

Schlussbericht

Nachhaltige öffentliche Beschaffung durch die Betrachtung von Lebenszyklus- kosten und Umweltbelastungen

Mit besonderem Fokus auf die Anwendung externer Kosten

Auftraggeberin

Bundesamt für Umwelt BAFU, Ruth Freiermuth Knuchel, Jan-Aaron Klaassen, Kaspar Gägeler,

Verfasser

Philipp Bolt & Dr. Fredy Dinkel, Carbotech AG, 4052 Basel

Anzahl Seiten: 82

Interne Referenz: 233.01

Basel, 18. Dezember 2020

Impressum

Titel: Nachhaltige öffentliche Beschaffung durch die Betrachtung von Lebenszykluskosten und Umweltbelastungen

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:

Philipp Bolt und Dr. Fredy Dinkel

Projektleitung

Dr. Fredy Dinkel

Kontakt

Philipp Bolt, p.bolt@carbotech.ch

Begleitung BAFU

Geneviève Doublet (BAFU)

Jan-Aaron Klaassen (BAFU) (Projektleitung)

Josef Känzig (BAFU)

Kaspar Gäggeler (BAFU)

Laura Tschümperlin (BAFU)

Rolf Gurtner (BAFU)

Ruth Freiermuth Knuchel (BAFU)

Begleitende Expertengruppe

Andreas Stier (Armasuisse)

Christoph Flückiger (BBL)

Mathias Spicher (SECO)

Paul Eggimann (KBOB)

Philip Fankhauser (BBL)

René Etter (BS)

Saskia Giesin (BS)

Secil Helg (Post)

Simone Schmid (SBB)

Vera Kämpfen (BBL)

Werner Schnider (SBB)

Weitere Experten

Simon Martin (Weisskopf Partner)

Stefan Zweili (BIT)

Hinweis

Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Version

1.3

Datum

18. Dezember 2020

—

Dieser Bericht wurde von der Carbotech AG mit Sorgfalt erarbeitet unter Verwendung aller uns zur Verfügung stehenden, aktuellen und angemessenen Hilfsmittel und Grundlagen, dies im Rahmen der vertraglichen Abmachung mit dem Auftraggeber unter Berücksichtigung der Vereinbarung bezüglich eingesetzter Ressourcen. Die Grundlagen auf welcher dieser Bericht basiert, können ändern. Danach sind die Schlussfolgerungen nicht mehr uneingeschränkt gültig. Aus dem Inhalt dieses Berichtes hervorgehende Veröffentlichungen, welche Resultate und Schlussfolgerungen daraus nur teilweise und nicht im Sinne des Gesamtberichtes darstellen, sind nicht erlaubt. Insbesondere dürfen solche Veröffentlichungen diesen Bericht nicht als Quelle angeben oder es darf nicht anderweitig eine Verbindung mit diesem Bericht oder der Carbotech AG hergestellt werden können.

Zusammenfassung

Das revidierte Bundesgesetz über das öffentliche Beschaffungswesen (Schweizerische Eidgenossenschaft, 2020) rückt die Lebenszyklusbetrachtung von Produkten und Dienstleistungen sowie deren Nachhaltigkeit stärker ins Zentrum des Beschaffungscontrollings und Vergabeentscheidendes. Dies eröffnet die Möglichkeit, die öffentlichen Beschaffungen noch zielgerichteter auf Produkte auszurichten, die kosteneffizient sind und ökologische sowie soziale Anforderungen erfüllen. Damit wird nicht nur das Einkaufsportfolio der öffentlichen Hand nachhaltiger, sondern die veränderten Beschaffungskriterien haben auch eine wichtige Leuchtturmwirkung in die Lieferketten der öffentlichen Hand hinein und ermutigen Unternehmen der Privatwirtschaft, ihren Einkauf nach ähnlichen Ansätzen zu gestalten. All dies ist im Sinne der aktuellen Strategie zur Nachhaltigen Entwicklung der Schweiz (Schweizerischer Bundesrat, 2016).

Um diese ambitionierte Vision umzusetzen, sind Beurteilungsmethoden notwendig, welche Produkte und Dienstleistungen nach wirtschaftlichen, qualitativen, ökologischen und sozialen Kriterien bewerten können um damit die optimale Produktwahl zu eruieren. Solche Methoden müssen im Wesentlichen folgende Anforderungen erfüllen:

- Akzeptanz: Sie müssen transparent sein und auf nachvollziehbarer, wissenschaftlicher Grundlage stehen.
- Anwendbarkeit: Sie müssen auf Daten beruhen, die von der beschaffenden Stelle und den Anbietenden mit vertretbarem Aufwand bereitgestellt werden können.
- Interpretierbarkeit: Die Resultate müssen sich untereinander vergleichen lassen und verständlich sein.

In einem **Forschungsprojekt** des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) hat das Umweltberatungsbüro Carbotech zusammen mit einer Begleitgruppe bestehende Bausteine für einen solchen Beschaffungsansatz untersucht und z.T. erweitert. Ein besonderer Fokus wurde auf die Möglichkeit gelegt, mittels der Betrachtung externer Kosten die ökologische und die ökonomische Bewertung zusammenzuführen.

Als Haupterkennnis brachte das Projekt hervor, dass in der nachhaltigen Beschaffung für die Bewertung der monetären Dimension einerseits und der ökologischen Dimension andererseits heute befriedigende Grundlagen bestehen, um Produkte oder Dienstleistungen auszuwählen. Für die Bewertung gibt es akzeptierte Total Cost of Ownership-Methoden und Ökobilanzmethoden, welche zu überzeugenden Resultaten führen. Die Gesamtbewertung (Kombination von monetären und ökologischen Dimensionen) ist mit einem Gewichtungsansatz möglich, bei dem auch weitere Aspekte wie Qualität oder Eignung einbezogen werden können. Ebenfalls Potenzial hat die Methode der externen Kosten; ihre breite Verwendung ist aber noch von weiterer Forschung abhängig. Bezüglich der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit gibt es erste Ansätze, welche jedoch noch weiterentwickelt werden müssen.

Für die **Bewertung** von Produkten und Dienstleistungen nach verschiedenen Aspekten sind heute diverse Methoden vorhanden und einsetzbar. Die betriebswirtschaftliche Beurteilung über die gesamten Eigentumskosten (Total Cost of Ownership, TCO) führt zu einer deutlich umfassenderen Beurteilung von Produkten als die alleinige Betrachtung des Einkaufspreises. Sie weist auf unterschiedliche Nutzungskosten hin und ist heute v.a. in der Beschaffung von langlebigen Investitionsprojekten üblich. Die Ökobilanzierung stellt ver-

schiedene Methoden zur Verfügung (z.B. über die Methode der Ökologischen Knappheit), welche eine umfassende Beurteilung der verschiedenen Umweltauswirkungen und Produktalternativen ermöglichen. Die für die Beurteilung nötigen Daten setzen sich zusammen aus produkt-spezifischen Daten, die im Beschaffungsprozess erhoben werden müssen, sowie öffentlich verfügbaren Daten, z.B. aus Ökobilanzdatenbanken, in denen für eine Vielzahl von Produktgruppen die notwendigen Daten vorliegen. Die Erfassung der sozialen Nachhaltigkeit von Produkten ist heute v.a. qualitativ möglich; quantitative Ansätze befinden sich noch in der Entwicklungsphase, können aber auch schon heute gewisse Hilfestellungen leisten.

Um Produktalternativen direkt miteinander vergleichen zu können, müssen die verschiedenen Bewertungen zusammengeführt werden. Hierzu bietet der **Ansatz der Gewichtung** die besten Möglichkeiten, da sowohl die quantitativen Kriterien, wie TCO und LCA Resultate, wie auch die qualitativen Kriterien berücksichtigt werden können. Dabei werden die verschiedenen Kriterien z.B. auf einer Skala von 0-100 bewertet und gewichtet addiert. Daraus ergibt sich eine Schlussbewertung mit einer Punktzahl, welche die verschiedenen Kriterien beinhaltet und deren Herleitung transparent und nachvollziehbar ist. Aus Transparenzgründen muss die Gewichtung schon in der Ausschreibung festgelegt werden. Dieser Ansatz gibt den beschaffenden Stellen die Flexibilität, die Gewichtung der Kriterien zu bestimmen.

Der Ansatz der **externen Kosten** (Monetarisierung von Umweltbelastungen) bietet die folgenden zwei relevanten Qualitäten: Erstens versieht er wirtschaftliche Aktivitäten, welche Kosten auf die Umwelt und die Gesellschaft abwälzen, mit einem Preis, der diese zusätzlichen (externen) Kosten berücksichtigt. Dies ist im Interesse einer nachhaltigen und gerechten Volkswirtschaft sowie der öffentlichen Hand, die für viele dieser externen Kosten in die Verantwortung gezogen wird. Zweitens misst er die Umweltauswirkungen im ökonomischen Kontext, also dem gleichen Gerüst, in dem auch Einkaufspreise und TCO gemessen werden. Die Verknüpfung von TCO und monetarisierten Umweltkosten ist über eine Addition gleicher Einheiten durchführbar und führt grundsätzlich zu einem verständlichen Ergebnis. Werden TCO und monetarisierte Umweltkosten verknüpft, spricht man von Lebenszykluskosten bzw. Life-Cycle Cost (LCC) (gemäss ISO 20400).

Die **Herausforderungen der Methode der externen Kosten** bestehen darin, dass die wissenschaftliche Qualität der monetären Bewertung für die verschiedenen Wirkungskategorien stark variiert. Relativ gut erforscht sind die monetäre Bewertung z.B. von Klimaerwärmung, gewissen Luftschadstoffen und deren Einfluss auf Gesundheit oder materielle Schäden. Bewertungslücken und grosse Unsicherheiten bestehen aber z.B. bei der Betrachtung von Biodiversität, Gewässer- und Bodenbelastungen oder Schäden durch Schwermetalle. Zudem sind diese monetären Bewertungen Standort-spezifisch. Sie bietet aber bereits heute einen wertvollen Beitrag dazu, einen Mindestwert der Umweltkosten abzuschätzen. Dieser kann in der Gewichtungsmethode verwendet werden, um die untere Grenze des Beitrages der Umwelt zur Gewichtung zu bestimmen. Mit zusätzlichen Forschungen in der die Bewertungslücken für gewisse Auswirkungen (z.B. Biodiversität, Gewässer und Mikroplastik) geschlossen werden, könnte die Methode der externen Kosten umfassender und robuster gemacht werden. Die Erfahrungen mit der Ökobilanzierung hat gezeigt, dass die kontinuierliche Anwendung in Projekten der beste Weg ist, um eine neue Methode weiterzuentwickeln und das Vertrauen in die Methode zu stärken.

Die Erkenntnisse dieses Projekts wurden u.a. über die Betrachtung von **zwei konkreten Produktgruppen** erarbeitet: Fahrzeuge und Hemden. Dazu wurden verschiedene Bewertungsansätze für die Produkte getestet und mit diversen Ansätzen (Portfolio, Ökoeffizienz, Gewichtung, externe Kosten) zusammengefügt. Für die TCO-Berechnungen wurden etablierte Methoden verwendet, die anhand einer Kapitalwertmethode die verschiedenen Kosten über den Lebenszyklus des Produkts berücksichtigen. Die berechnete Umweltbelastung basierte auf der Methode der Ökologischen Knappheit (Frischknecht & Büsser Knöpfel, 2013). Die externen Kosten wurden über die Delft-Methode (de Bruyn et al., 2018) und eine Eigenentwicklung (Carbotech, 2019)

berechnet. Die Berechnungen zu den Produktgruppen dienen dem Test der Methoden; es lassen sich daraus für die beiden Produktgruppen aber keine abschliessende Bewertung vornehmen.

Da für die praktische Umsetzung der Methode der externen Kosten die Datenbeschaffung eine zentrale Rolle spielt, wurde auch diesem Aspekt Beachtung geschenkt, dazu Erkenntnisse gesammelt und Empfehlungen formuliert.

Als Ergebnis dieses Projektes können wir folgende **Empfehlungen** abgeben:

- Die vorgeschlagene Methode zur ökologischen (LCA) und ökonomischen (TCO) Beurteilung sowie zur Bewertung von Beschaffungsgegenständen basieren auf etablierten Grundlagen und sollten bei der Beschaffung möglichst verwendet werden.
- Die Erfahrungen bei der Anwendung von konkreten Beschaffungsfällen sollten gesammelt und ausgewertet werden. Damit kann die Methode und das Vorgehen weiterentwickelt werden sowohl bezüglich Qualität wie auch Umsetzbarkeit.
- Die Methode externe Kosten scheint vielversprechend zu sein und sollte weiterentwickelt werden. Diesbezüglich wäre es notwendig, externe Kosten für weitere Wirkungskategorien, wie z.B. Biodiversität, Gewässerbelastung, Mikroplastik, Bodenbelastung durch Schwermetalle etc., zu entwickeln.
- Zudem ist der Einbezug der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit notwendig. Entsprechend sollten die bestehenden Ansätze weiterentwickelt werden. Dies betrifft sowohl die Bewertung wie auch die verfügbaren Daten.
- Die Operationalisierung der Methode sollte anhand eines konkreten Beschaffungsbeispiels getestet und beschrieben werden. In einem weiteren Schritt könnte daraus ein Tool für die Anwendung in den Beschaffungsstellen erarbeitet werden.

Abkürzungsverzeichnis

ARA	Abwasserreinigungsanlage
As	Arsen
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BEV	Battery Electric Vehicle (Batteriebetriebenes Elektrofahrzeug)
BöB	Bundesgesetzes über das öffentliche Beschaffungswesen
Cd	Cadmium
CFC	Fluorkohlenwasserstoffe
CH ₄	Methan
CHF	Schweizer Franken
CNG	Compressed Natural Gas (Komprimiertes Erdgas)
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂ eq	Kohlendioxid Äquivalente
Cr	Chrom
EU	Europäische Union
EU-28	Bezeichnung für die 28 Länder, die im Januar 2020 zur Europäischen Union gehören
FU	Functional Unit (Funktionelle Einheit)
Hg	Quecksilber
ICE	Internal Combustion Engine (Verbrennungsmotor)
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
ISO	Internationale Organisation für Normung
KBOB	Koordinationskonferenz der Bau- und Liegenschaftsorgane der öffentlichen Bauherren
kWh	Kilowattstunde
LCA	Life-Cycle Assessment (Lebenszyklusanalyse, oder Ökobilanz)
LCC	Lebenszykluskosten (Life cycle cost)
MöK	Methode der ökologischen Knappheit
NEEDS	New Energy Externalities Developments for Sustainability, eine umfassende EU-Studie zu den externen Kosten der Energiegewinnung
NH ₃	Ammoniak
Ni	Nitrat
NMVOc	Non-methane volatile organic compound (Flüchtige Organische Verbindungen ohne Methan)
NO _x	Stickoxide
P	Phosphat
Pb	Blei
PDF	Potentially Disappeared Fraction (Spezies Verlustpotenzial)
PES	Polyesterfaserstoffe
PM ₁₀ eq	Äquivalente zu Particulate Matter (Feinstaub) mit weniger als 10 Mikrometer Durchmesser
PM _{2.5} eq	Äquivalente zu Particulate Matter (Feinstaub) mit weniger als 2.5 Mikrometer Durchmesser
PW	Personenwagen
ReCiPe	Ökobilanzierungsmethode. «ReCiPe» widerspiegelt das englische Wort für Rezept und gleichzeitig die Initialen der mitentwickelnden Organisationen der Methode.
S-LCA	Social Life Cycle Assessment (Soziale Lebenszyklusanalyse)
SO ₂	Schwefeldioxid
TCO	Total Cost of Ownership (gesamte Eigentumskosten)
TCS	Touring Club Schweiz
UBP	Umweltbelastungspunkte
UVEK	Eidgenössische Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation
VOLY	Value Of a Life Year (Wert eines Lebensjahres)

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	9
1.1 Projektmotivation	9
1.2 Zielsetzung des Projektes	10
1.3 Vorgehen	10
1.4 Beziehung zu verwandten Projekten	11
1.5 Begriffe	12
1.6 Geschlechtsneutrale Formulierung	14
2 Bewertungskriterien für Produkte in der öffentlichen Beschaffung	14
2.1 Die Rolle von Produkteigenschaften im Beschaffungsprozess	14
2.2 Nachhaltigkeitskriterien im Beschaffungsprozess	15
3 Methoden zur Bewertung von Produkten	18
3.1 Übersicht	18
3.2 Kosten zum Zeitpunkt der Beschaffung (Einkaufspreis)	18
3.3 Methode zur Berechnung der gesamten Eigentumskosten (TCO)	19
3.3.1 Funktionale Einheit und Systemgrenzen	19
3.3.2 Kapitalwertmethode	20
3.4 Methode zur Bewertung von Umweltbelastungen (Ökobilanz)	20
3.5 Methode zur Monetarisierung von Umwelteinflüssen	22
3.5.1 Motivation, Umwelteinflüsse in monetären Einheiten auszudrücken	22
3.5.2 Methodische Grundlagen	23
3.5.3 Delft-Methode	25
3.5.4 Bewertungsansatz Carbotech ₂₀₁₉ basierend auf UBP	28
3.5.5 Vergleich der Kostensätze	29
3.6 Qualitätsmerkmale	30
3.7 Exkurs: Methode zur Bewertung von sozialen Einflüssen	30
3.8 Zusammenführen der Elemente	31
3.8.1 Portfolio	31
3.8.2 Ökoeffizienz	32
3.8.3 Gewichtung	33
3.8.4 Ansatz der externen Kosten	33
3.8.5 Zusammenfassung	34
4 Datenbedarf und Datenbeschaffung	34
4.1 Welche Daten sind relevant?	35
4.2 Wie kommt man an diese Daten?	35
4.3 Datenqualität und Einfluss auf die Ergebnisse	36
5 Berechnungen am Beispiel Fahrzeuge	36
5.1 Funktionale Einheit und Systemgrenzen	36
5.2 Datengrundlage	37
5.2.1 Daten zu monetären Kosten	38
5.2.2 Daten zu Umweltauswirkungen	41
5.2.3 Daten, die nicht berücksichtigt wurden	41

5.3	Berechnungen und Resultate Fahrzeuge	41
5.3.1	Einkaufspreis	41
5.3.2	Gesamte Eigentumskosten (TCO)	42
5.3.3	Umweltbelastung (LCA)	43
5.3.4	Externe Kosten (Monetarisierung)	44
5.3.5	Zusammenführen und Resultate	46
5.4	Auswirkung auf die Beschaffung	51
6	Berechnung am Beispiel Textilien	53
6.1	Funktionale Einheit und Systemgrenzen	53
6.2	Datengrundlage	54
6.2.1	Daten zu monetären Kosten	54
6.2.2	Daten zu Umweltauswirkungen	55
6.2.3	Daten, die nicht berücksichtigt wurden	56
6.3	Berechnungen und Resultate Textilien	56
6.3.1	Einkaufspreis	56
6.3.2	Gesamte Eigentumskosten (TCO)	57
6.3.3	Umweltbelastung (LCA)	58
6.3.4	Externe Kosten (Monetarisierung)	58
6.3.5	Zusammenführen und Resultate	60
6.4	Auswirkung auf die Beschaffung	65
7	Erkenntnisse und Möglichkeiten zur breiteren Anwendung in der Beschaffung (Skalierbarkeit)	67
7.1	Anwenden von Methoden der Lebenszyklusbetrachtung	67
7.2	Relevante Produktgruppen für eine Betrachtung der TCO und der Umweltbelastung	69
7.3	Voraussetzungen, um Lebenszyklusbewertungen in den Beschaffungsalldag einzuführen	70
8	Empfehlung für weiteres Vorgehen	71

1 Einleitung

Die Beschleunigung der klimatischen Veränderungen, die zunehmende Annäherung und teilweise bereits Überschreitung der planetaren Grenzen (Rockström et al., 2009) macht es notwendig, dass Akteure aus Wirtschaft, Gesellschaft und Politik Massnahmen zur Eindämmung dieser Problemfelder ergreifen. Der Bundesrat verfolgt in seiner aktuellen Strategie zur Nachhaltigen Entwicklung der Schweiz (Schweizerischer Bundesrat, 2016) entsprechende Ziele. Die öffentliche Beschaffung stellt dabei ein konkretes Aktionsfeld dar, in dem der Bund, die Kantone und die regierungsnahen Unternehmen bedeutenden Einfluss auf Produktions- und Konsumverhältnisse nehmen können. Diese Verantwortung wurde unter anderem in der Revision des Bundesgesetzes über das öffentliche Beschaffungswesen (BöB) wahrgenommen. Diese Revision bildet die Grundlage für dieses Projekt.

1.1 Projektmotivation

Das revidierte Bundesgesetz über das öffentliche Beschaffungswesen (Schweizerische Eidgenossenschaft, 2020) rückt das Thema Lebenszyklusbetrachtung von Produkten stärker ins Zentrum des Beschaffungscontrollings und des Vergabeentscheides. Einerseits sollen die monetären Kosten über den Einkaufspreis hinaus, also Kosten für Betrieb, Rückbau und Entsorgung des Produktes sowie die monetarisierbaren Kosten der umwelt- oder sozialbezogenen externen Effekte berücksichtigt werden (Lebenszykluskosten). Andererseits sollen Wege gefunden werden, um auch die Umweltbelastungen oder sozialen Aspekte aus diesem gesamten Lebenszyklus stärker zu berücksichtigen. Die Anpassung der Zulassungs- und Vergabekriterien würde eine bessere Beurteilung der Wirtschaftlichkeit verschiedener Produktalternativen über die ganze Lebensdauer ermöglichen. Der mögliche Einbezug von ökologischen und sozialen Kriterien und die Wahl nachhaltiger Produkte in der Beschaffung unterstützt direkt die Strategie des Bundesrates zur Nachhaltigen Entwicklung der Schweiz (Schweizerischer Bundesrat, 2016).

Die Entscheidungskriterien Lebenszykluskosten und Umweltbelastung/soziale Belastung können nur erfolgreich in die öffentliche Beschaffung integriert werden, wenn sie mit verhältnismässigem Aufwand erhoben, verifiziert und bewertet werden können. Zudem müssen sie eine relevante Rolle für die Auswahl des besten Produktes spielen. Diese Anforderungen an den Datenbedarf und die Bewertungsmethoden werden in diesem Projekt untersucht und die Auswirkungen auf die Produktwahl ermittelt.

Künftige Beschaffungsentscheide unter Berücksichtigung dieser erweiterten Kriterien zu fällen, hätte Auswirkungen weit über die Erfüllung des neuen BöB hinaus. Die Entwicklung einer entsprechenden Methode könnte Leuchtturmcharakter haben und würde es weiteren Beschaffenden ermöglichen, künftig bessere und nachhaltigere Einkaufsentscheide zu fällen. Zulieferer erhalten neue Möglichkeiten, sich zu differenzieren, und zwar nach Kriterien, welche die Produkte nachhaltiger machen werden. Schweizer Firmen, welche sich diese Vergabekriterien ausrichten, könnten auch beim Export ins Ausland Vorteile haben, falls solche Kriterien zukünftig stärker gefordert werden. Teilweise könnten damit auch steigende Produktionskosten einhergehen, wodurch ein Nachteil im Wettbewerb entstehen könnte..

Methodisch ergeben sich bei der Berücksichtigung von Umweltkosten in der öffentlichen Beschaffung zahlreiche Gemeinsamkeiten mit anderen Anwendungsfeldern wie z.B. Impact Valuation von Unternehmensaktivitäten, d.h. die Messung ihrer Auswirkung auf Umwelt und Gesellschaft, Schätzung der Cost of Inaction in

verschiedenen Politik- und Umweltbereichen oder generell die Schätzung der externen Kosten verschiedener Aktivitäten. Im Fokus stehen dabei immer Werte, die wichtig für Wirtschaft und Gesellschaft sind, aber keinen Marktpreis haben (z.B. Wert der Biodiversität). Die Weiterentwicklung der Bewertungsmethoden in diesem Projekt können längerfristig also auch von Nutzen für weitere Anwendungen sein.

1.2 Zielsetzung des Projektes

In diesem Projekt wurde anhand von zwei konkreten Produktgruppen, Fahrzeuge und Textilien, die Anwendung des Lebenszyklusgedankens und die Beachtung von ökologischen Kriterien in der Beschaffung der öffentlichen Hand getestet. Dieser Test hatte zum Ziel, Antworten auf folgende Fragen zu liefern:

- Wie können Lebenszykluskosten und die Umweltauswirkungen von Produkten berechnet werden? Siehe dazu Kapitel 3.3 und 3.4.
- Welche zusätzlichen Anstrengungen sind nötig, um diese Informationen zu beschaffen und zu verarbeiten, auf Seiten der Anbietenden und der beschaffenden Stelle? Siehe dazu Kapitel 4 und 7.3.
- Wie kann die Umweltauswirkung, die traditionellerweise nicht in monetären Einheiten ausgedrückt wird, mit den gesamten Eigentumskosten kombiniert werden? Siehe dazu Kapitel 3.5.
- Welchen Einfluss haben diese neuen Kriterien auf die Auswahl der Produkte? Siehe dazu Kapitel 5.4 und 6.4.
- Wie können diese Ansätze auf die Beschaffung der öffentlichen Hand generell angewendet werden (Skalierung)? Siehe dazu Kapitel 7.

Die Beantwortung dieser Fragen soll die Grundlage liefern, ob und wie eine offizielle Methode zur Berücksichtigung von Lebenszykluskriterien unter Berücksichtigung der Umweltbelastung geschaffen werden kann. Eine solche offizielle, funktionierende Methode würde zu nachhaltigeren und damit zukunftsfähigen Entscheidungen im Beschaffungswesen führen; besser für die öffentliche Hand, besser für die Umwelt, besser für die Gesellschaft.

Um die Erkenntnisse und Ergebnisse aussagekräftiger zu machen, sei hier auch aufgeführt, welche Ziele im Rahmen dieses Projektes *nicht* verfolgt werden konnten:

- Die Studie hatte nicht den Anspruch, Entscheide in einem realen Beschaffungsfall herbeizuführen. Obwohl es sich um potenziell reale Produkte handelt, wurde keine detaillierte Bedarfsanalyse durchgeführt. Die Ökobilanzierung der Produkte wurde sorgfältig durchgeführt, aber keinem externen Review unterzogen.
- Beschaffungsrechtliche Aspekte wurden nicht erörtert.
- Die Berücksichtigung von sozialen Kriterien wurde in der Begleitgruppe diskutiert, aber schlussendlich wieder verworfen, da sie zu viele Projektressourcen in Anspruch genommen hätten.
- Die Erarbeitung eines Tools war nicht Teil des Pflichtenheftes. Ein Schwesterprojekt (Energie-Vorbild, eine Initiative des Bundes) beschäftigt sich bereits mit der Erstellung eines Excel-basierten Life Cycle Cost (LCC)-Tools für die Anwendung in verschiedenen Bundesämtern.

1.3 Vorgehen

Der Projektablauf wird hier nur kurz umrissen; die detaillierten Arbeitsschritte ergeben sich aus der Beschreibung der Arbeiten und Resultate in den nachfolgenden Kapiteln.

Zum Beginn der Studie wurden die Ziele und Meilensteine, die zu betrachtenden Produktgruppen sowie die zur Verfügung stehenden Informationen in einem Kick-Off Meeting mit der Begleitgruppe festgelegt. Die beiden Produktgruppen Fahrzeuge und Textilien wurden gewählt, weil sie für die Begleitgruppe von Interesse sind und weil die Datengrundlage als vielversprechend bewertet wurde. Zudem fand ein konstruktiver Austausch mit den Arbeitsgruppen verwandter LCC-Projekte, insbesondere des LCC Projekts Energie-Vorbild sowie mit Stefan Zweili (Bundesamt für Informatik und Telekommunikation (BIT)) statt.

In der Folge erarbeitete das Team der Carbotech die Datengrundlage für das Projekt. Dabei stützte sich Carbotech auf Inputs der Begleitgruppe, auf bestehende Datensätze aus der Ökobilanzierung und auf eigene Recherchen. Die Daten wurden von der Carbotech auf ihre Plausibilität hin geprüft und bewertet.

Die Berechnungen der TCO, der Umweltbelastung und der Monetarisierung der Umweltbelastung erfolgten anhand der später beschriebenen Methoden. Die Resultate dieser Berechnungen wurden dann über verschiedene Ansätze (z.B. Gewichtung, Ökoeffizienz) miteinander in Verbindung gebracht, um eine Auswahl des bevorzugten Produktes zu ermöglichen. Mittels Sensitivitätsanalysen wurde getestet, inwieweit die getroffenen Annahmen und die zugrundeliegenden Daten die Wahl des Produktes beeinflussen. Erste Resultate wurden während des Projektes mit der Begleitgruppe diskutiert und ihre Rückmeldungen in die weiterführenden Arbeiten integriert.

In der letzten Phase wurden Empfehlungen erarbeitet, inwieweit die untersuchten Ansätze auf die Beschaffung insgesamt angewendet werden könnten und wo die Grenzen zu ziehen sind.

1.4 Beziehung zu verwandten Projekten

Dieses Projekt ist nicht das Erste, welches sich mit den Lebenszykluskosten und Umweltexternalitäten beschäftigt. Diverse andere, verwandte Analysen wurden in den letzten Jahren durchgeführt und haben wichtige Erkenntnisse geliefert, welche in diese Arbeit eingeflossen sind. Im Rahmen dieses Projektes wurden die verschiedenen Ansätze evaluiert und teilweise weiterentwickelt, mit dem Ziel, die Basis dafür zu schaffen, die Nachhaltigkeitsanforderungen des BöB umzusetzen. Insbesondere wurden die verschiedenen Ansätze aber an zwei spezifischen Beispielen angewendet, um die Vor- und Nachteile besser herauszuarbeiten und die Auswirkungen auf die Beschaffung zu verstehen.

Projekte zu TCO

Die Analyse der gesamten Eigentumskosten ist bei Investitionsprojekten schon lange gängige Praxis, zum Beispiel bei Bauprojekten, bei der Anlagenbeschaffung oder auch bei der Anschaffung von Heizsystemen. Auch in der Beschaffung durch die öffentliche Hand ist der Lebenszyklusgedanke integriert, zum Beispiel in der Richtlinie der Europäischen Union (EU) 2014/24/EU (European Commission, 2014), welche detaillierte Überlegungen zur Anwendung der Lebenszyklusmethode enthält.

In einem Projekt von Energie-Vorbild werden zurzeit LCC-Tools für Produkte mit relevantem Energieverbrauch erstellt; zunächst stehen die Tools für die Produktgruppen Heizungen, ICT und Personenwagen zur Verfügung. Darin werden TCO über den ganzen Lebenszyklus betrachtet und auch eine Monetarisierung der Umweltbelastung im Bereich Klimaerwärmung (CO₂-Äquivalente) vorgenommen. Die Erkenntnisse aus diesem Projekt sind in unsere Arbeiten eingeflossen, wobei unsere Methoden über die Berücksichtigung der Klimaauswirkungen hinausgeht, diese jedoch auch berücksichtigt. Zukünftige Synergien sind insbesondere in der Zusammenführung ihres Tools mit unseren Methoden zu erwarten.

Das Projektteam hatte auch die Möglichkeit, ausführlich mit Stefan Zweili vom Bundesamt für Informatik und Telekommunikation (BIT) zu sprechen, der ein sehr weit entwickeltes LCC-Modell zur Bewertung von Laptops entwickelt hat. Er benutzt dieses Tool in seiner eigenen Arbeit zur Beschaffung der Laptops für die Bundesverwaltung. Empfehlungen aus seinen Erfahrungen wurden ebenfalls in diesem Projekt aufgenommen.

Projekte zu Umweltbelastung und externe Kosten

Die Anwendung von Ökobilanzierungsmethoden sind soweit fortgeschritten und verbreitet, dass sie hier nicht speziell beschrieben werden. Vertiefende Informationen zu Ökobilanzen und Lebenszyklusanalysen finden sich in den beiden ISO-Normen 14040 (2006) resp. 14044 (2006) und die Methode der Ökologischen Knappheit ist in der Publikation von (Frischknecht & Büsser Knöpfel, 2013) vertieft beschrieben.

Die Umweltexternalitäten der Energiegewinnung und des Verkehrs wurden in der Schweiz schon mehrfach analysiert und bewertet (Bieler et al., 2019; Ecoplan & Infrac, 2014; Fiedler et al., 2015; INFRAS et al., 1996; Kägi et al., 2015; Ledergerber & Ott, 1994; Ott et al., 2005). Der Fokus liegt bei den meisten Untersuchungen auf Luftschadstoffen sowie beim Verkehr auf den Auswirkungen von Unfällen, Lärmbelastung und Landverbrauch. Das Ziel dieser Studien war allerdings nicht, eine Methode zu entwickeln, die auf andere Produkte oder Sektoren angewendet werden könnte.

Ein Team von CE Delft in den Niederlanden hat über die letzten Jahre eine Methode entwickelt, um Umweltauswirkungen monetär zu bewerten (de Bruyn et al., 2010, 2018). Diese Methode ist vergleichbar mit dem Bewertungsansatz Carbotech₂₀₁₉ und wird im Kapitel 3.5.3 detailliert besprochen. Ein wesentlicher Unterschied zu unserem Ansatz ist, dass die Delft-Methode für die Niederlande entwickelt wurde und auf dortige Verhältnisse abgestimmt ist.

