zwei Aspekte zu beachten. Erstens kann die Emission eines Schadstoffes, z.B. Stickoxid (NO_x), eine Wirkung auf verschiedene Umweltbereiche (z.B. die Gesundheit, das Klima, die Biodiversität etc.) haben. Das heisst, bei der Wahl des Kostensatzes muss beachtet werden, dass es über die verschiedenen Umweltbereiche hinweg keine Doppelzählungen gibt. Ein zweiter wichtiger Aspekt betrifft die Abgrenzung und räumliche Differenzierung von Kostensätzen (v.a. bei den Gesundheitsfolgen), die mit dem Untersuchungsgegenstand übereinstimmen muss. So sind beispielsweise je nach Lokalität der Emission unterschiedliche Kostensätze anzuwenden, z.B. liegen Luftschadstoff-Emissionen aus unbekanntem Quellen andere Kostensätze zugrunde als Luftschadstoff-Emissionen von PKWs in urbanen Gebieten oder aber ländlichen Gebieten. Je mehr über die Umweltbelastungen/Emissionen bekannt ist, umso spezifischer können die Kostensätze gewählt werden, sofern solche Kostensätze überhaupt vorliegen.

Nebst den Kostensätzen für verschiedene Umweltbelastungen (Emissionen Flächennutzung etc.) gibt es auch Kostensätze für konkrete Aktivitäten, z.B. Verkehrsleistungen oder Energieverbräuche. Diese Kostensätze weisen nochmals einen höheren Aggregationsgrad auf und sind das Ergebnis der Verrechnung anderer Kostensätze oder aber einer detaillierten Bottom-up Berechnung. Anknüpfungspunkte sind typischerweise Aktivitäten aus dem Energiebereich (z.B. Kilowattstunden) oder dem Verkehrsbereich (z.B. Personenkilometer). Tabelle 3 zeigt Messgrössen aus den Sektoren Verkehr und Energie, die für eine Monetarisierung als Ausgangsgrössen genutzt werden können. In verschiedenen Studien wurden für den Verkehrs- und Energiebereich bereits detaillierte (Bottom-up) Berechnungen nach Wirkungspfadansatz vorgenommen und Kostensätze je Aktivität abgeleitet, so dass der Einfachheit halber direkt mit diesen Ausgangsgrössen (Kostensätzen) gerechnet werden kann. Oft sind im Rahmen einer Abschätzung der Umweltwirkungen von Regulierungen (VOBU, RFA, NHB) die Grundlagen, die für eine Emissionsberechnung benötigt würden, nicht oder nur ungenügend bekannt. In diesem Fall kann eine solche «Abkürzung» zur Monetarisierung sehr hilfreich sein. Nachteile solcher durchschnittlichen Kostensätze sind:

- Aggregationsgrad: Die Kostensätze widerspiegeln oft einen hohen Aggregationsgrad (z.B. Durchschnitt aller PKW in der Schweiz) und sind deshalb für den konkreten Einzelfall weniger präzise (z.B. PKW-Fahrt mit emissionsarmem/emissionsstarkem Motor, Zugfahrt ausserorts oder durch die Innenstadt), insbesondere wenn der räumliche Bezug fehlt.

- Aktualität: Der technische Fortschritt ist teilweise schneller, als dass die Kostensätze aktualisiert werden. So ändern z.B. die Emissionswerte der Schweizer PKW-Flotte jährlich und teilweise innerhalb weniger Jahre beträchtlich. Folglich sind solche durchschnittlichen Kostensätze pro Pkm regelmässig (ca. alle 2-4 Jahre) anzupassen.

Folgende Aufzählung zeigt eine nicht abschliessende Auswahl an wichtigen, kürzlich aktualisierten Publikationen und Datenbanken zu Kostensätzen für Umweltgüter. Die im Anhang 2 dargestellten Kostensätze basieren auf diesen Grundlagen.

- *Externe Kosten und Nutzen des Verkehrs in der Schweiz für das Jahr 2015*. Studie des Bundesamtes für Raumentwicklung (ARE 2018). (<https://www.are.admin.ch/are/de/home/mobilitaet/grundlagen-und-daten/kosten-und-nutzen-des-verkehrs.html>)
→ Enthält Kostensätze für die Umweltkosten des Verkehrs, wobei es sich um durchschnittliche Kostensätze für die Schweiz handelt (d.h. nicht räumlich differenziert, z.B. in urbane und ländliche Gebiete). Kosten basieren aber auf umfassenden Bottom-up Berechnungen. Die Kostensätze sind innerhalb des UVEK abgestimmt.
- *Methodenkonvention 3.0* zur Ermittlung von Umweltkosten. Umweltbundesamt Deutschland (UBA 2019a). (<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/methodenkonvention-30-zur-ermittlung-von>)
→ Enthält Kostensätze für die Emission von Luftschadstoffen, Treibhausgasen sowie Lärm. Zudem sind auch Kostensätze für den Verkehr (differenziert nach Fahrzeugkategorie sowie räumliche Differenzierung) sowie den Energiebereich (Strom und Wärme, jeweils differenziert nach Energieträger) angegeben. Nebst der eigentlichen Methodenkonvention gibt es auch weitere Grundlagenstudien (Forschungsberichte) zur Methodenkonvention für andere Umweltbereiche (z.B. Emission von eutrophierenden Stoffen bzw. Nährstoffen). Kostensätze sind für Deutschland angegeben, können aber weitgehend auch auf die Schweiz übertragen werden (mittels Value Transfer).
- *Handbuch der Umweltpreise für die EU 28 von CE Delft*⁷. Kostensätze für die Monetarisierung einer breiten Palette von Umweltbelastungen (v.a. Emissionen von Schadstoffen) (CE Delft 2018) (https://www.cedelft.eu/publicatie/shadow_prices_handbook_valuation_and_weighting_of_emissions_and_environmental_impacts/1032)
→ Enthält Kostensätze für fast alle relevanten Umweltbelastungen für die EU-28. Das Handbuch ist sehr umfassend und deckt viele Bereiche ab, dafür ist die genaue Herleitung der Kostensätze nicht in jedem Fall bekannt. Im Sinne einer «Second-best-Lösung» können die Kostensätze aber punktuell auch auf die Schweiz übertragen werden.

⁷ *Shadow Price Handbook - Valuation and weighting of emissions and environmental impacts* (CE Delft 2018).

- *Handbook on external Cost of Transport* – Version 2019. Aktualisiertes Handbuch zu externen (Umwelt-)Kosten des Verkehrs in Europa, inkl. Kostensätze für alle Länder der EU. European Commission, Directorate-General for Mobility and Transport (DG MOVE 2019). (<https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/studies/internalisation-handbook-isbn-978-92-79-96917-1.pdf>)
→ Umfassende und aktuelle Zusammenstellung von Kostensätzen für den Verkehr. Grundsätzlich ähnlich wie bei ARE (2018) und UBA (2019a). Für den Verkehr sind im Zweifelsfall die Daten des ARE zu bevorzugen. Wenn allerdings weitere Differenzierungen (z.B. räumlich) gefordert sind, kann das EU Handbuch eine Alternative sein.
- *NEEDS Datenbank*: Forschungsstudie inkl. Datenbank mit konkreten Kostensätzen, EU-Projekt NEEDS (NEEDS 2009: New Energy Externalities Developments for Sustainability). (<http://www.needs-project.org/>)

Diese Liste sowie die darauf basierenden Kostensätze im Anhang 2 zeigen nur eine kleine Auswahl der relevantesten Quellen für Umweltkostensätze. Daneben gibt es vor allem sehr viele Einzelstudien, die für die Monetarisierung von Umweltwirkungen ebenfalls beigezogen werden können.

Value of Statistical Life (VOSL)

Ein zentraler Kostensatz, der als Grundlage für die Monetarisierung umweltbedingter Gesundheitsschäden eine hohe Relevanz hat, ist der «Value of Statistical Life». Dieser ist insbesondere bei der Ermittlung von emissionsbedingten Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffe, toxische Stoffe, Lärm etc. wichtig. In der Schweiz wurde im Rahmen der Arbeiten zur Berechnung der externen Effekte des Verkehrs neue Studien zum VOSL ausgewertet (Ecoplan 2016) und basierend daraus ein Kostensatz für den in der Schweiz zu verwendenden VOSL abgeleitet, der innerhalb des UVEK abgestimmt ist (ARE 2019). Im UVEK-Papier (ARE 2019) wird basierend auf Ecoplan (2019) folgendes empfohlen: Basierend aus der OECD-Publikation «Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies» (OECD 2012) wird die Anwendung des OECD-Basiswertes 2005 empfohlen. Dieser Wert beträgt umgerechnet für die Schweiz 6.6 Mio. CHF (für die Jahre 2011-2014) bzw. als aktuellster Wert 6.7 Mio. CHF für das Jahr 2017. In ARE (2019) sind auch Hinweise zur Fortschreibung des VOSL auf spätere Jahre angegeben, indem der Wert jährlich an die Wirtschafts- und Preisentwicklung der Schweiz angepasst wird. Um den Unsicherheiten bei der Ermittlung des VOSL Rechnung zu tragen, werden im Sinne einer Sensitivität zusätzlich ein 50 % tieferer bzw. ein 50 % höherer VOSL-Wert ausgewiesen, um die möglichen Schwankungsbreiten abzudecken. Dieser VOSL-Wert wird aktuell vom ARE für die jährlichen Berechnungen der externen Effekte des Verkehrs in der Schweiz angewandt und fliesst damit z.B. auch in die Statistik der Kosten und Finanzierung des Verkehrs (KFV-Statistik) des BFS ein.

Fallbeispiel 4: Einfache Spezifikation des Kostensatzes

Fokus:

Das Beispiel soll darstellen, wie ein Kostensatz gewählt wird, wenn etablierte Kostensätze bestehen.

