

Bewertungsmethoden in der Ökobilanzierung

Anhang zu Offerten

ESU-services GmbH
Vorstadt 10
CH-8200 Schaffhausen

UID: [CHE-112.959.660](#)
Handelsregister des Kantons Schaffhausen: [CHE-112.959.660](#)
MWSt.-Nr Schweiz: 649 962

Geschäftsführer und Inhaber Dr. Niels Jungbluth

Schaffhausen, 30. Januar 2025

Niels Jungbluth Dr. sc. Techn. Dipl. Ing. TU
ESU-services GmbH
T +41 44 940 61 32

CEO
Vorstadt 10

www.esu-services.ch
CH-8200 Schaffhausen
jungbluth@esu-services.ch

Impressum

Zitiervorschlag	Niels Jungbluth (2025) Bewertungsmethoden in der Ökobilanzierung. ESU-services GmbH, Schaffhausen, Schweiz, www.esu-services.ch/de/publications/
Auftragnehmer	ESU-services GmbH Vorstadt 10, CH-8200 Schaffhausen Tel. 0041 44 940 61 32 jungbluth@esu-services.ch www.esu-services.ch
Stichwörter	Bewertung, Klimabilanz, Primärenergie, Faktoren, Umweltbelastungspunkte
Kurztext Über uns	ESU-services GmbH wurde im Jahre 1998 gegründet. Die Hauptaktivitäten der Firma sind Beratung, Forschung, Review und Ausbildung im Bereich Ökobilanzen. Fairness, Unabhängigkeit und Transparenz sind wesentliche Merkmale unserer Beratungsphilosophie. Wir arbeiten sachbezogen und führen unsere Analysen unvoreingenommen durch. Wir dokumentieren unsere Studien und Arbeiten transparent und nachvollziehbar. Wir bieten eine faire und kompetente Beratung an, die es den Auftraggebern ermöglicht, ihre Umweltperformance zu kontrollieren und kontinuierlich zu verbessern. Zu unseren Kunden zählen verschiedene nationale und internationale Firmen, Verbände und Verwaltungen. In einigen Bereichen wie Entwicklung und Betrieb webbasierter Ökobilanz-Datenbanken oder Umweltauswirkungen von Nahrungsmitteln und Konsummustern konnte unser Team Pionierarbeit leisten.
Urheberrecht	Soweit nicht anders vermerkt bzw. direkt vereinbart sind sämtliche Inhalte in diesem Bericht urheberrechtlich geschützt. Das Kopieren oder Verbreiten des Berichts als Ganzes oder in Auszügen, unverändert oder in veränderter Form ist nicht gestattet und Bedarf der ausdrücklichen Zustimmung von ESU-services GmbH oder des Auftraggebers. Der Bericht wird auf der Website www.esu-services.ch und/oder derjenigen des Auftraggebers zum Download bereitgestellt. 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 dem Auftragnehmer hergestellt werden können. Für Forderungen ausserhalb des oben genannten Rahmens lehnen wir jegliche Verantwortung gegenüber dem Auftraggeber sowie Dritten ab. Es ist nicht gestattet, den Bericht oder Teile davon auf anderen Websites bereitzustellen. In veränderter Form bedarf die Weiterverbreitung der Inhalte der ausdrücklichen Genehmigung durch ESU-services GmbH. Zitate, welche sich auf diesen Bericht oder Aussagen der Autoren beziehen, sollen den Autoren vorgängig zur Verifizierung vorgelegt werden.
Haftungsausschluss	Die Informationen und Schlussfolgerungen in diesem Bericht wurden auf Grundlage von als verlässlich eingeschätzten Quellen erhoben. Die Erstellung erfolgte im Rahmen der vertraglichen Abmachung mit dem Auftraggeber unter Berücksichtigung der Vereinbarung bezüglich eingesetzter Ressourcen. ESU-services GmbH und die Autoren geben keine Garantie bezüglich Eignung, oder Vollständigkeit der im Bericht dargestellten Informationen. ESU-services GmbH und die Autoren lehnen jede rechtliche Haftung für jede Art von direkten, indirekten, zufälligen oder Folge-Schäden oder welche Schäden auch immer, ausdrücklich ab.
Inhaltliche Verantwortung	Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die AutorInnen dieses Berichts verantwortlich.
Version	30.01.25 14:41 https://esuserVICES-my.sharepoint.com/personal/jungbluth_esu-services_ch/Documents/ESU-intern/000 Wichtige Dateien/Vorlagen/ESU-Beschreibung-Bewertungsmethoden.docx