1.5 Begriffe

Viele Begriffe im Zusammenhang mit der Lebenszyklusanalyse und den Umweltexternalitäten werden sehr unterschiedlich benutzt und variieren auch von Sprache zu Sprache. Um die Diskussion zu erleichtern, werden einige verwendete Begriffe hier definiert. Die Definitionen erfolgen in starker Anlehnung an die ISO-Norm für die nachhaltige Beschaffung (ISO, 2017).

Einkaufspreis (Purchasing price; Prix d'achat)

Der Einkaufspreis ist der zwischen Verkäuferin und Käuferin verhandelte Übernahmepreis nach Rabatten, Transport- und Zollkosten etc. in Schweizer Franken. In vielen Fällen werden dem Einkaufspreis auch direkt beim Kauf anfallende zusätzliche Kosten zugeordnet, wie zum Beispiel Zulassungskosten von Automobilen.

Externe Effekte / Externe Kosten (Externalities; Externalités)

Effekte werden als extern bezeichnet, wenn sie von den Marktteilnehmern bei ihren Entscheidungen nicht berücksichtigt werden. Dies kann geschehen, weil ihnen diese Effekte nicht bekannt sind, oder weil sie sich um diese Effekte nicht zu kümmern haben. Die durch diese Effekte entstandenen Kosten sind externe Kosten. So sind zum Beispiel die Belastungen durch Luftschadstoffe oder Lärm externe Effekte des Strassenverkehrs, wenn die Autofahrerinnen keinen Preis dafür bezahlen müssen. In diesem Falle «bezahlen» v.a. die Anwohnerinnen von Strassen für die höhere Verschmutzung und die Lärmbelastung. Investiert nun der Bund oder der Kanton in Lärmschutzwände und finanziert sie über eine Verkehrsabgabe, werden ein Teil dieser Kosten

«internalisiert», die Verkehrsteilnehmenden bezahlen also die Vermeidung der von ihnen verursachten Effekte. Auch andere Markt- oder Regulierungsansätze können einen Teil der sonst externen Kosten wirksam internalisieren.

Funktionale Einheit (Functional Unit, FU; Unité fonctionnelle)

Bei Vergleichen von Produkten ist es entscheidend, das Gleiche mit Gleichem verglichen wird. In dieser Studie wird dazu der in der Ökobilanzierung gebräuchliche Begriff der Funktionalen Einheit verwendet. Die Funktionale Einheit beschreibt den Nutzen aus einem Produkt, der verglichen werden soll. Das klassische Beispiel ist der Vergleich des elektrischen Händetrockners mit den Papierhandtüchern. Einen Händetrockner direkt mit einem Papierhandtuch zu vergleichen macht wenig Sinn; stattdessen muss der Vergleich auf den gleichwertigen Nutzen fokussiert werden, nämlich ein Paar trockene Hände. Die Kosten oder Umweltauswirkungen pro Paar trockene Hände lassen sich dann für die unterschiedlichen Produkte erheben und vergleichen.

Gesamte Eigentumskosten (Total Cost of Ownership, TCO; Coût total de possession)

Die gesamten Eigentumskosten beziehen sich auf die monetären Kosten, die für die Besitzerin über den gesamten Lebenszyklus anfallen. Dazu gehören insbesondere der Einkaufspreis¹, die Nutzungskosten (z.B. Kosten für Elektrizität, Benzin), die Unterhaltskosten (z.B. Reparaturen, Reinigung) und die von der Besitzerin zu bezahlenden Entsorgungskosten. Wird das Produkt vor Ende seiner Lebensdauer weiterverkauft, so reduziert dieser Verkaufspreis die gesamten Eigentumskosten. Die gesamten Eigentumskosten fallen tatsächlich für die Besitzerin an (im Gegensatz zu den Lebenszykluskosten, welche externe Kosten enthalten).

Da gewisse Kosten in der Zukunft anfallen werden, sind sie mit zum Teil beachtlicher Unsicherheit verbunden. Nicht-monetäre Kosten wie Umweltkosten werden bei den TCO per Definition nicht beachtet.

Lebenszyklus (Life cycle; Cycle de vie)

Der Lebenszyklus eines Produkts bezeichnet den gesamten « Lebensweg » eines Produktes über verschiedene Phasen hinweg. Die erste Phase ist dabei meistens die Rohstoffgewinnung², während die letzte Phase die Verwertung oder Entsorgung darstellt. In der Ökobilanzierung nennt man diesen Lebensweg auch «von der Wiege bis zur Bahre» (im Englischen «cradle to grave»). In dieser Studie werden die folgenden sechs Phasen zum Lebenszyklus gezählt:

- Rohstoffgewinnung
- Herstellung
- Transporte in der Lieferkette und Transporte des Endproduktes zum Übergabeort
- Anschaffungskosten (hauptsächlich der Einkaufspreis; Transaktionskosten können mit einbezogen werden)
- Betrieb / Nutzung (inkl. Installation, Wartung),
- Recycling / Entsorgung

Diese Phasen wurden auch in gewissen anderen Projekten des BAFU verwendet, zum Beispiel das Projekt zur Relevanzmatrix (Faist & Schlierenzauer, 2019).

Lebenszykluskosten (Life cycle costs, LCC; Coûts du cycle de vie)

¹ Zum Teil werden auch die Anschaffungs- bzw. Transaktionskosten berücksichtigt, d.h. die Kosten der Ausschreibung und Überprüfung der Angebote. Dagegen werden die Herstellungskosten nie berücksichtigt, da sie sich im Einkaufspreis manifestieren.

² Die Lebenszyklusbetrachtung aus der Perspektive des Herstellers fängt meistens bereits mit der Entwicklungsphase des Produktes an

Die Lebenszykluskosten sind die Erweiterung der gesamten Eigentumskosten um die monetarisierbaren Kosten der umwelt- oder sozialbezogenen externen Effekte, die ein Produkt über seinen Lebenszyklus generiert und noch nicht über andere Regulierungen internalisiert werden. Da es sich um externe Effekte handelt, fallen diese Kosten nicht für die Besitzerin an, sondern für andere Marktteilnehmende oder die Gesellschaft als Ganzes. Weitere Details zur Umwandlung externer Effekte in monetäre Kosten werden im Kapitel 3.5 diskutiert.

Es ist darauf hinzuweisen, dass gerade im englischen Sprachgebrauch die Konzepte LCC und TCO häufig synonym verwendet werden (d.h. keine externen Effekte berücksichtigen). Das hat u.a. damit zu tun, dass LCC schon ein gängiger Begriff war, bevor externe Effekte von Umweltauswirkungen in Kaufentscheiden berücksichtigt wurden (Gluch & Baumann, 2004).

Monetarisierung (Monetisation; Monétisation)

Monetarisierung meint in dieser Studie, Schädigungen der Umwelt oder gesellschaftlicher Akteure in monetären Einheiten (Schweizer Franken) auszudrücken. Der Ansatz hat Vor- und Nachteile, die im Kapitel 3.5 beschrieben werden.

1.6 Geschlechtsneutrale Formulierung

Aus Gründen der einfacheren Lesbarkeit wird auf die geschlechtsneutrale Differenzierung, z.B. Benutzer/innen, verzichtet. Entsprechende Begriffe gelten im Sinne der Gleichbehandlung grundsätzlich für beide Geschlechter.

2 Bewertungskriterien für Produkte in der öffentlichen Beschaffung

Der Fokus dieser Studie liegt auf der kosten-optimierten und nachhaltigen Beschaffung von Produkten. Der Bedarf an einem Produkt wird dabei als gegeben betrachtet³. In diesem Kapitel beschreiben wir, wo Produkteigenschaften im Beschaffungsprozess eine Rolle spielen und wo sie die Beschaffung in eine möglichst nachhaltige Richtung lenken können. Es wird diskutiert, welchen Mindestanforderungen die Produkteigenschaften (als Kriterien) genügen müssen, um rechtlich⁴ und praktisch anwendbar zu sein.

2.1 Die Rolle von Produkteigenschaften im Beschaffungsprozess

Die Grundsätze des Beschaffungsprozesses der öffentlichen Hand sind in der Schweiz geregelt und dokumentiert (Bundesverwaltung, 2016a, 2017). Die Hauptphasen der öffentlichen Beschaffung sind die Voranalyse

³ In der nachhaltigen Beschaffung ist aber auch die vorgelagerte Frage, ob ein Produkt überhaupt beschafft werden soll, relevant. Dieser Aspekt ist nicht Teil dieser Studie.

⁴ Dabei werden die für die in der Anwendung notwendigen methodischen Kriterien diskutiert, eine vollständige Beurteilung der Anwendbarkeit aus rechtlicher Sicht, bleibt einer juristischen Arbeit oder einem Gutachten vorbehalten.

(inkl. Bedarfsanalyse, Vorabklärungen, Marktanalyse, Verfahrenswahl), die Ausschreibung, die Evaluation und Zuschlagserteilung, sowie die Abwicklung der Übergabe des Produktes⁵. Mit der Übergabe des Produktes endet der Beschaffungsprozess und die beschaffende Stelle übernimmt die Verantwortung für das Produkt. Daran anschliessend kann ein Monitoring der Beschaffung oder ein Beschaffungscontrolling ansetzen, was anhand von Lebenszykluskostenbetrachtungen im Nachhinein prüft, ob die gesetzten Ziele erreicht wurden.

Produkteigenschaften spielen bei mehreren Punkten zwischen Bedarfsanalyse und Übergabe eine entscheidende Rolle. So werden zum Beispiel in der Bedarfsanalyse die wichtigen Produkteigenschaften festgelegt; in der Ausschreibung wird definiert, welche Produkteigenschaften ein Anbieter beschreiben muss; und in der Evaluation werden die Eigenschaften bewertet, um eine Wahl zu treffen. TCO-, LCA- und externe Kosten-Analysen können als Methoden in diesen Phasen angewendet werden. Eine detailliertere Übersicht über diese Zusammenhänge ist in Tabelle 1 (nächste Seite) gegeben.

Die Beurteilung von Produkten kann sich untergliedern in die Bewertung der Produktgruppe (z.B. Antriebs-typ bei Fahrzeugen, Materialtyp bei Hemden), bevor dann aus der bevorzugten Produktgruppe ein konkretes Produkt (z.B. ein bestimmtes Fahrzeugmodell) ausgewählt wird. Die Anforderungen an die Daten sind dabei meist unterschiedlich: die Wahl des konkreten Produktes bedarf häufig sehr genauer Daten mit geringer Unsicherheit, um eine aussagekräftige Wahl zwischen bereits ähnlichen Produkten treffen zu können. Bei der Wahl der Produktgruppe genügt in vielen Fällen ein geringerer Detailgrad.

2.2 Nachhaltigkeitskriterien im Beschaffungsprozess

Die Einführung von Nachhaltigkeitskriterien im Beschaffungsprozess ist eine logische Folge der Nachhaltigkeitsstrategie des Bundes (siehe auch Kapitel 1.1 Projektmotivation). Erfahrungen in anderen Ländern haben aber gezeigt, dass der Weg von dieser Zieldefinition bis zur erfolgreichen, praktischen Umsetzung schwierig und lang sein kann.

Die Einführung von Nachhaltigkeitskriterien macht den Beschaffungsprozess in mancher Hinsicht komplizierter und kostenintensiver. Die Analyse einiger Dutzend Beschaffungsfälle in Norwegen (Igarashi et al., 2015) hat gezeigt, dass Umweltkriterien meistens so eingesetzt werden, dass sie die bestehenden Bewertungskriterien Preis und Qualität möglichst wenig berühren. Insbesondere wurden Umweltthemen als Zulassungskriterien definiert, in bestehende Kriterien eingebaut oder komplett ignoriert. Nur in ganz wenigen Fällen wurden Umweltkriterien beim Auswahlprozess eingesetzt. War dies der Fall, dann wurden diese Themen nie höher als 20% gewichtet, häufig sogar noch viel tiefer.

Die beschaffenden Stellen sind oft nicht vertraut mit Nachhaltigkeitsaspekten und die Nachhaltigkeitskriterien sind selbst für Experten schwierig zu definieren und noch schwieriger zu messen und kontrollieren. Zudem bestand bisher häufig nicht genügend Druck, solche Kriterien überhaupt einzubeziehen. Eine geringe Gewichtung dieser Aspekte würdigt den Zusatzaufwand aller Beteiligten aber ebenso wenig. Ebenso eine Herausforderung ist die Schwierigkeit, den Nutzen nachhaltiger Produkte sichtbar zu machen (im Gegensatz dazu ist Erfolg in einer rein monetären Betrachtung relativ einfach zu vermitteln). Zusätzliche Komplexität ist in jedem Fall ein mögliches Hindernis, das vermieden werden sollte.

Die Einführung von monetisierten Umweltkosten kann einige dieser Herausforderungen grundsätzlich vermindern, führt aber neue ein. Die Definition von Umweltkriterien muss produkt-spezifisch erarbeitet werden,

⁵ Produkt im weitesten Sinne inklusive Bauwerke oder Dienstleistungen

um die nötigen Modelle zu erarbeiten. Diese Arbeit wird also von der Beschaffungsstelle zu den Entwicklern des Modells (z.B. das BAFU oder ein Umweltbüro) verschoben und bei den Entwicklern handelt es sich hierbei in der Regel um bundesexterne Experten. Wenn Umweltschäden in Geldeinheiten ausgedrückt werden, ist der Vergleich mit den monetären Kosten viel einfacher und nimmt den Beschaffenden diesen Schritt ab. Andererseits nimmt die Komplexität des Bewertungsprozesses insgesamt auf jeden Fall zu und wird weniger transparent, weil die Monetisierung von Umweltschäden kompliziert, von zahlreichen Annahmen geprägt und dadurch mit Unsicherheiten verbunden. Weil die Methode wissenschaftlich ist, ist sie transparent und nachvollziehbar. Trotzdem können die Unsicherheiten dazu führen, dass die Akzeptanz gering ist (Brannigan et al., 2014, p. 175).

Der Erfolg von Nachhaltigkeitskriterien im Beschaffungsprozess hängt stark davon ab, die praktische Umsetzung für die Beschaffenden möglichst einfach und verständlich zu gestalten sowie den Aufwand mittels erkennbarer Resultate zu rechtfertigen.

Tabelle 1: Produkteigenschaften im Beschaffungsprozess (Bundesverwaltung, 2016a, 2016b, 2017)

Beschaffungsphase	Teilschritt (Auswahl)	Kurzbeschreibung	Möglichkeiten, die Beschaffung nachhaltig zu gestalten	Rolle von TCO-, LCA- und externe Kosten Methode
Voranalyse	Bedarfsanalyse	Die beschaffende Stelle definiert ihren Bedarf und die Anforderungen an den Beschaffungsgegenstand	Präzise Bedarfsabschätzung verhindert Überkonsum	Die Methoden erlauben, Vorhersagen über die Kosten und die Umweltbelastung des zu beschaffenden Produktes bzw. die Produktgruppe zu machen.
	Marktanalyse	Die beschaffende Stelle recherchiert mögliche Lösungen um ihren Bedarf abzudecken	Identifiziert nachhaltige Produktgruppen (z.B. ein bestimmter Antriebstyp für Fahrzeuge) und fokussiert damit die Ausschreibung auf bestimmte Produktgruppen	Abschätzung von zu erwartenden Belastungen für verschiedene Produktoptionen. Evaluation welche Produktgruppe beschafft werden soll.
Ausschreibung	Eignungskriterien (Zulassungskriterien)	Beschreiben die Mindestanforderungen an Anbieter, welche zwingend erfüllt sein müssen, um überhaupt ein Angebot einreichen zu können.	Verlangen von international anerkannten Zertifikaten und Standards	Die Methoden erlauben, Umwelt- und ökonomische Kriterien zu bewerten.
	Technische Spezifikationen	Beschreiben die Produkteigenschaften, die zwingend erfüllt sein müssen, um überhaupt zur Evaluation zugelassen zu werden.	Ggf. in einer Vorevaluation ermitteln, was notwendig ist und ev. welche Art von Produkten beschafft werden soll.	-
	Zuschlagskriterien	Kriterien, nach denen die Produkte evaluiert und ausgewählt werden	Evaluieren und gewichten von betriebswirtschaftlichen und umwelt-technischen Kriterien.	Die Methoden erlauben, die Angebote nach Umwelt- und ökonomischen Kriterien zu bewerten.
Evaluation und Zuschlagserteilung	Bewerten	Bewerten der erhaltenen Offerten nach den zuvor festgelegten Kriterien	In diesem Schritt werden keine neuen Elemente eingeführt, sondern die zuvor festgelegten Kriterien verwendet	Die Methoden erlauben, die erhaltenen Offerten nach ihren Kosten und der Umweltbelastung zu bewerten. Allerdings sind die Anforderungen an die Datenqualität höher als in der Voranalyse, um Produkte innerhalb einer Produktgruppe zu vergleichen
Monitoring	Einhalten der Vorschriften	Die Fachstelle Beschaffungscontrolling stellt während dem Beschaffungsprozess die Ordnungsmässigkeit sicher.	-	-
	Überprüfung Zielerreichung	Möglichkeit, die Zielerreichung zu prüfen und Rückmeldungen in den Beschaffungsprozess zu geben	Identifiziert Verbesserungspotenzial, um die Prozesse und Kriterien besser auf eine nachhaltige Beschaffung auszurichten	-

3 Methoden zur Bewertung von Produkten

3.1 Übersicht

In diesem Kapitel werden verschiedene Methoden zur Bewertung von Produkten beschrieben. Der Fokus liegt nur auf der monetären Bewertung und der Bewertung der Umweltbelastung. Es könnten aber natürlich auch noch weitere Themengebiete in die Entscheidung einfließen, wie z.B. eine Bewertung der Qualität oder der Ästhetik der Produkte. Die Durchführung der Bewertung anhand der konkreten Fallbeispielen erfolgt dann in den Kapiteln 5 (für Fahrzeuge) und 6 (für Textilien).

Die häufigste monetäre Bewertung erfolgt über den Einkaufspreis (Kapitel 3.2). Möchte man die zusätzlichen Entscheidungskriterien der gesamten Eigentumskosten und der Umweltbelastung verwenden, müssen entsprechende Bewertungsmethoden angewendet werden. Für die gesamten Eigentumskosten bieten sich dazu Total Cost of Ownership (TCO) Methoden (Kapitel 3.3) an, die in der Theorie und der Praxis schon weit entwickelt sind. Für die Bewertung der Umweltbelastung kann die sehr gut etablierte Methode der klassischen Ökobilanzierung (Kapitel 3.4) verwendet werden, da diese heute die umfassendste Methode ist, um Umweltauswirkungen über den gesamten Lebensweg zu erfassen und zu bewerten. Es bietet sich hier aber auch an, erweiterte Ökobilanzmethoden zur Monetarisierung der Umwelteinflüsse anzuwenden (Kapitel 3.5). Diese Methoden sind noch wenig bekannt, führen aber zu vielversprechenden Resultaten, da monetäre Größen allgemein verstanden werden. In Kapitel 3.6 wird das Konzept der Qualitätsmerkmale kurz erörtert.

Für eine umfassende Nachhaltigkeitsbewertung müssten auch soziale Kriterien berücksichtigt werden. Dies war jedoch nicht Inhalt dieses Projektes. Als Exkurs wird im Kapitel 3.7 das Entscheidungskriterium der sozialen Bewertung kurz andiskutiert.

Kapitel 3.8 befasst sich schliesslich mit der Frage, wie monetäre Bewertungen und Bewertungen von Umweltbelastungen zusammengeführt werden können, um eine ganzheitlichere Betrachtung zu ermöglichen. Dazu gibt es verschiedene Ansätze, die einen grossen Einfluss auf die Ergebnisse haben können.

Für die Anwendung dieser Methoden ist eine qualitativ hochstehende Datengrundlage unausweichlich. Dabei ist zu unterscheiden zwischen spezifischen Daten der zu evaluierenden Produkte oder Dienstleistungen, welche von der Beschaffungsstelle abgefragt und von den Produkthanbietenden bereitgestellt werden müssen, und den allgemeinen Hintergrunddaten, wie z.B. Daten zur Bereitstellung von Energieträgern, Herstellung von Rohstoffen und Grundmaterialien, welche soweit möglich aus bestehenden Datenbanken und früheren Studien entnommen werden können. Dabei muss die richtige Balance gefunden werden zwischen dem Bedürfnis nach möglichst spezifischen und umfassenden Daten und der Höhe des Aufwandes für die Anbieter. Dieser Thematik widmet sich dann das Kapitel 4.

3.2 Kosten zum Zeitpunkt der Beschaffung (Einkaufspreis)

Der Einkaufspreis als vereinbarter Einkaufspreis zwischen Verkäuferin und Käuferin stellt für die Käuferin die Kosten dar, die ungefähr zum Zeitpunkt der Besitznahme anfallen. Diese Kosten sind einfach zu erheben und bei einfachen Produkten mit geringer Unsicherheit verbunden. Bei Systembeschaffungen oder langjäh-

rigen Projekten kann aber bereits der Einkaufspreis mit grossen Unsicherheiten verbunden sein. Der Einkaufspreis verursacht tendenziell auch den Hauptteil der Kosten in der jeweiligen Budgetperiode. Daher ist die Verwendung des Einkaufspreises als Entscheidungskriterium für eine Produktwahl attraktiv.

3.3 Methode zur Berechnung der gesamten Eigentumskosten (TCO)

Das Konzept der gesamten Eigentumskosten berücksichtigt, dass bei vielen Produkten weitere Kosten während der Nutzungsphase anfallen, die im Vergleich zum Einkaufspreis beachtlich sein können. Dazu zählen insbesondere Produkte, die zur Nutzung Energie (z.B. Fahrzeuge, Beleuchtung) oder Verbrauchsmaterialien benötigen (z.B. Drucker), oder solche die einen hohen Wartungs- oder Reinigungsaufwand (z.B. Textilien) verursachen. Bei gewissen Produkten kann die Entsorgung ebenfalls beachtliche Kosten für den Besitzer/die Besitzerin verursachen; oder sie kann einen Ertrag abwerfen, falls das Produkt oder die darin enthaltenen Stoffe weiterverwendet werden können.

3.3.1 Funktionale Einheit und Systemgrenzen

Wie bei anderen Vergleichen auch muss hier zunächst die Funktionale Einheit (FU) bestimmt werden. Gegenüber der FU beim Erheben des Einkaufspreises (z.B. Mittelklassewagen) muss im Falle der gesamten Eigentumskosten aber der Zeitfaktor berücksichtigt werden. So spielt eine unterschiedliche Lebensdauer beim Vergleich von Produkten nach dem Einkaufspreis keine Rolle, bei den gesamten Eigentumskosten aber sehr wohl. Deshalb ist es sinnvoll, die FU mit einer Nutzungsdauer zu verbinden, wie zum Beispiel *Personentransport über 100'000 km in einem Mittelklassewagen* (für Fahrzeuge); oder *50 Mal tragen und waschen* (für Textilien).

Bei der Systemgrenze gilt, diese weit genug zu fassen, dass alle relevanten Kostenpunkte berücksichtigt werden, aber eng genug, so dass ein Vergleich pragmatisch durchführbar ist. Dabei ist es typischerweise einfach, die grössten Kostenpunkte schnell zu finden, während die tieferen Kostenelemente ausufern können. Es ist hier hilfreich, eine prozentuale Abdeckung der ungefähren Gesamtkosten anzustreben. Hohe Kostenpunkte bei einem Fahrzeug sind sicherlich der Einkaufspreis, die Treibstoffkosten, Versicherung und Steuern sowie der Unterhalt (Service und Reparaturen). Schätzt man, dass diese Kostenpunkte mehr als 90% der erwarteten Gesamtkosten abdecken, hat man sicherlich schon eine gute Vergleichsgrundlage und man kann die Autobahnvignette mit gutem Gewissen aus der Analyse weglassen.

Bei Vergleichen von Produkten oder Dienstleistungen ist es in der Ökobilanzierung üblich, dass identische Teilprozesse vom Vergleich ausgeschlossen werden, um die Unterschiede besser sichtbar zu machen. So kann z.B. das Waschen von Textilien weggelassen werden, um die Frage zu beantworten, wie gross der Unterschied zwischen einem Textil aus Bio-Baumwolle oder konventioneller Baumwolle ist. Dieser Ansatz darf im Rahmen einer Ausschreibung nur dann gemacht werden, wenn dasselbe auch für die gesamten Kosten (TCO) gilt und auch dort gemacht wird. Bei der Berechnung der gesamten Eigentumskosten mit nachfolgender Bewertung der externen Kosten ist er jedoch nicht sinnvoll, da die Betrachtung aller relevanten Kosten für den Vergleich der monetären und externen Kosten wichtig ist.

Da diese Studie Produkte aus Sicht der Beschaffenden vergleicht, ist für die TCO-Analyse die Lieferkette nicht relevant – alle monetären Kosten der Lieferketten sind ja im Einkaufspreis enthalten. Es verbleiben also die drei Phasen Anschaffung, Nutzung und Entsorgung.

Die zeitliche Systemgrenze ist nicht per se über einen Betrachtungszeitraum definiert, sondern über eine Annahme, wie häufig ein Produkt benutzt wird.

3.3.2 Kapitalwertmethode

Vergleiche von Geldeinheiten, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftreten, müssen über einen Diskontierungssatz auf einen definierten Zeitpunkt diskontiert werden. Der Diskontierungssatz widerspiegelt die Tatsache, dass wir einen Geldbetrag lieber heute erhalten als in einem Jahr, Kosten aber lieber in einem Jahr bezahlen als heute, dass wir Geldbeträgen in der Zukunft also einen tieferen Wert beimessen.

Andererseits unterliegen die meisten Volkswirtschaften einer Teuerung (Inflation), das heisst die Preise von Produkten und Dienstleistungen steigen an (bzw. das Geld verliert an Wert). Wird also angenommen, dass für ein Fahrzeug jährlich CHF 100.- für Ersatzteile anfallen (ein fiktives Beispiel), so ist zu erwarten, dass diese Ersatzteile in fünf Jahren einen höheren Frankenbetrag kosten als heute. Dieser Entwicklung wird mittels der Inflationsrate Rechnung getragen.

In den Berechnungen zu diesem Projekt wurden monetäre Kosten und Auszahlungen, die in der Zukunft anfallen, mittels eines realen Diskontsatzes von 2.5% auf das Basisjahr (das Jahr der Beschaffung) diskontiert (angelehnt an die Überlegungen von (Steinmann et al., 2016)). Real ist der Diskontsatz deshalb, weil er bereits um den Einfluss der Inflation bereinigt wurde. Es ist aber vorwegzunehmen, dass der Diskontsatz in diesem Projekt eine verschwindend kleine Rolle spielt, da die Betrachtungszeiträume der Produkte sehr kurz sind.

In diesem Projekt wurden nur Werte im Zusammenhang mit den TCO diskontiert. Umweltbelastungen in der Zukunft wurden nicht diskontiert, selbst wenn sie in monetären Einheiten angegeben wurden. Dieser Entscheidung hat auf die Resultate des Projekts wegen der erwähnten kurzen Betrachtungszeiträume keinen Einfluss, ist aber als Grundsatzfrage durchaus eine Diskussion wert und wird im Anhang A3 nochmals aufgenommen.

3.4 Methode zur Bewertung von Umweltbelastungen (Ökobilanz)

Die Berechnung der Umweltbelastung erfolgt mit der Methode der Ökobilanzierung. Diese Methode ermittelt die Emissionen und den Ressourcenverbrauch von wirtschaftlichen Aktivitäten über den gesamten Lebensweg eines Produktes in einer sogenannten Sachbilanz. Für diese Sachbilanz werden die Emissionen in Luft, Boden und Wasser, der Bedarf an energetischen und mineralischen Ressourcen sowie weitere Ressourcen wie Landnutzung oder Wasserverbrauch ermittelt.

Danach wird in der Wirkbilanz definiert, welche Auswirkungen diese Emissionen und der Ressourcenverbrauch auf verschiedene Wirkungskategorien (englische Bezeichnung: Midpoints) haben und wie hoch daraus das Schadenspotenzial für die Schutzziele (englische Bezeichnung: Endpoints) Mensch, Ökosysteme, Klima und Ressourcen ist (siehe Zusammenhänge der Wirkbilanz in Abbildung 1).



Abbildung 1: Emissionen, Wirkungskategorien und Schutzziele in der Ökobilanzierung

Um eine Ökobilanz zu berechnen sind viele verschiedene Daten nötig. Erstens müssen zum Produkt viele Details bekannt sein, z.B. aus welchem Material es hergestellt ist, woher die Rohstoffe dafür herkamen, wo und wie es verarbeitet wurde, wie es transportiert wurde oder auch wie das Produkt verwertet oder entsorgt werden kann. Diese Unterscheidungen sind nötig, weil verschiedene Rohstoffe in ihrem Abbau sehr unterschiedliche Umweltbelastungen verursachen, welche je nach Land variieren. Diese Daten, die produktspezifisch sind, werden auch Vordergrunddaten genannt. Zweitens müssen die Emissionen für die verschiedenen Aktivitäten bekannt sein, also z.B. wieviel Feinstaub wird durch die Fahrt eines Lastwagens über einen Kilometer verursacht, oder wie viele Schwermetalle gelangen bei der Erzeugung von 1 kWh Strom im Kohlekraftwerk in die Luft. Diese Zusammenhänge sind glücklicherweise schon in bestehenden Hintergrunddatenbanken (z.B. UVEK 2018 oder Ecoinvent) hinterlegt und müssen nicht für jede Analyse von Neuem erhoben werden.

Hat man alle diese Daten zusammen, können die verschiedenen Umweltauswirkungen wie z.B. Auswirkungen auf das Klima oder die menschliche Gesundheit berechnet werden und anschliessend zueinander in Bezug gesetzt und bewertet werden. Dies erfolgt in der Ökobilanzierung mittels Bewertungsmethoden wie z.B. der Methode der ökologischen Knappheit (MöK). Bei dieser Aggregationsmethode, welche 1984 entwickelt wurde, werden die verschiedenen Schadenspotentiale auf der Basis der Umweltsituation und den politischen und gesetzlichen Umweltzielen der Schweiz gewichtet; man spricht auch von einer distance-to-target Methode (siehe nächster Paragraph). Die Resultate werden in Umweltbelastungspunkten (UBP) ausgedrückt (zum Beispiel verursacht 1 kg CO₂ in die Luft 460 UB, 1 kg Nitrat ins Wasser 57'000 UB). Daraus ergibt sich eine Umweltbelastung ausgedrückt in UB.

Als distance-to-target Methode orientiert sich die Methode der ökologischen Knappheit an Umweltzielen, wie Grenzwerten für Schadstoffausstösse oder Reduktionszielen für Ressourcenverbräuche, die von der nation-

len Politik oder internationalen Abkommen festgelegt wurden. So gibt es beispielsweise Grenzwerte für Stickoxidemissionen oder internationale Verpflichtungen zum Schutz des Klimas oder von Gewässern. Die Methode bewertet nun einen Schadstoffausstoss oder einen Ressourcenbedarf einer wirtschaftlichen Aktivität basierend darauf, wie weit der landesweite Schadstoffausstoss bzw. Ressourcenbedarf vom gesetzten Zielwert entfernt ist (distance-to-target).

Dieser Ansatz hat den Vorteil, dass die gesetzten Zielwerte in einer funktionierenden Demokratie der Bewertung des Volkes entsprechen und einen Konsensprozess durchlaufen haben. Als nachteilig erweist sich die Tatsache, dass die tatsächlichen Schäden an der Umwelt nicht direkt gemessen werden. Zudem ist die Orientierung an Schweizer Umweltzielen nicht unbedingt zweckmässig, wenn es um die Beurteilung von ausländischen Umweltbelastungen geht.

Neben den distance-to-target Methoden gibt es in der Ökobilanzierung auch Methoden, welche schadensbasiert sind, wie z.B. die ReCiPe Methode, welche in den Niederlanden im Rahmen des EU Projektes (NEEDS, 2007) erarbeitet wurde. In diesen Methoden werden die Emissionen und der Ressourcenbedarf nicht mit einem politischen Grenz- oder Zielwert verglichen, sondern es werden auf der Basis der Umweltauswirkungen, wie Klimaauswirkungen, Humantoxizität, Säurebildung, mineralischer und energetischer Ressourcenbedarf oder Landbedarf, die Schäden an den Schutzziele Gesundheit des Menschen, intakte Ökosysteme und nachhaltige Ressourcennutzung ermittelt. Diese drei Schutzziele werden anschliessend von einem möglichst breit abgestützten Panel relativ zueinander gewichtet und zu einer Kennzahl zusammengefasst. Der Vorteil dieser Methode ist, dass er sich an naturwissenschaftlichen Schadensgrössen orientiert und nicht an politisch erreichten Zielgrössen. Wobei zu beachten ist, dass die Schadensberechnungen mit sehr hohen Unsicherheiten verbunden sind. Ein weiterer Nachteil besteht darin, dass die Gesamtbewertung auf Einschätzungen basiert, welche nicht politisch abgestützt sind.