Anwendungsfall:

Als Alpenschutzartikel wird der Art. 84 der Schweizerischen Bundesverfassung bezeichnet, da er das Ziel formuliert, den Alpenraum vor den negativen Auswirkungen des Transitverkehrs auf der Strasse zu schützen.

Die Umsetzung des Alpenschutzartikels verlangt eine Verlagerung des Güterverkehrs von der Strasse auf die Schiene, um die jährlichen alpenquerenden Lkw-Fahrten zu reduzieren. Durch die Verlagerung des Güterverkehrs werden Umweltkosten durch Luftschadstoffe eingespart⁸. Diese Umweltkosten können auf zwei Arten berechnet werden. Erstens, durch eine pauschale Schätzung der externen Kosten durch Luftschadstoffe über die Verkehrsaktivität und zweitens durch eine detaillierte Schätzung über die Luftschadstoffemissionen und die dazugehörigen Kostensätze.

Auswahl des Kostensatzes:

Im vorliegenden Beispiel gilt als Referenz das letzte Jahr, das heisst die Bewertung der Umweltwirkung ist eine jährliche. Die Umweltwirkung in diesem Beispiel sind die Luftschadstoff-Emissionen resp. die Verminderung der Luftschadstoff-Emissionen durch die Verlagerung von Güterverkehr von der Strasse auf die Schiene. Diese Veränderung der Luftschadstoff-Emissionen wird mittels eines Kostensatzes monetarisiert. Wie einführend erwähnt, gibt es zwei Arten die Umweltwirkungen zu monetarisieren. Erstens pauschal, über die Veränderung der gesamten Transportleistung der alpenquerenden LKWs und zweitens, über die Menge an Luftschadstoff-Emissionen, die weniger emittiert wird.

- Die einfachere Berechnung ist diejenige über einen pauschalen Kostensatz pro eingesparte Tonnenkilometer oder Fahrzeugkilometer (Tkm oder Fzkm). Der exaktere Weg ist die Berechnung über die Fahrzeugkilometer pro Fahrzeugkategorie oder Gewichtsklasse. Diese Grundlagen sind aber nicht immer vorhanden weshalb man auch aus der jährlichen Statistik (z.B. Semesterbericht BAV) die Veränderung der Transportleistung (Tkm) berechnen und diese mit einem Kostensatz CHF/Tkm multiplizieren kann.
- Die etwas aufwendigere und exaktere Variante ist diejenige, die zuerst die emittierten Emissionen (je Schadstoff) berechnet und diese dann einzeln monetarisiert. Die Emissionen werden über die eingesparten Fahrzeugkilometer (Fzkm) mittels spezifischen Emissionsfaktoren (g/Fzkm) berechnet. Diese eingesparten Mengen (z.B. in Tonnen) können dann mit spezifischen Kostensätzen multipliziert werden. Mit dieser Variante lassen sich mit den emittierten Emissionen nicht nur die Umweltkosten pro Schadstoff, sondern auch pro Umweltbereich separat berechnen. Bezogen auf den vorliegenden Anwendungsfall heisst das, es können z.B. die eingesparten Gesundheitsschäden von Feinstaub und Stickoxiden aufgrund des verlagerten Güterverkehrs berechnet werden und dies sehr exakt nach verschiedenen LKW-Typen.

Grundsätzlich gilt, dass immer die Berechnungsmethode ausgewählt werden soll, die mit den vorliegenden Grundlagendaten ausgeführt werden kann. Je weniger Annahmen getroffen werden müssen, umso weniger potenzielle Fehlerquellen liegen vor. Es macht keinen Sinn, eine komplexere Variante zu wählen, um vermeintliche exaktere Resultate zu bekommen, wenn die Grundlagendaten nicht vorhanden sind. Im vorliegen-

⁸ Im Beispiel des alpenquerenden Güterverkehrs gibt es zu den externen Transportkosten noch den Alpenfaktor, quasi als Zuschlag für Emissionen in sensiblen Gebieten (Infras/Herry Consult 2017). Im Anhang 2 sind diese Alpenfaktoren für unterschiedliche Kostenkategorien aufgeführt (z.B. für Luftschadstoffkosten, Lärmkosten).

den Fall heisst das, dass sinnvollerweise die Fahrzeugkilometer vom BAV (2. Semesterbericht) mit einem allgemein gültigen Kostensatz aus den externen Kosten des Verkehrs (ARE 2019) verrechnet werden. Der allgemeine Kostensatz im jährlich aktualisierten Bericht des ARE beläuft sich auf 25 Rp₂₀₁₅ / Fzkm (siehe Tabelle 5 im Anhang 2). Angenommen es lägen Grundlagendaten zu den Fahrzeugkilometer nach Euroklassen der einzelnen Lastwagen vor, oder Grundlagen zu den Emissionsorten (ausserorts, innerorts, Autobahn) dann könnten zum Beispiel die Kostensätze der Methodenkonvention 3.0 des Umweltbundesamts (Deutschland) für die Monetarisierung genommen werden. Allerdings müssten diese, falls die Anwendung in der Schweiz passiert, mittels Value Transfer noch auf die Schweiz angepasst werden (vgl. Fallbeispiel 6). Die Bandbreite der Kostensätze in der Methodenkonvention 3.0 liegen je nach Fahrzeugkategorie und Euroklasse zwischen rund 10 und 40 €-Cent₂₀₁₆ / Fzkm.

Fallbeispiel 5: Schwierige Spezifikation des Kostensatzes

Fokus:

Das Beispiel soll darstellen, wie ein Kostensatz gewählt wird, wenn zwar der Forschungsstand zu Kostensätzen fortgeschritten ist, sich aber in der Praxis noch wenig Kostensätze etabliert haben.

Anwendungsfall:

Das Fallbeispiel beschreibt ein fiktives Beispiel aus der Landwirtschaft. Es wird ein fiktives Fördersystem unterstellt, bei dem die einzige Anforderung für Förderleistungen ausschliesslich die Anzahl Grossvieheinheiten (GVE) wäre. Es dürfte davon ausgegangen werden, dass Förderleistungen eine erhöhte Anzahl Grossvieheinheiten pro Betrieb bewirken würden, was wiederum den Nährstoffeintrag in Böden erhöhen würde. Übermässige Einträge von Nährstoffen (hier speziell Stickstoff und Phosphor) in die Umwelt haben Schäden an der menschlichen Gesundheit sowie an Ökosystemen und deren Leistungen zur Folge. Das fiktive Beispiel steht für eine Massnahme mit einer negativen Umweltwirkung.

Auswahl des Kostensatzes:

Für die Monetarisierung heisst das, dass ein Kostensatz ausgewählt werden muss, mit dem die Menge Phosphor oder Stickstoff monetarisiert werden kann. Die durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor verursachten Schäden vor allem an Oberflächengewässern, Küstengewässern und am Grundwasser (aber auch terrestrische Einträge) und die damit verbundenen gesellschaftlichen Kosten liegen bisher keine standardisierten Kostensätze vor. Die Auswahl eines geeigneten Kostensatzes ist hier sehr schwierig. Der Grund ist relativ einfach, die Wirkungszusammenhänge der Eutrophierung sind zwar relativ klar aber eine Quantifizierung des Schadens ist sehr schwierig. Da die durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor hervorgerufenen Schäden stark von den lokalen Gegebenheiten abhängig sind (Topografie, Klima, Bodenmächtigkeit etc.) und teilweise mit großer Verzögerung eintreten, stellt die Verallgemeinerung von Kostensätzen aus der Literatur eine Herausforderung dar. So finden sich denn in der Literatur auch Kostensätze in grossen Bandbreiten:

- Für Stickstoff: 1.10 bis 28.90 CHF₂₀₁₆ / kg N
- Für Phosphor: 0.23 bis 621.9 CHF₂₀₁₆ / kg N

Den «richtigen» Kostensatz auszuwählen ist dabei nicht trivial. Wenn keinerlei Angaben zu den lokalen Gegebenheiten gemacht werden, muss mit einem durchschnittlichen Kostensatz gerechnet werden (siehe Tabelle 9 im Anhang 2).

- Das deutsche Umweltbundesamt (UBA) empfiehlt in dem Fall ein Kostensatz für P von 145 EUR₂₀₁₆ / kg P und für N 20 EUR₂₀₁₆ / kg N für den Gesamtschaden durch Eintrag in Oberflächengewässer (Binnengewässer + Meer). Dies kann für die Schweiz mittels Value Transfer umgerechnet und als Durchschnittskostensatz für das Fallbeispiel verwendet werden.
- Eine zweite Variante wäre, mit einem oberen und einem unteren Kostensatz zu rechnen und die ganze Bandbreite der Kosten auszuweisen. Dies ist quasi eine Sensitivitätsanalyse und könnte zur Einschätzung der Wirkung des fiktiven Direktzahlungssystems bzgl. Eutrophierung genutzt werden.
- Wenn Angaben z.B. zur Entwässerung (Küstennähe, an einem See etc.) gemacht werden, kann der Kostensatz bereits spezifischer aus der Literatur ausgewählt werden. Zum Beispiel CE Delft unterscheidet im Handbuch der Umweltpreise EU28 zwischen 3.11 €₂₀₁₅/kg N für Einträge ins Wasser generell und 4.45 €₂₀₁₅/kg N für Einträge ins Meerwasser (die Werte gelten für die Niederlande). Wenn sich das fiktive Direktzahlungssystems des Fallbeispiels also in einem Land mit hohem Küstenanteil abspielt, kann hier bereits differenziert werden.
- Ebenfalls unterschiedlich sind die Kostensätze je nachdem, ob eine Massnahme zur Vermeidung bewertet wird, oder ein Schaden, der entstanden ist. Die bereits beschriebenen Kostensätze sind Schadenskostensätze, beschreiben also den Schaden durch die Eutrophierung. Ein nennenswerter Teil der N-Einträge liesse sich zu Kosten von 3 €₂₀₁₆/kg N und weniger vermeiden. Die Vermeidungskosten für Phosphoremissionen liegen im Bereich von 150 bis 320 €₂₀₁₆/kg P.