Inhalt

1	BEWERTUNGSMETHODEN IN ÖKOBILANZEN	1
2	EINZELINDIKATOREN	3
2.1	Klimaänderungspotential (2021)	3
2.2	Primärenergiefaktoren bzw. kumulierter Energieaufwand	5
2.3	Verbrauch fossiler Ressourcen in MJ-Äquivalente (Optional in EPD)	6
2.4	Verbrauch mineralischer Ressourcen in g Sb-eq (Optional in EPD,)	6
2.5	Biodiversitätsverlust durch Landnutzung (Biodiversitäts-Fussabdruck)	7
2.6	Überdüngung	7
2.6.1	Marine Überdüngung in kg N-Äquivalente	7
2.6.2	Süßwasser Überdüngung (Eutrophierung) in g Phosphat (PO ₄ ³⁻)-Äquivalente	7
2.7	Feinstaub (Luftverschmutzungs-Fussabdruck)	8
2.8	Versauerung in g SO ₂ -Äquivalente (ohne Langzeiteffekte)	8
2.9	Smogbildung (bodennahes Ozon) in g Ethylen (C ₂ H ₄)-Äquivalente	8
2.10	Ozonabbauende Gase in g CFC-11-Äquivalente (Optional in EPD)	8
2.11	Wassernutzung (Wasser-Knappheits-Fussabdruck, AWARE 2018)	8
2.12	Rohstoffe (Material-Fussabdruck, RMC)	10
3	EUROPÄISCHER UMWELTFUSSABDRUCK (2023)	11
3.1	Charakterisierungsmodelle	11
3.2	Klimawandel	13
3.3	Ozonabbau	13
3.4	Ionisierende Strahlung	13
3.5	Photochemische Ozonbildung	13
3.6	Feinstaub	13
3.7	Humantoxizität, nicht Krebs	13
3.8	Humantoxizität, Krebs	14
3.9	Versauerung	14
3.10	Eutrophierung bzw. Überdüngung	14
3.10.1	Süßwasser	14
3.10.2	Meer	14
3.10.3	Terrestrisch	14
3.11	Ökotoxizität, Süßwasser	15
3.12	Landnutzung	15
3.13	Wassernutzung	15
3.14	Ressourcennutzung, fossil	15
3.15	Ressourcennutzung, Mineralien und Metalle	16
3.16	Langzeitemissionen	16
3.17	Normierung und Gewichtung	16
3.18	Referenzwerte und Beispiele	17

4	DIN EN 15804 +A2	17
5	METHODE DER ÖKOLOGISCHEN KNAPPHEIT (UMWELTBELASTUNGSPUNKTE) (2021)	18
6	IMPACT WORLD+ (2019)	21
7	SCHWEIZER UMWELTFUSSABDRÜCKE (2018)	21
8	RECIPE 2016	23
8.1	Midpoint Indikatoren	24
8.2	Endpoint Indikatoren	25
8.2.1	Menschliche Gesundheit	25
8.2.2	Ökosystemqualität	26
8.2.3	Ressourcenverfügbarkeit	26
8.2.4	Unsicherheitsmodelle	27
9	CML-METHODE (2013, VERALTET)	27
10	LITERATUR	27

1 Bewertungsmethoden in Ökobilanzen

Ein wesentlicher Aspekt der Ökobilanz ist die Zusammenfassung unterschiedlicher Umweltbelastungen (wie Treibhauseffekt oder Überdüngung) zu einem Indikator. Hierzu stehen verschiedene Bewertungsmethoden zur Verfügung, die sich hinsichtlich ihres Umfangs und ihres Vorgehens bei der Charakterisierung¹ und der Gewichtung² unterscheiden.