3.5 Methode zur Monetarisierung von Umwelteinflüssen

Die Monetarisierung von Umweltauswirkungen, auch Methode der externen Kosten genannt, kann als Variante der Ökobilanzbewertung betrachtet werden und könnte deshalb im Kapitel 3.4 behandelt werden. Sie wird hier aber separat behandelt, weil sie gemäss Projektbeschreibung als Bewertungsmethode für die Beschaffung von besonderem Interesse ist.

3.5.1 Motivation, Umwelteinflüsse in monetären Einheiten auszudrücken

Unser gesellschaftliches Zusammenleben wird von einer wirtschaftlichen Denkweise geprägt. Güter werden über Preise gehandelt, staatliche Investitionen über Kosten-Nutzen-Analysen mit finanziellen Schwerpunkten bewertet, die individuelle Vorsorge geschieht über Finanzinvestments, politische Debatten fokussieren immer auch auf den Wirtschaftsstandort Schweiz. Viele Entscheide basieren auf wirtschaftlichen Überlegungen. Diese ökonomische Betrachtungsweise hat sich bewährt und zu beachtlichem Wohlstand und einer hohen Lebensqualität in der Schweiz (und anderen Ländern) geführt.

Ein Kernelement dieser ökonomischen Denkweise ist das implizite oder explizite Zuweisen von Preisen an Güter und Dienstleistungen. Angebot und Nachfragen beeinflussen diese Preise: mit steigendem Preis sinkt die Nachfrage, bei sinkenden Preisen steigt die Nachfrage. Das Angebot zieht mit der Nachfrage mit, solange die Produktionskosten der Anbietenden tiefer sind als der Preis, d.h. solange sie einen Gewinn erzielen können. In der Diskussion um die Umweltbelastung, v.a. durch Emissionen oder Ressourcenabbau, sind dabei mindestens drei Überlegungen von Bedeutung:

1. Vielen Umweltgütern wird kein Preis zugeordnet; oder der Preis ist sehr tief. Das Baden im See ist vielerorts gratis und wird als Selbstverständlichkeit angesehen (im Gegensatz zum Hallenbad); die Atmosphäre wird kaum als knappes Gut wahrgenommen und ihre Benutzung nicht mit Kosten in Verbindung gebracht; für den Wald als Lawinenschutz werden keine Steuern bezahlt (im Gegensatz zu den Kosten für künstlichen Lawinenschutz). Diese tiefen oder fehlenden Preise führen gemäss ökonomischen Grundprinzipien zu einem Überkonsum dieser Ressourcen. Wird ein Gut ohne Preis geschädigt, hat natürlich auch die Schädigung dieses Gutes keinen Preis.
2. Obwohl die Schädigung von Umweltgütern keinen Preis hat und bei Entscheiden daher häufig nicht beachtet wird, findet sie dennoch statt und führt zu Kosten. Da die Verursachenden der Umweltschäden zwar vollumfänglich vom Nutzen profitieren, einen Teil der Kosten aber auf andere abwälzen (private Gewinne, öffentliche Kosten), spricht man hier von externen Kosten. Beispiele hierfür sind der Abbau von Rohstoffen, bei dem häufig das Abbaunternehmen die Gewinne aus der Nutzung der Umwelt einstreicht, die lokale Bevölkerung aber Kosten in Form von Landverlust oder Gesundheitsschäden trägt. Im individuellen Bereich könnte der Verkehr genannt werden, wo Individuen von der Mobilität profitieren, die Kosten in Form von Lärmbelästigung aber von den Anwohnern getragen werden. Auch dadurch entsteht ein Überkonsum, weil nicht alle Kosten im Preis enthalten sind.

Gleichzeitig bestreitet kaum jemand, dass wir der Natur einen grossen Nutzen beimessen. Absolut gesehen ist der Wert der Natur für den Menschen sogar unendlich, denn ohne Natur sind wir unserer Lebensgrundlage beraubt. Doch wir anerkennen auch den relativen Wert (Grenzwert) der Natur, z.B. durch die Freude an sauberer Luft oder einem Spaziergang im Wald, durch die Möglichkeit, frische Esswaren zu konsumieren, oder den Wert der Biodiversität in der Forschung nach neuen Medikamenten.

Wir finden uns also in einer Situation wieder, in der wir den Wert der natürlichen Ressourcen im weitesten Sinne nicht bestreiten und sie als schützenswert empfinden, sie aber gleichzeitig wegen fehlender Preise kaum in unsere Entscheide einfließen lassen und mehr konsumieren, als langfristig vertretbar ist. **Die Methode der externen Kosten versucht, einen Beitrag zur Lösung dieses Dilemmas zu machen, indem der Wert der Natur, und damit auch ihre Schädigung, in monetären Einheiten ausgedrückt wird und so zu einem nachhaltigen Konsum von Umweltgütern führen soll.** Die Internalisierung externer Kosten führt zu einer gesellschaftlich effizienten Allokation der vorhandenen Ressourcen.

Der Fokus auf den Grenznutzen der Natur ist dabei ein wichtiges Element sowohl methodisch als auch für die Akzeptanz dieses Ansatzes. Denn die Methode verspricht nicht, den absoluten Wert der Natur zu bestimmen, sondern eine monetäre Bewertung des Verbrauchs einer weiteren Einheit Natur abzuschätzen, um so Entscheide nachhaltiger zu gestalten. Weiterführende Informationen zu diesem Thema finden sich zum Beispiel in Ott u.a. (2005, p. 33) oder Ledergerber & Ott (1994, p. 35).

3.5.2 Methodische Grundlagen

Die Methoden der externen Kosten können grundsätzlich als spezielle Variante der Ökobilanzierung verstanden werden. Wie bei der Ökobilanzierung geht man von wirtschaftlichen Aktivitäten aus, welche Emissionen verursachen, Landveränderungen zur Folge haben oder Ressourcen verbrauchen (Abbildung 1). Anstatt nun aber die Schadenspotenziale dieser Folgen in CO₂-Äquivalenten, veränderter Fläche in Quadratmetern oder Tonnen Material auszudrücken, durchläuft man einen zusätzlichen Monetarisierungsschritt. Im Rahmen dieses Projekts wird auf bestehende Regulierungsinstrumente, die einen Teil der Umweltkosten ggf. bereits internalisieren (z.B. durch marktwirtschaftliche Instrumente wie Lenkungsabgaben oder durch polizeirechtliche Vorgaben zum Stand der Technik oder Grenzwerten) nicht eingegangen.

Um die vielschichtigen Zusammenhänge zwischen Umweltauswirkungen und externen Kosten abbilden zu können, beschränken sich die Modelle der externen Kosten auf die relevantesten Schutzziele (Endpoints). Bestehende Modelle zu den externen Kosten der Energiegewinnung und des Verkehrs betrachten beispielsweise die folgenden Endpoints:

- Menschliche Gesundheit, welche durch Luftschadstoffe, Schwermetalle, den Klimawandel, Lärmbelastung und Unfälle beeinträchtigt wird
- Infrastruktur, welche durch Luftschadstoffe beschädigt und verschmutzt wird
- Qualität der Ökosysteme, welche durch Luftschadstoffe oder Landnutzung geschädigt oder zerstört werden

Die Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffen und Umweltbelastung sind am besten erforscht und spielen deshalb auch die wichtigste Rolle in den meisten Modellen. Eine Betrachtung über die Luftschadstoffe hinaus ist aber wünschenswert und wird in Kapitel 3.5.4 näher diskutiert.

Je mehr Zusammenhänge ein Modell abbilden kann, desto umfassender wird es. Einige Schutzziele sind aber relativ einfach zu bewerten (z.B. Gesundheit), während andere sehr schwierig zu bewerten sind (z.B. die Biodiversität). Bei der Entwicklung der Modelle ist man deshalb immer mit der Frage konfrontiert, nur wenige Schutzziele zu betrachten, dafür mit relativ hoher Zuverlässigkeit, oder aber die Betrachtung auf möglichst viele Schutzziele auszuweiten unter Einbusse der Qualität.

Nachdem die wichtigsten Schutzziele identifiziert wurden, geht es an die Berechnung der verursachten Schäden bzw. der externen Kosten. Den meisten Umweltgütern wird kein Preis auf einem Markt zugeordnet und Schäden an der Umwelt können daher nicht direkt bestimmt werden. Für die Herleitung der Preise von Umweltschäden haben sich in der Forschung alternative Ansätze etabliert (Bünger & Matthey, 2018; de Bruyn et al., 2010; Ecoplan & Infrac, 2014; Ledergerber & Ott, 1994; Ott et al., 2005):

Bewertung über Schadenskosten

Dieser Ansatz benutzt einen bewertbaren Aspekt der Natur und bewertet die Schäden, die durch negative Umwelteinflüsse verursacht wurden. Führt die Verschmutzung eines Gewässers zu einem Fischsterben, so kann der entgangene Umsatz, der normalerweise von den Fischern erzielt wird, betrachtet werden. Denn er repräsentiert den Wert, den wir dieser natürlichen Ressource auf dem Markt geben würden. Nicht beachtet werden in diesem Beispiel die Schäden an all den Lebewesen, die nicht vom Menschen gehandelt werden. Der berechnete Preis ist also vermutlich zu tief.

Diverse Schäden können auch über die Zahlungsbereitschaft (willingness-to-pay, WTP) erfasst werden. Bei dieser Bewertung wird abgeschätzt, wieviel Konsumenten zusätzlich ausgeben, um Güter zu erwerben, die ihren Umwelt-Bedürfnissen entsprechen. Ein Beispiel dafür sind Preisunterschiede für Liegenschaften, die an einer Strasse mit hoher Lärmbelastung oder Luftverschmutzung liegen. Identifiziert man ähnliche Liegenschaften, die sich aber darin unterscheiden, dass sie sich an unterschiedlich stark befahrenen Strasse befinden, so kann der Preisunterschied der beiden Liegenschaften als die Kosten der Lärmbelastung interpretiert werden. Die KäuferInnen sind bereit, für weniger Lärm einen bestimmten Preis zu bezahlen. Verwendet man den WTP-Ansatz mit realen Marktpreisen (und nicht etwa mit theoretischen Umfragen), so nutzt man die Internalisierung von externen Kosten, um die Umweltschäden monetär auszudrücken. Die Isolation des Umweltaspektes ist bei diesem Ansatz meistens schwierig zu bewerkstelligen.

Bewertung über Vermeidungskosten oder Reparaturkosten

Eine Alternative Bewertung erfolgt über die Abschätzung, was es kostet, eine Umweltbelastung gar nicht erst entstehen zu lassen (Vermeidung), oder sie wieder zu beheben (Reparatur). Gute Beispiele der Vermeidung

sind Emissionsfilter oder Abwasserreinigungsanlagen; Beispiele für Reparatur sind die Extraktion von Phosphaten aus Oberflächengewässern oder von CO₂ aus der Luft. Diese Ansätze nehmen an, dass wir so viel in die Vermeidung oder Reparatur investieren, wie uns der Schutz dieses Teils der Umwelt Wert ist.

Diese Bewertungsansätze spielen in all den folgenden Methoden der externen Kosten eine Rolle. Sie sind natürlich immer unvollständig und als Annäherung zu verstehen; sie reflektieren unsere Wertvorstellungen aber besser, als wenn wir einen Preis von null annehmen (was heute meistens gemacht wird).

3.5.3 Delft-Methode

Ein Team um Sander de Bruyn von CE Delft hat über die letzten Jahre eine Methode entwickelt, um Umweltauswirkungen monetär zu bewerten. Die Methode ist ursprünglich für die Niederlande ausgelegt worden, wurde dann aber noch erweitert, um die Europäische Union (EU-28) abzudecken. Die Methode wird in den folgenden Kapiteln kurz erklärt. Als Hauptquelle dienen die publizierten Handbücher von de Bruyn u.a. (2010, 2018).

3.5.3.1 Ansatz der Delft-Methode

Der Ansatz von de Bruyn und Team wird in ihrer Dokumentation anhand von fünf Schritten beschrieben (de Bruyn et al., 2018, p. 45):

1. Die fünf gewählten Schutzziele Gesundheit, Ökosysteme, Gebäude, Ressourcenverfügbarkeit und Wohlbefinden werden monetär bewertet, und zwar alle nach dem Ansatz der Schadenskosten (genauere Beschreibung in den folgenden Kapiteln). Das Ergebnis ist dann z.B. ein monetärer Wert für den Wert eines menschlichen Lebens, oder für einen gesunden Quadratmeter Natur.
2. Der Zusammenhang zwischen Schadstoffen und Schädigung der Schutzziele wird definiert (sogenannte Impact Pathways). Dabei wird der Einfluss verschiedener Schadstoffe auf die jeweiligen Schutzziele geschätzt, z.B. wieviel ein Kilogramm Quecksilber in der Luft zur Gesundheitsbeeinträchtigung der Menschen beiträgt. Dazu wurden hauptsächlich die Erkenntnisse aus dem NEEDS Projekt⁶ (NEEDS, 2007) angewendet. Diese Verknüpfung von Schadstoffen und Schädigung ist äusserst komplex und ist deshalb nur für gewisse Schadstoffe verfügbar, für welche eine solche Analyse gemacht wurde. Die Delft-Methode benutzt 15 Schadstoffe⁷.
3. Durch diese Verknüpfung von Schadstoffen und Schutzziele ist es nun möglich, die im ersten Schritt ermittelten finanziellen Werte auf die 15 Schadstoffe zurückzurechnen.
4. Der Zusammenhang zwischen diesen fünfzehn Schadstoffen und den diversen Wirkungskategorien wurde ermittelt.
5. Über die ReCiPe Methode wird zuerst eine monetäre Bewertung der Wirkungskategorien vorgenommen, in dem über den Anteil (die Gewichtung) des bewerteten Schadstoffs auf die Bewertung der gesamten Wirkungskategorien extrapoliert wird. Über die Charakterisierung lässt sich daraus auf die Bewertung aller Schadstoffe schliessen, die zur jeweiligen Wirkungskategorie gehören.

⁶ Das NEEDS Projekt war eine umfassende EU-Studie zu den externen Kosten der Energiegewinnung.

⁷ Die 15 Schadstoffe sind: CO₂, PM₁₀, PM_{2,5}, NO_x, SO₂, NH₃, NMVOC, Cd, As, Ni, Pb, Hg, Cr, formaldehyd, dioxins

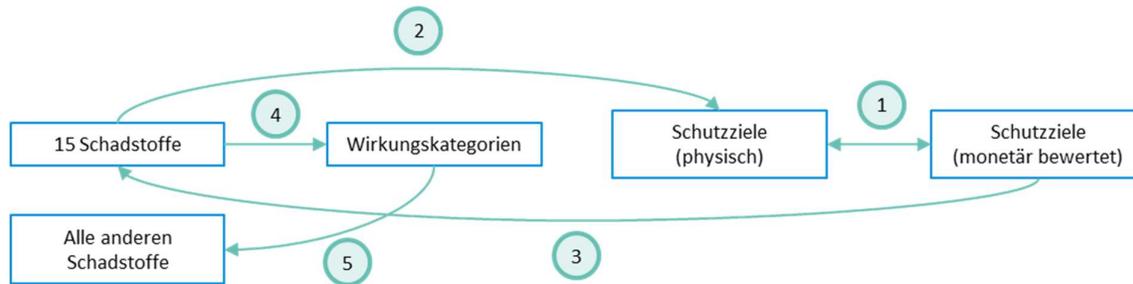


Abbildung 2: Beziehung zwischen Emissionen, Wirkungskategorien, Schutzzielen und deren Bewertung, angepasst von de Bruyn (de Bruyn et al., 2018 (in Anlehnung an Abbildung 6))

Die Beschreibung der gesamten Delft-Methode ginge über den Umfang dieser Studie hinaus. Die folgenden Kapitel heben aber einige relevante Eigenschaften hervor, die für die Diskussion von Methoden der externen Kosten relevant sind.

3.5.3.2 Ökobilanzgrundlagen

Die Delft-Methode orientiert sich stark an ReCiPe, einer Ökobilanzmethode basierend auf Schadenspotenzialen. Die untersuchten Wirkungskategorien sind sehr ähnlich wie in ReCiPe; die gewählten Endpoints sind aber umfassender und beinhalten: Gesundheit (human health), Ökosysteme inklusive Landwirtschaft (ecosystem services), Gebäude und Infrastruktur (buildings and materials), Ressourcenverfügbarkeit (resource availability) und Wohlbefinden (wellbeing).

3.5.3.3 Herleiten der Vermeidungskosten

Die Monetarisierung über Vermeidungskosten wurde in der ursprünglichen Version (2010) für Schadstoffe verwendet, aber in der aktuellen Version (2018) durch Schadenskosten ersetzt. Bewertet wurden Schadstoffe, für die in den Niederlanden ein Reduktionsziel besteht. Die Vermeidungskosten basierten auf damals aktuellen Technologien und wurden aus Studien des Energy Research Centre of the Netherlands (ECN) und vom Milieu en Natuur Planbureau (MNP) übernommen. Die betrachteten Schadstoffe waren CO₂, NO_x, SO₂, NH₃ und NMVOC. Diese Vermeidungskosten wurden über die ReCiPe Wirkungskategorien in Gewichtungsfaktoren umgewandelt und auf Schadstoffe innerhalb des gleichen Umweltthemas angewendet, für die es keine Reduktionsziele gibt.

3.5.3.4 Herleiten der Schadenskosten

Die Delft-Methode orientiert sich an den Erkenntnissen zu Schadenskosten aus dem NEEDS-Projekt (NEEDS, 2007). Dort wurden u.a. auch Faktoren für die Umwandlung von physischen Auswirkungen auf monetäre Schadenskosten hergeleitet. Damit können monetäre Werte für Veränderungen in den Schutzzielen berechnet werden.

- Die Gesundheit wird über den Wert eines Lebensjahres (VOLY, Value Of a Life Year in Euro) gemessen. Die Berechnung wurde für das Projekt neu durchgeführt und resultierte in einer Spanne von 50'000-110'000 Euro pro Lebensjahr in der Europäischen Union inklusive der Schweiz.
- Für Veränderungen der Biodiversität wurden die Annahmen des NEEDS-Projektes übernommen, welche wiederum auf Kuik et al. (2007) zurückgriffen. Die Veränderung der Biodiversität wird in einer Einheit des Spezies-Verlustpotenzial ausgedrückt (PDF/m²/y, Potentially Disappeared Fraction per square meter per year). Hier wird mit einer Spanne von € 0.16-1.23/PDF/m² gerechnet.

- Schäden an Gebäuden werden über die Reparaturkosten bewertet; Verminderung der Ressourcenverfügbarkeit über den Wert dieser Ressourcen.

3.5.3.5 Kostensatz Delft-Methode

Aus diesen Herleitungen ergeben sich die folgenden Kostensätze:

Tabelle 2: Kostensatz Delft-Methode

Die Umweltpreise sind in den ursprünglichen 2015 Euro Preisen angegeben.

Emission	Formel	Umweltpreis (2015 EUR/kg)
Kohlendioxid	CO ₂	0.057
Fluorkohlenwasserstoffe	CFC ₁₁	313
Feinstaub < 2.5µm	PM _{2,5}	79.5
Feinstaub < 10µm	PM ₁₀	44.6
Stickoxid	NO _x	34.7
Schwefeldioxid	SO ₂	24.9
Ammoniak	NH ₃	30.5
Flüchtige organische Verbindungen	NMVOG	2.1
Kohlenmonoxid	CO	0.0958
Methan	CH ₄	1.75

3.5.3.6 Erweiterung der Methode für dieses Projekt (Delft-Methode 2)

Wir sahen einige Möglichkeiten, die Delft-Methode relativ einfach zu erweitern und auch für die Schweiz relevanter zu machen.

Erstens haben wir eine Bewertung des Wasserverbrauchs vorgenommen, welche bisher fehlt. Da es sich dabei um eine Schadenskategorie des Ressourcenverbrauchs handelt, haben wir einen Marktpreis für den Kubikmeter Wasser verwendet, um diese Kosten zu schätzen.

Zudem haben wir die Kostensätze um die Kaufkraftparität zwischen den Niederlanden und der Schweiz korrigiert. Die Annahme dazu ist, dass die Bewertung der natürlichen Ressourcen vom verfügbaren Einkommen sowie alternativen Konsum- und Investitionsmöglichkeiten abhängt, und weniger von grundsätzlichen, kulturellen Unterschieden bestimmt ist. Dies ist eine Vereinfachung der Realität, schien aber realistischer, als einfach die absoluten Werte der niederländischen Bewertung zu übernehmen.

3.5.3.7 Gesamtbewertung

Die Delft-Methode ist eine umfassende und solide entwickelte Methode zur Berechnung der externen Kosten, die für die Anwendung in unserem Projekt geeignet ist. Da externe Kosten immer auch die (monetären) Wertvorstellungen in einem bestimmten Land oder in einer bestimmten Region widerspiegeln, ist die direkte Anwendung auf die Schweiz, trotz Kaufkraftparitätsanpassung, nur mit Einschränkungen zu befürworten.

Für die restlichen Projektschritte haben wir die Delft-Methode 2 mit unseren Erweiterungen verwendet. Die Berechnungen mit der Delft-Methode 1 (der Originalmethode) haben wir durchgeführt, weisen die Resultate aber nicht aus, da sie nicht auf die Schweiz angepasst sind und gegenüber der Delft-Methode 2 keine neuen Erkenntnisse liefern.

3.5.4 Bewertungsansatz Carbotech₂₀₁₉ basierend auf UBP

Aufgrund der Grenzen der Delft-Methode für eine Anwendung in der Schweiz, haben wir eine eigene Methode der externen Kosten entwickelt. Da in der Schweiz die Methode der Ökologischen Knappheit (Frischknecht & Büsser Knöpfel, 2013) eine wichtige Rolle spielt (sie liegt vielen Arbeiten, die im Auftrag des Bundes durchgeführt werden, zugrunde), wurde sie als Basis des Bewertungsansatzes Carbotech₂₀₁₉ gewählt. Damit unterscheidet sie sich im Grundsatz von der Delft-Methode, hat aber auch sehr viele Parallelen, wie wir gleich beschreiben werden.

Wir haben die externen Kosten für verschiedene Schadstoffe aus unterschiedlichen Quellen zusammengestellt, siehe Tabelle 3. Alle unsere Quellen beziehen sich auf die Situation in der Schweiz (oder einen bestimmten Ort in der Schweiz). Europäische Studien wurden als Vergleichsbasis herangezogen. Alle Datenpunkte wurden um die Inflation korrigiert.⁸ Das Vorgehen ist im Anhang A2 am Beispiel von Phosphor und Cadmium beschrieben.

Tabelle 3: Kostensatz Bewertungsansatz Carbotech₂₀₁₉

Emission	Formel	Umweltpreis (2018 sFr./kg)
Kohlendioxid	CO ₂	0.122
Feinstaub < 2.5µm	PM _{2,5}	178
Feinstaub < 10µm	PM ₁₀	178
Stickoxid	NO _x	28.4
Schwefeldioxid	SO ₂	27.3
Flüchtige organische Verbindungen	NM VOC	8.7
Nitrat	N	6.9
Phosphat	P	2.9
Cadmium	Cd	894

Luftschadstoffe

In der Schweiz wurden zu den Kosten von Luftschadstoffen bereits diverse Studien durchgeführt, insbesondere im Zusammenhang mit der Elektrizitätsgewinnung und dem Verkehr (Bieler et al., 2019; Ledergerber & Ott, 1994; Müller-Wenk & Hofstetter, 2003). Für die monetäre Bewertung verwenden wir Kostensätze aus diesen Quellen.

Zusätzlich zu den Luftschadstoffen ergänzen wir unseren Kostensatz mit Schätzungen zu den Schäden an Gewässern und Schäden durch Schwermetalle.

Gewässerbelastungen

Potenziale für Wasserverschmutzung bestehen in der Schweiz u.a. durch Nitrateinfuhr aus der Landwirtschaft und mögliche Phosphoreinfuhr aus Siedlungs- und Industrieabwässer (BAFU, 2019b, 2019a).

⁸ Wann immer möglich wurde die Inflationsbereinigung vom Erhebungsjahr auf das Referenzjahr 2018 gemacht. Bei manchen Studien ist aber nicht eindeutig bestimmbar, wann die Daten erhoben wurden. In diesen Fällen wurde das Jahr der Studie als Basis gewählt.

Die externen Kosten beider Schadstoffe wurden über die Vermeidungskosten festgelegt, und zwar anhand der Kosten der Rückgewinnung von Stickstoff respektive Phosphor aus dem Abwasser (ARA Saanen, 2018; Böhler, 2018; Spörri et al., 2017; Trucost, 2013).

Schäden durch Schwermetalle

Bei den Schwermetallen stand nur ein Wert zu den externen Kosten für Cadmium zur Verfügung. Dieser Wert und das Schadenspotenzial aus der Methode der ökologischen Knappheit wurde als Proxy für den Zusammenhang zwischen Schadenspotenzial von Schwermetallen (Toxizität) und externen Kosten im Modell verwendet. Da es noch deutlich schädlichere Schwermetalle gibt, gehen wir davon aus, dass unsere Bewertung von Schwermetallen generell zu tief ist.

Klimaauswirkungen

Ausgehend von den CO₂ Kosten haben wir auf der Basis der Wirksamkeit der verschiedenen klimarelevanten Stoffe (IPCC, 2013) die entsprechenden externen Kosten dieser Emissionen bestimmt.

Lärmbelastung

Die Carbotech₂₀₁₉ Methode bewertet über die Methode der ökologischen Knappheit auch die Lärmemissionen (siehe auch Anhang A2).

3.5.5 Vergleich der Kostensätze

Die untersuchten Monetarisierungsmethoden basieren auf der Bewertung sehr ähnlicher Schadstoffe. Tabelle 4 zeigt die Gegenüberstellung der direkt bewerteten Schadstoffe, d.h. derjenigen Schadstoffe, die aufgrund von Schadens- oder Vermeidungskosten berechnet wurden. Diejenigen Schadstoffe, die danach über die Wirkungskategorien bewertet wurden, sind nicht gezeigt.

Tabelle 4: Vergleich der Kostensätze der direkt bewerteten Schadstoffe (in sFr. pro kg)

Die Delft 1 Methode wurde in ihrer ursprünglichen Form belassen und nur in Schweizer Franken umgerechnet. Die Delft-Methode 2 wurde von uns erweitert, gemäss Kaufkraftparität in Schweizer Franken umgerechnet und für 2018 um die Inflation korrigiert. Der Bewertungsansatz Carbotech₂₀₁₉ wurde für 2018 in Schweizer Franken berechnet.

Schadstoffe	Formel	Delft-Methode 1 (Original, in 2015 sFr./kg)	Delft-Methode 2 (erweitert, in 2018 PPP sFr./kg)	Bewertungsansatz Carbo- tech ₂₀₁₉ (in 2018 sFr./kg)
Kohlendioxid	CO ₂	0.061	0.12	0.12
Fluorkohlenwasserstoffe	CFC ₁₁	334	483	-
Feinstaub < 2.5µm	PM _{2,5}	85	123	178.03
Feinstaub < 10µm	PM ₁₀	48	69	178.03
Stickoxid	NO _x	37	54	28.37
Schwefeldioxid	SO ₂	27	38	27.26
Ammoniak	NH ₃	33	47	-
Flüchtige organische Verbindungen	NMVOG	2.2	3.2	8.68
Kohlenmonoxid	CO	0.102	0.148	-
Methan	CH ₄	1.9	2.7	-
Nitrat	N	-	-	6.87

Phosphat	P	-	-	2.88
Cadmium	Cd	1238	1788	894.44
Arsen	As	1103	1593	
Blei	Pb	6310	9112	
Quecksilber	Hg	36829	53182	
Formaldehyd	CH ₂ O	28	40	

Die Gegenüberstellung zeigt zuerst einmal, dass eine Anpassung an das Schweizer Preisniveau (in Delft 2 gegenüber Delft 1) die Kosten für alle Schadstoffe erhöht. Zudem wurde für das CO₂ der Schweizer Preis verwendet. Die Einführung von Kosten für das Wasser ist aus dieser Tabelle nicht ersichtlich, da hier nur die Schadstoffe betrachtet werden.

Der Vergleich zwischen dem Ansatz Carbotech₂₀₁₉ und Delft 2 zeigt, dass in ersterem Feinstaub und VOCs mit höheren Kosten bewertet werden; Stickoxid und Schwefeldioxid dafür mit tieferen. Dies entspricht den geographischen Wertvorstellungen, die auch in die entsprechenden, klassischen Ökobilanzmethoden einfließen: Die Methode der ökologischen Knappheit bewertet Feinstaub und VOC im Verhältnis viel stärker als ReCiPe; und umgekehrt für Stickoxid und Schwefeldioxid.

Bei den Schwermetallen wird in der Carbotech₂₀₁₉ Methode nur das Cadmium bewertet, und zwar deutlich tiefer als in der Delft-Methode 2. Es wäre interessant, diese Diskrepanz weiteren Recherchen zu unterziehen.

3.6 Qualitätsmerkmale

Qualitätsmerkmalen kommen in der Beschaffung eine wichtige Rolle zu. Es handelt sich dabei um Kriterien, welche nicht als Zulassungskriterien definiert werden können, aber für die Wahl eines Produktes eine Rolle spielen. Es handelt sich dabei nicht zwingend um Merkmale der Produkt*qualität*, sondern um Kriterien, welche ein Produkt wertvoller oder geeigneter für die beschaffende Stelle machen. Als Beispiele wurden in diesem Projekt der Tragkomfort für die Hemden sowie die Tankinfrastruktur bei den Fahrzeugen gewählt. Andere Beispiele sind Lieferkonditionen, Integration mit bestehenden Systemen, Akzeptanz bei Nutzerinnen etc. Solche Qualitätsmerkmale werden häufig auf einer Skala bewertet (semi-quantitativ) und fließen dann über einen Gewichtungsansatz (siehe auch Kapitel 3.8.3 Gewichtung) in die Bewertung ein.

Bei der Wahl von Qualitätsmerkmalen sind in gewissen Fällen auch die Implikationen über die Produktwahl hinaus zu bedenken; gerade für die öffentliche Hand in ihrer Vorbildfunktion. So kann die Wahl einer vielversprechenden, umweltfreundlichen Technologie, deren Tankinfrastruktur noch nicht ausgebaut ist, auch Signalwirkung haben und den Ausbau der Infrastruktur fördern. Dazu wäre ein anderes Qualitätsmerkmal als Tankinfrastruktur zielführender.

3.7 Exkurs: Methode zur Bewertung von sozialen Einflüssen

Der Einbezug von sozialen Auswirkungen kann auf verschiedenen Arten erfolgen, wie z.B.:

- Mit dem Social Life Cycle Assessment (S-LCA) können für verschiedene Branchen die sozialen Risiken in den unterschiedlichen Ländern bestimmt werden. Dazu gibt es Datenbanken, welche rund 50 Indikatoren

zu Arbeitsbedingungen, Unternehmen, lokaler Gemeinschaft und Gesellschaft ausweisen. Die Auswertung und Interpretation dieser Daten ist nicht gerade einfach, erlaubt aber, mögliche Risiken und Hotspots zu identifizieren. S-LCA Resultate drücken immer nur eine Wahrscheinlichkeit aus, dass gewisse soziale Risiken auftreten. Labels oder Audits können danach die richtigen Werkzeuge sein, um Standort-spezifische Erkenntnisse zu gewinnen.

- Mit geeigneten und zuverlässigen Produkt-Labels kann gewährleistet werden, dass spezifische Anforderungen erfüllt werden.
- Audits können die Wahrscheinlichkeit erhöhen, dass definierte Anforderungen auf Standortebene eingehalten werden.

Eine Vertiefung dieses Themas übersteigt den Rahmen dieses Projektes. Jedoch wird empfohlen, diesen Aspekt weiter zu vertiefen, da er eine wichtige Dimension der Nachhaltigkeit darstellt. Da dieser Aspekt nicht für alle Produktkategorien gleich relevant ist, könnte dies auch nur für diejenigen Produktgruppen gemacht werden, welche in diesem Bereich ein hohes Risiko aufweisen. Für diese Auswahl kann die S-LCA hilfreich sein.

3.8 Zusammenführen der Elemente

Um eine Bewertung über den Einkaufspreis hinaus zu erzielen, werden die Bewertungen zu den monetären Kosten und zur Umweltauswirkung zusammengeführt. Die Herausforderung dabei ist, wie diese unterschiedlichen Bewertungen in eine Beziehung gesetzt werden können. Die folgenden Unterkapitel beschreiben mögliche Ansätze dazu, die alle auf Bewertungssystemen aus den Kapiteln 3.2-3.5 beruhen. Wie aus den Beispielen in den Kapiteln 5 und 6 ersichtlich werden wird, hat die Wahl der Bewertung beachtliche Auswirkungen auf die Gesamtergebnisse, d.h. welches Produkt am besten abschneiden würde.

3.8.1 Portfolio

Die Portfolio-Methode ist eine einfache Gegenüberstellung von maximal zwei Bewertungskriterien und kann auf unsere Situation mit den beiden Kriterien TCO und Umweltbelastung angewendet werden. Meist werden verschiedene Produkte in einer Matrix positioniert, auf deren Achsen die beiden Bewertungskriterien abgebildet werden.