Value Transfer

Unterdessen gibt es eine breite wissenschaftliche Literatur, die den monetären Wert von Umweltgütern erhebt. Von Value Transfer spricht man, wenn man eine vorliegende Schätzung auf die zu untersuchende Fragestellung überträgt. Die Voraussetzung dafür ist, dass eine Primärstudie vorliegt, die ein vergleichbares Umweltgut bewertet. Value Transfers sind vor allem belastbar, wenn konkrete Folgen einer Umweltveränderung bewertet werden und nicht eine Zahlungsbereitschaft für einen Umweltzustand erfragt wird (z.B. die Zahlungsbereitschaft für eine Nacht ohne Erwachen aufgrund von Verkehrslärm und nicht die Zahlungsbereitschaft für die Verringerung des Lärmpegels um x dB). Die verwendete Primärstudie muss den Qualitätskriterien für die Durchführung eines Value Transfers genügen. Diese sind im Anhang 1 aufgeführt. Die im Anhang 2 dargestellten Datenbanken und Quellen enthalten Kostensätze, die mittels Value Transfer auch für die Schweiz zur Anwendung kommen können.

Beim Value Transfer muss der in der Primärstudie ermittelte Wert an das Umfeld der Fragestellung angeglichen werden. Zunächst muss geprüft werden, ob das Umfeld, in dem der Wert erhoben wurde, ähnliche Rahmenbedingungen aufweist (Wohlstandsniveau, Umweltzustand, gesellschaftliche Grundwerte). Unterscheiden sich die Rahmenbedingungen stark, ist ein Value Transfer nicht angezeigt. Ist das Umfeld jedoch ähnlich, kann mit folgenden Anpassungen ein Value Transfer durchgeführt werden:

Anpassung des Einkommensniveaus und der Kaufkraft

Verändert sich das Einkommen, verändert sich die Zahlungsbereitschaft für Güter. Wenn die Primärstudie aus einem anderen Land stammt oder die Datenerhebung schon einige Jahre zurückliegt, muss daher der verwendete Wert an das Einkommensniveau angepasst werden. Zudem ist zu berücksichtigen, dass die Preise für Güter nicht in allen Ländern gleich hoch sind. Bei Value Transfers über Landesgrenzen hinweg, müssen daher auch Unterschiede in der Kaufkraft korrigiert werden. Die Kaufkraft wird mit der Kaufkraftparität – zu Englisch purchasing power parity (PPP) – gemessen. Sie misst, um welchen Faktor das Einkommen in Land A höher resp. tiefer sein muss als in Land B, um dasselbe Güterbündel zu kaufen. Für die Anpassung des Einkommensniveaus und der Kaufkraft wird folgende Formel verwendet:

$$W_A = W_S * (Y_A / Y_S)^e$$

mit W_A – Wert für den Anwendungsfall

W_S – in Primärstudie ermittelter Wert

Y_A – PPP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen im Anwendungsfall

Y_S – PPP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen in Primärstudie

e – Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft

Das PPP-gewichtete Pro-Kopf Einkommen wird durch die Multiplikation des PPP-gewichteten Wechselkurses mit dem pro-Kopf Einkommen berechnet. Die entsprechenden Daten können z.B. der Datenbank «World Bank World Development Indicators» entnommen werden. Die Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft misst, wie sich die Zahlungsbereitschaft bei steigendem oder sinkendem Einkommen verändert. Sofern es keine spezifischen empirischen Werte für die vorliegende Fragestellung gibt, empfiehlt Pearce (2000) als Benchmark einen Wert zwischen 0.3 und 0.6. Das ARE verwendet bei der Bestimmung des Value of Statistical Life den Wert 0.8 (Eco-plan 2016). In der Praxis wird der Einfachheit halber häufig auch mit einer Elastizität von 1 gerechnet, beispielsweise in vielen Grundlagenarbeiten für die Methodenkonvention zur Ermittlung von Umweltkosten 3.0 des Umweltbundesamtes Deutschland (UBA 2019) sowie im Handbook on external costs of transport der EU-Kommission (DG MOVE 2019).

Anpassung des Preisniveaus (über die Zeit)

Über die Zeit verändert sich das Preisniveau. Häufig ist das Jahr, in dem die Primärstudien die Daten erhoben hat, nicht identisch mit dem Basisjahr, für welches eine Umweltwirkung monetarisiert werden soll. Ist dies der Fall, muss der Wert der Primärstudie an das aktuelle Preisniveau angepasst werden. In der Regel wird dafür der BIP-Deflator verwendet. Je nach Kontext kann es aber auch zweckmäßiger sein, einen Konsumenten- oder Produzentenpreisindex zu verwenden. Die Anpassung an das aktuelle Preisniveau erfolgt mit folgender Formel:

$$W_A = W_S * (D_A / D_S)$$

mit

W_A – Wert für den Anwendungsfall

W_S – in Primärstudie ermittelter Wert (evt. korrigiert um Einkommensniveau und Kaufkraft gemäss vorgängigem Abschnitt)

D_A – BIP-Deflator Index des Jahres der Anwendungsfall

D_S – BIP-Deflator Index des Jahres der Erhebung der Daten der Primärstudie

Fallbeispiel 6: Value Transfer

Fokus:

Das Fallbeispiel stellt exemplarisch das Vorgehen eines Value Transfers für einen Kostensatz dar.

Anwendungsfall:

Ein Gesetzesvorschlag sieht vor, die Nutzung von Bleimunition in der Schweiz zu verbieten. Dadurch soll eine Belastung des Bodens mit Schwermetallen — insbesondere um Schiessstände – vermieden werden. Für die Auswirkungen von Blei im Boden auf die Umwelt gibt es wenig Monetarisierungsstudien. Eine qualitativ gute Quelle gibt es jedoch für die EU28 mit dem «Environmental Prices Handbook» (CE Delft 2018). Dieses gibt konkrete Kostensätze für die EU28 für das Jahr 2015 an. Diese sollen nun auf die Schweiz und das Jahr 2019 übertragen werden.

Umsetzung des Value Transfer:

Das Handbuch von CE Delft weist aus, dass ein kg Blei im Boden einen Umweltschaden von 8.01 EUR verursacht. Die Preisbasis bezieht sich auf das Jahr 2015.

Der Wert ist in EUR₂₀₁₅ ausgewiesen. Für die vorliegende Anwendung brauchen wir den Kostensatz in Schweizerfranken und für das Schweizer Preisniveau. Im ersten Schritt erfolgt die Währungsumrechnung, danach der eigentliche Value Transfer.

Gemäss Eurostat betrug der EUR/CHF-Wechselkurs im Jahr 2015 1.06 CHF pro EUR₂₀₁₅. 8.01 EUR entsprechen also 8.55 CHF₂₀₁₅.

Nun muss die Kaufkraft anhand der Kaufkraftparitäten von der EU28 auf die Schweiz angepasst werden. Eurostat weist im Jahr 2015 folgende Kaufkraftparitäten aus (PPP pro Kopf):

- EU28: 1.0458
- Schweiz: 1.7189

Setzt man diese Werte in obige Formel zu Anpassung des Preisniveaus bzw. der Kaufkraft ein und unterstellt einen Einkommenselastizität von 1 ergibt sich folgender Wert:

$$8.55 \text{ CHF} \times (1.7189/1.0458)^1 = 14.06 \text{ CHF}_{2015}$$

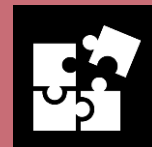
Zuletzt muss der Wert noch an das Preisniveau 2019 angepasst werden. Die OECD publiziert u.a. für die Schweiz GDP-Deflatoren.⁹ Für die Schweiz sank der Index zwischen 2015 und 2019 (letztes veröffentlichtes Jahr) von 100 auf 99.43. Für die EU28 betrug der Index im Jahr 2015 100. Die Kaufkraft wird analog der obigen Formel für die Anpassung des Preisniveaus über die Zeit wie folgt berechnet:

$$14.06 \text{ CHF} \times 99.43/100 = 13.98 \text{ CHF}_{2019}$$

Der für die Schweiz anzuwendende Kostensatz die die Emission von Blei in den Boden im Jahr 2019 beträgt damit ziemlich genau 14 CHF₂₀₁₉ pro kg.

⁹ Quelle für Daten zu GDP Deflatoren je Land: OECD: <https://stats.oecd.org/Index.aspx?QueryId=17091#>

Schritt 4: Einordnung und Interpretation



Zum Schluss gilt es, die verschiedenen Ergebnisse zu aggregieren, einzuordnen und interpretieren. Dazu gehören folgende Aspekte:

- **Aggregation:** Wenn mehrere Umweltwirkungen quantifiziert werden, können die Kosten für die verschiedenen Umweltbereiche in der Regel aggregiert werden. Dazu müssen die monetären Werte aber in der gleichen Einheit, wenn möglich als Kosten pro Jahr, vorliegen.
- **Sensitivitätsanalyse:** Weil die Monetarisierung von Umweltwirkungen stets auf Annahmen und Unsicherheiten basiert, soll wenn immer möglich eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden. Das Thema ist im untenstehenden Abschnitt detaillierter beschrieben und mit einem Fallbeispiel illustriert.
- **Interpretation:** Die Ergebnisse der Monetarisierung sind kritisch zu würdigen und interpretieren. Dabei sind folgende Aspekte relevant und zu berücksichtigen (angelehnt an UBA 2019d):
 - Darstellung der gesamten Ergebnisse, allenfalls mit Bandbreiten.
 - Aussagen zu Unsicherheiten und deren Einfluss auf das Ergebnis (Sensitivitätsanalyse).
 - Darstellung der angewendeten Systemgrenzen, Annahmen und Differenzierungen.
 - Darstellung der verwendeten Grundlagen (Quellen) für die Monetarisierung und Quantifizierung und die dort angewandten Methoden (z.B. Monetarisierungsansatz) und Differenzierungen.
 - Stärken und Schwächen der Grundlagen (Kostensätze) in Bezug auf die vorliegende Fragestellung.
 - Einschätzung zur Vollständigkeit der erfassten Umweltkosten (relevanzorientiert), z.B. Hinweis auf Lücken oder fehlende Kostenbereiche.