Tab. 1.1 zeigt eine Gegenüberstellung verschiedener Indikatoren für diese Bewertung. Methoden wie der kumulierte Energiebedarf, Wasserfußabdruck oder CO₂-Fußabdruck betrachten jeweils nur einen ausgewählten Umweltbereich. Vollaggregierende Methoden wie z.B. die Methode der ökologischen Knappheit (Umweltbelastungspunkte) fassen hingegen eine Vielzahl unterschiedlicher Umweltbelastungen zu einem Punktwert zusammen (siehe Jungbluth et al. 2011a; Jungbluth et al. 2011b für weitere Erläuterungen).

Auf den folgenden Seiten stellen wir Ihnen verschieden Bewertungsmethoden für Projekte im Bereich der Ökobilanzierung vor. Wenn Sie mit uns zusammenarbeiten möchten, können Sie einen [Termin für ein erstes Treffen vereinbaren](#). Sie sollten nach der Auswahl des Termins eine E-Mail mit einer Kalendereinladung und einem Teams-Link erhalten. Bitte überprüfen Sie Ihren Spam-Ordner, wenn Sie keine solche Einladung erhalten, oder kontaktieren Sie uns per [E-Mail](#).

-
- 1 Zuordnung einzelner Schadstoffemissionen zu einem bestimmten Umweltproblem und Umrechnung in eine Standardeinheit. Z.B. Zusammenfassung der Treibhausgase CO₂, Methan und Lachgas zum Indikator Kohlendioxidäquivalente.
 - 2 Zusammenfassung verschiedener Umweltprobleme zu einem Indikator. Diese beruht in der Regel auch auf Werthaltungen und nicht nur auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen.

Tab. 1.1 Gegenüberstellung verschiedener Indikatoren für die Bewertung in einer Ökobilanz

© ESU-services Ltd. (2023)		Eine Belastung		Verschiedene Belastungen			Belastungs- kapazität der Erde	
Indikator:	Umweltbelastung	Primärenergie- bedarf	CO2- Fussabdruck	Umweltbelastungs- punkte	ReCiPe	Umwelt- fussabdruck		ImpactWorld+, Midpoint
Ressourcen	Energie, nicht erneuerbar	√	∅	√	√	√	√	∅
	Energie, erneuerbar	√	∅	√	∅	∅	∅	∅
	Erze und Mineralien	∅	∅	√	√	√	√	∅
	Wasser	∅	∅	√	√	√	√	√
	Biomasse	∅	∅	√	∅	∅	∅	∅
	Landnutzung	∅	∅	√	√	√	√	√
	Landumwandlung	∅	∅	∅	√	√	∅	∅
Emissionen	Nur CO2	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
	Treibhausgase inkl. CO2	∅	√	√	√	√	√	√
	Ozonabbau	∅	∅	√	√	√	√	√
	Gesundheitsschäden	∅	∅	√	√	√	√	∅
	Staub	∅	∅	√	√	√	√	∅
	Sommersmog	∅	∅	√	√	√	∅	∅
	Giftigkeit für Tiere und Pflanzen	∅	∅	√	√	√	√	∅
	Versauerung	∅	∅	√	√	√	√	√
	Überdüngung	∅	∅	√	√	√	√	√
	Persistente organische Schadstoffe	∅	∅	√	∅	∅	∅	∅
	Geruch	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
	Lärm	∅	∅	√	∅	∅	∅	∅
	Radioaktivität	∅	∅	√	√	√	√	∅
	Hormone	∅	∅	√	∅	∅	∅	∅
Anderes	Unfälle	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
	Abfälle	∅	∅	√	∅	∅	∅	∅
	Littering	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
	Versalzung	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
	Biodiversitätsverlust	∅	∅	∅	∅	∅	∅	√
	Erosion	∅	∅	∅	∅	∅	∅	∅
Rahmen	Referenz	GLO	GLO	CH	GLO	RER	GLO	GLO
	Referenzjahr	2007	2021	2021	2016	2023	2019	2009
	Schadensmodellierung	∅	∅	∅	√	∅	partly	∅
	Normalisierung	∅	∅	CH	GLO	GLO	∅	∅
	Gewichtung	√	∅	√	√	√	∅	∅