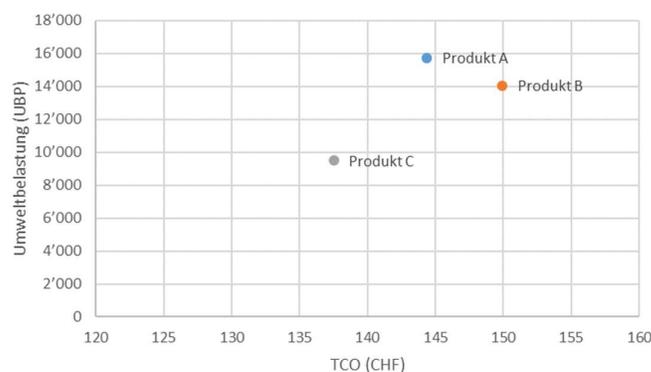


Abbildung 3: Raster der Portfolio-Methode

Der Vorteil dieser Methode ist, dass die Kriterien ohne viel Aufwand einander gegenübergestellt werden können. Da aber keine Gewichtung stattfindet, sind die Ergebnisse häufig nicht eindeutig. Ist zum Beispiel ein Produkt preisgünstiger, hat dafür aber eine höhere Umweltbelastung als das Vergleichsprodukt, lässt sich nicht eindeutig sagen, welches Produkt nun bevorzugt werden sollte. Nur falls ein Produkt in beiden Kategorien am besten abschneidet, kann es eindeutig als das bevorzugte Produkt identifiziert werden.

3.8.2 Ökoeffizienz

Die Ökoeffizienz ist ein Konzept, das ursprünglich entwickelt wurde, um in Geschäftsentscheiden ökonomische und ökologische Dimensionen zu berücksichtigen (WBCSD, 2000). Die Grundidee aus Unternehmenssicht besteht darin, den wirtschaftlichen Wert des eigenen Produktes zu maximieren während die Auswirkungen auf die Umwelt minimiert werden. Dieses Verhältnis kann in der Formel

$$\text{Ökoeffizienz (Unternehmenssicht)} = \frac{\text{Wirtschaftlicher Wert eines Produktes}}{\text{Auswirkungen auf die Umwelt}}$$

beschrieben werden. Verschiedene Strategien oder Prozesse zur Herstellung von Produkten können damit nach ihrer Ökoeffizienz bewertet werden, für die gilt: Je höher der wirtschaftliche Wert und je tiefer die Auswirkungen auf die Umwelt, desto höher die Ökoeffizienz.

Aus Sicht der Kunden (oder der Beschaffenden) ist die Analogie zum wirtschaftlichen Wert des Produktes der zu bezahlende Preis, den der Kunde aber natürlich möglichst tief halten möchte. Die Formel ist in diesem Falle

$$\text{Ökoeffizienz (Kundensicht)} = \frac{1}{\text{Wirtschaftlicher Wert eines Produktes} \times \text{Auswirkungen auf die Umwelt}}$$

Je höher die Öko-Effizienz ist, desto effizienter ist das Geld eingesetzt.

Die Ökoeffizienz ist ein Spezialfall der Gewichtungsmethode (siehe nächster Abschnitt), indem nämlich die Gewichtungsfaktoren für die ökonomische und die ökologische Bewertung je 50% betragen. Da die Ökoeffizienz nur zum Vergleich zwischen Produkten eingesetzt wird und das absolute Resultat nicht relevant ist, können im Nenner der Gleichung beliebige Einheiten eingesetzt werden (z.B. CHF und UBP). Wegen der UBP kann der Nenner sehr gross werden und zur besseren Lesbarkeit wird im Zähler häufig ein höherer Wert eingesetzt.

In den späteren Beispielen werden auch hier die TCO und die UBP verwendet.

Die Vorteile dieser Methode sind die einfache Verrechnung der beiden Bewertungskriterien sowie die konsistente Gleichbewertung von monetären Kriterien und Umweltkriterien. Ob eine Gleichgewichtung von Kriterien aber wirklich der richtige Ansatz ist, kann nicht grundsätzlich beantwortet werden und ist vermutlich eher zu verneinen, da er nicht auf etablierten gesellschaftlichen Wertvorstellungen basiert. Der absolute Wert der Ökoeffizienz hat wegen der unterschiedlichen Einheiten des Nenners keine Aussagekraft per se; der Wert kann nur als Vergleich mit einem anderen Ökoeffizienzwert verwendet werden.

3.8.3 Gewichtung

Die Methode der Gewichtung wird heute schon häufig in der Beschaffung angewendet. Der Grundgedanke ist hier, dass jedes Produkt nach Kriterien wie Preis, Umweltbelastung, Qualität, Lieferfrist, usw. bewertet wird und für jedes Kriterium eine bestimmte Anzahl Punkte verteilt werden. Diese Punkte lassen sich dann aufsummieren und weisen am Schluss jedem Produkt eine finale Punktzahl zu.

Der Name Gewichtung bezeichnet den Schritt der Methode, in dem festgelegt wird, wieviel die jeweiligen Kriterien zum Endresultat beitragen. Die Gewichtung erfolgt meistens basierend auf der Expertise der Beschaffenden. Aus Gründen der Beschaffungsgerechtigkeit wird die Gewichtung jeweils bereits in der Ausschreibung festgelegt.

Der zweite wichtige Aspekt dieses Ansatzes ist die Festlegung der Skalen für die Bewertung der verschiedenen Kriterien. Für jedes Kriterium wird dieselbe Maximalpunktzahl vergeben (sonst gäbe es ja eine doppelte Gewichtung), aber die Abstufung für die weiteren Produkte spielt auch eine entscheidende Rolle.

Für dieses Projekt wurde die folgende Vorgehensweise für die Gewichtung gewählt:

- Alle Produkte werden nach drei Kriterien bewertet, und zwar den gesamten Eigentumskosten (TCO) mit 40% Gewicht, Umweltbelastung mit 30% Gewicht und Qualität (Energieinfrastruktur beim Fahrzeug, Tragkomfort bei den Hemden) mit ebenfalls 30% Gewicht.
- Für jedes Kriterium können maximal 100 Punkte und minimal 0 Punkte erreicht werden (auch von mehreren Produkten).
- Für jedes Kriterium wird der jeweils beste Wert unter den Produkten mit 100 Punkten bewertet.
- Die Minimalpunktzahl von 0 wird vergeben, wenn das Produkt einen definierten schlechtesten Wert übersteigt. Dieser schlechteste Wert wird typischerweise als prozentuale Abweichung vom besten Wert angegeben. Erhält ein Produkt die Minimalpunktzahl für ein Kriterium, bedeutet das aber nicht, dass es vom Wettbewerb ausgeschlossen ist; es erhält einfach in dieser Kategorie keine Punkte. Alle möglichen Ausschlusskriterien werden in den Zulassungskriterien festgelegt.
- Allen Werten zwischen dem besten Wert und dem Wert, der die Minimalpunktzahl erhält, werden durch eine lineare Verteilung Punkte zugeteilt.

Beispiele mit konkreten Zahlen werden in den späteren Kapiteln für die beiden Produktgruppen berechnet.

Die Vorteile dieser Methode sind, dass sie neben den TCO- und Ökobilanzkriterien die Betrachtung von zusätzlichen Bewertungskriterien ermöglicht. Dieser Ansatz verlangt auch, dass Gewichtungsfaktoren festgelegt und begründet werden. Das gibt der beschaffenden Stelle zusätzliche Flexibilität, die Anforderungen an gewisse Produkte oder Produktgruppen nach ihren Wünschen zu gestalten. Diese Anforderungen unterliegen den bestehenden Vorgaben zur Ausschreibung von Beschaffungsaufträgen der öffentlichen Hand.

3.8.4 Ansatz der externen Kosten

Die Methode der externen Kosten baut darauf auf, dass sowohl die gesamten Eigentumskosten (TCO) wie auch die monetarisierten Umweltkosten in der gleichen Einheit ausgedrückt werden und damit addiert werden können.

Das Vorgehen ist auch dementsprechend einfach: Die berechneten gesamten Eigentumskosten (TCO) und die berechneten monetarisierten Umweltkosten werden zusammengezählt und ergeben die *gesamten Produktkosten*. Die Addition pro Lebenszyklusphase ist auch möglich (und ergibt das gleiche Resultat) und offenbart zusätzliche Details zu den Quellen der verschiedenen Kostenarten.

Grundsätzlich wäre es auch möglich, die monetären Kosten und die Umweltkosten unterschiedlich zu gewichten. Wir raten allerdings von dieser Praxis ab, da sie den Eindruck vermittelt, dass die Umweltkosten tiefer (oder höher) seien, als berechnet wurde. Dies führt zu einer Fehleinschätzung der Umweltbelastung, gerade weil sie in der gut fassbaren Einheit Schweizer Franken ausgedrückt wird. Sollen die monetären Kosten und die Umweltbelastung unterschiedlich gewichtet werden, empfiehlt sich die Gewichtung als geeignetere Methode.

Ein grosser Vorteil dieser Methode entsteht aus der Bewertung der monetären Kriterien wie auch der Umweltkriterien in der gleichen Einheit, nämlich Schweizer Franken. Da es sich bei den monetarisierten Umweltkosten ja nicht um eine Gewichtung handelt, sondern um eine Bewertung tatsächlich entstehender externer Kosten, haben die summierten Kosten auch eine Aussagekraft: nämlich die Gesamtkosten, die für die beschaffende Stelle und andere Stakeholder entstehen. Monetarisierte Werte geben uns auch ein besseres Gefühl dafür, ob ein Wert hoch oder tief ist, z.B. im Gegensatz zu den abstrakten UBPs oder Ökoeffizienz.

3.8.5 Zusammenfassung

Die beschriebenen Ansätze, monetäre Kosten und Umweltbelastung zusammenzubringen, haben verschiedene Vor- und Nachteile. Der Ansatz kann auch die Produktwahl beeinflussen, wie wir in den konkreten Beispielen zeigen werden (Kapitel 5.4 und 6.4). Tabelle 5 fasst die Eigenschaften der verschiedenen Ansätze zusammen.

Tabelle 5: Übersicht Ansätze zur Zusammenführung der Elemente

	Berücksichtigt Ökonomie und Umwelt	Ermöglicht eindeutige Produktbewertung	Ermöglicht eigene Gewichtung	Einheit des Resultats steht in Bezug zu Geschäftskennzahlen
Portfolio	Ja	Nein	Nein	Nein
Ökoeffizienz	Ja	Ja	Nein	Nein
Gewichtung	Ja	Ja	Ja	Nein
Externe Kosten	Ja	Ja	Nein	Ja

4 Datenbedarf und Datenbeschaffung

Im Kapitel 3 wurden verschiedene Methoden beschrieben, mit denen Produkte bzgl. ihrer Kosten und Umweltbelastung bewertet werden können. All diese Methoden basieren auf der Annahme, dass ein Minimum an Daten vorhanden ist, um die Berechnungen sinnvoll durchführen zu können. Wie bei anderen Analysen auch kann eine (quantitativ und qualitativ) verbesserte Datengrundlage die Aussagekraft der Resultate erheblich verbessern. Eine verbesserte Datengrundlage ist aber immer auch mit mehr Aufwand verbunden. Daher gilt es, den Zielkonflikt zwischen einer umfassenden Datengrundlage und dem entsprechenden Aufwand optimal zu lösen.

In diesem Kapitel werden der Datenbedarf und die Datenbeschaffung generell besprochen. Die spezifischen Daten werden in den Kapiteln über die jeweiligen Produktgruppen diskutiert.

4.1 Welche Daten sind relevant?

Im Hinblick auf das Ziel dieser Studie, nämlich das ökonomisch und ökologisch günstigste Produkt in einer gegebenen Situation zu beschaffen, sind all jene Daten grundsätzlich relevant, welche einen Einfluss auf diese Auswahl haben könnten. Um dies zu beurteilen, haben wir anfänglich eine grobe Analyse durchgeführt, um die wichtigsten Hotspots der TCO und der Umweltbelastung zu identifizieren. Für diese Hotspots haben wir dann sichergestellt, dass wir genügend gute Datenpunkte haben, um ein aussagekräftiges Resultat zu erhalten. Da das Verhältnis zwischen der Bewertung der monetären Kosten und der Umweltbelastung nicht von vornherein gegeben ist (sondern von der Bewertungsvariante abhängig ist, siehe Kapitel 3.8), wurden die relevanten Daten für die Bereiche monetäre Kosten und Umweltbelastung unabhängig voneinander bestimmt. Dieser Ansatz stellt sicher, dass in beiden Bereichen die relevanten Daten berücksichtigt werden. Für die Hotspots der TCO wurde der Produktlebenszyklus ab Einkauf betrachtet. Dieser Teil des Lebenszyklus ist für die meisten Produkte relativ überschaubar. Zudem halfen bestehende TCO-Analysen, einen ersten Eindruck der wichtigsten Kostenpunkte zu erhalten (ein Beispiel für Fahrzeuge ist im Anhang aufgeführt).

Die Hotspots der Umweltbelastung zu identifizieren ist mit mehr Aufwand verbunden. Eine vom BAFU in Auftrag gegebene Relevanzmatrix für die verschiedenen Produktgruppen (Faist & Schlierenzauer, 2019) bietet dann gute Hinweise auf Umwelt-Hotspots, wenn noch keine weiterführende Analysen durchgeführt wurden. Sie ist aber zu ungenau, um den Datenbedarf für eine Analyse der Umweltbelastung durchführen zu können. Deshalb haben wir, wie in der Ökobilanzierung üblich, durch einen iterativen Prozess die grössten Umweltbelastungs-Hotspots identifiziert und diese dann mit detaillierteren Datenpunkten erweitert.

4.2 Wie kommt man an diese Daten?

Die Daten für die TCO Berechnung kommen von verschiedenen Quellen. Der Einkaufspreis ist Teil der Offerte und kommt direkt vom Anbietenden. Die Unterhaltskosten können für gewisse Produkte auch vom Anbietenden angegeben werden, allerdings wird es sich dabei häufig um idealisierte Werte handeln (z.B. Kraftstoffverbrauch von Fahrzeugen). Die Unterhaltskosten können von der beschaffenden Stelle u.U. besser abgeschätzt werden. Gewisse Kostenpunkte sind öffentlich verfügbar und können entsprechend recherchiert werden (z.B. Steuern, Entsorgungskosten).

Zur Bestimmung der Umweltbelastung spielen Hintergrund- und Vordergrunddaten eine wichtige Rolle. Als Hintergrunddaten werden die Zusammenhänge zwischen wirtschaftlichen Aktivitäten (Herstellung eines Materials, Energiegewinnung, Transporte etc.) und deren Umweltbelastung bezeichnet. Diese Hintergrunddaten sind für viele Produkte und Prozesse in Ökobilanzierungsdatenbanken wie z.B. UVEK 2018 hinterlegt und müssen meist nicht neu definiert werden (aber allenfalls auf konkrete Situationen angepasst werden). Als Vordergrunddaten bezeichnet man die Daten, welche auf ein spezifisches Produkt oder eine spezifische Firma zutreffen. Dies sind z.B. die Menge Material, die in einem Produkt enthalten ist; die Herstellungsprozesse; der Energiemix, der für die Herstellung verwendet wird; etc. Diese Angaben stammen idealerweise direkt vom Anbietenden, da er/sie die Details der eigenen Lieferkette am besten kennt. Sind diese Daten dem Anbietenden nicht bekannt oder nicht einfach verfügbar, kann auch mit Schätzungen gearbeitet werden (z.B. der vorherrschende Strommix eines Landes).

4.3 Datenqualität und Einfluss auf die Ergebnisse

Die Qualität von Daten hat verschiedene Aspekte wie Genauigkeit, Alter, Zuverlässigkeit etc. Ein offerierter Einkaufspreis hat z.B. eine relativ hohe Zuverlässigkeit, d.h. er wird vermutlich in dieser Höhe zu bezahlen sein. Die Schätzung der zukünftigen Unterhaltskosten hingegen ist schwieriger abzuschätzen und kann sich ohne weiteres nach oben oder unten bewegen. Auch die berechneten Umweltschäden können anders ausfallen als erwartet, z.B. wenn die Angaben zum Energieverbrauch ungenau waren, wenn es Fortschritte in der Entsorgungstechnologie gibt, wenn das Fahrverhalten der Nutzenden zu einem anderen Kraftstoffverbrauch führt als erwartet etc.

Die Ergebnisse der im Kapitel 3 beschriebenen Methoden müssen deshalb immer mit Blick auf ihre Zuverlässigkeit (bzw. Unsicherheit) interpretiert werden. Resultate, die wenige Prozentpunkte auseinanderliegen, sagen nicht zwingend aus, dass ein Produkt eindeutig besser ist als ein anderes, sondern die beiden Produkte könnten «im Rahmen der Unsicherheit» auch gleich bewertet werden. Das kann unbefriedigend sein, da man mit eindeutigen Resultaten einfacher Entscheide fällen kann. Anders ausgedrückt heisst es aber auch, dass bei sehr ähnlicher Bewertung von zwei Produkten auch beide eine gute Wahl sein können. Wichtig ist es, insbesondere bei ähnlichen Ergebnissen, für möglichst viele Inputdaten eine hohe Qualität anzustreben.

5 Berechnungen am Beispiel Fahrzeuge

Dieses Beispiel wurde von der Auftraggeberin gewählt, da Fahrzeuge in der öffentlichen Hand ein häufiges Beschaffungsgut sind. Aus der Perspektive der TCO und der Ökobilanz sind Fahrzeuge besonders spannend, weil sie in der Lieferkette und während der Nutzungsphase nennenswerte Kosten und Umweltbelastungen verursachen.

5.1 Funktionale Einheit und Systemgrenzen

Als Funktionale Einheit (FU, Functional Unit) wurde ein Personenwagen der unteren Mittelklasse über einen Betrachtungszeitraum von 100'000 Kilometer bestimmt. Die Produktlebensdauer wird als 150'000 Kilometer angenommen, das heisst am Ende der Betrachtungszeitraum kann das Fahrzeug von einer anderen Besitzerin noch weiterverwendet werden. Die Hintergrunddaten vom UVEK gehen von der gleichen Lebensdauer aus.

Für die Vergleichsprodukte wurden Personenwagen mit verschiedenen Antriebssystemen gewählt⁹. Die Auswahl wurde für dieses Projekt nicht anhand eines spezifischen Pflichtenheftes durchgeführt, sondern es wurden in der Grösse und in der Leistung ähnliche Fahrzeuge ausgesucht. Grundlage für die Fahrzeugwahl und viele Fahrzeugdaten war die Auto-Umweltliste des Verkehrsclubs der Schweiz (VCS, 2019).

Die vier betrachteten Modelle sind ein Volvo V40 mit Dieselmotor, ein VW Golf VII mit Erdgasantrieb, ein Nissan Leaf Elektrofahrzeug und ein Toyota Prius Hybrid (siehe Abbildung 4).

⁹ Die Unterschiede zur Betrachtung verschiedener Fahrzeugmodelle mit dem gleichen Antriebssystem wird im Kapitel 5.3.5 kurz diskutiert

			
Diesel	Erdgas (CNG)	Elektro	Hybrid (Benzin)
Volvo V40 2.0	VW Golf VII DSG	Nissan Leaf	Toyota Prius
1'600 kg	1'480 kg	1'585 kg	1'580 kg
88 kW	96 kW	110 kW	90 kW
Automat	Automat	Automat	Automat
CHF 33'400.-	CHF 36'900.-	CHF 37'990.-	CHF 34'990.-

Abbildung 4: Vergleichsprodukte Fahrzeuge

Für die Systemgrenzen wurde ein Cradle-to-Grave Ansatz gewählt, also die Berücksichtigung der Rohstoffgewinnung und der Herstellung der Produkte sowie deren Nutzung und Entsorgung. Die Systemgrenzen müssen für die Erhebung der monetären Kosten und der Umweltbelastung identisch sein, um einen späteren Vergleich zu ermöglichen. Bei den Fahrzeugen wurde die Infrastruktur wie z.B. Strassen über die Hintergrunddaten der Ökobilanzierung mitgerechnet; eventuelle Infrastrukturkosten die dem Beschaffenden anfallen, wie z.B. Ladestationen für Elektrofahrzeuge oder Parkplätze, wurden aber ausgeblendet.

5.2 Datengrundlage

Die folgenden Kapitel beschreiben, welche Daten für die Berechnungen der Fahrzeuge herangezogen wurden. Insgesamt werden 23 Kennzahlen verwendet, produktspezifisch (z.B. der Preis) oder allgemein (z.B. die Inflationsrate). Die Daten stammen von den Anbietenden, der Beschaffungsstelle, sind öffentlich verfügbar oder sind Annahmen (siehe Tabelle 6). Die untenstehende Gruppierung ist als eine Mindestanforderung zu verstehen. Können die Anbietenden oder die Beschaffungsstellen noch mehr Daten liefern (z.B. welchen Strommix sie tatsächlich verwenden), werden diese Angaben den Annahmen vorgezogen.

Tabelle 6: Datenbedarf Fahrzeuge

Quelle der Daten	Kennzahlen	Anzahl
Anbietende	Einkaufspreis; Kraftstoff- und Elektrizitätsverbrauch; Lebensdauer Fahrzeug (km); Lebensdauer Batterie (km); Fahrzeugtyp; Gewicht Fahrzeug; Gewicht Batterie Transportmittel	8
Beschaffungsstelle	Gefahrene Kilometer pro Jahr; Unterhalt- und Reparaturkosten; Entsorgungsart	3
Öffentlich verfügbar oder Annahmen	Faktor realitätsnahes Fahren; Versicherungskosten; Steuern; Subventionen Wertverlust; Diskontierungssatz; Inflationsrate; Automobilsteuer; Motorfahrzeugsteuer; Subventionen; Transportdistanzen; Annahmen zum Strommix; Kaufkraftparität; Umweltdaten aus UVEK 2018	12 + UVEK

Da dieses Projekt nicht auf einer Ausschreibung basiert, wurden in den folgenden Kapiteln zum grössten Teil recherchierte Daten verwendet.

5.2.1 Daten zu monetären Kosten

Einkaufspreis

Die Listenpreise stammen aus der Auto-Umweltliste (VCS, 2019).

Tabelle 7: Listenpreise für Personenwagen

Fahrzeug	Listenpreis
Volvo V40 (Diesel)	33'400 CHF
Nissan Leaf (Elektro)	37'990 CHF
VW Golf VII (CNG)	36'900 CHF
Toyota Prius (Hybrid)	34'990 CHF

Steuern

In der Schweiz erhebt der Bund auf Neufahrzeuge eine Automobilsteuer von 4% gemäss Artikel 13 des Automobilsteuergesetzes (Bundesversammlung, 2017). In unserer Modellierung wird diese Steuer direkt mit dem Einkaufspreis verrechnet.

Zusätzlich wird eine jährliche Motorfahrzeugsteuer von den Kantonen erhoben. Die Steuer variiert von Kanton zu Kanton, und zwar in der Höhe wie auch der Bemessungsgrundlage. Im Kanton Basel-Stadt wird die Steuer basierend auf dem Fahrzeuggewicht und den CO₂-Emissionen erhoben (TCS, 2018). Auf Basis der Beispiele in diesem TCS Bericht wurden Näherungsrechnungen für die vier Fahrzeuge errechnet.

Tabelle 8: Motorfahrzeugsteuer für Personenwagen

Fahrzeug	Motorfahrzeugsteuer pro Jahr
Volvo V40 (Diesel)	470 CHF
Nissan Leaf (Elektro)	282 CHF
VW Golf VII (CNG)	437 CHF
Toyota Prius (Hybrid)	428 CHF

Werterhalt

Der Wertverlust/-erhalt spielt eine wichtige Rolle für die Bestimmung der monetären Kosten, da er den Restwert des Fahrzeuges am Ende der Betrachtungsperiode bestimmt. Die Auto Zeitung (2017) spricht von 25% Wertverlust im ersten Jahr und danach 5-6% pro Jahr. Das würde aber einer Abschreibungsdauer von 13-16 Jahren entsprechen, was für ein Geschäftsauto zu lange ist. Diverse andere Quellen gehen davon aus, dass ein Neuwagen nach ca. vier Jahren die Hälfte des Wertes verloren hat. Eine klare Aussage dazu, welcher Antriebstyp den besten Werterhalt hat, scheint aber schwierig (siehe Tabelle 9).

Tabelle 9: Werterhalt von Personenwagen

Die Tabelle gibt den Restwert nach dem Betrachtungszeitraum in Prozent des Verkaufspreises wieder. Eine klare Schlussfolgerung ist aber aus diesen Informationen nicht möglich.

Studie	Betrachtungszeitraum	Restwert Dieselfahrzeug	Restwert Elektrofahrzeug
Harloff (2019)	4 Jahre	53%	47%
Franz (2019)	4 Jahre	52%	58%

Aus der Zusammenführung dieser Quellen haben wir uns für einen Wertverlust von 25% im ersten Jahr und 8% in jedem weiteren Jahr entschieden, und zwar für alle Antriebstypen. Damit beträgt die Abschreibungsdauer knapp 10 Jahre und der Restwert nach 4 Jahren liegt ungefähr bei der Hälfte ($100\% - (25\% + 3 \cdot 8\%) = 51\%$). Wird das Fahrzeug vor Ablauf der Abschreibungsdauer weiterverkauft, ergibt sich eine monetäre Gutschrift.

Energiekosten

Nutzungskosten fallen entweder pro gefahrener Kilometer oder pro Betriebsjahr an. Der Fahrzeugbetrieb wird als 20'000 Kilometer pro Jahr angenommen, identisch mit einer Studie von ASTRA zur Optimierung der Fahrzeugflotte (ASTRA, 2013). Eine schwedische TCO-Studie von Hagman et al. (2016) ging von 15'000 Kilometer pro Jahr aus; es handelte sich dabei aber auch um Privatfahrzeuge, welche typischerweise weniger ausgelastet sind.

Die Energiekosten setzen sich aus Verbrauch und Energiepreisen zusammen. Für den Verbrauch wurden wiederum die Annahmen aus der Auto-Umweltliste verwendet. Um die TCO-Berechnung möglichst realitätsnah zu gestalten, wurden die optimistischen Herstellerangaben aber erhöht, um näher an den tatsächlichen Verbrauch einer typischen Autofahrerin abzubilden. Als Quelle hierzu wurden die Analyse von Hagman et al. (2016) herangezogen, in welcher basierend auf Testfahrten von mindestens 1'500 Kilometern der tatsächliche Verbrauch gemessen wurde. Die Ergebnisse zeigten, dass ein Diesel-Personenwagen 43% mehr Kraftstoff verbraucht als angegeben (getestet wurde ein Volvo V40 D3); ein Hybrid-Personenwagen 28% mehr Kraftstoff (getestet wurde ein Toyota Prius); und ein Elektroauto ebenfalls 28% mehr Elektrizität (getestet wurde ein BMW i3). Die Studie hat keine Erdgas-Fahrzeuge getestet. Zwei im Internet dokumentierte Testfahrten mit Erdgas-Fahrzeugen, einem Seat Leon und einem Skoda Octavia, fanden einen geringeren Erdgasverbrauch als vom Hersteller angegeben, allerdings unter leicht abweichenden Bedingungen (Autoevolution.com, 2017; Motorsport-Total.com, 2019). Für das Erdgasfahrzeug wurde deshalb die Herstellerangabe als realitätsnaher Verbrauch verwendet.

Für die Energiepreise wurden aktuelle Preise in der Region Basel verwendet. Die Preise für Benzin und Diesel stammen vom TCS (TCS, 2019); die CNG Preise sind aktuelle Preise einer Tankstelle im Raum Basel (cng-mobility.ch, 2019) und die Elektrizitätskosten stammen vom Tarifblatt der Industriellen Werke Basel (Industrielle Werke Basel, 2019).

Für die Energiekosten ergibt sich demnach die folgende Übersicht:

Tabelle 10: Energiekosten für Personenwagen

Die Quellen sind im Text oben angegeben.

Fahrzeug	Energieverbrauch (gemäss Hersteller)	Faktor realitätsnahes Fahren	Energiepreis (CHF)	Energiekosten (CHF/km)
Volvo V40 (Diesel)	5.4 Liter/100km	43%	1.70 CHF/Liter	0.13 CHF/km
Nissan Leaf (Elektro)	20.6 kWh/100km	28%	0.31 CHF/kWh	0.08 CHF/km
VW Golf VII (CNG)	4.6 kg/100km	0%	1.47 CHF/kg	0.07 CHF/km
Toyota Prius (Hybrid)	4.7 Liter/100km	28%	1.67 CHF/Liter	0.10 CHF/km

Versicherung

Für die vier Fahrzeugtypen wurden auf comparis.ch jeweils identische Versicherungsangebote erstellt und der Durchschnittspreis der drei besten Angebote berechnet (Tabelle 11). Die Angebote enthalten Haftpflicht und Vollkasko. Eine Berechnung eines CNG-Fahrzeuges war nicht möglich; als Näherung wurde ein Benzin-fahrzeug desselben Herstellers (VW) gerechnet.

Tabelle 11: Versicherungskosten für Personenwagen

Fahrzeug	Versicherungskosten pro Jahr
Volvo V40 (Diesel)	817 CHF
Nissan Leaf (Elektro)	676 CHF
VW Golf VII (CNG)	813 CHF
Toyota Prius (Hybrid)	766 CHF

Unterhalt

Aussagen zu den Unterhaltskosten variieren je nach Quelle und Land. Übereinstimmend werden aber für das Elektrofahrzeug die tiefsten Wartungskosten geschätzt. Das liegt am einfacheren Aufbau des Antriebes, der auf eine Kupplung und viele bewegliche Verschleissteile verzichten kann. Zudem wirkt sich die Rekuperation von Bremsenergie über den Motor schonend auf die Bremsen aus.

Als Grundlage für unsere Annahmen dienten die Abschätzungen einer der wenigen Schweizer Studien zu diesem Thema (ASTRA, 2013). Diese Studie ging von jährlichen Kosten von CHF 1'715.- für einen Nissan Leaf und CHF 1'975.- für einen Toyota Prius aus. Der Durchschnitt der drei betrachteten Elektrofahrzeuge liegt bei ca. CHF 1780.-.

Studien zum Unterhalt von Dieselfahrzeugen gibt es v.a. aus dem Ausland. Die Unterhaltskosten von Elektrofahrzeugen und Dieselfahrzeugen unterscheidet sich in den betrachteten Studien um einen Faktor 1.2, 1.3, 1.5 (alle Deutschland), 2.5 (UK) und 2.7 (US) (Brennan & Barder, 2016; GoingElectric, 2012; Palmer et al., 2018; Propfe et al., 2012; R+V24, 2018). Wir wählten als Annahme einen Faktor 1.5 und haben entsprechend die Unterhaltskosten eines Elektrofahrzeuges mit diesem Faktor multipliziert um die Kosten für das Diesel- und CNG-Fahrzeug zu erhalten.

Ausgehend von diesen Informationen, werden folgende Unterhaltskosten angenommen:

Tabelle 12: Unterhaltskosten für Personenwagen

Fahrzeug	Unterhaltskosten pro Jahr
Volvo V40 (Diesel)	2'670 CHF
Nissan Leaf (Elektro)	1'715 CHF
VW Golf VII (CNG)	2'670 CHF
Toyota Prius (Hybrid)	1'975 CHF

Ersatzbatterie Elektrofahrzeug

Die Lebensdauer der Batterie ist im Berechnungsmodell als 150'000 Kilometer festgelegt. Dieser Wert wurde von der Projektgruppe des BAFU empfohlen und findet sich auch in anderen Quellen (Conrad, 2019; eigene Projekte). Da die Lebensdauer für das Elektrofahrzeug und die Batterie identisch sind, wurden die beiden Komponenten nicht separat modelliert.

5.2.2 Daten zu Umweltauswirkungen

Die Berechnung der Umweltauswirkungen der Fahrzeuge basieren auf Hintergrunddaten aus UVEK (KBOB et al., 2018), insbesondere den folgenden Prozessen:

- Transport, passenger car, medium size, diesel, EURO 6/personkm/CH U
- Transport, passenger car, electric, LiNCM, certified electricity/personkm/CH U
- Transport, passenger car, petrol/natural gas/RER/I U
- Transport, passenger car, plug-in hybrid, petrol, certified electricity, EURO 6/personkm/CH U

Diese Grundprozesse wurden nach Produktphase segmentiert und gemäss den oben beschriebenen Annahmen angepasst.

Der Gasverbrauch des CNG-Personenwagens wurde an das Emissionsniveau EURO 6 angepasst (der Hintergrundprozess verwendete noch EURO 3). Dazu wurde wie für die UVEK-Prozesse auch das Handbook of Emission Factors for Road Transport (HBEFA) von INFRAS (2019) verwendet.

Die Umweltauswirkungen der Entsorgung wurden auch über die bestehenden UVEK-Prozesse modelliert.

5.2.3 Daten, die nicht berücksichtigt wurden

- Besitzer von Elektrofahrzeugen verwenden häufiger Ersatz Transportmittel für längere Distanzen. Dies wurde nicht berücksichtigt. Siehe z.B. (Brennan & Barder, 2016, p. 7)
- Mögliche Unterschiede im Fahrverhalten oder in der Unfallquote wurden nicht berücksichtigt.
- Reparaturkosten aus Unfällen oder anderen unvorhersehbaren Ereignissen wurden nicht bewertet.
- Die Herkunft des Fahrzeuges wurde auf Europa festgelegt und damit die Transportdistanzen harmonisiert. Die Herkunft des Fahrzeuges könnte aber abgefragt werden. Der Transport per Schiff aus Asien (z.B. China) würde die Umweltbelastung eines Fahrzeuges um ca. 0.5 Millionen UBP erhöhen. Dies macht gegenüber den späteren Resultaten ca. 1.5 % der Umweltbelastung aus.