Sensitivitätsanalyse

Aufgrund der verschiedenen Unsicherheiten bei der Monetarisierung von Umweltwirkungen ist zu empfehlen, generell auch Sensitivitätsrechnungen durchzuführen und allenfalls die Ergebnisse in Bandbreiten auszuweisen.

Es gibt prinzipiell zwei Ursachen für Unsicherheiten bei der Monetarisierung von Umweltwirkungen mittels Top-down Ansatz (beim Wirkungspfadansatz gibt es mehr Anknüpfungspunkte für Unsicherheiten). Die erste Unsicherheitsquelle umfasst die quantitativen Umweltwirkungen selbst. Wenn die Ergebnisse der Analyse quantitativer Umweltwirkungen aufgrund

von Datenlücken oder unsicheren Annahmen bereits grosse Bandbreiten aufweisen, pflanzen sich diese Unsicherheiten auch bei der Monetarisierung fort und sollten unbedingt aufgezeigt werden.

Die zweite Unsicherheitsquelle liegt bei den Kostensätzen, die oftmals auch mit Unsicherheiten verbunden sind, sei dies aufgrund Unsicherheiten bei der Berechnung oder weil die Kostensätze für andere Anwendungen oder aus dem Ausland stammen. In der aktuellen wissenschaftlichen Literatur ergeben sich aufgrund unterschiedlicher wissenschaftlicher Methoden und/oder Grundlagendaten oft Bandbreiten von Umweltkostensätzen. Zum Beispiel enthält das Handbuch der Umweltpreise EU28 von CE Delft (CE Delft 2018) jeweils einen unteren, einen zentralen und einen oberen Wert. Diese Bandbreiten entstammen oft aus Meta-Analysen verschiedener Studien. Es ist daher nicht immer ersichtlich, wie die Kostensätze genau berechnet wurden. Wenn eine Bandbreite möglicher Kostensätze verfügbar ist, macht es deshalb Sinn, eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen. Eine typische Kostenkategorie mit erheblichen Unsicherheiten sind z.B. auch die Klimakosten, bei denen auch die Schweizer Studien zu den externen Kosten des Verkehrs (ARE 2018) mit Bandbreiten rechnen.

Eine Sensitivitätsanalyse soll jeweils für jede Umweltbelastung einzeln mit einem unteren und einem oberen Kostensatz durchgeführt und – falls mehrere Umweltbelastungen untersucht werden – mit den gesamten Umweltkosten verglichen werden. So wird nicht nur die Unsicherheit der Kostensätze der jeweiligen Umweltbelastungen ersichtlich, sondern auch die Unsicherheit der quantitativen Umweltwirkung.

Eine gute Übersicht zum Umgang mit Unsicherheiten gibt auch das Papier «Der Nutzen der Regulierung» als Anhang zum RFA-Handbuch (SECO 2019, Kap. 5.4).

Fallbeispiel 7: Umgang mit Sensitivitätsanalysen

Fokus:

Dieses Beispiel soll aufzeigen, wie mit Unsicherheiten bei der Festlegung der Umweltwirkung und der Kostensätze umgegangen werden kann und wie die Unsicherheitsbereiche dargestellt werden können.

Anwendungsfall:

Die Treibhausgasemissionen von Gebäuden machen – gemäss Schweizer Treibhausgasinventar des BAFU – aktuell rund einen Viertel der gesamten Treibhausgasemissionen aus. Verantwortlich dafür sind das Verbrennen fossiler Brennstoffe für die Wärmeerzeugung. Die Treibhausgasemissionen aus dem Gebäudesektor sind in den letzten 15-20 Jahren markant gesunken – im Jahr 2000 machten die Treibhausgasemissionen noch fast einen Drittel der Gesamtemissionen aus. Hauptgründe für die Abnahme der Emissionen sind die verbesserte Gebäudeisolation sowie die vermehrte Umstellung auf klimaschonendere Energieträger (z.B. Wärmepumpe, Holz, Fernwärme, Erdgas etc.). Diese Massnahmen wurden in den letzten Jahren mit verschiedenen Instrumenten gefördert (u.a. CO₂-Lenkungsabgabe auf Brennstoffe, Gebäudeprogramm mit Fördermassnahmen). Um die angestrebten Klimaziele gemäss Pariser Klimaabkommen sowie die langfristigen Klimaziele des Bundesrates zu erreichen, ist aber eine noch weitergehende und stärkere Emissionsreduktion notwendig. Aus diesem Grund sollen im vorliegenden Beispiel die energetische Sanierung von Gebäuden sowie der Neubau energetisch wertvoller Gebäude mit weitergehenden Massnahmen (z.B. stärkere Förderung, höhere CO₂-Lenkungsabgabe) noch stärker forciert werden. Im Fokus steht dabei der Umgang mit Unsicherheiten, der im Rahmen einfacher Sensitivitätsanalysen analysiert werden kann.

Durchführung einer Sensitivitätsanalyse:

Im vorliegenden Beispiel gibt es einerseits Unsicherheiten in Bezug auf die Umweltwirkung (vermiedene CO₂-Emissionen), andererseits auch bezüglich des anzuwendenden Kostensatzes für die Monetarisierung. Beantwortet werden soll die Frage, wie gross die eingesparten Klimakosten im Jahr 2030 sind.

a. Abschätzung der Umweltwirkung

Der Rückgang der Treibhausgasemissionen betrug zwischen 2005 und 2018 rund 4.7 Mio.t CO₂-eq bzw. -28% (5-Jahresmittelwert, um jahresklimatische Schwankungen auszugleichen). Die jährliche Emissionsreduktion während dieser Zeit betrug 2.5%, zwischen 2010 und 2018 lag die Reduktionsrate sogar bei 2.9% pro Jahr. Wie hoch wird nun der Effekt einer stärkeren Förderung der Gebäudesanierung sein? Wichtig ist bei dieser Frage v.a. auch, was die Referenzentwicklung sein wird und was der Effekt einer Regulierung.

- Referenzentwicklung: Es wird angenommen, dass ohne zusätzliche Regulierung die bestehenden Massnahmen weiterhin wirken und die jährliche Reduktionsrate in etwa gleichbleibt (Annahme: -2.5% pro Jahr). Bis 2030 werden die Treibhausgasemissionen des Gebäudebereichs von 12.1 Mio. t CO₂-eq/a im Jahr 2018 auf rund 9 Mio. t CO₂-eq/a sinken.
- Die zusätzliche CO₂-Reduktion der (hier nicht näher definierten) Massnahmen ist mit Unsicherheiten verbunden. Wir nehmen an, dass in einem mittleren Szenario die Wirkung verdoppelt werden kann, d.h. die jährliche Emissionsreduktion auf -5% steigt. Bis 2030 würden so die Treibhausgasemissionen im Gebäudebereich auf ca. 6.6 Mio. t CO₂-eq/a sinken, d.h. -2.4 Mio. t CO₂-eq/a ggü. der Referenz. Die CO₂-Reduktion kann allerdings auch deutlich höher oder geringer sein: Als tiefes Szenario wird mit einer zusätzlichen Reduktion um 1%-Punkt pro Jahr ggü. der Referenz gerechnet (also -3.5% pro Jahr, im hohen Szenario mit einer zusätzlichen Reduktion um weitere 2%-Punkte im Vergleich zum mittleren Szenario (also -7% pro Jahr). Die CO₂-Emissionsreduktion ggü. der Referenzentwicklung beträgt damit 2030 im tiefen Szenario -1.0 Mio. t CO₂-eq/a und im hohen Szenario -3.9 Mio. t CO₂-eq/a.

b. Auswahl Kostensatz Treibhausgasemissionen

Der Klimakostensatz ist mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Im Rahmen der Studie zu den externen Effekten des Verkehrs des ARE (ARE 2018) werden Klimakostensätze empfohlen, die auch innerhalb des UVEK abgestimmt sind. Für das Jahr 2020 wird als zentraler Wert ein Kostensatz von 141 CHF / t CO₂-eq empfohlen. Zusätzlich wird ein minimaler Wert von 80 CHF / t CO₂-eq und ein maximaler Wert von 248 CHF / t CO₂-eq empfohlen.

c. Monetarisierung mit Sensitivitätsanalyse

Aus den Bandbreiten der Umweltwirkungen und den Klimakostensätzen kann nun der Umweltnutzen (eingesparte Umweltkosten) abgeleitet werden. Dies kann einerseits aufwändig durch eine Unsicherheitsanalyse (z.B. Monte-Carlo-Simulation mit den Unsicherheiten je Inputgrösse) erfolgen, oder aber durch einfache Sensitivitätsrechnungen. Bei den Sensitivitätsrechnungen ist zu berücksichtigen, dass eine Kombination der jeweiligen tiefen oder hohen Szenarien (also tiefe Umweltwirkung und tiefer Kostensatz) eine sehr geringe Wahrscheinlichkeit hat. Deshalb stehen diese Ergebnisse nicht im Vordergrund der Sensitivitätsanalyse.