5.3 Berechnungen und Resultate Fahrzeuge

5.3.1 Einkaufspreis

Der Einkaufspreis setzt sich aus dem Listenpreis und der Automobilsteuer zusammen. Beim Vergleich schneidet das Diesel-Fahrzeug am besten ab, während das Elektrofahrzeug am teuersten ist (Abbildung 5). Der Preisunterschied zwischen dem günstigsten und dem teuersten Fahrzeug ist 14%. Das Hybridfahrzeug kommt auf den zweiten Platz (5% teurer), das CNG-Fahrzeug auf den dritten.

Resultat: Das Dieselfahrzeug ist am günstigsten.

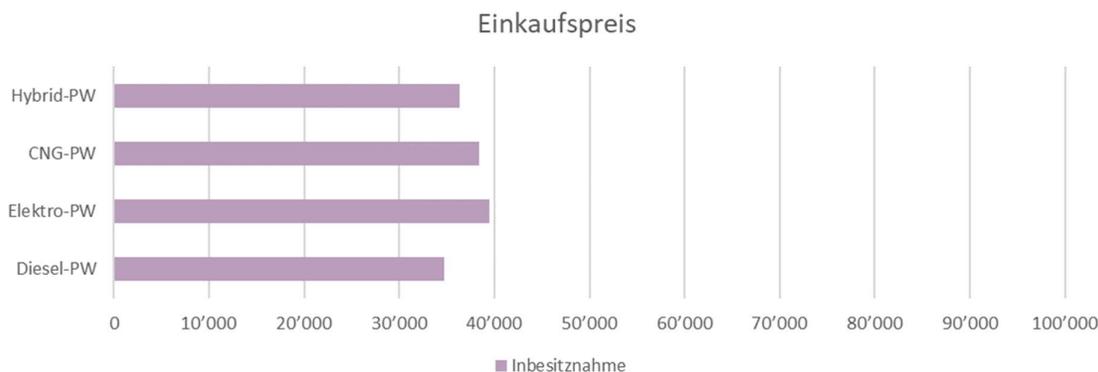


Abbildung 5: Vergleich der Fahrzeuge nach Einkaufspreis

5.3.2 Gesamte Eigentumskosten (TCO)

Für die Berechnung der Gesamtkosten wurden die im Kapitel 5.2.1 beschriebenen Daten verwendet.

Für die Nutzungsphase wurden die Ausgaben über den Betrachtungszeitraum von 100'000 Kilometer berechnet. Mit den geschätzten gefahrenen Kilometern von 20'000 Kilometer entspricht das einem Zeitraum von fünf Jahren. Dies entspricht auch einer Nennung aus der Begleitgruppe, die auf eine Benutzungsdauer von 4-5 Jahren ausging. Die meisten Kosten wurden auf der Basis eines Kilometers erhoben, nur die Versicherungskosten und die Steuern wurden auf Jahresbasis und unabhängig von der Fahrdistanz verrechnet.

Für die Entsorgung wurden keine eigentlichen Entsorgungskosten verrechnet, sondern der Restwert des Fahrzeuges anhand der Werterhaltungsraten.

Die Resultate (Abbildung 6) zeigen, dass sich bei der Betrachtung der gesamten TCO (Abbildung oben) das Elektrofahrzeug am besten abschneidet, während das Dieselfahrzeug nun am teuersten ist. Die Spanne beträgt hier 14%. Das Hybrid-Fahrzeug ist wiederum auf dem zweiten Platz (nur 4% höher als das Elektrofahrzeug), das CNG-Fahrzeug auf dem dritten (+8%).

Trotz des hohen Einkaufspreises kommt dem Elektrofahrzeug zugute, dass es tiefe Energiekosten pro Kilometer verursacht (der CNG-Verbrauch ist noch etwas günstiger) und bei den Unterhalts-, Versicherungskosten und bei den Steuern am besten abschneidet (Abbildung unten). Die Nutzungskosten (grüner Balken) sind beim Elektrofahrzeug ca. halb so gross wie der Einkaufspreises (violetter Balken); beim Dieselfahrzeug sind sie etwa gleich hoch; beim CNG- und Hybrid-Fahrzeug liegen sie dazwischen.

Die Gutschrift am Ende der Betrachtungsdauer (Entsorgung) ist als negativer Wert dargestellt (rot) und ist bei allen Fahrzeugen vergleichbar.

Alle Werte wurden je nachdem, wann sie anfallen, auf den Kauftermin diskontiert. Allerdings spielt bei einem Betrachtungszeitraum von fünf Jahren dieser Faktor eine sehr geringe Rolle.

Resultat: Das Elektrofahrzeug ist am günstigsten, allerdings fast gleichauf mit dem Hybridfahrzeug.

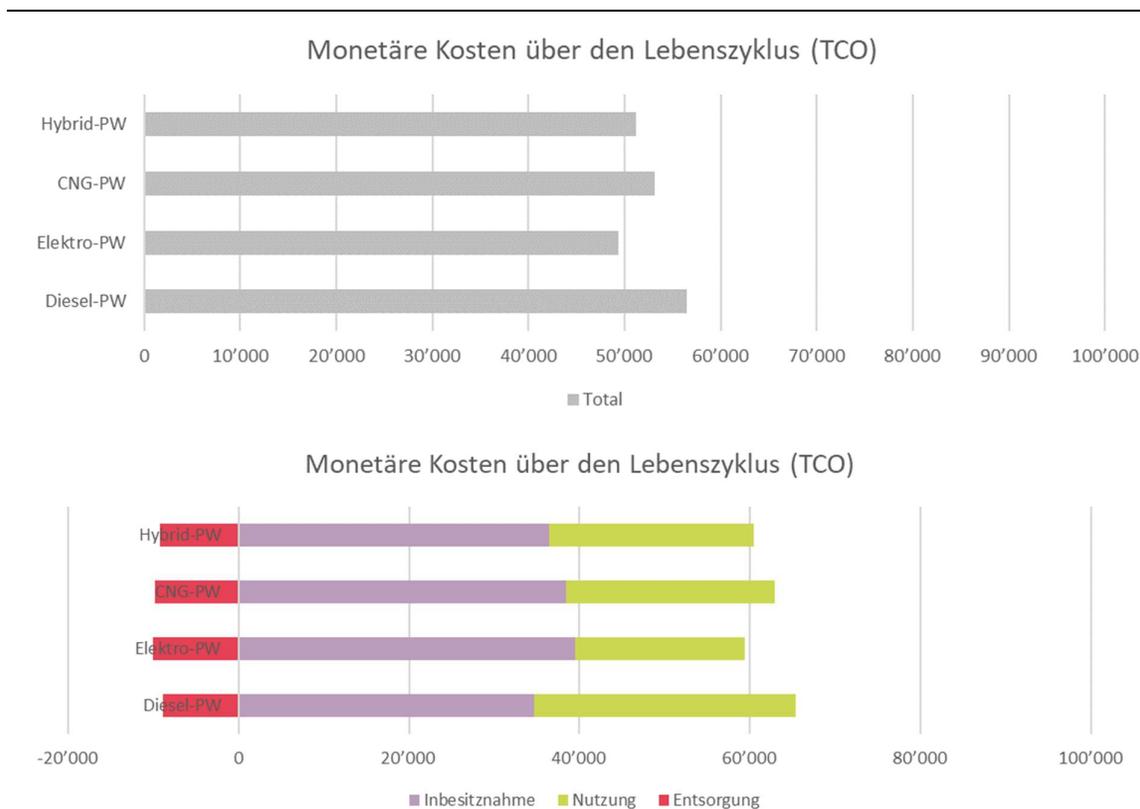


Abbildung 6: Vergleich der Fahrzeuge nach TCO

5.3.3 Umweltbelastung (LCA)

Die Ökobilanzierung erfolgte nach der Methode der Ökologischen Knappheit und vergleicht die Umweltbelastung der Fahrzeuge über den gesamten Lebenszyklus.

Die Resultate (Abbildung 7) zeigen, dass insgesamt das Elektro-Fahrzeug die geringste Umweltbelastung verursacht, mit knapp 29 Millionen UBP. Das CNG-Fahrzeug verursacht ebenfalls knapp unter 29 Millionen UBP. Doch die Verteilung über den Lebenszyklus ist bei den beiden Fahrzeugen sehr unterschiedlich. Während beim CNG-Fahrzeug der Grossteil der Belastung während der Nutzungsphase anfällt, ist beim Elektro-Fahrzeug die Rohstoffbereitstellung (und darin insbesondere diejenige der Batterie) die bedeutendste Phase.

Das Diesel-Fahrzeug hat eine leicht höhere Umweltbelastung (32 Millionen UBP) mit sehr ähnlicher Verteilung über den Lebenszyklus wie das CNG-Fahrzeug, was bei der relativen Ähnlichkeit der beiden Fahrzeugtypen nicht überrascht.

Das Hybrid-Fahrzeug verbucht knapp über 30 Millionen UBP und fällt in der Verteilung zwischen die reinen Kraftstofffahrzeuge und das Elektrofahrzeug. Die Hybrid-Batterie ist mit ca. 80 kg deutlich schwerer als eine normale Autobatterie, was sich auf eine höhere Umweltbelastung in der Rohstoffbereitstellung auswirkt. Die Batterie ist aber noch deutlich kleiner als beim Elektrofahrzeug (ca. 320 kg).

Die Herstellung der Fahrzeuge, die Transporte in die Schweiz sowie die Entsorgung spielen im Vergleich zur Gesamtbelastung eine relativ geringe Rolle.

Insgesamt betrachtet verursacht das Diesel-Fahrzeug eine 12% höhere Umweltbelastung als das Elektro-Fahrzeug.

Resultat: Das Elektro-Fahrzeug verursacht die geringste Umweltbelastung.

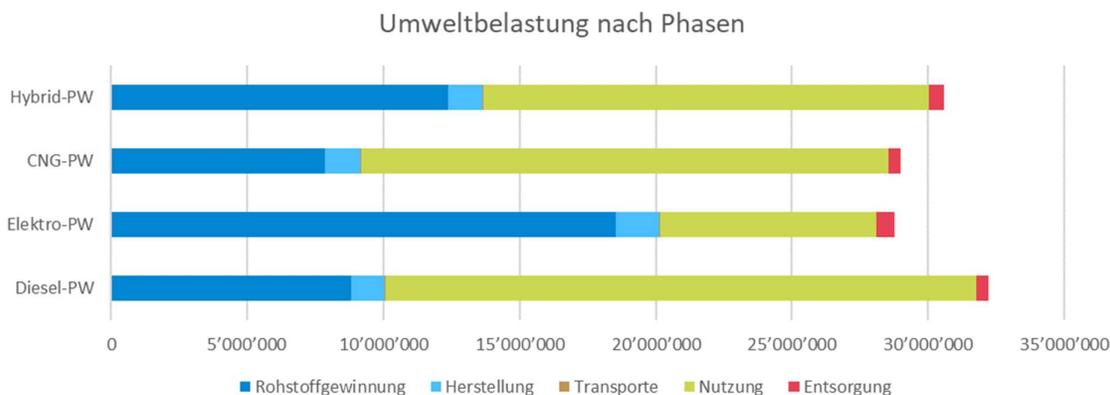


Abbildung 7: Vergleich der Fahrzeuge gemäss Ökobilanzierung (nach Lebenszyklus-Phase)

5.3.4 Externe Kosten (Monetarisierung)

Für die Monetarisierung werden die verschiedenen Methoden gemäss Kapitel 3.5 angewendet.

Delft-Methode 1

Berechnet man die externen Kosten nach der ursprünglichen Delft-Methode, kommt man auf relativ tiefe Umweltkosten von zwischen CHF 4'100.- (CNG) und CHF 5'800.- (Diesel), einer Spanne von 40%.

Resultat: Das CNG-Fahrzeug verursacht die geringsten Umweltkosten.

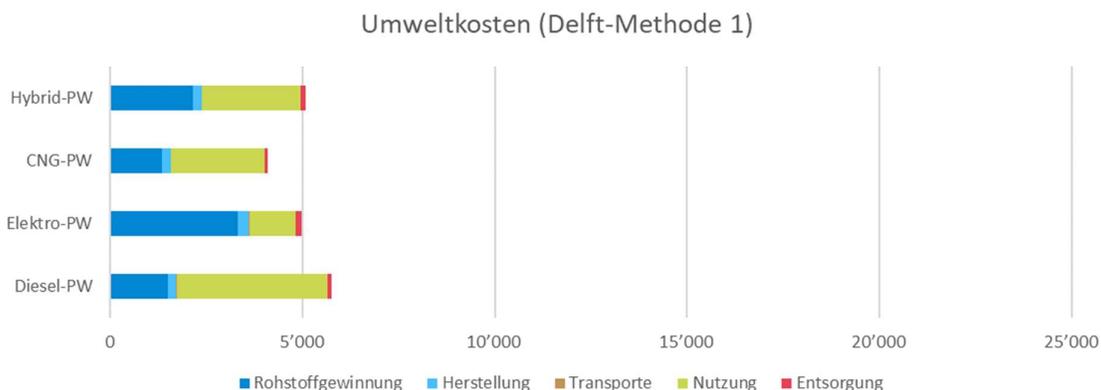


Abbildung 8: Umweltkosten nach Delft-Methode 1

Delft-Methode 2

Die Delft-Methode 2 ist sehr ähnlich wie die Delft-Methode 1, wurde von uns aber um den Verbrauch von Wasserressourcen ergänzt und v.a. auf das Preisniveau der Schweiz angepasst. Dadurch steigen die Umweltkosten für alle Fahrzeuge um 108-127%, je nach Exponiertheit bezüglich dieser Umweltthemen. Die Reihenfolge der Fahrzeuge ändert sich aber nicht.

Resultat: Das CNG-Fahrzeug verursacht die geringsten Umweltkosten.

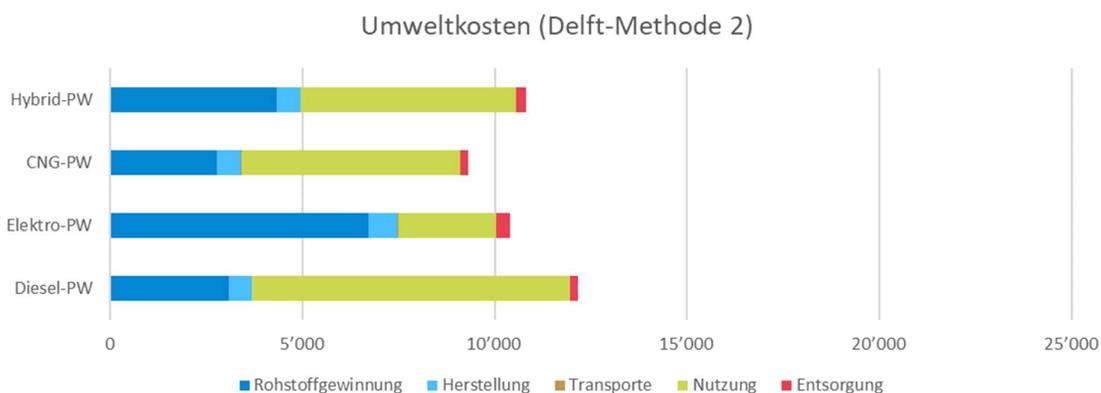


Abbildung 9: Umweltkosten nach Delft-Methode 2

Bewertungsansatz Carbotech₂₀₁₉

Die Umweltkosten nach dem Bewertungsansatz Carbotech₂₀₁₉ gerechnet liegen alle zwischen CHF 19'000.- und CHF 22'700.- und sind damit innerhalb einer Spanne von nur 19.5%.

Resultat: Das Elektro-Fahrzeug verursacht die tiefsten Umweltkosten.

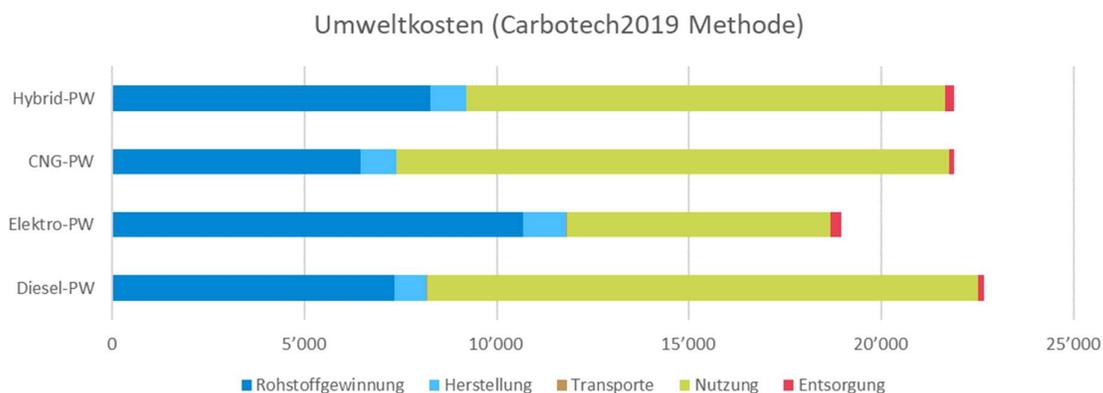


Abbildung 10: Umweltkosten nach Bewertungsansatz Carbotech2019

Die Verteilung auf die verschiedenen Lebenszyklusphasen ist hier ähnlich wie bei den Delft-Methoden, allerdings mit einer etwas stärkeren Bedeutung der Nutzungsphase. Ein Hauptgrund dafür ist, dass diese Methode auch die externen Kosten des Lärms berücksichtigt, welcher bei Fahrzeugen insbesondere während der Nutzungsphase anfällt.

5.3.5 Zusammenführen und Resultate

5.3.5.1 Portfolio

Die einfache Gegenüberstellung von TCO und Umweltbelastung mit dem Portfolioansatz ist in Abbildung 11 dargestellt. In dieser Darstellung ist ein Produkt umso attraktiver, je weiter es unten links angesiedelt ist. Der Elektro-PW schneidet am besten ab. Der CNG- und der Hybrid-PW lassen sich allerdings nicht beurteilen, da der eine PW eine tiefere Umweltbelastung aufweist, der andere aber tiefere TCO. Da beim Portfolio-Ansatz das Verhältnis zwischen den beiden Werten nicht definiert ist, lässt die vorliegende Situation keine klare Aussage zu. Der Diesel-PW schneidet aber eindeutig am schlechtesten ab.

Beschaffungsentscheid: Der Elektro-PW schneidet am besten ab.

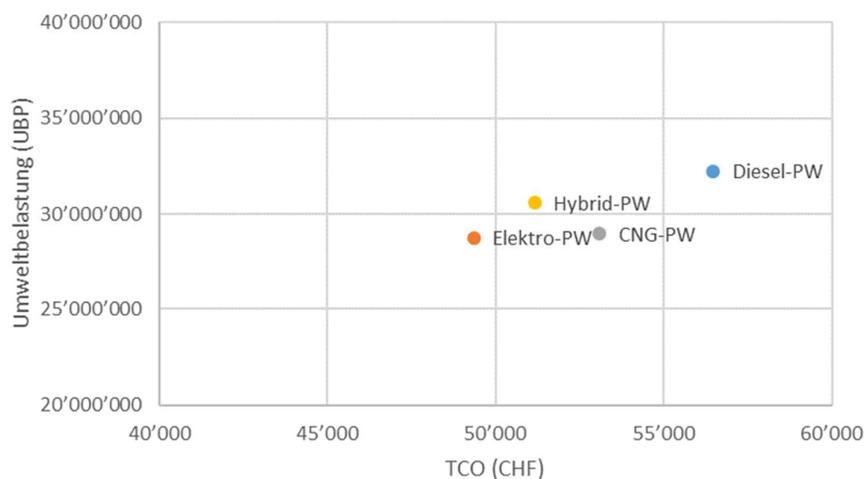


Abbildung 11: Resultate Fahrzeuge - Portfolio

5.3.5.2 Ökoeffizienz

Die Ökoeffizienz wurde mit der Formel

$$\text{Ökoeffizienz (Kundensicht)} = \frac{10^{15}}{\text{TCO (CHF)} \times \text{Umweltbelastung (UBP)}}$$

berechnet, wobei der Wert 10^{15} eine frei gewählte Konstante ist, damit die Resultate einfach lesbare Werte grösser als eins ergeben.

Die Ergebnisse sind in Abbildung 12 dargestellt, wobei ein hoher Wert ein wünschenswertes Resultat darstellt. Das Elektro-Fahrzeug erreicht die höchste Punktzahl mit 700, gefolgt vom CNG- und Hybrid-Fahrzeug. Das Diesel-Fahrzeug fällt mit 550 Punkten deutlich ab (-22%). Wie bereits erwähnt haben die absoluten Punktwerte keine Aussagekraft und dienen nur dem Vergleich.

Beschaffungsentscheid: Wahl des Elektro-Fahrzeuges.

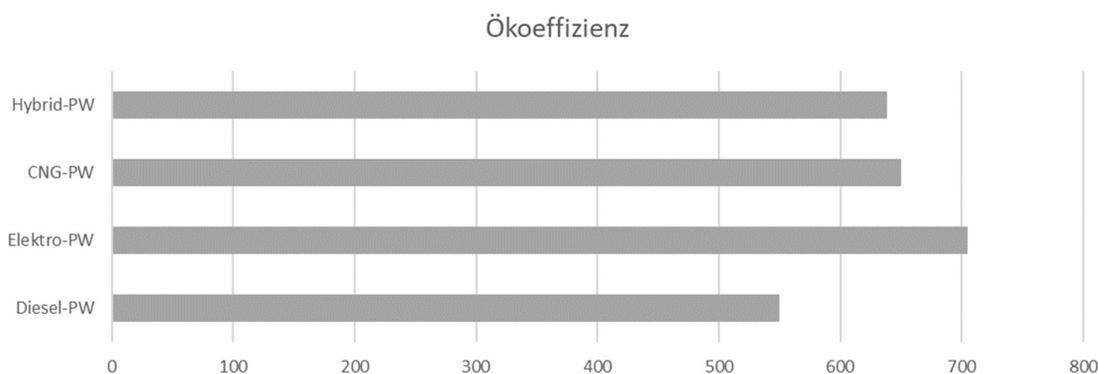


Abbildung 12: Resultate Fahrzeuge - Ökoeffizienz

5.3.5.3 Gewichtung

Für den Ansatz der Gewichtung bewerten wir die Kriterien TCO, Umweltbelastung und Qualität. Qualität bedeutet in diesem Fall die Infrastruktur für die Energieversorgung der Fahrzeuge und wurde auf einer Skala von 0-10 bewertet. TCO wird mit 40% gewichtet und die Umweltbelastung und Qualität je mit 30%.

Aus Analysen ergeben sich die Resultate in Tabelle 19. Die Qualität der Infrastruktur wurde geschätzt und nicht wissenschaftlich erhoben.

Tabelle 13: Produktergebnisse aus den Analysen

	TCO (CHF)	Umweltbelastung (Millionen UBP)	Qualität (Index)
--	-----------	---------------------------------	------------------

Diesel-PW	56'700	32.2	10
Elektro-PW	49'400	28.8	6
CNG-PW	53'200	29.0	7
Hybrid-PW	51'300	30.6	10

Für jedes Kriterium wurde ein Ergebnis bestimmt, das es zu erreichen gibt, um Punkte in dieser Kategorie zu erhalten (die Schwelle, bei der es 0 Punkte gibt). Beim TCO gibt es Punkte, solange ein Produkt nicht mehr als 20% über dem Medianpreis aller Produkte liegt. Bei der Umweltbelastung liegt der Grenzwert 25% über der Umweltbelastung des besten Produkts und für die Qualität gibt es Punkte, wenn der Wert über 5 liegt. Dieser Schwellenwert ist aber kein Ausschlusskriterium, denn diese wurden bereits in einer früheren Phase des Beschaffungsprozesses berücksichtigt! Auch ein Produkt, welches in einer Kategorie keine Punkte erhält, kann grundsätzlich am Schluss das beste Produkt sein.

Für jedes Kriterium gibt es jeweils 100 Punkte für den Wert des besten Produkts. Die Punkteverteilung zwischen dem Schwellenwert und dem besten Wert ist linear.

Der Rahmen für die Bewertung ist demnach:

Tabelle 14: Faktoren der Gewichtung

	TCO (CHF)	Umweltbelastung (UBP)	Qualität (Index)
Gewicht	40%	30%	30%
Bester Wert (100 Punkte)	CHF 49'400	29 Mio.	10
Schlechtester Wert (0 Punkte)	CHF 62'600	36 Mio.	5
Spanne der Produktwerte	CHF 49'400-56'500	29-32 Mio.	6-10
Maximalpunktzahl (nicht gewichtet)	100	100	100

Berechnet man nun die Punkte pro Kriterium und wendet die Gewichtung an, ergibt sich folgendes Resultat: Das Elektrofahrzeug holt sich die Maximalpunktzahl bei den Kosten (100 x 40% Gewicht) und bei der Umweltbelastung (100 x 30%). Die anderen Fahrzeugtypen erhalten jeweils weniger Punkte in diesen Kategorien. Beim Qualitätskriterium erhalten sowohl das Diesel- als auch das Hybrid-Fahrzeug die volle Punktzahl (je 100 x 30%). Das Elektrofahrzeug erhält hier eine tiefe Punktzahl, da angenommen wurde, dass die Infrastruktur von Ladegeräten im Verhältnis zur Reichweite von Elektrofahrzeugen noch nicht so stark ausgebaut ist.

Beim Gesamtergebnis schliesst nun das Hybrid-Fahrzeug am besten ab. Diese Änderung gegenüber dem Ökoeffizienzansatz ist durch das zusätzliche Kriterium Qualität verursacht worden. Schaut man sich in der Graphik nur die Kosten und die Umweltbelastung an, die mit 40% und 30% in einem ähnlichen Verhältnis wie bei der Ökoeffizienz bewertet wurden, hat das Elektro-Fahrzeug immer noch einen deutlichen Vorsprung.

Beschaffungsentscheid: Wahl des Hybrid-Fahrzeuges.

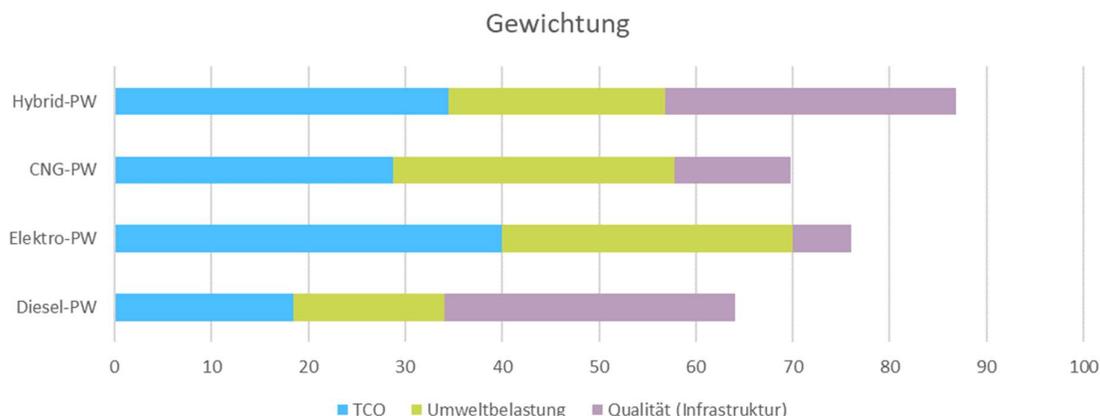


Abbildung 13: Resultate Gewichtung - Fahrzeuge

5.3.5.4 Ansatz der externen Kosten

Für die Berechnungen der Produktgruppen wurden nur die Delft-Methode 2 und der Bewertungsansatz Carbotech₂₀₁₉ verwendet. Die Delft-Methode 1 brachte gegenüber der Delft-Methode 2 keine neuen Erkenntnisse.

Delft-Methode 2

In diesem Ansatz zählen wir die TCO und die monetarisierten Umweltkosten direkt zusammen und erhalten die Ergebnisse wie in Abbildung 14 dargestellt. Das Elektro-Fahrzeug verursacht die tiefsten Kosten mit CHF 59'800.- über den Betrachtungszeitraum. Die Resultate für das Hybrid-Fahrzeug und das CNG-Fahrzeug sind leicht höher mit CHF 62'100.- (+4%) bzw. CHF 62'500.- (+4.5%). Das Diesel-Fahrzeug verursacht mit CHF 68'800.- (+15%) höhere Kosten.

Die genauere Betrachtung der Resultate erlaubt insbesondere zwei Erkenntnisse:

- Der Anteil des Einkaufspreises an den Gesamtkosten beträgt 51-66%, während der Anteil der Umweltkosten für alle Fahrzeuge nur 15-18% ausmachen.
- Trotz der Unterschiede in den Antriebssystemen, welche unterschiedliche Nutzungskosten und Umweltbelastungen hervorrufen, liegen die Gesamtergebnisse für drei Fahrzeugtypen (ausser Diesel) relativ nahe beieinander.

Beschaffungsentscheid: Wahl des Elektro-Fahrzeuges.

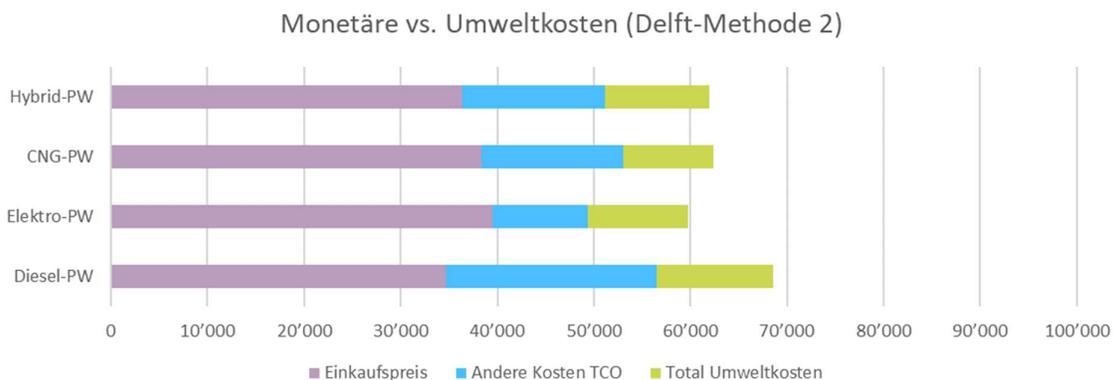


Abbildung 14: Resultate Fahrzeuge - Externe Kosten (Delft-Methode 2)

Carbotech₂₀₁₉ Methode

In diesem Ansatz zählen wir ebenfalls die TCO und die monetarisierten Umweltkosten (aber diesmal nach der Carbotech₂₀₁₉ Methode) direkt zusammen und erhalten die Ergebnisse wie in Abbildung 15 dargestellt. Das Elektrofahrzeug verursacht die tiefsten Kosten mit CHF 68'400.- über den Betrachtungszeitraum. Die Resultate für das Hybrid-Fahrzeug und das CNG-Fahrzeug sind mit CHF 73'200.- (+7%) bzw. CHF 75'100.- (+10%) höher; das Diesel-Fahrzeug verursacht Kosten von sogar knapp CHF 80'000.- (+16%).

Die genauere Betrachtung der Resultate erlaubt folgende Erkenntnis:

- Der Anteil des Einkaufspreises an den Gesamtkosten beträgt 44-58%, während der Anteil der Umweltkosten für alle Fahrzeuge nur knapp 30% ausmacht (Abbildung 15). Die Unterschiede in den Umweltkosten spielen in der Gesamtbetrachtung keine entscheidende Rolle. Die Rangliste der Fahrzeuge wird durch die TCO bestimmt und nicht durch die Umweltbelastung.

Beschaffungsentscheid: Wahl des Elektro-Fahrzeuges.

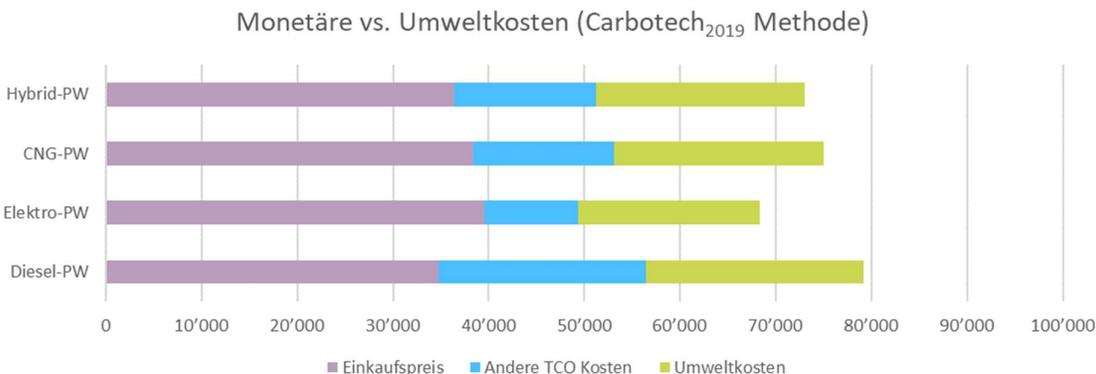


Abbildung 15: Resultate Fahrzeuge - Externe Kosten (Carbotech₂₀₁₉ Methode)

5.4 Auswirkung auf die Beschaffung

Vergleicht man nun alle die Ergebnisse aus den vorhergehenden Kapiteln, stellt man fest, dass die meisten Entscheidungsansätze zu einem ähnlichen Ergebnis kommen (Tabelle 15).

Tabelle 15: Beschaffungsentscheide Fahrzeuge je nach Bewertungsansatz

Entscheidungsansatz	Erste Wahl	Signifikanz des Resultats ¹⁰	Unsicherheit ¹¹	Einsparung gegenüber der Wahl basierend auf Einkaufspreis ¹²
Einkaufspreis	Diesel-PW	Gering	Gering	-
TCO	Elektro-PW	Gering	Gering	13% der TCO
Portfolio	Elektro-PW	-	-	13% der TCO, 11% der UBP
Ökoeffizienz	Elektro-PW	Mittel	Mittel	13% der TCO, 11% der UBP
Gewichtung	Hybrid-PW	Mittel	Mittel	9% der TCO, 5% der UBP
Externe Kosten Delft 2	Elektro-PW	Gering	Hoch	13% der TCO, 11% der UBP, 13% der gesamten Kosten
Externe Kosten Carbo-tech ₂₀₁₉ Methode	Elektro-PW	Mittel	Hoch	13% der TCO, 5% der UBP, 14% der gesamten Kosten

Eine genauere Betrachtung führt zu folgenden Erkenntnissen:

- Der *Einkaufspreis* und die *TCO* sind die beiden Ansätze mit geringer Unsicherheit, da sie auf umfassenden und überprüfbareren Daten basieren. Aus unserer Sicht ist ein Entscheid basierend auf TCO eine deutlich robustere Wahl als ein Entscheid über den Einkaufspreis, da tatsächlich anfallende Kosten mit einbezogen werden. Die Wahl des Elektrofahrzeuges basierend auf TCO würde 13% TCO-Kosten einsparen gegenüber der Wahl des Dieselfahrzeuges aufgrund des Einkaufspreises.
- Bezieht man die Umweltbelastung über den Portfolio- oder Ökoeffizienzansatz mit in die Auswahl ein, ist das Elektro-Fahrzeug weiterhin die bevorzugte Wahl, da es ja die tiefste Umweltbelastung verursacht. Die Unsicherheit steigt mit der Berücksichtigung von Umweltdaten, welche schwieriger zu überprüfen sind. Die Einsparung durch die Wahl des Elektrofahrzeuges ist gleichgeblieben; zusätzlich können wir jetzt aber noch die Einsparung der Umweltbelastung mit 11% beziffern.
- Der *Gewichtungsansatz* bewertet die Umweltbelastung zwar mit geringeren 30%, die TCO aber auch nur mit 40%, d.h. die Verschiebung zwischen diesen beiden Kriterien ist gegenüber dem 50:50 Verhältnis der Ökoeffizienz nur unwesentlich. Die Einführung eines zusätzlichen Kriteriums, der Qualität in Form der Tank-Infrastruktur, hebt nun das Hybrid-Fahrzeug an die erste Stelle, da Benzintankstellen noch deutlich einfacher zu finden sind als CNG-Tankstellen (auf dem zweiten Platz). Die Wahl des Hybrid-Fahrzeuges würde gegenüber dem Dieselfahrzeug 9% der TCO und 5% der UBP einsparen.
- Die Signifikanz der Resultate ist bei allen Ansätzen gering oder mittel, die verschiedene Fahrzeugtypen liegen in ihrem Abschneiden also nahe zusammen, so dass Unterschiede in der Berechnung rasch zu einem anderen Resultat führen können.

¹⁰ Die Signifikanz des Resultats wurde vereinfacht als gering eingestuft, wenn sich das zweitbeste Resultat weniger als 5% vom besten Resultat unterschied; als mittel bei 5-15%; und als hoch bei mehr als 15%. In einem nächsten Schritt könnten hier bei Bedarf wissenschaftlichere (und aufwendigere) Methoden eingesetzt werden.

¹¹ Die Unsicherheit wurde vom Projektteam nach Verfügbarkeit und Überprüfbarkeit der Daten geschätzt. In einem nächsten Schritt könnten hier bei Bedarf wissenschaftlichere (und aufwendigere) Methoden eingesetzt werden.

¹² Negative Werte bedeuten, dass die TCO oder Umweltbelastung höher sind, also keine Einsparung vorliegt

- Der *Ansatz der externen Kosten* schliesslich versucht, die Kosten der Umweltbelastung basierend auf den in früheren Kapiteln beschriebenen Methode der externen Kosten in ein Verhältnis zu den monetären Kosten zu setzen. Dabei hat sich herausgestellt, dass diese externen Kosten weniger als 20% (Delft-Methode 2) bzw. knapp 30% (Carbotech₂₀₁₉ Methode) der Gesamtkosten ausmachen. Sie stehen also den TCO gegenüber, die mit über 70% bewertet werden. Bei der Delft-Methode wie auch der Carbotech₂₀₁₉-Methode führt dies zur Wahl des Elektro-Fahrzeuges. Die Einsparung bei den gesamten Kosten (TCO + Umweltkosten) beträgt 13% bei der Delft-Methode bzw. 14% bei der Carbotech₂₀₁₉-Methode.

Zusammenfassend lässt sich Folgendes bezüglich der Methodenwahl feststellen:

- Sollen nur monetäre Kosten in die Entscheidung einbezogen werden, ist der TCO-Ansatz dem Einkaufspreis-Ansatz vorzuziehen.
- Sollen die Fahrzeuge nach Umweltauswirkung bewertet werden, bietet die Ökobilanzierung den richtigen Ansatz dazu.
- Sollen monetäre Kosten und die Umweltauswirkung bewertet werden, bietet nur der Ansatz der externen Kosten eine Herangehensweise, welche das Verhältnis zwischen diesen beiden Bewertungskriterien bereits in den methodischen Grundlagen definiert. Alle anderen Methoden verfolgen getrennte Vorgehensweisen und führen die Resultate am Schluss zusammen.
- Sollen neben monetären Kosten und Umweltauswirkung noch Qualitäts-Kriterien betrachtet werden, oder soll das Verhältnis zwischen monetären Kosten und Umweltauswirkung durch die beschaffende Stelle definiert werden, ist der Gewichtungs-Ansatz die beste Wahl, wobei sämtliche monetären Kosten (Anschaffungspreis, TCO und allfällige externe Kosten) mit der gleichen Gewichtung eingehen sollten.
- Der Gewichtungsansatz erlaubt die Kombination von ganz verschiedenen ökonomischen, ökologischen, sozialen sowie Qualitäts-Kriterien. Die verwendeten Kriterien in diesem Fallbeispiel sind nur eine von vielen Möglichkeiten.
- Da Berechnungen z.T. auf Annahmen und Schätzungen basieren, ist in den Resultaten mit Unsicherheiten zu rechnen. Die Unsicherheiten sind umso kleiner, je zuverlässiger die Daten sind.

6 Berechnung am Beispiel Textilien

Textilien sind ein häufiges Beschaffungsgut in der öffentlichen Hand.

Der Ruf der Textilbranche in Bezug auf ihre Nachhaltigkeit ist nicht sehr gut und sie wird in den Medien häufig als umweltbelastend beschrieben, v.a. wegen der Aktivitäten in der Lieferkette und der Tendenz, Kleider in immer kürzeren Abständen zu ersetzen (v.a. in Ländern mit hohem Einkommen). Zudem sind die Arbeitsbedingungen auf Plantagen und in den Fabriken oft sehr schlecht. Dieses Bewusstsein verursacht in der Öffentlichkeit ein zusätzliches Interesse daran, dass die öffentliche Hand nachhaltige Produkte bezieht.

6.1 Funktionale Einheit und Systemgrenzen

Als Funktionale Einheit (FU, Functional Unit) wurde ein Kurzarmhemd gewählt, welches 52-mal getragen werden kann (z.B. wöchentlich während einem Jahr) und danach in der KVA verbrannt wird.

Für die Vergleichsprodukte wurden Hemden aus verschiedenen Materialien betrachtet, und zwar Baumwolle, Bio-Baumwolle und Polyester. Das Gewicht des Baumwollhemdes wurde durch Wägen eines Exemplars ermittelt. Polyester-Hemden sind zwar häufig etwas leichter als Baumwollhemden, allerdings ist dieser Unterschied schwierig abzuschätzen. Das Gewicht des Polyester-Hemdes wurde mit denjenigen der Baumwollhemden gleichgesetzt, um keine Ungleichheiten aufgrund einer schwachen Datengrundlage zu schaffen. Es wird sich zeigen, dass diese Annahme für die Interpretation der Resultate keine Rolle spielt.

		
Baumwolle	Bio-Baumwolle	Polyester
200 Gramm	200 Gramm	200 Gramm ¹³
52x tragen	52x tragen	52x tragen
CHF 22.-	CHF 28.-	CHF 18.-
Intensive Bewässerung	Extensive Bewässerung, keine Pestizide	-

Abbildung 16: Vergleichsprodukte Hemden

¹³ Polyesterhemden sind in der Regel leichter als Baumwollhemden, dies wurde hier nicht berücksichtigt, es würde aber dazu führen, dass das Polyesterhemd bei der Umweltbelastung noch besser abschneiden würde. Die Ergebnisse zeigen, dass die Vorteile des Polyesterhemds nicht nur durch das geringere Gewicht begründet sind.

Für die Systemgrenzen wurde ein Cradle-to-Grave Ansatz gewählt, also die Berücksichtigung der Rohstoffgewinnung und der Herstellung der Produkte sowie deren Nutzung und Entsorgung. Die Systemgrenzen müssen für die Erhebung der monetären Kosten und der Umweltbelastung identisch sein, um einen späteren Vergleich zu ermöglichen.

6.2 Datengrundlage

Die folgenden Kapitel beschreiben, welche Daten für die Berechnungen der Textilien herangezogen wurden. Insgesamt werden 25 Kennzahlen verwendet, produktspezifisch (z.B. der Preis) oder allgemein (z.B. die Inflationsrate). Die Daten stammen von den Anbietenden, der Beschaffungsstelle, sind öffentlich verfügbar oder sind Annahmen (siehe Tabelle 16). Die untenstehende Gruppierung ist als eine Mindestanforderung zu verstehen. Können die Anbietenden oder die Beschaffungsstellen noch mehr Daten liefern (z.B. welchen Strommix sie tatsächlich verwenden), werden diese Angaben den Annahmen vorgezogen.

Tabelle 16: Datenbedarf Textilien

Quelle der Daten	Kennzahlen	Anzahl
Anbietende	Einkaufspreis; Material Hemd; Gewicht Hemd; Standorte Rohstoffe; Standorte Herstellung; Transportmittel	6
Beschaffungsstelle	Lebensdauer Hemd; Arbeitskosten Personal; Entsorgungsart	3
Öffentlich verfügbar oder Annahmen	Stromverbrauch Nutzung; Wasserverbrauch Nutzung; Amortisation Waschmaschine; Amortisation Tumbler; Kosten/Menge Reinigungsmittel; Kosten Entsorgung; Diskontierungssatz; Inflationsrate; Strompreis Nutzung; Wasserpreis Nutzung; Wasserverbrauch Rohstoffe; Pestizidverbrauch Rohstoffe; Produktionsverluste; Transportdistanzen; Annahmen zum Strommix; Kaufkraftparität; Umweltdaten aus UVEK undecoinvent	16 + UVEK

Da dieses Projekt nicht auf einer Ausschreibung basiert, wurden in den folgenden Kapiteln zum grössten Teil recherchierte Daten verwendet. Einige Daten stammen aber aus realen Datensätzen der Begleitgruppe dieses Projekts und können aus Vertraulichkeitsgründen nicht vollständig publiziert werden.

6.2.1 Daten zu monetären Kosten

Einkaufspreis

Der Einkaufspreis für das Baumwollhemd stammt aus einem Datensatz der Begleitgruppe. Der Preiszuschlag für ein Produkt aus Biobaumwolle ist mit 25% verrechnet (International Trade Centre, n.d.), die Preisreduktion für Polyester mit 20%¹⁴.

Tabelle 17: Listenpreise für Hemden

Hemd	Listenpreis
Baumwolle	22 CHF
Bio-Baumwolle	28 CHF
Polyester	18 CHF

¹⁴ Die Baumwoll- und Polyesterpreise sind immer Marktschwankungen unterworfen. In den letzten Jahren war Polyester billiger als Baumwolle, gemäss diversen Online-Portalen (Quora, 2015; textilebeacon.com, 2018). Die 20% sind eine Annahme.

Nutzungskosten

Die Nutzungskosten von Textilien schlagen sich v.a. im Waschen und Trocknen sowie in der Reparatur nieder. Es wurde angenommen, dass das Hemd nach jedem Tragen mit 30 Grad gewaschen, getrocknet und schliesslich geglättet wird. Die Kostenschätzungen zu den Nutzungskosten stammen von der Begleitgruppe. Die Originaldaten wurden für ein T-Shirt erhoben und enthalten Energie- und Waschmittelkosten, Löhne und auch die Abschreibung der Maschinen. Um die Unterschiede zwischen einem T-Shirt und einem Hemd zu berücksichtigen, wurden gewisse Daten angepasst, insbesondere wurde die Arbeitszeit für das Glätten und Zusammenlegen erhöht.

Polyester-Hemden trocknen rascher als Baumwollhemden und brauchen deshalb ca. 40% weniger Tumblerenergie (Erfahrung aus Kundenprojekten). Diese Einsparung macht auf die monetären Kosten nur gut 1% aus. Ebenfalls entfällt der Stromverbrauch für das Glätten beim Polyester-Hemd.

Weiter wurde angenommen, dass Hemden mit einer Benutzungsdauer von einem Jahr nicht repariert werden und daher keine Reparaturkosten anfallen.

Entsorgungskosten

Die Entsorgungskosten wurden als Annäherung über die Kehrichtgebühren für Private berechnet.

6.2.2 Daten zu Umweltauswirkungen

Für die Berechnung der Umweltauswirkungen der Hemden wurden die Hintergrunddaten aus UVEK (KBOB et al., 2018) verwendet.

Rohstoffbereitstellung

Die Baumwolle für das Baumwoll-Hemd aus konventioneller Baumwollproduktion stammt aus China. Die Bio-Baumwolle stammt aus einem Anbau, der weniger Wasser verbraucht und auf Pestizide verzichtet (modelliert nach unseren Erfahrungen aus anderen Kundenprojekten). Wegen Produktionsverlusten und Ausschüssen braucht es ca. 25% mehr Baumwolle als was schlussendlich im Hemd enthalten ist.

Der Polyester als Rohstoff für das Polyester-Hemd stammt vom globalen Markt. Wegen Produktionsverlusten und Ausschüssen braucht es ca. 5% mehr Polyester als was schlussendlich im Hemd enthalten ist.

Verarbeitung

Die Daten zur Verarbeitung der Rohstoffe zu Hemden in Asien (v.a. Energieverbrauch) stammen für Baumwolle aus den Hintergrunddaten von UVEK und für Polyester aus unseren eigenen Datensätzen aus Kundenprojekten.

Transporte

Für die diversen Transporte wurde für alle Varianten eine Schiffsreise von 20'000 Kilometer angenommen und Lastwagentransporte von 3'000 Kilometer.

Nutzung

In der Nutzungsphase wirken sich der Energieverbrauch, der Wasserverbrauch sowie der Waschmittelbedarf auf die Umwelt aus. Diese Daten wurden ebenfalls aus den Daten der Begleitgruppe entnommen. Mikroplastik ins Wasser können mit den bestehenden Methoden bislang nicht erfasst werden und sind in dieser Betrachtung ausgeklammert.

Die Einsparungen der Tumblerenergie für Polyester führen bei der Umweltbelastung zu einer nennenswerten Verbesserung.

Entsorgung

Für die Entsorgung wurde die Verbrennung in der KVA modelliert.

Tabelle 18: Sachbilanz Hemden (Auszug)

Tabelle mit den wichtigsten Kennzahlen: Es sind nur die wichtigsten Kennzahlen ausgewiesen. Die jeweiligen Inventare enthalten unzählige Inputs mehr. Die Angaben sind «pro kg Hemd», also fünf Hemden à 200g.

	Baumwollhemd	Polyester-Hemd	UVEK Inventar
Rohstoffbereitstellung			
Baumwolle China	1.25 kg		Cotton, ginned, at farm, CN
PES Granulat		1.05 kg	Polyethylenterephthalat, granulate, RER
Verarbeitung			
Strombedarf	17 kWh	5 kWh	Electricity, low voltage Asien
Wärmebedarf (Gas)	2.9 MJ	4 kWh	Heat, natural gas, at industrial furnace
Transporte			
Schiffstransport	20 tkm	20 tkm	Transport, transoceanic container ship
Strassentransport	3 tkm	3 tkm	Transport, lorry 32-40t
Nutzung			
Strom für Waschen	0.47 kWh	0.47 kWh	Electricity, low voltage, CH
Strom für Tumbleren	1.42 kWh	0.85 kWh	Electricity, low voltage, CH
Strom für Bügeln	0.2 kWh	-	Electricity, low voltage, CH
Wasserbedarf	20.6 L	20.6 L	Tap water, CH
Entsorgung			
	1 kg Baumwollhemd		Angenähert mit Paperboard to municipal incineration
		1 kg PES Hemd	Angenähert mit Polyethylenterephthalat to municipal incineration

6.2.3 Daten, die nicht berücksichtigt wurden

- Die Lebensdauer wurde nicht nach Material unterschieden. Hier könnten aber noch Unterschiede bestehen (z.B. Reissanfälligkeit des Materials).
- Das Material der Knöpfe wurde nicht berücksichtigt
- Mikroplastikauswaschung beim Polyester-Hemd, da dies in der Ökobilanzierung bisher noch keine Anwendung findet. Dies könnte die Belastung des Polyester-Hemdes noch deutlich beeinflussen.

6.3 Berechnungen und Resultate Textilien

6.3.1 Einkaufspreis

Betrachtet man nur den Einkaufspreis, ist das Polyester-Hemd am günstigsten, gefolgt vom konventionellen Baumwollhemd und dem Bio-Baumwollhemd (Abbildung 17).

Resultat: Das Polyester-Hemd ist am günstigsten.



Abbildung 17: Vergleich der Hemden nach Einkaufspreis

6.3.2 Gesamte Eigentumskosten (TCO)

Für die Berechnung der Gesamtkosten wurden die im Kapitel 6.2.1 beschriebenen Daten verwendet.

Für die Nutzungsphase wurden angenommen, dass jedes Hemd 52-mal getragen und gereinigt wird, bevor es entsorgt wird. Für die TCO wurden die Reinigungskosten (waschen und trocknen) über diesen Zeitraum aufaddiert. Für die Entsorgungskosten wurde die Entsorgungsgebühren am Ende der Lebensdauer verrechnet. Eine mögliche Energiegutschrift aus der Verbrennung wurde nicht berücksichtigt. Alle Werte wurden je nachdem, wann sie anfallen, auf den Kauftermin diskontiert. Allerdings spielt dieser Faktor bei den kurzen Zeiträumen praktisch keine Rolle.

Die Resultate zeigen, dass sich bei einer Betrachtung der TCO die Reihenfolge der Hemden nicht ändert und das Polyester-Hemd immer noch am günstigsten ist (Abbildung 18). Auffällig ist aber, wie hoch die Kosten der Nutzungsphase im Vergleich zum Einkaufspreis sind, nämlich ca. 5- bis 7-mal so hoch. Dies ist v.a. auf die Lohnkosten für die Wasch- und Trocknungsdienstleistungen zurückzuführen. Die Entsorgungskosten sind unbedeutend.

Resultat: Das Polyester-Hemd ist am günstigsten.

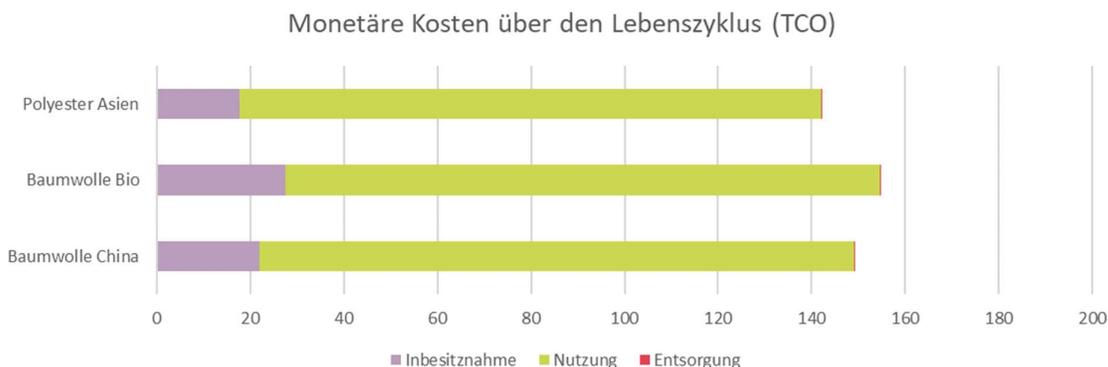


Abbildung 18: Vergleich der Hemden nach TCO

6.3.3 Umweltbelastung (LCA)

Die Ökobilanzierung erfolgte nach der Methode der Ökologischen Knappheit und vergleicht die Hemden über den gesamten Lebenszyklus.

Die Resultate (Abbildung 19) zeigen, dass das Polyester-Hemd die tiefste Umweltbelastung verursacht, und zwar in allen Phasen ausser der Entsorgung. Die Belastung ist 11'000 UBP. Die Nutzungsphase spielt beim Polyester-Hemd die grösste Rolle und ist für fast 80% der Belastung verantwortlich. Die Verarbeitung trägt 15% zur Belastung bei, der Rest verteilt sich auf die Rohstoffbereitstellung und die Entsorgung.

Das Bio-Baumwollhemd hat die zweitbeste Umweltbilanz mit 17'000 UBP, 55% höher als das Polyester-Hemd. Die Rohstoffgewinnung dieses Hemdes ist 4-mal höher als diejenige des Polyester-Hemdes, weil der Prozess des Baumwollanbaus Energie- und Land-intensiv ist. Die Verarbeitung ist im Vergleich zum Polyester-Hemd doppelt so hoch. Die Nutzungsphase verursacht etwas höhere Umweltbelastung, insbesondere, weil die Baumwolle länger braucht, um trocken zu werden. Die Umweltbelastung des konventionellen Hemdes unterscheidet sich vom Baumwollhemd nur in der Rohstoffbereitstellung, und zwar um einen Faktor von 1.8, weil der höhere Wasserverbrauch und der Pestizideinsatz die Bilanz verschlechtern. Die Gesamtbilanz ist hier 18'700 UBP, 70% über dem Polyester-Hemd.

Resultat: Das Polyester-Hemd verursacht die geringste Umweltbelastung.

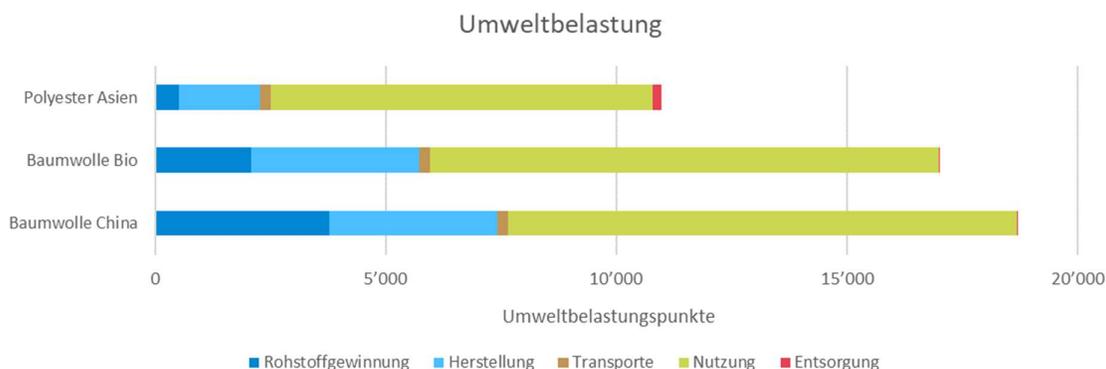


Abbildung 19: Vergleich der Hemden gemäss Ökobilanzierung (nach Lebenszyklus-Phase)

6.3.4 Externe Kosten (Monetarisierung)

Für die Monetarisierung werden die verschiedenen Methoden gemäss Kapitel 3.5 angewendet.

Delft-Methode 1

Berechnet man die externen Kosten nach der ursprünglichen Delft-Methode, kommt man auf relativ tiefe Umweltkosten von zwischen CHF 2.00 (Polyester) und CHF 3.40 (Baumwolle China), einer Spanne von 1.7. Die beiden Baumwollhemden sind praktisch identisch, weil die Delft-Methode den Wasserverbrauch nicht berücksichtigt.

Resultat: Das Polyester-Hemd verursacht die geringsten Umweltkosten.

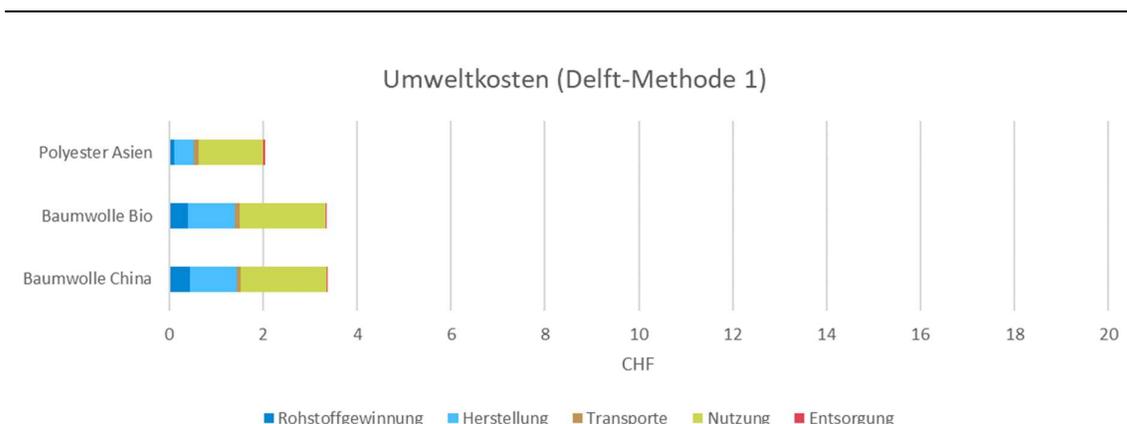


Abbildung 20: Umweltkosten nach Delft-Methode 1

Delft-Methode 2

Die Delft-Methode 2 ist sehr ähnlich wie die Methode 1, wurde von uns aber an drei Stellen angepasst:

- Die Umweltauswirkung des Wasserverbrauchs wurde zum Modell hinzugefügt. Dies hat deutliche Auswirkungen auf den Vergleich von Bio-Baumwolle und konventioneller Baumwolle: die Bio-Baumwolle wird wasserschonender angebaut.
- Die gesamte Bewertung wurde auf das Preisniveau der Schweiz angehoben. Dadurch steigen die Umweltkosten für alle Produkte gegenüber der Delft Methode 1 an.
- Der Umweltpreis für CO₂ eq wurde dem Schweizer Wert von CHF 121.50 angepasst (unter Berücksichtigung des bereits angepassten Preisniveaus). Diese Anpassung hat relativ geringe Auswirkungen.

Die Reihenfolge der Hemden ändert sich dadurch nicht. Der Unterschied zwischen den beiden Baumwollhemden steigt aber an.

Resultat: Das Polyester-Hemd verursacht die geringsten Umweltkosten.

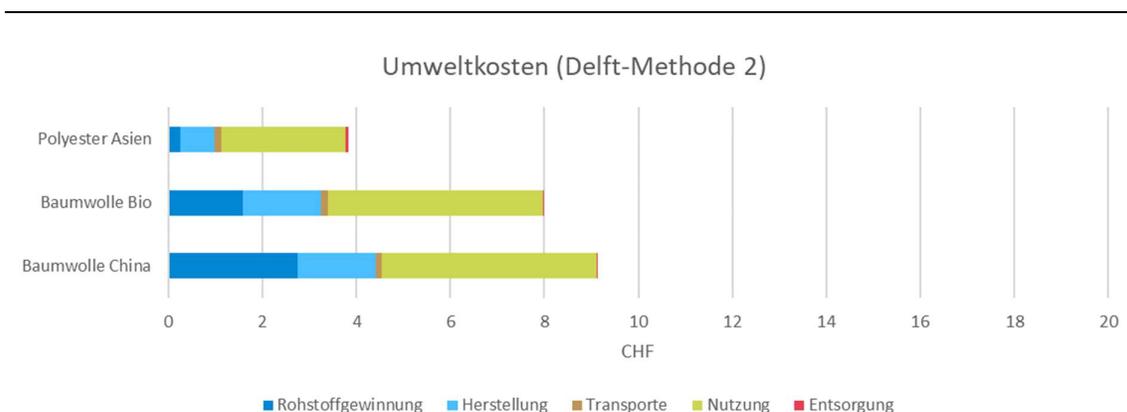


Abbildung 21: Umweltkosten nach Delft-Methode 2

Carbotech₂₀₁₉ Methode

Die Umweltkosten nach der Carbotech₂₀₁₉ Methode gerechnet liegen alle zwischen CHF 8.70 und CHF 15.20. Das Polyester-Hemd verursacht mit CHF 8.70 die geringsten Umweltkosten, insbesondere, weil die Rohstoffgewinnung und die Herstellung im Vergleich eine sehr tiefe Umweltbelastung verursachen. Das Bio-Baumwollhemd verursacht 60% höhere externe Kosten, das konventionelle Baumwollhemd 75% höhere Kosten.

Im Vergleich zur Delft-Methode wird mit der auf der Ökologischen Knappheit basierenden Methode die Atomenergie als stark umweltschädigend bewertet. Da für die Nutzung ein durchschnittlicher Schweizer Strommix angenommen wurde, spielen diese Kosten eine bedeutende Rolle.

Resultat: Das Polyester-Hemd verursacht die geringsten Umweltkosten.

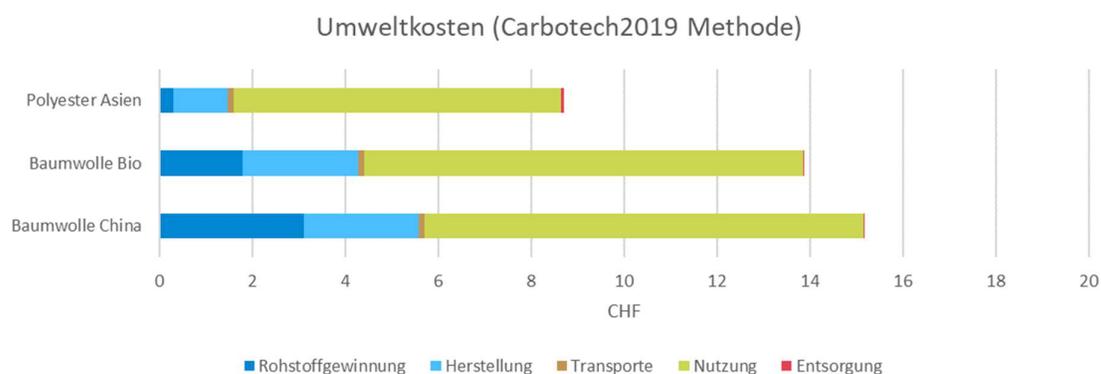


Abbildung 22: Umweltkosten nach Carbotech₂₀₁₉ Methode

6.3.5 Zusammenführen und Resultate

6.3.5.1 Portfolio

Die einfache Gegenüberstellung von TCO und Umweltbelastung mit dem Portfolioansatz ist in Abbildung 23 dargestellt. Hier ergibt sich eine klare Aussage bezüglich des attraktivsten Produkts: Das Polyester (PES)-Hemd verursacht sowohl die tiefsten TCO als auch die tiefste Umweltbelastung. Der Vergleich des Baumwoll-Hemdes aus China und dem Bio-Baumwoll-Hemd lässt keine eindeutige Aussage zu, da das Bio-Baumwoll-Hemd zwar teurer, dafür auch umweltfreundlicher ist.

Beschaffungsentscheid: Wahl des Polyester-Hemdes.