Die Ergebnisse könnten entsprechend wie folgt dargestellt werden:

- Hauptergebnis Umweltnutzen: basierend auf der mittleren Umweltwirkung und dem zentralen Umweltkostensatz ergibt sich ein Umweltnutzen im Jahr 2030 von 340 Mio. CHF infolge reduzierten Treibhausgasemissionen im Gebäudebereich durch die neue Regulierung.
- Sensitivität Umweltwirkung (tief/hoch): Wird mit dem tiefen bzw. hohen Szenario für die Umweltwirkung gerechnet (mit jeweils mittlerem Klimakostensatz), ergibt sich ein Umweltnutzen von rund 150 Mio. CHF/a (tief) bzw. 550 Mio. CHF/a (hohes Szenario) im Jahr 2030.
- Sensitivität Klimakostensatz (minimal/maximal): Wendet man beim mittleren Szenario der Umweltwirkung den minimalen bzw. maximalen Klimakostensatz an, ergibt sich eine Umweltwirkung von ca. 190 Mio. CHF/a (minimaler Kostensatz) bzw. knapp 600 Mio. CHF/a (maximaler Satz) im Jahr 2030.
- Würde man die jeweiligen Extremfälle (tiefes Szenario mit minimalem Kostensatz bzw. hohes Szenario mit maximalem Kostensatz) kombinieren, resultiert ein Umweltnutzen von gut 80 Mio. CHF/a bzw. 960 Mio. CHF/a. Diese Werte sind aber sehr unwahrscheinlich

Als Kommunikation der Ergebnisse würde sich folgende Formulierung anbieten:

Die Regulierung führt zu einer jährlichen Einsparung von Umweltkosten von rund 300 bis 400 Mio. CHF (im Jahr 2030), wobei die Unsicherheiten erheblich sind. die Bandbreite des möglichen Umweltnutzens liegt zwischen rund 150 Mio. CHF/a und 600 Mio. CHF/a.

Anhang 1: Qualitätskriterien für die Durchführung eines Value Transfers

Bei einem Value Transfer sind die einschlägigen Qualitätskriterien zu beachten:¹⁰

- Die Primärstudie muss hinreichend genau dokumentiert sein, so dass man bestimmte Parameter bei der Übertragung variieren kann.
- Die Charakteristika des zu bewertenden Schadens und der ökologischen Zusammenhänge (inhaltliche Systemgrenzen) müssen mit denen der Primärstudie weitgehend übereinstimmen. Zudem sind die Ergebnisse robuster, wenn quantitative Veränderungen (z.B. ein Grippe-tag) gemessen werden, als wenn qualitative Veränderungen (z.B. Ressourcenqualität) betrachtet werden.
- Falls ein Politikinstrument bewertet wird, muss die Veränderung der Umweltqualität ähnlich sein. Insbesondere ist Vorsicht geboten, wenn keine früheren Erfahrungen mit der betroffenen Veränderung der Umwelt bestehen, diskrete Veränderungen in marginale Veränderungen umgerechnet werden müssen oder Gewinne in Verluste oder vice versa umgewandelt werden.
- Die sozioökonomischen Bedingungen müssen weitgehend ähnlich sein. Die Zuverlässigkeit einer internationalen Datenübertragung ist deutlich schlechter als die einer regionalen Übertragung innerhalb eines Landes.
- Die Marktabgrenzung muss plausibel und nachvollziehbar sein. Es muss möglich sein, Rückschlüsse auf die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft zu ziehen. Um den aggregierten Nutzen auf der Basis eines Value Transfers zu kalkulieren, multipliziert man in der Regel die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft aus der Primärstudie mit der Anzahl der Haushalte, die von dem zu bewertenden Umweltschaden betroffen sind.
- Die Ergebnisse sollten möglichst aktuell sein, da sich Budgetrestriktionen und Präferenzen über die Zeit ändern.
- Falls beim Value Transfer verschiedene Umweltveränderungen, die Substitute oder Komplemente sind, einzeln bewertet werden, sollen beim Aggregieren der verschiedenen Werte Korrekturfaktoren angewendet werden.
- Häufig ist Function Transfer, d. h. die Übertragung anhand von Zahlungsbereitschaftsfunktionen, dem Value Transfer überlegen. Dies gilt jedoch nicht, wenn qualitativ hochwertige Primärstudien vorliegen, die einen sehr ähnlichen Sachverhalt abbilden.

¹⁰ vgl. Navrud and Ready (2007), Richardson et al (2014); Muthke (2001), OECD (2002), Kaul et al (2013)

Anhang 2: Ausgewählte Kostensätze

In den folgenden Abschnitten wird für jede Umweltbelastung kurz umrissen, was bei der Auswahl der Kostensätze zu beachten gibt und welche Schwierigkeiten auftreten können. Die nachfolgenden Kostensätze sind in den Einheiten der Original-Literatur aufgeführt und so wie sie da stehen nicht universell für jedes Jahr und jedes Land anwendbar. Die Umrechnung der Kostensätze auf ein aktuelles Jahr und ein anderes Land ist im Kapitel «Value Transfer» beschrieben.

Umwelt und Gesundheitsschäden verursacht durch Luftschadstoffe

Die Luftschadstoffe belasten nicht nur die Umwelt, sondern auch die menschliche Gesundheit. Die vier wichtigsten Schadenskategorien, die durch Luftschadstoffe verursacht werden, sind Gesundheitsschäden, Biodiversitätsverluste, Ernteauffälle und Schäden an Gebäude und Materialien. Die unterschiedlichen Schadenswirkungen sind auch der Grund, dass die Kostensätze der Luftschadstoffe sich auch nach der Örtlichkeit der Emissionen stark unterscheiden können. Feinstaub verursacht z.B. in urbanem Gebiet mit hoher Bevölkerungsdichte deutlich höhere Schadenskosten als in unbewohntem Gebiet. Nachfolgend findet sich ein Überblick über die Literatur und die vorhandenen Kostensätze. Um den gesamten Schaden eines Schadstoffes zu monetarisieren können die einzelnen Schadenskategorien summiert werden.

Tabelle 4: Kostensätze für Luftschadstoff-Emissionen

Quelle / Publikation	Differenzierung/Schadstoffe	Kostensatz	Einheit
ARE (Bundesamt für Raumentwicklung) – Externe Kosten und Nutzen des Verkehrs in der Schweiz 2015 <ul style="list-style-type: none"> ▪ Berücksichtigte Schadstoffe PM₁₀ 	Kostensätze für Gesundheitsschäden verursacht durch Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz. In der Studie des ARE wurden die Gesundheitskosten anhand des Leitschadstoffs ¹¹ PM ₁₀ berechnet.		
	PM ₁₀	165'304	CHF ₂₀₁₅ / t Emission
	Kostensätze für Biodiversitätsverluste verursacht durch Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz. Folgende Luftschadstoffe sind dafür relevant:		
	NO _x	2'818	CHF ₂₀₁₅ / t Emission
	SO ₂	908	CHF ₂₀₁₅ / t Emission
	NH ₃	14'622	CHF ₂₀₁₅ / t Emission
	Kostensätze für Ernteauffälle verursacht durch Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz. diese Schäden werde in der Studie des ARE anhand der Stickoxide berechnet:		
	NO _x	1'624	CHF ₂₀₁₅ / t Emission
	Kostensätze für Gebäudeschäden verursacht durch Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz. Die Berechnungen werden anhand des Leitschadstoffs Feinstaub (PM ₁₀) berechnet.		
	PM ₁₀	12'445	CHF ₂₀₁₅ / t Emission

¹¹ PM₁₀-Feinstaub ist ein sogenannter Leitschadstoff, denn proportional dazu steigt auch die Belastung mit Stickoxid, Ozon und PM_{2.5}. Deswegen werden in den jährlich aktualisierten externen Kosten des Verkehrs in der Schweiz die Gesundheitskosten mittels der PM₁₀ Belastung berechnet.

Quelle / Publikation	Differenzierung/Schadstoffe	Kostensatz	Einheit
Umweltbundesamt UBA – Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten (UBA 2019a) <ul style="list-style-type: none"> ▪ Durchschnittliche Emissionen aus unbekanntem Quellen. ▪ Berücksichtigte Schadstoffe PM_{2,5}, PM₁₀, NO_x, SO₂, NMVOC, NH₃ 	Kostensätze für Gesundheitsschäden verursacht durch Luftschadstoff-Emissionen in Deutschland. Hier aufgeführt sind die wichtigsten.		
	PM _{2,5}	58'400	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	PM ₁₀	41'200	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	NO _x	14'400	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	NMVOC	1'100	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	Kostensätze für Biodiversitätsverluste verursacht durch Luftschadstoff-Emissionen in Deutschland. Hier aufgeführt sind die wichtigsten drei.		
	NO _x	2'600	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	SO ₂	1'000	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	NH ₃	10'400	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	Kostensätze für Ernteausfälle verursacht durch Luftschadstoff-Emissionen in Deutschland. Hier aufgeführt sind die wichtigsten drei.		
	NO _x	800	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	SO ₂	-160	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	NMVOC	950	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	Kostensätze für Gebäudeschäden durch Luftschadstoff-Emissionen in Deutschland. Dargestellt sind Kostensätze für Stickoxide und Schwefeloxid.		
	NO _x	130	€ ₂₀₁₆ / t Emission
SO ₂	600	€ ₂₀₁₆ / t Emission	
Handbuch der externen Transportkosten der Europäischen Kommission (DG MOVE 2019)	Im Handbuch der externen Transportkosten der Europäischen Kommission werden die Kostensätze für Luftschadstoffe nicht nach Schadenskategorien ausgewiesen. Dafür werden teilweise die Emissionsorte unterschieden. Die Kostensätze im Handbuch sind für alle Mitgliedstaaten der EU inkl. Schweiz und Norwegen vorhanden. Hier als Beispiel die Kostensätze für die Schweiz.		
	NO _x Urban	30'017	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	NO _x Rural	17'756	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	PM ₁₀ Urban	173'336	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	PM ₁₀ Rural	98'646	€ ₂₀₁₆ / t Emission
	NMVOC – all areas	1'691	€ ₂₀₁₆ / t Emission

Tabelle INFRAS.