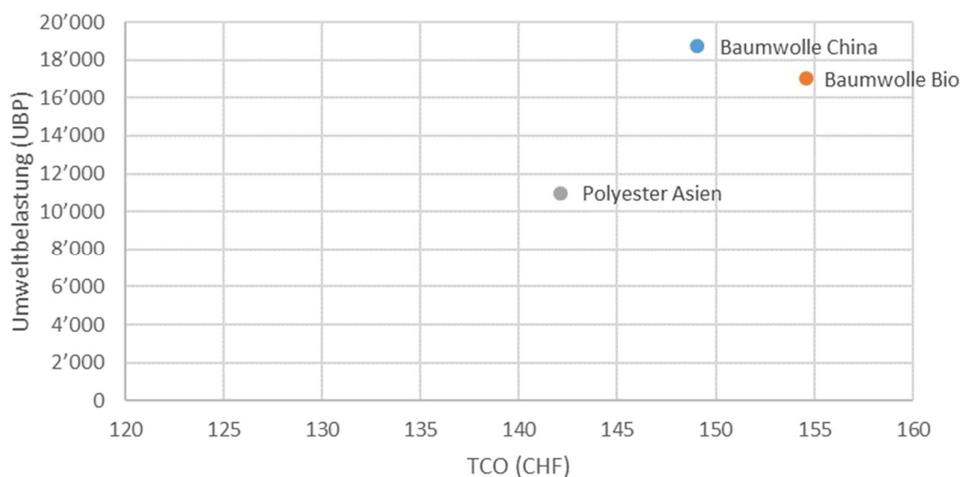


Abbildung 23: Resultate Textilien - Portfolio

6.3.5.2 Ökoeffizienz

Die Ökoeffizienz wurde mit der Formel

$$\text{Ökoeffizienz (Kundensicht)} = \frac{10^9}{\text{TCO (CHF)} \times \text{Umweltbelastung (UBP)}}$$

berechnet, wobei der Wert 10^9 eine frei gewählte Konstante ist, damit die Resultate einfach lesbare Werte grösser als eins ergeben.

Die Ergebnisse sind in Abbildung 24 dargestellt, wobei ein hoher Wert ein wünschenswertes Resultat darstellt. Das Polyester-Hemd schneidet wiederum deutlich am besten ab mit einem Wert von 640. Das Bio-Baumwoll-Hemd erreicht 380 Punkte (-40%) und das konventionelle Baumwoll-Hemd 359 Punkte (-44%).

Beschaffungsentscheid: Wahl des Polyester-Hemdes.

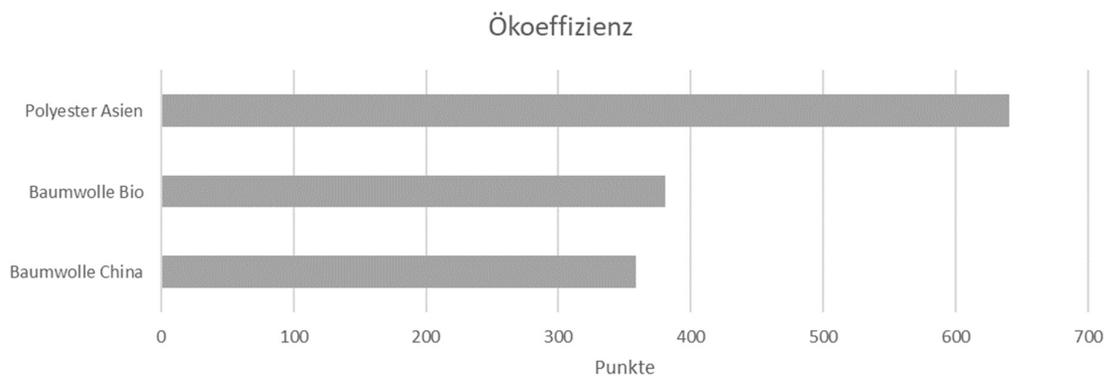


Abbildung 24: Resultate Textilien - Ökoeffizienz

6.3.5.3 Gewichtung

Für den Ansatz der Gewichtung bewerten wir die Kriterien TCO, Umweltbelastung und Qualität. Qualität bedeutet in diesem Fall der Tragekomfort und wurde auf einer Skala von 0-10 bewertet.

Aus den früheren Berechnungen ergeben sich die Resultate in Tabelle 19. Die Qualität wurde hier beispielhaft bewertet und nicht durch Testversuche überprüft.

Tabelle 19: Produktergebnisse aus den Analysen

	TCO (CHF)	Umweltbelastung (UBP)	Qualität (Index)
Polyester	142	11'000	6
Baumwolle	149	18'700	8
Bio-Baumwolle	155	17'000	10

Für jedes Kriterium wurde ein Ergebnis bestimmt, das es zu erreichen gibt, um Punkte in dieser Kategorie zu erhalten (die Schwelle, bei der es 0 Punkte gibt). Beim TCO gibt es Punkte, solange ein Produkt nicht mehr als 20% über dem Medianpreis aller Produkte liegt. Bei der Umweltbelastung liegt der Grenzwert bei der zweifachen Umweltbelastung des besten Produkts und für die Qualität gibt es Punkte, wenn der Wert über 5 liegt. Dieser Schwellenwert ist aber kein Ausschlusskriterium, denn diese wurden bereits in einer früheren Phase des Beschaffungsprozesses berücksichtigt! Auch ein Produkt, welches in einer Kategorie keine Punkte erhält, kann grundsätzlich am Schluss das beste Produkt sein.

Für jedes Kriterium gibt es jeweils 100 Punkte für den Wert des besten Produkts. Die Punkteverteilung zwischen dem Schwellenwert und dem besten Wert ist linear.

Für eine erste Gewichtung wurde das Qualitätsmerkmal noch ignoriert um einen Vergleich mit den anderen Ansätzen der Zusammenführung zu ermöglichen. Dazu wurden die TCO mit 70% gewichtet und die Umweltbelastung mit 30%. Die Gewichtung ist grundsätzlich frei gewählt, orientiert sich aber an der Erkenntnis aus der Methode der externen Kosten, welche den Anteil der Umweltkosten je nach Produkt auf 6-9% geschätzt haben. Diese Anteile sollten als Mindestanteile für die Bewertung der Umweltbelastung verstanden werden. In diesem Fallbeispiel wurde eine höhere Bewertung der Umweltbelastung als wünschenswert definiert.

Für eine zweite Gewichtung wurde dann die Stärke des Gewichtungsansatzes ausgenutzt und noch das zusätzliche Merkmal Qualität gewichtet. Die Verteilung liegt hier bei 50% für TCO, 20% für die Umweltbelastung und 30% für die Qualität. Der Rahmen für die Bewertung ist demnach:

Tabelle 20: Faktoren der Gewichtung

	TCO (CHF)	Umweltbelastung (UBP)	Qualität (Index)
Gewicht	70% / 50%	30% / 20%	0% / 30%
Bester Wert (100 Punkte)	CHF 142	11'000	10
Akzeptanzgrenze (0 Punkte)	CHF 179	22'000	5
Spanne der Produktwerte	CHF 142-155	11'000-18'700	6-10
Maximalpunktzahl (nicht gewichtet)	100	100	100

Berechnet man nun die Punkte für TCO und Umweltbelastung und wendet die genannte Gewichtung an, ergibt sich folgendes Resultat (Abbildung 25): Das Polyester-Hemd holt sich die Maximalpunktzahl in den Kategorien Kosten und Umweltbelastung und erreicht also 70+30 Punkte. Die beiden Baumwollhemden erhalten deutlich weniger Punkte und liegen relativ nahe beieinander.

Beschaffungsentscheid: Wahl des Polyester-Hemdes.

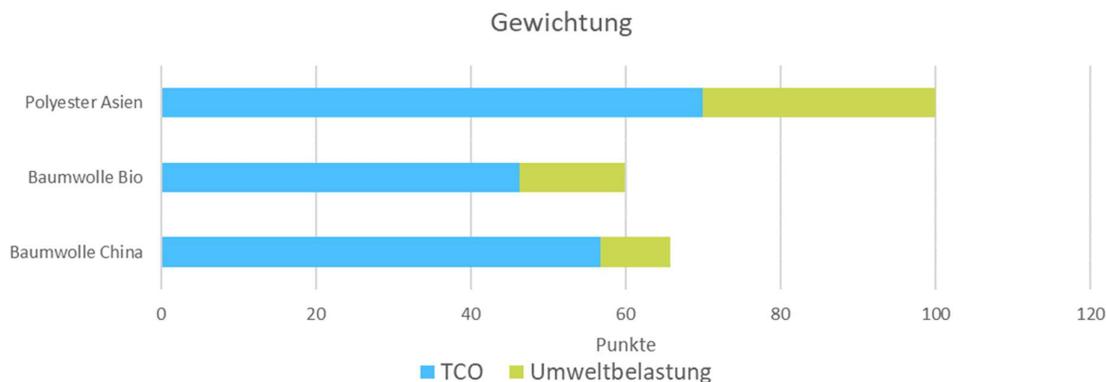


Abbildung 25: Resultate Gewichtung - Textilien

Nimmt man das Qualitätsmerkmal mit in die Betrachtung, ergibt sich eine andere Gewichtung und die Punkte für das zusätzliche Kriterium werden verteilt. Die Ergebnisse ändern sich auch in gewissen Aspekten (Abbildung 26): Das Biobaumwollhemd erhält sehr viele Punkte in der Kategorie und schliesst zum Polyester-Hemd auf. Dieses hatte für den Tragkomfort nur wenige Punkte erhalten. Das konventionelle Baumwollhemd hat sich zwar punktemässig auch verbessert, ist aber vom Biobaumwollhemd überholt worden. Die Einführung eines Qualitätsmerkmals hat also eine wichtige Rolle gespielt, denn die Resultate fallen jetzt innerhalb den Bereich der Unsicherheit.

Beschaffungsentscheid: Die Kompetenz der Beschaffungsstelle wäre in diesem Fall entscheidend für die Wahl zwischen dem Polyester-Hemd und dem Bio-Baumwoll-Hemd.

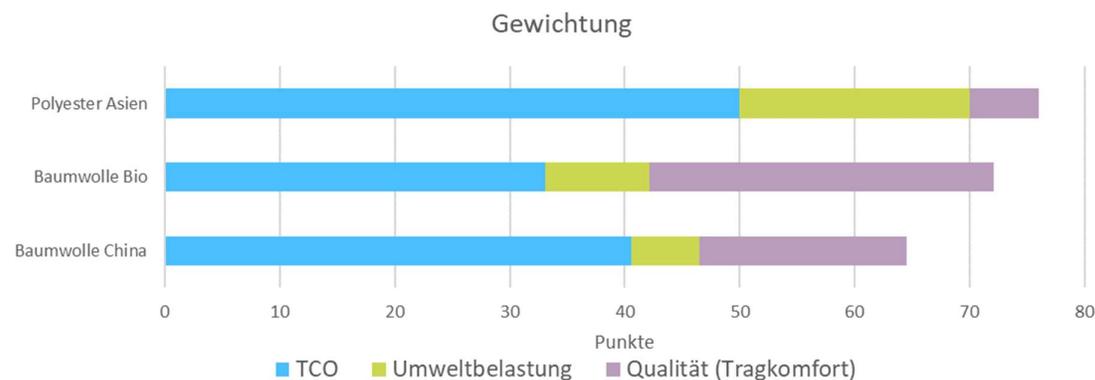


Abbildung 26: Resultate Gewichtung – Textilien (mit Qualitätsmerkmal)

6.3.5.4 Ansatz der externen Kosten

Für die Berechnungen der Produktgruppen wurden nur die Delft-Methode 2 und die Carbotech₂₀₁₉ Methode verwendet. Die Delft-Methode 1 brachte keine neuen Erkenntnisse (siehe Kommentar dazu im Kapitel 3.5.3.7).

Delft-Methode 2

In diesem Ansatz zählen wir die TCO und die monetarisierten Umweltkosten direkt zusammen und erhalten die Ergebnisse wie in Abbildung 27 dargestellt. Das Polyester-Hemd verursacht nach wie vor die tiefsten Kosten mit CHF 146.- über den ganzen Betrachtungszeitraum. Das konventionelle Baumwoll-Hemd ist mit CHF 158.- um 8% teurer, das Bio-Baumwoll-Hemd mit CHF 163.- rund 12% teurer. Aus früheren Berechnungen wissen wir, dass die TCO ohne Einkaufspreis für alle Produkte fast identisch sind. Sie machen 78-85% der Gesamtkosten aus; d.h. die Kostenunterschiede zwischen den Produkten stammen vor allem von den Unterschieden im Einkaufspreis.

Beschaffungsentscheid: Wahl des Polyester-Hemdes.

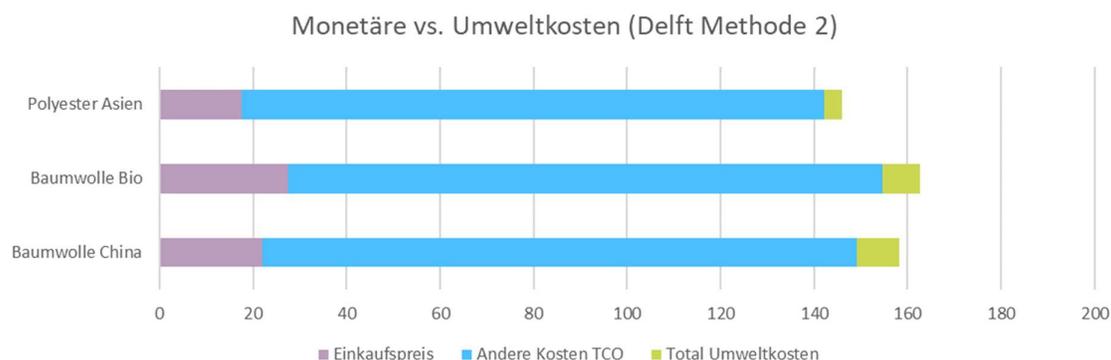


Abbildung 27: Resultate Textilien - Externe Kosten Delft-Methode 2

Carbotech₂₀₁₉ Methode

In diesem Ansatz zählen wir die TCO und die monetarisierten Umweltkosten direkt zusammen und erhalten die Ergebnisse wie in Abbildung 28 dargestellt. Das Polyester-Hemd verursacht nach wie vor die tiefsten Kosten mit CHF 151.- über den ganzen Betrachtungszeitraum. Das konventionelle Baumwoll-Hemd ist mit CHF 164.- um 9% teurer, das Bio-Baumwoll-Hemd mit CHF 168.- rund 11% teurer. Aus früheren Berechnungen wissen wir, dass die TCO ohne Einkaufspreis für alle Produkte fast identisch sind. Sie machen 75-82% der Gesamtkosten aus; d.h. die Kostenunterschiede zwischen den Produkten stammen von den Unterschieden im Einkaufspreis und den Umweltkosten.

Beschaffungsentscheid: Wahl des Polyester-Hemdes.

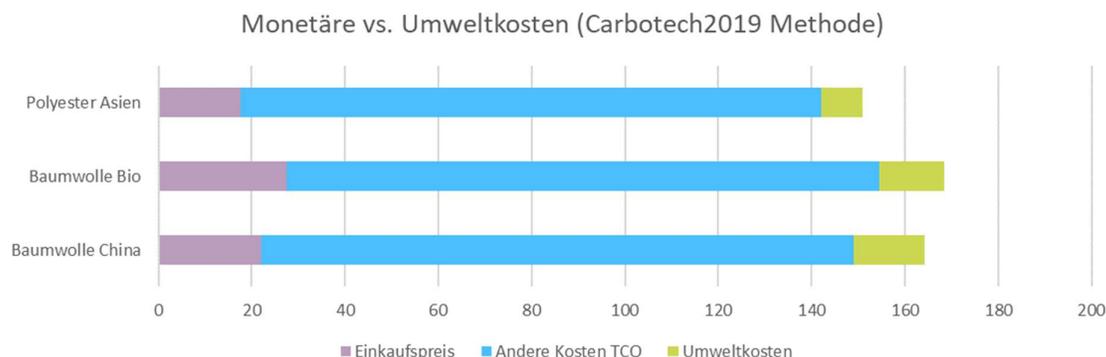


Abbildung 28: Resultate Textilien - Externe Kosten Carbotech₂₀₁₉ Methode

6.4 Auswirkung auf die Beschaffung

Vergleicht man nun alle die Ergebnisse aus den vorhergehenden Kapiteln, ergibt sich ein ganz anderes Bild als bei den Fahrzeugen: unabhängig vom gewählten Ansatz ist das Polyester-Hemd die bevorzugte Wahl (Tabelle 21).

Dieses Ergebnis ist in diesem Fall wenig überraschend, da das Polyester-Hemd sowohl die tiefsten monetären Kosten als auch die geringste Umweltbelastung verursacht. Ein abweichendes Resultat könnte höchstens noch das Qualitätskriterium der Gewichtung verursachen; dies war aber hier nicht der Fall.

Tabelle 21: Beschaffungsentscheide Textilien je nach Bewertungsansatz

Entscheidungsansatz	Erste Wahl	Signifikanz des Resultats ¹⁵	Unsicherheit ¹⁶	Einsparung gegenüber der Wahl basierend auf Einkaufspreis ¹⁷
Einkaufspreis	Polyester-Hemd	Hoch	Gering	-
TCO	Polyester-Hemd	Gering	Gering	-
Portfolio	Polyester-Hemd	-	-	-
Ökoeffizienz	Polyester-Hemd	Hoch	Mittel	-
Gewichtung	Polyester- oder Bio-Baumwoll-Hemd	Gering	Mittel	Im Falle des Bio-Baumwoll-Hemdes: -9% der TCO, -45% der UBP
Externe Kosten Delft 2	Polyester-Hemd	Gering	Hoch	-
Externe Kosten Carbotech ₂₀₁₉ Methode	Polyester-Hemd	Gering	Hoch	-

¹⁵ Die Signifikanz des Resultats wurde vereinfacht als gering eingestuft, wenn das zweitbeste Resultat weniger als 5% entfernt war; als mittel wenn es 5-15% entfernt war; und als hoch wenn es mehr als 15% entfernt war. In einem nächsten Schritt könnten hier bei Bedarf wissenschaftlichere (und aufwendigere) Methoden eingesetzt werden.

¹⁶ Die Unsicherheit wurde vom Projektteam nach Verfügbarkeit und Überprüfbarkeit der Daten geschätzt. In einem nächsten Schritt könnten hier bei Bedarf wissenschaftlichere (und aufwendigere) Methoden eingesetzt werden.

¹⁷ Negative Werte bedeuten, dass die TCO oder Umweltbelastung höher sind, also keine Einsparung vorliegt

Die Resultate der verschiedenen Bewertungsansätze führen alle zum gleichen Resultat. Nur eine Gewichtung des Qualitätsmerkmals im Gewichtungsansatz bringt das Bio-Baumwollhemd mit in die Auswahl. Eine bekannte Schwäche des Ökoeffizienzansatzes zeigt sich in diesem Fallbeispiel: dieser Ansatz führt eher zu signifikanten Resultaten, wenn andere Ansätze keine solche Eindeutigkeit zeigen.

Zusammenfassend kommen wir auch für diese Produktgruppe zur gleichen Erkenntnis wie bei den Fahrzeugen:

- Sollen nur monetäre Kosten in die Entscheidung einbezogen werden, ist der TCO-Ansatz dem Einkaufspreis-Ansatz vorzuziehen.
- Sollen die Hemden nach Umweltauswirkung bewertet werden, bietet die Ökobilanzierung den richtigen Ansatz dazu.
- Sollen monetäre Kosten und Umweltauswirkung bewertet werden, bietet nur der Ansatz der externen Kosten eine Herangehensweise, welche das Verhältnis zwischen diesen beiden Bewertungskriterien bereits in den methodischen Grundlagen definiert. Alle anderen Methoden verfolgen getrennte Vorgehensweisen und führen die Resultate am Schluss zusammen.
- Sollen neben monetären Kosten und Umweltauswirkung noch Qualitäts-Kriterien betrachtet werden, oder soll das Verhältnis zwischen monetären Kosten und Umweltauswirkung durch die beschaffende Stelle definiert werden, ist der Gewichtungs-Ansatz die beste Wahl, wobei sämtliche monetären Kosten (Anschaffungspreis, TCO und allfällige externe Kosten mit der gleichen Gewichtung eingehen sollten).
- Der Gewichtungsansatz erlaubt die Kombination von ganz verschiedenen ökonomischen, ökologischen, sozialen sowie Qualitäts-Kriterien. Die verwendeten Kriterien in diesem Fallbeispiel sind nur eine von vielen Möglichkeiten.

7 Erkenntnisse und Möglichkeiten zur breiteren Anwendung in der Beschaffung (Skalierbarkeit)

Die Auswertung der Ergebnisse für Fahrzeuge und Textilien hat gezeigt, dass die TCO von Produkten deutlich höher sein können als der Einkaufspreis. Dies kann zur Folge haben, dass sich die Auswahl des Produktes ändert. Die Betrachtung der Umweltbelastung kann ebenfalls zu einer Veränderung des bevorzugten Produktes führen. Die auf Basis dieser Erkenntnisse gewählten Produkte können auch tatsächlich zu einer Verringerung der Kosten oder der Umweltbelastung führen. Die betrachteten Methoden können also einen relevanten Einfluss auf die Beschaffung haben.

Die Erkenntnisse aus der Betrachtung dieser beiden Produktgruppen liefern nun wertvolle Hinweise darauf, wie diese Methoden effizient und effektiv über die beiden Produktgruppen hinaus auf die Beschaffung allgemein angewendet werden können. In den folgenden Unterkapiteln diskutieren wir die Voraussetzungen, um diese Methoden gewinnbringend anzuwenden (Kapitel 7.1), die Produktgruppen, die sich für die Betrachtung der TCO und der Umweltbelastung eignen (Kapitel 7.2) und erste Erkenntnisse für die praktische Umsetzung in der täglichen Beschaffung (Kapitel 7.3).

7.1 Anwenden von Methoden der Lebenszyklusbetrachtung

Zwei wichtige Voraussetzungen, um signifikante Resultate für die TCO und die Umweltbelastung von Produkten zu erhalten, sind die Verfügbarkeit relevanter Daten von hoher Qualität und die Wahl der richtigen Berechnungsmethoden.

Relevante Daten von hoher Qualität

Für die beiden Beispielprodukte konnte gezeigt werden, dass eine überschaubare Menge von Daten die relevanten Kosten- und Umwelt-Hotspots abbilden konnte (Kapitel 5.2 und 6.2). Dies sollte für viele Produktgruppen der Fall sein, allerdings werden für verschiedene Produktgruppe andere Daten relevant sein. Diese Relevanz und damit der Datenbedarf muss für jede Produktgruppe separat ermittelt werden.

Die Herkunft der Daten wird in jedem Fall eine Kombination aus den folgenden Quellen sein:

- Daten der Anbietenden. Die wichtigsten Daten, ohne welche eine sinnvolle Berechnung nicht möglich ist, werden als Zulassungskriterium deklariert. Andere Daten können als optional deklariert werden: kann der Anbieter eigene Daten liefern, kann er sich damit differenzieren (z.B. durch die Verwendung von zertifiziertem Ökostrom); kann er keine Daten liefern, kommen allgemeine Datensätze zur Anwendung (z.B. Durchschnittsverbrauch von Maschinen). Diese Daten müssen vom Projektteam vorab definiert werden.
- Daten der beschaffenden Stelle. Insbesondere für die Nutzungsphase und möglicherweise für die Entsorgungsphase wird die beschaffende Stelle über das beste Wissen verfügen.
- Daten aus bestehenden Datenbanken (Hintergrunddaten, z.B. Strommix, Umweltauswirkungen aus UVEK 2018). Gerade für die Ökobilanz werden viele bestehende Datensätze zur Anwendung kommen.
- Daten vom Projektteam/Tool-Entwickler. Das Projektteam, welches die Modelle für die verschiedenen Produktgruppen entwickelt und die Methoden anwendet, wird überall dort Annahmen treffen müssen, wo keine Daten aus den vorhergenannten Quellen verfügbar sind.

Wahl der richtigen Methode

Eine Haupteckenerkenntnis dieses Projekts ist, dass die Methodenwahl einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse des Beschaffungsprozesses haben kann. Als Übersicht nochmals die Bewertung der verschiedenen Ansätze, um die TCO und die Umweltbelastung zusammenzuführen:

- Der Portfolio-Ansatz bringt nicht immer eindeutige Ergebnisse hervor und ist für die vorliegende Aufgabe nicht zu empfehlen.
- Der Ansatz der Ökoeffizienz ist ein Spezialfall der Gewichtungsmethode (50:50) und lässt sich einfach anhand der TCO- und der Ökobilanzresultate berechnen und führt zu einer konsistenten Gleichgewichtung von monetären Kriterien und Umweltkriterien. Aber obwohl eine Gleichgewichtung fair klingt, basiert sie nicht grundsätzlich auf etablierten Wertvorstellungen in unserer Gesellschaft. Zudem hat der absolute Wert der Ökoeffizienz keine Aussagekraft per se.
- Der Ansatz der Gewichtung lässt sich ebenfalls aus TCO- und Ökobilanzresultaten berechnen und ermöglicht die Berücksichtigung zusätzlicher Bewertungskriterien. Dieser Ansatz verlangt aber auch, dass Gewichtungsfaktoren festgelegt und begründet werden. Das gibt der beschaffenden Stelle zusätzliche Flexibilität, die Anforderungen an gewisse Produkte oder Produktgruppen nach ihren Wünschen zu gestalten. Voraussetzung ist, dass die Gewichtungsfaktoren in der Ausschreibung bekannt gegeben werden.
- Der Ansatz der externen Kosten ist der komplexeste Ansatz und misst, der Umweltbelastung einen monetären Wert gemäss den gesellschaftlichen Wertvorstellungen bei. Dadurch können die Umweltbelastung und die TCO auch direkt miteinander verrechnet werden. Das Resultat sind die Gesamtkosten, die für die beschaffende Stelle und andere Stakeholder durch die Benutzung eines Produkts entstehen. Monetarisierete Werte geben uns auch ein besseres Gefühl dafür, ob ein Wert hoch oder tief ist, z.B. im Gegensatz zu den abstrakten UBPs oder der Ökoeffizienz. Der Ansatz der externen Kosten ist aber auch mit mehr Aufwand verbunden als die anderen Methoden und unterliegt einer deutlich höheren Unsicherheit.

Für den Vergabeprozess empfehlen wir, den Gewichtungsansatz unter Berücksichtigung der Aspekte Kosten, Umweltbelastung und Qualität (Produkt- oder Liefereigenschaften) entlang des gesamten Lebenszyklus zu verwenden. Die Wahl dieser Bewertungskriterien lässt viel Freiraum und es sind verschiedene Kombination von ökonomischen, ökologischen, sozialen und Qualitäts-Kriterien denkbar. Die gewählten Kriterien in den Fallbeispielen sind nur als Beispiele zu verstehen.

In Franken ausgewiesene Kriterien sollten die gleiche Gewichtung erhalten oder im gleichen Kriterium zusammengefasst werden können. Es gibt keine gesetzlichen Vorgaben für die Gewichtungsoptionen aber die Bandbreiten der Gewichtung sind idealerweise für jede Produktgruppe definiert, um Konsistenz in der Beschaffung zu sichern.

In der Vorbereitung des Beschaffungsprozesses, z.B. in der Bedarfsanalyse und in der Marktanalyse, kommt neben der Gewichtung auch der Ansatz der externen Kosten als geeignete Methode in Frage. Den grössten Vorteil sehen wir darin, dass der Ansatz der externen Kosten versucht, die Bewertung der Umweltbelastung in ein direktes Verhältnis zu den TCO zu setzen. In der Bedarfsanalyse lässt sich der etwas aufwendigere Ansatz vermutlich auch besser umsetzen. Die in der Bedarfsanalyse gewonnenen Erkenntnisse können in der technischen Spezifikation und weiteren Zuschlagskriterien berücksichtigt werden.

7.2 Relevante Produktgruppen für eine Betrachtung der TCO und der Umweltbelastung

Die Methode der Lebenszyklusbetrachtung eignet sich besonders für Produktgruppen, bei denen die TCO oder die Umweltbelastung (oder beides) eine grosse Rolle spielen. In diesem Zusammenhang hat die Beschaffungskonferenz des Bundes (BKB) die Erstellung der Relevanzmatrix (Faist & Schlierenzauer, 2019) beauftragt, welche die sozialen und ökologischen Risiken bei 19 Warengruppen aufzeigen soll. Diese Relevanzmatrix zeigt auch auf, welche Produktgruppen sich für die Lebenszyklusbetrachtung besonders eignen. Mit der Relevanzmatrix als Basis und zusätzlichen Überlegungen aus diesem Projekt ergibt sich folgende Einteilung, wie gut sich Produktgruppen in Hinblick auf die Beschaffung für eine Lebenszyklusbetrachtung eignen:

Produktgruppen, die sich sehr gut eignen

- Kraftfahrzeuge
- Informatik und Telekommunikationsmittel
- Textilien und Bekleidung
- Kopiertechnik
- Transport-Dienstleistungen
- Zivile Bauten

Aufgrund ihres Umwelteinflusses gehören auch fossile und nicht-fossile Brennstoffe zu dieser Kategorie. Allerdings werden Brennstoffe nicht per se beschafft, sondern aufgrund einer davor getätigten Beschaffung (z.B. ein Fahrzeug, eine Heizung), weshalb sie hier nicht aufgelistet sind.

Produktgruppen, die sich eignen können

- Nahrungsmittel
- Chemikalien
- Büroausstattung (elektrische Geräte eignen sich sogar sehr gut)
- Büromatik
- Bürobedarf inkl. Papier
- Post-Dienstleistungen

Diese Bewertung ist aber nicht abschliessend und muss in den konkreten Fällen noch überprüft werden.

7.3 Voraussetzungen, um Lebenszyklusbewertungen in den Beschaffungsalldag einzuführen

Die Beurteilung der Integration von Lebenszyklusmethoden in den Beschaffungsalldag waren nicht Teil dieses Projekts, trotzdem ergaben sich aus den Gesprächen und Recherchen einige Erkenntnisse, die hier als Input für weiterführende Studien aufgelistet werden. Diese Liste erhebt jedoch keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

- Die Motivation für die Anwendung der Lebenszyklusmethode muss für die Beschaffenden klar verständlich sein, sonst nehmen sie den Mehraufwand gegenüber den heutigen Ansätzen kaum auf sich. Insbesondere zu erwähnen sind:
 - Die Betrachtung der tatsächlichen Eigentumskosten bewirkt, dass die Kosten während der ganzen Verwendungsdauer des Produktes berücksichtigt werden anstatt nur die Kosten des anfänglichen Einkaufs. So kann das tatsächlich günstigste Produkte beschafft werden.
 - Die Betrachtung der Umweltbelastung führt zur Beschaffung von nachhaltigeren Produkten und folgt damit der Strategie des Bundesrates für eine nachhaltige Entwicklung der Schweiz, um der zunehmenden Belastung der Umwelt (inkl. des Klimas) entgegenzuwirken
- Die Anwendung von Lebenszyklusmethoden sollte keine freiwillige Option sein, sondern einer zentralen Strategie unterliegen. Dies soll sicherstellen, dass Anbieter mit ähnlichen Prozessen konfrontiert sind und, dass Departemente das gegenseitige Verhalten antizipieren können. Adell u.a. (2009) beschreiben z.B., dass die Budgetfragmentierung bei TCO-Betrachtungen zu Schwierigkeiten in der Koordination der Beschaffung führen kann.
- Die Beschaffenden müssen Hilfsmittel zur Hand haben, um den Ablauf und die Methoden gut erklären zu können, wenn z.B. Anbietende Klärungsfragen haben.
- Die Methoden müssen im Alltag einfach und effizient nutzbar sein, am besten durch die Unterstützung von geeigneten Tools.
- Diese Tools sollen für Produktgruppen entwickelt werden, bei denen Lebenszyklusbetrachtungen einen Mehrwert versprechen.
- Die Daten, die in einem Tool verwendet werden, müssen regelmässig auf den neusten Stand gebracht werden. Veraltete Benzinverbrauchsdaten würden z. B. das Vertrauen in ein Tool für Fahrzeuge beeinträchtigen.
- Aus diesen Punkten folgt auch, dass ein Tool verständlich aufgebaut sein muss, so dass die Nutzenden den Grossteil der Funktionen kennen.
- Die Beschaffenden müssen mit der Methodik und den Tools vertraut gemacht werden.
- Die Bearbeitung muss zeitgerecht möglich sein (z.B. kann nicht 2 Monate auf die Resultate einer Ökobilanz gewartet werden).
- Resultate müssen Sinn ergeben und nicht-intuitive Resultate müssen durch eine Erklärung unterstützt sein.
- Die Ergebnisse müssen interpretierbar sein (was z.B. bei UBP ein Problem sein kann).
- Die Erhebung der benötigten Daten für die Lebenszyklusbetrachtung einer Produktgruppe soll möglichst effizient gestaltet werden können.

Als weiterführende Literatur können auch die Erkenntnisse von Brannigan u.a. (2014, p. 175) hilfreich sein. Sein Team hatte das EU-Tool zur Beschaffung von Fahrzeugen untersucht, welches u.a. auch monetarisierte Umweltkosten betrachtet hatte.

8 Empfehlung für weiteres Vorgehen

Als Ergebnis dieses Projektes können wir folgende **Empfehlungen** abgeben:

- Die vorgeschlagene Methode zur ökologischen (LCA) und ökonomischen (TCO) Beurteilung sowie zur Bewertung von Beschaffungsgegenständen basieren auf etablierten Grundlagen und sollten bei der Beschaffung möglichst verwendet werden.
- Die Erfahrungen bei der Anwendung von konkreten Beschaffungsfällen sollten gesammelt und ausgewertet werden. Damit kann die Methode und das Vorgehen weiterentwickelt werden sowohl bezüglich Qualität wie auch Umsetzbarkeit.
- Die Methode externe Kosten scheint vielversprechend zu sein und sollte weiterentwickelt werden. Diesbezüglich wäre es notwendig, externe Kosten für weitere Wirkungskategorien, wie z.B. Biodiversität, Gewässerbelastung, Mikroplastik, Bodenbelastung durch Schwermetalle etc., zu entwickeln.
- Zudem ist der Einbezug der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit notwendig. Entsprechend sollten die bestehenden Ansätze weiterentwickelt werden. Dies betrifft sowohl die Bewertung wie auch die verfügbaren Daten.
- Die Operationalisierung der Methode sollte anhand eines konkreten Beschaffungsbeispiels getestet und beschrieben werden. In einem weiteren Schritt könnte daraus ein Tool für die Anwendung in den Beschaffungsstellen erarbeitet werden.

Literaturverzeichnis

Adell, A., Esquerrà, J., Estevan, H., Barcelona, E., Clement, S., Tepper, P., et al. (2009). *Existing approaches to encourage innovation through procurement* (p. 77). The SMART SPP consortium.

ARA Saanen. (2018). *ARA Saanen Jahresbericht 2018*. Retrieved from http://www.saanen.ch/dl.php/de/5c7cc22ea5eb1/ARA_Saanen_Jahresbericht_2018.pdf

Arcadis. (2009). *Assessment of the options to improve the management of bio-waste in the European Union* (p. 123).

ASTRA. (2013). *Machbarkeitsstudie der Elektrifizierung und Optimierung der PKW Flotte des ASTRA*.

Auto Zeitung. (2017). Wertverlust Neuwagen bis 2020. Retrieved from <https://www.autozeitung.de/wertverlust-restwert-auto-137848.html#>

Autoevolution.com. (2017). 2018 SEAT Leon TGI Acceleration and Fuel Consumption in the Real World. Retrieved 14 October 2019, from <https://www.autoevolution.com/news/2018-seat-leon-tgi-acceleration-and-fuel-consumption-in-the-real-world-122372.html>

BAFU. (2013). *VOBU Volkswirtschaftliche Beurteilung von Umweltmassnahmen*. BAFU.

BAFU. (2019a). Nitrat im Grundwasser. Retrieved 9 December 2019, from <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-wasser/wasser--fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-des-grundwassers/grundwasser-qualitaet/nitrat-im-grundwasser.html>

BAFU. (2019b). Phosphorgehalt in Seen. Retrieved 25 November 2019, from <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-wasser/wasser--fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-der-seen/wasserqualitaet-der-seen.html>

Bieler, C., Sutter, D., Lieb, C., Sommer, H., & Amacher, M. (2019). Externe Effekte des Verkehrs 2015, 185.

Böhler, M. (2018). *Rückgewinnung und Wiederverwendung von Stickstoff aus Abwasser*. Presented at the Eawag-Infotag.

Brannigan, C., Luckhurst, S., Kirsch, F., Lohr, E., Skinner, I., European Commission, et al. (2014). *Ex-post evaluation of Directive 2009 / final report*. Luxembourg: Publications Office. Retrieved from <http://bookshop.europa.eu/uri?target=EUB:NOTICE:MI0115674:EN:HTML>

Brennan, J. W., & Barder, T. E. (2016). *Battery electric vehicles vs. internal combustion engine vehicles*. Arthur D. Little. Retrieved from https://www.adlittle.de/sites/default/files/view-points/ADL_BEVs_vs_ICEVs_FINAL_November_292016.pdf

Bundesversammlung. Automobilsteuergesetz (AStG) (2017). Retrieved from <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19960321/201701010000/641.51.pdf>

Bundesverwaltung. (2016a). Übersicht Vergabeverfahren. Retrieved from <https://www.beschaffung.admin.ch/bpl/de/home/beschaffung/beschaffungsleitfaden/beschaffungsverfahren.html>

Bundesverwaltung. (2016b, March 17). Bestimmung des Verfahrens. Retrieved 21 November 2019, from <https://www.beschaffung.admin.ch/bpl/de/home/beschaffung/beschaffungsleitfaden/bestimmung-des-verfahrens.html>

Bundesverwaltung. (2017, November 3). Beschaffungsleitfaden. Retrieved 21 November 2019, from <https://www.beschaffung.admin.ch/bpl/de/home/beschaffung/beschaffungsleitfaden.html>

Bünger, D. B., & Matthey, D. A. (2018). *Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten - Methodische Grundlagen* (p. 62). Umweltbundesamt.

Büttner, S., & Böhler, M. (2011). *Stickstoffrückgewinnung am Beispiel der ARA Kloten/Opfikon*. Presented at the Kantonale Tagung Zürcher Klärwerkspersonal.

cng-mobility.ch. (2019). BP CNG Erdgastankstelle. Retrieved 14 October 2019, from <https://www.cng-mobility.ch/tankstelle-detail/>

Conrad, B. (2019). Haltbarkeit von Elektroauto-Akkus: Zweites Leben für die Batterie. Retrieved 12 December 2019, from <https://www.auto-motor-und-sport.de/tech-zukunft/elektroauto-akku-haltbarkeit/>

de Bruyn, S., Ahdour, S., Bijleveld, M., de Graaff, L., Schep, E., Schroten, A., et al. (2018). *Environmental Prices Handbook 2017 - Methods and numbers for valuation of environmental impacts*. Delft: CE Delft.

de Bruyn, S., Korteland, M., Markowska, A., Davidson, M., de Jong, F., Bles, M., et al. (2010). *Shadow Prices Handbook - Valuation and weighting of emissions and environmental impacts*. Delft: CE Delft. Retrieved from https://www.cedelft.eu/publicatie/shadow_prices_handbook:_valuation_and_weighting_of_emissions_and_environmental_impacts/1032

Ecoplan, & Infras. (2014). *Externe Effekte des Verkehrs 2010* (p. 607). Bern: Bundesamt für Raumentwicklung. Retrieved from <https://biblio.parlament.ch/e-docs/377728.pdf>

European Commission. Richtlinie 2014/24/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 26. Februar 2014 über die öffentliche Auftragsvergabe und zur Aufhebung der Richtlinie 2004/18/EG (2014).

Faist, M., & Schlierenzauer, C. (2019). *Relevanzmatrix*. Quantis.

Fiedler, S., Wronski, R., & Simonsen, F. (2015). *Was Schweizer Strom wirklich kostet* (p. 54). Zürich: Schweizerische Energie-Stiftung. Retrieved from https://www.energiestiftung.ch/files/downloads/energiethemen-atomenergie-kosten/2015-09_foes_studie_was_schweizer_strom_wirklich_kostet.pdf

Franz, N. (2019). Das sind die wertstabilsten Fahrzeuge: Auto Bild und Schwacke küren die Wertmeister 2019. Retrieved 22 October 2019, from www.schwacke.de

Frischknecht, R., & Büsser Knöpfel, S. (2013). *Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der Ökologischen Knappheit - Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz* (No. 1330) (p. 256). Bern: Bundesamt für Umwelt.

Gluch, P., & Baumann, H. (2004). The life cycle costing (LCC) approach: a conceptual discussion of its usefulness for environmental decision-making. *Building and Environment*, 39(5), 571–580. <http://doi.org/10.1016/j.buildenv.2003.10.008>

GoingElectric. (2012). Studie: Elektroautos im Unterhalt 35 Prozent günstiger | Elektroauto Blog. Retrieved 11 December 2019, from <https://www.goingelectric.de/2012/11/21/news/studie-elektroauto-unterhalt-guenstiger/>

Hagman, J., Ritzén, S., Stier, J. J., & Susilo, Y. (2016). Total cost of ownership and its potential implications for battery electric vehicle diffusion. *Research in Transportation Business & Management*, 18, 11–17. <http://doi.org/10.1016/j.rtbm.2016.01.003>

Harloff, T. (2019). Das sind die wertstabilsten Autos. Retrieved 22 October 2019, from <https://www.auto-motor-und-sport.de/verkehr/wertverlust-von-neuwagen-das-sind-die-wertstabilsten-autos/>

Igarashi, M., de Boer, L., & Michelsen, O. (2015). Investigating the anatomy of supplier selection in green public procurement. *Journal of Cleaner Production*, 108, 442–450. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.010>

Industrielle Werke Basel. (2019). *Strom Tarifblatt 2019*. Retrieved from <https://www.iwb.ch/dam/jcr:72c4cc11-92f0-4d69-81d8-315940412164/IWB%20Strom%20Tarifblatt%20mit%20MWST%202019%201218%20v6.pdf>

INFRAS. (2019). HBEFA - Handbook Emission Factors for Road Transport. Retrieved 12 December 2019, from <https://www.hbefa.net/e/index.html>

INFRAS, Econcept, & Prognos. (1996). *Die vergessenen Milliarden: Externe Kosten im Energie- und Verkehrsbereich*. Bern, Stuttgart, Wien.

International Trade Centre. (n.d.). The organic cotton market. Retrieved 3 September 2019, from <http://www.intracen.org/The-organic-cotton-market/>

IPCC. (2013). *Climate Change 2013 the Physical Science Basis, Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, et al., Eds.). New York: Cambridge University Press.

ISO. (2006). *ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Geneva.

ISO. (2006). *ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Geneva.

ISO. (2017). *ISO 20400:2017 Sustainable procurement - Guidance*. Geneva, Switzerland.

Kägi, W., Lobsiger, M., Neumann, R., Schläpfer, F., Rheinberger, C., & Soguel, N. (2015). *Monetarisierung des statistischen Lebens im Strassenverkehr* (p. 269). Schweizerischer Verband der Strassen- und Verkehrsfachleute (VSS).

KBOB, eco-bau, & IPB. (2018). KBOB-Ökobilanzdatenbestand 2016 und UVEK-Ökobilanzdatenbestand 2018.

Kuik, O., Brander, L., Nikitina, N., Navrud, S., Magnussen, K., & Fall, E. H. (2007). *Energy-related External Costs due to Land Use Changes, Acidification and Eutrophication, Visual Intrusion and Climate Change*.

LeasePlan Corporation. (2019). Car Cost Index.

Ledergerber, E., & Ott, W. (Eds.). (1994). *Externe Kosten und kalkulatorische Energiepreiszuschläge für den Strom- und Wärmebereich: Synthesebericht der gleichnamigen Studie über die Berechnung der Externalitäten der Strom- und Wärmeversorgung in Gebäuden in der Schweiz*. Bern: Eidg. Dr.-Sachen- und Materialzentrale.

Lombardo, T. (2017). Electric Vehicle vs Internal Combustion Engine Vehicle: A Total Cost of Ownership Analysis. Retrieved from <https://www.engineering.com/ElectronicsDesign/ElectronicsDesignArticles/ArticleID/15954/Electric-Vehicle-vs-Internal-Combustion-Engine-Vehicle-A-Total-Cost-of-Ownership-Analysis.aspx>

Matthey, D. A., & Bünger, D. B. (2019). *Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Kostensätze* (p. 49). Umweltbundesamt.

Motorsport-Total.com. (2019). Tatsächlicher Verbrauch: Skoda Octavia Combi 1.5 TSI G-Tec 2019 im Test. Retrieved 14 October 2019, from <https://www.motorsport-total.com/auto/news/tatsaechlicher-verbrauch-skoda-octavia-combi-15-tsi-g-tec-2019-im-test-19072904>

Müller-Wenk, R., & Hofstetter, P. (2003). *Monetarisierung verkehrslärmbedingter Gesundheitsschäden*. BUWAL. Retrieved from https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/laerm/uw-umwelt-wissen/monetarisierung_verkehrslaermbedingtergesundheitsschaeden.pdf.download.pdf/monetarisierung_verkehrslaermbedingtergesundheitsschaeden.pdf

NEEDS. (2007). *Final Report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution (RS 1b D 6.7)*. Retrieved from <http://www.needs-project.org/>

Ott, W., Baur, M., Iten, R., & Vettori, A. (2005). *Konsequente Umsetzung des Verursacherprinzips* (No. 201) (p. 184). Bern: BUWAL. Retrieved from https://www.infras.ch/media/filer_public/9f/a6/9fa6a82f-b58b-4191-84c1-7d9c3b4e9333/verursacherprinzip_d.pdf

Palmer, K., Tate, J. E., Wadud, Z., & Nellthorp, J. (2018). Total cost of ownership and market share for hybrid and electric vehicles in the UK, US and Japan. *Applied Energy*, 209, 108–119. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.10.089>

Propfe, B., Redelbach, M., Santini, D., & Friedrich, H. (2012). Cost analysis of Plug-in Hybrid Electric Vehicles including Maintenance & Repair Costs and Resale Values. *World Electric Vehicle Journal*, 5(4), 886–895. <http://doi.org/10.3390/wevj5040886>

Quora. (2015, June 3). How much cheaper is polyester than cotton? Retrieved 30 January 2020, from <https://www.quora.com/How-much-cheaper-is-polyester-than-cotton?share=1>

R+V24. (2018). Wie hoch sind die Unterhaltskosten eines Elektroautos? Retrieved 11 December 2019, from <https://magazin.rv24.de/2018/06/08/wie-hoch-sind-die-unterhaltskosten-eines-elektroautos/30733/>

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S. I., Lambin, E., et al. (2009). Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14(2), art32. <http://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>

Schweizerische Eidgenossenschaft. Bundesgesetz über das öffentliche Beschaffungswesen (BöB) (Stand am 1. Januar 2020), Pub. L. No. 172.056.1 (2020). Retrieved from <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19940432/202001010000/172.056.1.pdf>

Schweizerischer Bundesrat. (2016). *Strategie Nachhaltige Entwicklung 2016–2019*.

Spackman, M. (2016). Appropriate time discounting in the public sector, 25.

Spörri, A., Erny, I., Hermann, L., & Hermann, R. (2017). *Beurteilung von Technologien zur Phosphor-Rückgewinnung*. Bern: Bundesamt für Umwelt.

Steen, B. (1999). A systematic approach to environmental priority strategies in product development, 68.

Steinemann, M., Weber, F., Reutimann, J., Iten, R., & Meier, F. (2016). *Potenzial einer ökologischen öffentlichen Beschaffung in der Schweiz* (p. 70). INFRAS.

TCS. (2018). *Motorfahrzeugsteuer in der Schweiz*. Emmen: TCS. Retrieved from <https://www.tcs.ch/mam/Digital-Media/PDF/Booklets/motorfahrzeugsteuer.pdf>

TCS. (2019). *Treibstoffpreise 2019*. Retrieved from <https://www.tcs.ch/mam/Digital-Media/PDF/Info-Sheet/benzinpreise.pdf>

textilebeacon.com. (2018, June 18). Cotton prices were slower to rise in one year, polyester still cheapest. Retrieved from <https://www.textilebeacon.com/news/cotton-prices-slower-rise/>

Trucost. (2013). *White Paper: Valuing Water to Drive More Effective Decisions*. Retrieved from <https://www.trucost.com/publication/white-paper-valuing-water-drive-effective-decisions/>

van Essen, H., Schroten, A., Otten, M., Sutter, D., Schreyer, C., Zandonella, R., et al. (2011). *External costs of transport in Europe - Update study for 2008* (p. 163).

VCS. (2019). Auto-Umweltliste. Retrieved 11 December 2019, from <https://www.macrofocus.com/iaul/iAUL.html?dataset=Auto-Umweltliste%2520VCS%25202019-11-29>

WBCSD. (2000). *Eco-efficiency. Creating more value with less impact*. Retrieved from <http://www.ceads.org.ar/downloads/Ecoeficiencia.%20Creating%20more%20value%20with%20less%20impact.pdf>

Anhang

A1 Studien zur Monetarisierung von Umweltbelastungen

Untenstehend eine Auswahl von Studien zum Thema Monetarisierung von Umweltbelastungen. Es handelt sich hierbei jedoch nicht um eine vollständige Liste. Sortiert nach Datum. Die kurzen Paragraphen geben an, ob die Studien zu folgenden Themen etwas aussagen: methodische Grundlagen, Kostensätze, Rechenbeispiele, Vorgehen.

Bieler u.a. (Bieler et al., 2019): Externe Effekte des Verkehrs 2015. Methodisches Vorgehen beschrieben. Keine Kostensätze pro Umwelteinwirkung, nur auf Landesebene und pro Transporteinheit.

Bünger & Matthey (Bünger & Matthey, 2018; Matthey & Bünger, 2019): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten und Kostensätze. Methodische Grundlagen zu Unsicherheiten und Risikoaversion, sozialen Diskontraten, Schadenskosten, Vermeidungskosten. Empfehlung zum Vorgehen zur ökonomischen Bewertung. Kostensätze für Luftschadstoffe, Landnutzung, Lärmwirkungen

BAFU (BAFU, 2013): Leitfaden zur VOB. Methodische Grundlagen zur Bewertung Verbesserungen der Umweltqualität, Aufteilung in nachfrageseitig (revealed preferences, stated preferences) und angebotsseitig (Vermeidungskosten, Reparaturkosten, Kosten alternativer Herstellung)

CE Delft/ Infrac / Fraunhofer (van Essen et al., 2011): Berechnung von externen Kosten des Verkehrs in Europa. In der Studie werden die externen Kosten von Transporten in Europa für die fünf Hauptkategorien Unfälle, Luftverschmutzung, Klimawandel, Lärm und Stau berechnet. Für die vorliegende Studie wurden nur die Angaben zu den externen Kosten der Luftverschmutzung und des Klimawandels verwendet. In dieser Studie wird empfohlen Partikel aus Fahrzeugen und Partikeln aus „Vorprozessen“ zu unterscheiden (Partikel aus Fahrzeugen haben höhere externe Kosten zur Folge). Aus Aufwandgründen wurde in der vorliegenden Studie auf diese Unterscheidung verzichtet. Dies im Bewusstsein, dass die Partikelemissionen damit überbewertet sein könnten und somit die Reduktion der externen Kosten durch die Recyclingszenarien eher unterschätzt werden.

Arcadis (Arcadis, 2009): Die Daten stammen aus der Studie “Assessment of the options to improve the management of bio-waste in the European Union Annex F: Environmental assumptions”. Diese verwendet die Angaben von externen Kosten der Luftemissionen aus zwei vorgängigen europäischen Studien (AEAT 2005 und BETA 2002) und passt diese den Preisen 2009 an. Es wurde jeweils der Mittelwert der externen Kosten der Luftemissionen der an die Schweiz angrenzenden Länder verwendet.

Ott u.a. (Ott et al., 2005): Konsequente Umsetzung des Verursacherprinzips. Detaillierte theoretische und methodische Grundlagen. Ausführliche Übersicht zu bisherigen Studien in der Schweiz, und zwar zu den externen Kosten des Verkehrs (Klima, Unfälle, Luftverschmutzung, Lärm, Landschaft, Infrastruktur, Stau, Gewässer und Böden) und der Energie (Luftverschmutzung, Klima, Rohstoffverbrauch, Grossrisiken), allerdings

wiederum nur als Gesamtaggregation für die Schweiz. Darstellung von Steuerungsmassnahmen zur Internalisierung (Kapitel 5.1.4)

EPS default Methode (Steen, 1999): Hierbei handelt es sich um eine Bewertungsmethode welche die Einflüsse eines Produkts/Prozesses auf die Umwelt in Environmental Load Units (ELU) berechnet. Ein ELU entspricht einem Euro. Diese Methode bewertet neben den Emissionen in die Luft auch Emissionen ins Wasser, Emissionen in den Boden, abiotischer Ressourcenverbrauch und die Landnutzung. Um den unterschiedlichen methodischen Ansatz vergleichbar mit den anderen verwendeten Bewertungsmethoden zu machen, wurden in dieser Studie nur die Gewichtungsfaktoren für die direkten Emissionen in Boden, Wasser und Luft betrachtet.

Ledergerber&Ott (Ledergerber & Ott, 1994): Externe Kosten und kalkulatorische Energiepreiszuschläge für den Strom- und Wärmebereich. Kurze Abhandlung über die theoretischen Grundlagen von Märkten, externen Kosten und Internalisierung. Auflistung der Aktivität-Primärwirkung-Zusammenhänge (Tabelle 3.1). Methodische Grundlagen zu Grenz- versus Durchschnittskosten, der Bewertung externer Kosten (Schadenskosten, Vermeidungskosten). Übersicht Kostensätze Treibhauseffekt aus anderen Quellen (1990-1992) und Berechnung von Risikozuschlägen für die Kernenergie. Energiepreiszuschläge pro Energieträger und Kraftwerkstyp (Tabelle 4.6). Interessante Tabelle (S. 116), welche für jede Impact Category die physischen Schäden und die Monetarisierung davon in Unsicherheiten unterteilt (gesichert, teilweise gesichert, vermutet, nicht erfasst).

A2 Hintergrundinformationen zu den Berechnungen Carbotech₂₀₁₉

Am Beispiel des Kostensatzes für die Wasserverschmutzung mit Phosphor wird das Vorgehen zur Erstellung der Methode dargestellt.

In einem ersten Schritt wurde nach Quellen gesucht, welche Schadens- oder Reparaturkosten für die Umweltbelastung aufzeigen. Bei der Wasserverschmutzung kommt dazu häufig der Ansatz der Reparaturkosten zum Einsatz, also der Frage, wie teuer es ist, die Wasserverschmutzung wieder rückgängig zu machen. Die Betriebskosten von ARAs bieten dazu gute Daten. Kennzahlen des ARA Saanen Kloten/Opfikon lassen auf eine Bewertung der Phosphorentfrachtung von ca. CHF 2.90 pro kg schliessen (Böhler, 2018; Büttner & Böhler, 2011). Eine Studie im Auftrag des BAFU (Spörri et al., 2017) berechnete zwar keine genauen Werte; aus den Umfragewerten zu Investitions- und Betriebskosten lässt sich aber ein Wert von um die CHF 3.- ableiten. Die CHF 2.90 wurden als Grundwert für die Bewertung des Umweltschadens von einem Kilogramm Phosphor im Wasser gewählt (eine Inflationsbereinigung ist in diesem Fall nicht nötig, da der Wert bereits aus dem Zieljahr 2018 stammt).

Ungenauer waren die Quellen für gewisse andere Schadstoffe, z.B. Cadmium. Für die Bewertung des Schadens von Cadmium in die Luft konnte nur eine ältere Studie aus Deutschland gefunden werden (Arcadis, 2009), die sich wiederum auf das Clean Air for Europe (CAFÉ) Programm aus dem Jahr 2000 bezieht. Die Studie rechnet für Deutschland mit Schadenskosten von EUR 539'000 pro Tonne Cadmium (bereits in 2009 Preise umgerechnet). Für den Value Transfer auf Schweizer Franken im Jahr 2018 wurde dieser Wert entsprechend in CHF umgerechnet (mit dem EUR/CHF Kurs von 2009) und dann um die Inflation zwischen 2009 und 2018 bereinigt. Dies führt zu einem Wert von CHF 894.- pro Kilogramm Cadmium.

Für alle Schadstoffe, zu denen keine spezifischen Kostensätze gefunden werden konnten, wurde wie folgt vorgegangen: aus den Schadstoffen mit Kostensätzen wurde eine Regression des UBP zu Kosten Verhältnisses gelegt und die restlichen Schadstoffe darüber berechnet. Dies ist möglich, weil die UBP-Methode ja für alle Schadstoffe einen UBP Wert pro kg Schadstoff angibt. Lärm wurde ebenfalls so bewertet.

Die Kostensätze für alle Schadstoffe wurden dann in die LCA-Software Simapro eingespielen, so dass sie über die berechnete Sachbilanz bewertet werden konnten.

A3 Diskontierung von Umweltbelastungen

Monetären Kosten kann ein Zeitwert zugeordnet werden, weil wir Erfahrungswerte zu den Zeitpräferenzen von Menschen haben und weil z.B. über den Kreditmarkt diese Zeitpräferenzen tatsächlich gehandelt werden können. Die Erkenntnis ist, dass wir Geld lieber heute besitzen als in einem Jahr, u.a., weil die Auszahlung in der Zukunft mit mehr Unsicherheit verbunden ist. Ein Diskontsatz hilft, diese Realität in Kosten-Nutzen-Analysen und TCO-Analysen zu berücksichtigen.

Für die Bewertung von zukünftigen Umweltbelastungen gibt es keine einfache Möglichkeit, unsere Präferenzen zu modellieren. In der Ökobilanzierung werden deshalb Umweltbelastungen gleich bewertet, unabhängig davon, wann sie anfallen. Eine zusätzliche Schwierigkeit von Umweltbelastungen ist die Verzögerung zwischen der belastenden Aktivität und des Schadens: die Emission von Klimagasen in die Atmosphäre in drei Jahren wird Klimaschäden in vielen Jahren danach verursachen.

Bei Betrachtungen mit langem Zeithorizont stellt sich immer auch die Frage nach der Belastung von zukünftigen Generationen, und zwar nach der finanziellen Belastung wie auch der Umweltbelastung. So wird zum Beispiel bei grossen Infrastrukturprojekten gelegentlich statt mit einem typischen Diskontsatz mit einer sozialen Diskontrate gerechnet. Siehe insbesondere (Spackman, 2016).

A4 Diverse Datentabellen

A4.1 Primärdaten Mobilität: Personenwagen

Phase	Monetäre Kosten		Umweltkosten		Hotspots aus der Relevanzmatrix
	Vordergrunddaten	Hintergrunddaten	Vordergrunddaten	Hintergrunddaten	
Allgemein		Diskontierungssatz [11]; Inflationsrate [12]; Automobilsteuer [13]; Motorfahrzeugsteuer [14]; Subventionen [15]		Inflationsrate; Kaufkraftparität [23]	
Rohstoffgewinnung			Fahrzeugtyp [16]; Gewicht Fahrzeug [17]; Gewicht Batterie [18]	UVEK	C, G
Herstellung			Fahrzeugtyp; Gewicht Fahrzeug; Gewicht Batterie	UVEK	
Transport			Gewicht; Gewicht Batterie; Transportmittel [19]; Transportdistanzen [20]	UVEK	
Anschaffungskosten	Einkaufspreis [1]				
Betrieb / Gebrauch (inkl. Installation, Wartung)	Gefahrene Kilometer pro Jahr [2]; Kraftstoff- und Elektrizitätsverbrauch [3]; Faktor realitätsnahes Fahren [4]; Lebensdauer Fahrzeug (km) [5]; Lebensdauer Batterie (km) [6]; Versicherungskosten [7]; Unterhalt- und Reparaturkosten [8]; Steuern; Subventionen [9]	Kraftstoff- und Elektrizitätspreise	Fahrzeugtyp; Gewicht Fahrzeug; Gewicht Batterie; Gefahrene Kilometer pro Jahr; Kraftstoff- und Elektrizitätsverbrauch; Faktor realitätsnahes Fahren; Lebensdauer Fahrzeug (km); Lebensdauer Batterie (km); Annahme zu Strommix [21]	UVEK	A, B, C
Entsorgung/Recycling	Wertverlust [10]		Fahrzeugtyp; Gewicht Fahrzeug; Gewicht Batterie; Entsorgungsart [22]	UVEK	E
	10 Kennzahlen, davon 4 zwingend vom Anbietenden, 2 von der Beschaffungsstelle, der Rest können Annahmen sein	Zusätzlich 5 Kennzahlen	Zusätzliche 7 Kennzahlen, davon 4 zwingend vom Anbietenden, 1 von der Beschaffungsstelle, der Rest können Annahmen sein	Zusätzlich 1 Kennzahl + UVEK-Daten	
	23 Kennzahlen (mindestens 8 vom Anbietenden, 3 von der Beschaffungsstelle)				

Kürzel für Hotspots: (A) Verbrauch fossiler Energie (Emissionen von Treibhausgasen); (B) Verbrennung von Kraft- und Brennstoffen; (C) Ressourcenverbrauch für die Produktherstellung (Stahl, Aluminium, etc.) und für die Verwendung von Kraftstoffen; (D) Qualität der Materialien und deren Verarbeitung; (E) Umgang mit den Produkten in Bezug auf Sorgfalt, Reparatur und Entsorgung

A4.2 Primärdaten Textilien: Hemd

Phase	Monetäre Kosten		Umweltkosten		Hotspots aus der Relevanzmatrix
	Vordergrunddaten	Hintergrunddaten	Vordergrunddaten	Hintergrunddaten	
Allgemein		Diskontierungssatz [12]; Inflationsrate [13]		Inflationsrate; Kaufkraftparität [25]	
Rohstoffgewinnung			Material Hemd; Gewicht Hemd; Wasserverbrauch Rohstoffe [16]; Pestizidverbrauch Rohstoffe [17]; <u>Standorte Rohstoffe</u> [18]	UVEK	A, B, C, D, E, G
Herstellung			Material Hemd; Gewicht Hemd; Produktionsverluste [19]; <u>Standorte Herstellung</u> [20]	UVEK	A, B, D, E
Transport			Material Hemd; Gewicht Hemd; <u>Transportmittel</u> [21]; Distanzen [22]	UVEK	
Anschaffungskosten	<u>Einkaufspreis</u> [1]		-	-	
Betrieb / Gebrauch (inkl. Installation, Wartung)	Material Hemd [2]; <u>Gewicht Hemd</u> [3]; <u>Lebensdauer Hemd</u> [4]; Stromverbrauch Nutzung [5]; Wasserverbrauch Nutzung [6]; Amortisation Waschmaschine [7] und Tumbler [8]; Kosten/Menge Reinigungsmittel [9]; <u>Arbeitskosten Personal</u> [10]	Strompreis [14]; Wasserpriesterpreis [15];	Material Hemd; Gewicht Hemd; Lebensdauer Hemd; Stromverbrauch Nutzung; Wasserverbrauch Nutzung; Amortisation Waschmaschine und Tumbler; Menge Reinigungsmittel; Annahme zu Strommix [23]	UVEK	D, E, I
Entsorgung/Recycling	Kosten Entsorgung [11]		Material Hemd; Gewicht Hemd; <u>Entsorgungsart</u> [24]	UVEK	I
Total Datenbedarf	11 Kennzahlen, davon 3 <u>zwingend vom Anbietenden</u> , 2 von der <u>Beschaffungsstelle</u> , der Rest können Annahmen sein	Zusätzlich 4 Kennzahlen	Zusätzliche 9 Kennzahlen, davon 3 <u>zwingend vom Anbietenden</u> , 1 von der <u>Beschaffungsstelle</u> , der Rest können Annahmen sein	Zusätzlich 1 Kennzahl + UVEK-Daten	
	25 Kennzahlen (mindestens 6 vom <u>Anbietenden</u> , 3 von der <u>Beschaffungsstelle</u>)				

Kürzel für Hotspots: (A) Verbrauch fossiler Energie (Emissionen von Treibhausgasen); (B) Verbrennung von Kraft- und Brennstoffen; (C) Einsatz von Pestiziden und Düngemitteln; (D) Wasserverbrauch für die Bewässerung, die Veredelung und das Waschen; (E) toxische/umweltschädliche Chemikalien (z.B. Farbstoffe, Reinigungs- und Waschmittel); (F) Bodendegradation, Bodenerosion, Verdichtung und Versalzung der Böden; (G) Abholzung / Landnutzungsänderung; (H) Qualität der Materialien und deren Verarbeitung; (I) Umgang mit den Produkten in Bezug auf Waschen, Flickern und Entsorgung

A4.3 Ergebnisse ausgewählter TCO Studien für Fahrzeuge

Fahrzeug	Typ ¹⁸	Abschreibung ¹⁹	Zins für Kredit	Versicherung	Unterhalt/Reparatur	Energie	Subvention (auf 100%)	Diskontiert	Land	Kommentar	Quelle
Nissan Leaf	BEV	61%	2%	9%	12%	15%	-14%	Nein	US		(Lombardo, 2017)
BMW i3	BEV	86%	7%	4%	0%	3%	-18%	Nein	S	Neuwagen für 3 Jahre	(Hagman et al., 2016)
«Mid-size vehicle»	BEV	56%	3%	26%	3%	7%	-	Ja	US	Neuwagen für 20 Jahre	(Brennan & Barder, 2016)
Car	BEV	88%			8%	4%		Unklar	D		(Propfe et al., 2012)
Car	BEV	84%		7%	3%	6%		Unklar	UK		(Palmer et al., 2018)
Car	Hybrid	78%			12%	9%		Unklar	D		(Propfe et al., 2012)
Prius	Hybrid	68%	7%	3%	5%	16%	-	Nein	S	Neuwagen für 3 Jahre	(Hagman et al., 2016)
Car	Hybrid	70%		6%	2%	21%		Unklar	UK		(Palmer et al., 2018)
Hyundai Elantra	ICE	35%		10%	14%	41%	-	Nein	US		(Lombardo, 2017)
Volvo V40	ICE	65%	7%	5%	2%	21%	-	Nein	S	Neuwagen für 3 Jahre	(Hagman et al., 2016)
«Mid-size vehicle»	ICE	38%	2%	29%	11%	21%	-	Ja	US	Neuwagen für 20 Jahre	(Brennan & Barder, 2016)
Car	ICE	72%			11%	16%		Unklar	D		(Propfe et al., 2012)
Car	ICE	55%		6%	3%	33%		Unklar	UK		(Palmer et al., 2018)

¹⁸ BEV = Battery Electric Vehicle, ICE = Internal Combustion engine

¹⁹ Abschreibung = Einkaufspreis - Verkaufspreis