Tabelle 5: Kostensätze für Luftschadstoff-Emissionen des Verkehrs sowie Strom- und Wärmeerzeugung

Quelle / Publikation	Differenzierung	Kostensatz	Einheit
ARE (Bundesamt für Raumentwicklung) – Externe Kosten und Nutzen des Verkehrs in der Schweiz 2015	Die Studie des ARE weist bereits berechnete Kostensätze pro Fahrzeugkilometer aus. Damit lassen sich Verkehrsleistungen relativ einfach und schnell monetarisieren. Die Differenzierung in Fahrzeugkategorien und Emissionsorten in der Studie ist sehr detailliert. Hier werden nur die wichtigsten Durchschnittswerte aufgeführt. Zu beachten gilt, dass bei den Flugzeugen die Kostensätze in Pkm ausgewiesen werden.		
	PKW Durchschnitt (keine Differenzierung nach Antriebsart)	4.2	Rp ₂₀₁₅ / Fzkm
	LKW 28 – 40t Diesel	25	Rp ₂₀₁₅ / Fzkm
	Personenzug Fernverkehr	148	Rp ₂₀₁₅ / Fzkm
	Personen-Luftverkehr Durchschnitt	0.09	Rp ₂₀₁₅ / Pkm
Was Schweizer Strom wirklich kostet – SES 2015	Die Studie umfasst einen Vergleich staatlicher Förderungen und gesamtgesellschaftlicher Kosten von Atomkraft und erneuerbaren Energien. Darin enthalten sind die externen Kosten der Stromerzeugung durch versch. Energieträger.		
	Wasserkraft	0.34	Rp ₂₀₁₄ / kWh
	Windkraft	0.47	Rp ₂₀₁₄ / kWh
	Photovoltaik	1.07	Rp ₂₀₁₄ / kWh
	Biomasse	2.5	Rp ₂₀₁₄ / kWh
	Atomkraft ¹²	0.2 bis 36.92	Rp ₂₀₁₄ / kWh
Umweltbundesamt UBA – Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten (UBA 2019a)	Die Methodenkonvention 3.0 weist zusätzlich zu den Kostensätzen pro Tonne Emission auch noch bereits berechnete Kostensätze pro Fahrzeugkilometer für Deutschland aus. Damit lassen sich Verkehrsleistungen relativ einfach und schnell monetarisieren. Die Differenzierung in Fahrzeugkategorien und Emissionsorten in der Studie ist sehr detailliert. Hier werden nur die wichtigsten Durchschnittswerte aufgeführt.		
	PKW Benzin	0.33	€-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm
	PKW Diesel	1.52	€-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm
	LKW 28 – 40t	3.27	€-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm
	Personen-Luftverkehr Kurz- & Mittelstrecke	702	€-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm
	Ebenfalls separat ausgewiesen werden Umweltkostensätze für die Strom und Wärmeerzeugung in €-Cent ₂₀₁₆ / kWh _{el} für verschiedenen Brennstoffe in Deutschland. Zwecks Übersichtlichkeit werden nur die wichtigsten aufgeführt.		
	Braunkohle	1.95	€-Cent ₂₀₁₆ / kWh _{el}
	Erdgas	0.83	€-Cent ₂₀₁₆ / kWh _{el}
	Wasserkraft	0.06	€-Cent ₂₀₁₆ / kWh _{el}
	Photovoltaik	0.41	€-Cent ₂₀₁₆ / kWh _{el}

Tabelle INFRAS.

¹² Ein wesentlicher Grund für die große Bandbreite ist vor allem, dass die Risiken eines Atomunfalls mit sehr hohen Kosten und sehr geringen Wahrscheinlichkeiten verbunden sind und dass sowohl für die Kosten als auch für die Wahrscheinlichkeiten die Schätzungen stark variieren. Aus dieser Bandbreite methodisch fundiert einen „Best Guess“ herauszufiltern, ist nach Einschätzung der AutorInnen nicht möglich.

Treibhausgasemissionen

Die Umweltkosten, verursacht durch die Emission von Treibhausgasen, werden normalerweise zusammengefasst in CO₂-Äquivalenten ausgewiesen. Die wichtigsten Treibhausgase sind Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und F-Gase (fluorierte Gase). Die Äquivalenzfaktoren sind 28 für Methan und 265 für Lachgas. Das Treibhausgaspotenzial der fluorierten-Gase ist sehr unterschiedlich und bis zu 22'800-mal höher als dasjenige von CO₂.

Tabelle 6: Klimakostensätze

Quelle / Publikation	Differenzierung	Kostensatz	Einheit
Umweltbundesamt UBA – Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten (UBA 2019a)	Zeitpräferenzraten 1% und 0%, sowie für drei Jahre 2016, 2030 und 2050	180.-	€ ₂₀₁₆ / t CO ₂ -äq.
ARE (Bundesamt für Raumentwicklung) – Externe Kosten und Nutzen des Verkehrs in der Schweiz 2015	Bandbreite ausgedrückt in einem oberen, zentralen und unteren Wert. Jährliche Anpassung. Hier der Wert für 2020.	zentraler Wert für Jahr 2020 = 141.- (tiefer Wert: 80.- hoher Wert: 248.-)	CHF ₂₀₂₀ / t CO ₂ -äq.
Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018)	Bandbreite ausgedrückt in einem oberen, zentralen und unteren Wert für die Jahre 2015, 2030 und 2050	zentraler Wert = 57.-	€ ₂₀₁₅ / t CO ₂ -äq.
Handbuch der externen Transportkosten der Europäischen Kommission (DG MOVE 2019)	Ein einheitlicher Wert für alle Mitgliedstaaten	100.-	€ ₂₀₁₆ / t CO ₂ -äq.

Tabelle INFRAS.

Lärmemissionen

Lärmemissionen und deren Monetarisierung wurden vor allem im Sektor Verkehr untersucht. Im Anhang 3 sind deswegen hauptsächlich Beispiele von Publikationen aus dem Sektor Verkehr aufgeführt, die Kostensätze pro Verkehrsträger und Personenkilometer resp. Tonnenkilometer ausweisen.

Das Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018) bezieht sich bei den Lärmkostensätzen nicht auf eine verkehrliche Einheit wie Pkm, sondern auf eine Bandbreite pro Dezibelklasse, Person und Jahr. Diese Unterteilung liegt für den Strassenverkehr, den Schienenverkehr und den Flugverkehr vor.

Tabelle 7: Lärmkostensätze im Verkehr

Quelle / Publikation	Differenzierung	Kostensatz	Einheit	
ARE (Bundesamt für Raumentwicklung) – Externe Kosten und Nutzen des Verkehrs in der Schweiz 2015	Differenziert nach den Verkehrsarten Strasse, Schiene, Flug- und Binnenschiffverkehr. Die Verkehrsarten sind jeweils nochmals unterteilt in zahlreiche Verkehrsträger. Nachfolgend ausgewählte Beispiele:			
	Personenwagen	1.0	Rp ₂₀₁₆ / pkm	
	Lastwagen	4.1	Rp ₂₀₁₆ / tkm	
	Schienen-Personenverkehr	0.9	Rp ₂₀₁₆ / pkm	
	Personen-Luftverkehr	0.26	Rp ₂₀₁₆ / pkm	
Umweltbundesamt UBA – Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten (UBA 2019a)	In der Methodenkonvention 3.0 werden die Lärmwirkungen nach Dezibelschwellen und Verkehrsmittel aufgeführt. Es finden sich in der Methodenkonvention auch Kostensätze für verschiedenen Kostenkategorien. Hier werden als Übersicht die Kostensätze als Summer über alle Kostenkategorien in € ₂₀₁₉ / Person und Jahr angegeben.			
	dB(A)	Strasse	Bahn	Flug
	45-49	27'98	8'93	29'39
	50-54	59'50	21'97	83'76
	55-59	110'52	51'68	167'05
	60-64	186'46	102'42	279'78
	65-69	290'85	176'02	421'86
	70-74	432'01	278'45	590'93
	>= 75	617'99	415'37	778'68
Handbuch der externen Transportkosten der Europäischen Kommission (DG MOVE 2019)	Differenziert nach den Verkehrsarten Strasse, Schiene, Flug- und Binnenschiffverkehr. Die Verkehrsarten sind jeweils nochmals unterteilt in zahlreiche Verkehrsträger (z.B. PKW Diesel, PKW Benzin, verschiedenen Distanzklassen bei Flugzeugen etc.). Die Kostensätze liegen in €-cent ₂₀₁₆ / Pkm und pro Fzkm für jeden Mitgliedstaat der EU vor.			
Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018)	Bandbreite an Kostensätzen pro Person und Jahr für verschiedene Dezibelklassen, von 50 dB(A) bis >= 80 dB(A) für den Strassenverkehr, den Schienenverkehr und den Flugverkehr. Die Kostensätze sind noch unterteilt in Belästigungs- und Gesundheitskosten. Die ganze Bandbreite zieht sich von 3.- bis 239.- € ₂₀₁₅ pro dB (Lden) pro Person und Jahr.			

Tabelle INFRAS.

Flächenumnutzung

Die Kategorie Flächenumnutzung wird in den publizierten Arbeiten sehr unterschiedlich benannt. Es ist die Rede von Landumwandlung, Flächenverbrauch und/oder -verlust, Habitatfragmentierung und Zerschneidung. Dabei geht es immer um die Umweltkosten aufgrund von Schäden am Ökosystem. Dies kann durch Landumnutzung (z.B. Rodung von Wald um Ackerbau zu betreiben, also Umwandlung von Wald zu Acker) geschehen, aber auch durch den Verlust eines Habitats resp. Biotops (z.B. Versiegelung durch Bautätigkeit). Ein weiterer Aspekt ist die Zerschneidung von Flächen, welche ebenfalls in die Habitat Thematik spielt, und vor allem im Verkehr eine Rolle spielt, wo beim Bau von Bahntrassen und Strassen nicht nur Fläche versiegelt, sondern auch zusammenhängende Habitate zerschnitten werden. Nie berücksichtigt werden dürfen Verluste klimatischer Senkenleistungen z.B. bei einer Waldrodung. Dieser Schaden soll unter Klimakosten anhand eines Klimakostensatzes berechnet werden.

Tabelle 8: Kostensätze für Flächenumnutzung

Quelle / Publikation	Differenzierung	Kostensatz	Einheit
Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018)	Die Studie weist eine Bandbreite von Kostensätzen aus, um Veränderungen der Landnutzung (land use change) zu monetarisieren. Dabei wird ein oberer, ein zentraler und ein unterer Wert in € ₂₀₁₅ pro m ² und Jahr für sieben verschiedene Landnutzungstypen und den europäischen Durchschnitt ausgewiesen. Nachfolgende ausgewählte Beispiele aus der Studie im Original Wortlaut, jeweils der zentrale Wert.		
	Intensive crops/weeds	0.106	€ ₂₀₁₅ pro m ² u. Jahr
	Coniferous forest	0.073	€ ₂₀₁₅ pro m ² u. Jahr
	EU 28 average	0.084	€ ₂₀₁₅ pro m ² u. Jahr
ARE (Bundesamt für Raumentwicklung) – Externe Kosten und Nutzen des Verkehrs in der Schweiz 2015	Die Studie bezieht auf den Verkehr in der Schweiz. Die Kostensätze für Natur und Landschaft werden differenziert nach den Verkehrsarten Strasse, Schiene, Flug- und Binnenschiffverkehr ausgewiesen. Die Verkehrsarten sind jeweils nochmals unterteilt in zahlreiche Verkehrsträger. Nachfolgend die wichtigsten übergeordneten Beispiele.		
	Personenwagen	0.9	Rp ₂₀₁₆ / pkm
	Lastwagen	0.9	Rp ₂₀₁₆ / tkm
	Schienen-Personenverkehr	0.5	Rp ₂₀₁₆ / pkm
	Personen-Luftverkehr	0.01	Rp ₂₀₁₆ / pkm

Quelle / Publikation	Differenzierung	Kostensatz	Einheit
Umweltbundesamt UBA – Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten (UBA 2019a)	Umweltkostensätze nur für den Verkehrssektor ausgewiesen. Die Kostensätze für Flächenverbrauch und Zerschneidung (summiert, nicht separat dargestellt) sind in €-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm pro Fahrzeugkategorie ausgewiesen.		
	PKW	0.34	€-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm
	Personenzug, Fernverkehr	59.48	€-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm
	Personen-Luftverkehr (> 2'000 km)	15.71	€-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm
	LKW 28 – 40 t	1.02	€-Cent ₂₀₁₆ / Fzkm
Handbuch der externen Transportkosten der Europäischen Kommission (DG MOVE 2019)	Unter «habitat loss» sind Kostensätze in €-cent ₂₀₁₆ / Pkm und pro Fzkm für jeden Mitgliedstaat der EU ausgewiesen (ebenfalls Verkehrssektor). Die Kostensätze sind differenziert nach den Verkehrsarten Strasse, Schiene, Flug- und Binnenschiffverkehr. Die Verkehrsarten sind jeweils nochmals unterteilt in zahlreiche Verkehrsträger (z.B. PKW Diesel, PKW Benzin, verschiedenen Distanzklassen bei Flugzeugen etc.).		

Tabelle INFRAS.

Emissionen eutrophierender Stoffe

Eutrophierende Stoffe sind hauptsächlich Phosphor und Stickstoff. Übermäßige Einträge von Stickstoff und Phosphor in die Umwelt haben Schäden an der menschlichen Gesundheit sowie an Ökosystemen und deren Leistungen zur Folge. Beispielsweise tragen sie zur Eutrophierung von Gewässern bei und beeinträchtigen dadurch natürliche Lebensräume. Stickstoff und Phosphor gelangt hauptsächlich aus landwirtschaftlichen Aktivitäten und zu einem geringeren Teil aus der Abwasserreinigung in die Gewässer. Die durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor verursachten Schäden an der Umwelt und die damit verbundenen gesellschaftlichen Kosten werden in verschiedenen Studien untersucht und in Kostensätzen zur Monetarisierung abgebildet. In der folgenden Tabelle sind Beispiele dafür ausgewiesen.

Tabelle 9: Kostensätze für Umweltschäden durch eutrophierende Stoffe

Quelle / Publikation	Differenzierung	Kostensatz	Einheit
Umweltbundesamt UBA – Methodenkonvention 3.0, Sachstandsbericht AP 4: Ermittlung von Umweltkosten durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor (UBA 2019c)	Metastudie im Auftrag des Umweltbundesamts zur Ermittlung von Umweltkosten durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor. Insgesamt umfasst die Studie 84 Kostensätze für Umweltschäden, die durch den Eintrag von Stickstoff in Oberflächengewässer, in Küstengewässer und ins Grundwasser sowie in die Atmosphäre hervorgerufen werden. Sie enthält ausserdem 10 Kostensätze für die Umweltwirkungen durch den Eintrag von Phosphor in die Gewässer.		
	Bandbreite N	1.- bis 27.-	€ ₂₀₁₆ /kg N
	Bandbreite P	40.- bis 580.-	€ ₂₀₁₆ /kg P
Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018)	Bandbreite an Kostensätzen in € ₂₀₁₅ / kg Schadstoff für Stickstoff (N) und Phosphor (P) Äquivalente. Die Bandbreiten sehen einen unteren, zentralen und oberen Kostensatz vor für verschiedenen Umweltkompartimente (Luft, Boden, Süßwasser und Salzwasser).		
	Nachfolgend die beiden zentralen Werte für P- und N-Äquivalente.		
	N-total	3.11	€ ₂₀₁₅ /kg N
P-total	1.86	€ ₂₀₁₅ /kg P	

Tabelle INFRAS.

Emissionen versauernder Stoffe

Versauerung bezieht sich auf die kollektiven Auswirkungen von Luftschadstoffen, die in Schwefel- und Salpetersäure umgewandelt und durch nasse oder trockene Deposition auf Böden und Vegetation abgelagert werden. Versauernde Schadstoffe haben eine lange atmosphärische Verweilzeit und können daher über weite Strecken transportiert werden. Dies gilt insbesondere für SO₂ und NO_x (VMM 2013a). Obwohl auch Ammoniak (NH₃) zur Versauerung beiträgt, baut es schnell ab in Atmosphäre, sei es durch trockene Deposition in der Nähe der Emissionsquelle oder durch Umwandlung in Ammoniumsalze (VMM 2013a).

Tabelle 10: Kostensätze für Umweltschäden durch Versauerung

Quelle / Publikation	Differenzierung	Kostensatz	Einheit
Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018)	Bandbreite an Kostensätzen in € ₂₀₁₅ / kg Schadstoff, die in der Atmosphäre zur Versauerung beitragen. Konkret sind das Schwefeldioxid (SO ₂), Stickoxid (NO _x) und Ammoniak (NH ₃). Die Bandbreiten berücksichtigen einen unteren, zentralen und oberen Kostensatz. Nachfolgend die zentralen Kostensätze für die versauernden Schadstoffe.		
	Schwefeldioxid (SO ₂)	0.764	€ ₂₀₁₅ / kg
	Stickoxid (NO _x)	1.58	€ ₂₀₁₅ / kg
	Ammoniak (NH ₃)	4.35	€ ₂₀₁₅ / kg
ARE (Bundesamt für Raumentwicklung) – Externe Kosten und Nutzen des Verkehrs in der Schweiz 2015	Die Studie bezieht nur auf den Verkehr in der Schweiz und innerhalb der Studie nur auf Waldschäden aufgrund von Bodenversauerung. Die Kostensätze für Waldschäden durch Versauerung werden differenziert nach den verantwortlichen Schadstoffen aufgeführt.		
	Schwefeldioxid (SO ₂)	988	€ ₂₀₁₅ / t
	Stickoxid (NO _x)	694	€ ₂₀₁₅ / t
	Ammoniak (NH ₃)	1'878	€ ₂₀₁₅ / t

Tabelle INFRAS.

Emissionen toxischer Stoffe

Die Freisetzung von toxischen Stoffen wie Schwermetallen oder langlebigen organischen Schadstoffen (POP)¹³ (z.B. Herbizide, Insektizide und andere Chemikalien) kann zu einer Verminderung der Gewässer- oder Bodenqualität sowie zu Gesundheitsschäden beim Menschen führen (UBA 2015). Das heisst ein toxischer Stoff wirkt Ökotoxisch oder Humantoxisch. Dieser Wirkungsbereich ist in Bezug auf die Monetarisierung mit hohen Unsicherheiten verbunden, weil für gewisse Stoffe schlicht die Dosis-Wirkung Beziehungen für öko- oder humantoxikologi-

¹³ POP: Persistent Organic Pollutants = Langlebige organische Verbindungen

sche Auswirkungen fehlen. Der Wissenstand in der Humantoxikologie ist als etablierter einzu-
stufen als der Wissenstand in der Ökotoxikologie. Das Ausmass der Anzahl von Stoffen, die in
irgendeiner Form toxisch wirken ist sehr gross und wird immer grösser. Im Prinzip müsste für
jeden Stoff ein eigener Kostensatz gebildet werden. Da dies unmöglich ist, werden in der Lite-
ratur sogenannte Äquivalenzfaktoren eingesetzt, welche es ermöglichen, die unterschiedlichen
Stoffe als Äquivalent eines Stoffes auszudrücken, für den es einen Kostensatz gibt. Häufig
ist dies 1,4-dichlorobenzene (Abkürzung: 1,4 DB-äq.), ein schwer abbaubarer Stoff. Ein anderer
Ansatz, der in der Literatur für die Bewertung von Gesundheitsschäden häufig vorkommt, ist
die Berechnung der Kosten über den VOLY (Value of Life Year Lost), oder VOSL (Value of statis-
tical Life, vgl. oben Schritt 3b).

Tabelle 11: Kostensätze für Umweltschäden durch toxische Stoffe

Quelle / Publikation	Differenzierung	Kostensatz	Einheit
Handbuch der Umweltpreise EU 28 von CE Delft (CE Delft 2018)	Ökotoxizität		
	Die Kostensätze für die Ökotoxizität werden in der Studie über 1,4-Dichloro- benzenen ausgedrückt. Das heisst, allfällige Stoffe, die monetarisiert werden sollen, müssten zuerst in 1,4 DB-äq. umgerechnet werden. Die Kostensätze sind in einer Bandbreite (unterer, zentraler, oberer) von Kostensätzen, für terrestrische und aquatische (Süss- und Salzwasser) Ökotoxizität dargestellt. Beispielhaft wird hier der zentrale Wert für die drei Kompartimente darge- stellt.		
	Terrestrisch	8.69	€ ₂₀₁₅ /kg 1,4 DB-eq.
	Aquatisch, Süsswasser	0.0361	€ ₂₀₁₅ /kg 1,4 DB-eq.
	Aquatisch, Salzwasser	0.00739	€ ₂₀₁₅ /kg 1,4 DB-eq.
	Humantoxizität		
	Die Kostensätze für die Humantoxizität werden in der Studie sowohl über 1,4- Dichlorobenzene als auch beispielhaft für ein paar häufige Schadstoffe ausge- drückt. Die Kostensätze sind in einer Bandbreite als unterer, zentraler und oberer Kostensatz aufgeführt. Beispielhaft wird hier der zentrale Wert für drei Schadstoffe und 1,4-DB-äq. dargestellt.		
	1,4 DB-äq.	0.0991	€ ₂₀₁₅ /kg
	Arsen	862	€ ₂₀₁₅ /kg
	Blei	5367	€ ₂₀₁₅ /kg
Cadmium	589	€ ₂₀₁₅ /kg	
ARE (Bundesamt für Raument- wicklung) – Externe Kosten und Nutzen des Verkehrs in der Schweiz 2015	Die externen Kosten des Verkehrs in der Schweiz enthalten die Kostenkatego- rie Bodenschäden, welche der terrestrischen Toxizität entspricht. Die Kosten werden mittels Reparaturkosten, das sind beim Boden die Sanierungs- resp. Deponierungskosten, ermittelt		
	Sanierungs- /Deponierungskosten Böden	129.3	CHF ₂₀₁₅ /m ³

Tabelle INFRAS.

Alpenfaktor für externe Verkehrskosten

Die Umweltkosten in Berggebieten sind wesentlich höher als in anderen Gebieten. Es ist daher wünschenswert, die anfallenden externen Verkehrskosten in Berggebieten entsprechend anzupassen, um den Verkehrsnutzern ein korrektes Preissignal zu geben (INFRAS, Herry Consult 2017). Die folgende Tabelle fasst die wichtigsten Ergebnisse der vorliegenden Studie zusammen und zeigt die Alpenfaktoren für die verschiedenen Kategorien externer Kosten. Bitte beachten Sie, dass die verschiedenen Alpenfaktoren nichts über die absolute Höhe der externen Kosten aussagen, sondern nur den Faktor zwischen externen Kosten in Berggebieten und externen Kosten in Nicht-Berggebieten darstellen. Für die Anwendung müssen also die entsprechenden Kostensätze für die Monetarisierung von Kosten durch Luftschadstoffe, Lärm sowie Natur und Landschaft (Flächennutzung) mit den in der Tabelle aufgeführten Faktoren multipliziert werden.

Tabelle 12: Alpenfaktoren für externe Verkehrskosten in Berggebieten

Quelle / Publikation	Kostenkategorie	Strasse	Schiene
Externe Kosten in Berggebieten (Quelle: INFRAS, Herry 2017)	Luftschadstoffe	4.2	2.6
	Lärm	4.1	3.0
	Natur und Landschaft	1.3	1.4

Literatur

- ARE 2018:** Bundesamt für Raumentwicklung, Externe Effekte des Verkehrs 2015 - Aktualisierung der Berechnungen von Umwelt-, Unfall- und Gesundheitseffekten des Strassen-, Schienen-, Luft- und Schiffsverkehrs 2010 bis 2015. Bern.
- ARE 2019:** Value of Statistical Life (VOSL): Empfohlener Wert der Zahlungsbereitschaft für die Verminderung des Unfall- und Gesundheitsrisikos in der Schweiz. Bundesamt für Raumentwicklung ARE. Bern.
- BAFU 2013:** VOB: Volkswirtschaftliche Beurteilung von Umweltmassnahmen. Leitfaden. Bundesamt für Umwelt. Bern.
- CE Delft 2018:** Environmental Prices Handbook EU28 version; Methods and numbers for valuation of environmental impacts; CE Delft. Delft.
- DG MOVE 2019:** Handbook on the external costs of transport, Version 2019, European Commission, Directorate General for Mobility and Transport DG MOVE. Brüssel.
- Ecoplan 2015a:** Auswirkungen eines Klima- und Energielenkungssystems für 2030 - Analyse mit einem berechenbaren Gleichgewichtsmodell für die Schweiz. Studie im Auftrag des Bundesamts für Energie, des Bundesamts für Umwelt und der Eidgenössischen Finanzverwaltung. Bern.
- Ecoplan 2015b:** Nachhaltigkeitsbeurteilung (NHB) und Regulierungsfolgenabschätzung (RFA) zur 2. Revision des Raumplanungsgesetzes (RPG). Schlussbericht zur Vernehmlassungsvorlage. Studie im Auftrag des Bundesamts für Raumentwicklung ARE und des Staatssekretariats für Wirtschaft SECO. Bern.
- Ecoplan 2016:** Empfehlungen zur Festlegung der Zahlungsbereitschaft für die Verminderung des Unfall- und Gesundheitsrisikos (value of statistical life), Studie im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung ARE und der Beratungsstelle für Unfallverhütung bfu. Bern.
- Ecoplan 2018:** Zweite Aktualisierung der Nachhaltigkeitsbeurteilung (NHB) zur 2. Etappe der Teilrevision des Raumplanungsgesetzes (RPG 2) auf Basis der Botschaft des Bundesrats von 2018. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung (ARE). Bern.
- Grolimund + Partner AG 2018:** Lärminderungspotential leiser Reifen auf gängigen Schweizer Strassenbelägen. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) und den Kantonen Aargau, Graubünden, Solothurn und Zürich.
- Infras, Herry Consult 2017:** External costs in mountain areas, EU Strategy for the Alpine Region EUSALP, Action Group 4 Mobility, Zurich December 2017.
- INFRAS 2019:** Kosten-/Nutzenbetrachtung von Massnahmen zur Förderung leiser Reifen. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt. Zürich.

- Kaul et al. 2013:** What can we learn from benefit transfer errors? Evidence from 20 years of research on convergent validity. *Journal of Environmental Economics and Management* 66 (2013), 90-104.
- Loomis und Rosenberger 2006:** Reducing barriers in future benefit transfers: needed improvements in primary study design and reporting. *Ecol. Econ.* 60 (2), 343–350.
- Muthke 2001:** Benefit Transfer, eine Alternative zur primären Bewertung von Umweltgütern? in: Elsasser, P., Meyerhoff, J. (Hrsg.), *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern*. Marburg.
- Navrud und Ready 2007:** Lessons learned for Environmental Value Transfer. In Navrud, S., Ready, R. (Eds.), *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Dordrecht.
- NEEDS 2009:** New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS). EU-Forschungsprojekt. Webseite mit finalen Ergebnissen inkl. Datenbank mit Kostensätzen. <http://www.needs-project.org>. (6. August 2020).
- OECD 2012:** Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies. Online: <http://www.oecd.org/environment/mortalityriskvaluationinenvironmenthealthand-transportpolicies.htm> (5. August 2020).
- Pearce D. 2000:** Valuing Risks to Life and Health – Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States, University College London. London.
- Richardson et al 2014:** The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. *Ecological Economics*.
- Schweizerische Eidgenossenschaft 2018:** Botschaft zur zweiten Etappe der Teilrevision des Raumplanungsgesetzes vom 31. Oktober 2018.
- SECO 2019:** Der Nutzen der Regulierung – Ein Methodischer Anhang zum RFA-Handbuch. Staatssekretariat für Wirtschaft SECO. Bern.
- SECO 2020:** Leitfaden zur Schätzung der Regulierungskosten, Staatssekretariat für Wirtschaft SECO, Bern.
- SES 2015:** Was Schweizer Strom wirklich kostet, Vergleich staatlicher Förderungen und gesellschaftlicher Kosten von Atomkraft und erneuerbaren Energien, Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft e.V. im Auftrag von Schweizerische Energie-Stiftung.
- UBA 2015:** Leitfaden zur Nutzen-Kosten-Abschätzung umweltrelevanter Effekte in der Gesetzesfolgenabschätzung, Ecologic und INFRAS im Auftrag des Umweltbundesamtes UBA. Berlin/Zürich.
- UBA 2018a:** Umweltkosten für Energie, Sachstandspapier zur Methodenkonvention 3.0; Europäisches Institut für Energieforschung (EIFER) EDF-KIT EWIV, im Auftrag des Umweltbundesamtes UBA. Karlsruhe.
- UBA 2018b:** Environmental cost of construction material, Sachstandspapier zur Methodenkonvention 3.0; CE Delft im Auftrag des Umweltbundesamtes UBA. Delft.

- UBA 2018c:** Sachverständigengutachten AP 1: Umweltkosten durch Lärm; Sachstandpapier zur Methodenkonvention 3.0; Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, im Auftrag des Umweltbundesamtes UBA. Karlsruhe.
- UBA 2019a:** Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Kostensätze, Stand Februar 2019, Umweltbundesamt UBA, Dessau-Rosslau.
- UBA 2019b:** Methodenkonvention 3.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten; Sachstandsbericht AP 4: Ermittlung von Umweltkosten durch den Eintrag von Stickstoff und Phosphor. INFRAS im Auftrag des Umweltbundesamtes UBA. Zürich.
- UBA 2019c:** Methodenkonvention 3.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten; Sachstandpapier AP 5: Umweltkosten durch Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft. INFRAS im Auftrag des Umweltbundesamtes UBA. Zürich.
- UBA 2019d:** Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Methodische Grundlagen. Umweltbundesamt UBA, Dessau-Rosslau.
- VMM 2013a:** Milieurapport Vlaanderen MIRA: Themabeschrijving Verzuring, Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).