2 Einzelindikatoren

2.1 Klimaänderungspotential (2021)

Treibhausgasemissionen führen zu dauerhaften Veränderungen im Klimasystem der Erde. Der Klimawandel führt zu verschiedenen direkten und indirekten Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, auf Infrastrukturen und Umweltschäden, wie z.B.:

- Ungewohnte Temperaturen an bestimmten Orten und zu ungewohnten Zeiten.
- Veränderungen der jährlichen Menge und Verteilung von Niederschlägen und Schneefällen
- Änderungen in Windgeschwindigkeiten
- Gletscherschmelzen, die zum Auftauen von Permafrostgebieten, höheren Meeresspiegel und Veränderungen im Salzgehalt der Ozeane führen.
- Versauerung der Ozeane durch höhere Kohlensäurekonzentration
- Veränderungen lokaler oder globaler Klimaphänomene wie Golfstrom, Monsunzeit etc.

Es gibt bisher keine ausreichenden wirtschaftlichen, technischen Lösungen, um Klimaschäden rückgängig zu machen. Die Überschreitung von sogenannten Kipppunkten (z.B. Abschmelzen polarer Gletscher, Klimaänderung im Regenwald, Veränderung globaler Meeresströmungen, etc.) führt zu einer selbstverstärkenden Verstärkung von Klimaeffekten.

Da eine Lösung für dieses Problem noch nicht in Sicht ist, wird es von vielen Forschern als derzeitig drängendstes globale Umweltproblem angesehen. Ausserdem sind die meisten Folgen, auf Grund der Emission von menschlich verursachten Treibhausgasen in überschaubarer Zeitdauer von hunderten von Jahren irreversibel. Das heisst alle Folgen, die bereits jetzt sichtbar sind, werden viele Generationen von Menschen beeinträchtigen.

Zwei wichtige Begriffe für Emissionen werden in der öffentlichen Diskussion zuweilen vermischt, beziehungsweise falsch verwendet. Deshalb im Folgenden eine kurze Definition laut IPCC (2021):

- **Kohlenstoffdioxid** (CO₂): Natürlich auftretendes Gas, welches bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern oder Biomasse entsteht. Ausserdem kann es bei der Änderung von Bodennutzung oder bei industriellen Prozessen wie z.B. der Zementproduktion entstehen. Es ist das Wichtigste durch menschliche Aktivitäten emittierte/ausgestossene Treibhausgas, welches die Strahlungsbilanz der Erde beeinflusst und gilt als Referenzgas, gegen welches die anderen Treibhausgase gemessen werden (CO₂-Äquivalente).
- **Treibhausgase** (THGs): Gase, welche in natürlicherweise oder menschengemacht in der Atmosphäre auftreten, welche Strahlung von spezifischen Wellenlängen absorbieren und abgeben, und dadurch den Treibhauseffekt verursachen. Neben CO₂ werden im Rahmen dieser Studie, unter anderem Lachgas (N₂O), Methan (CH₄), Schwefelhexafluorid (SF₆), Fluorkohlenwasserstoffe (FKWs, eng. HFCs) und perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFCs) mit bilanziert. Die Belastungen werden als CO₂-eq (also Kohlenstoffdioxid-Äquivalente charakterisiert, bilanziert und berichtet.

Substanzen, welche zur Verstärkung des Treibhauseffekts beitragen, werden mittels ihres „global warming potentials“ (GWP) nach IPCC als Wirkungsparameter bewertet (IPCC 2021). Dabei werden Absorptionskoeffizienten für infrarote Wärmestrahlung, die Verweildauer der Gase in der Atmosphäre und die erwartete Immissionsentwicklung berücksichtigt. Für verschiedene Zeithorizonte (20, 100 oder 500 Jahre) wird dann die potenzielle Wirkung eines Kilogramms eines

Treibhausgases im Vergleich zu einem Kilogramm CO₂ bestimmt. Somit können atmosphärische Emissionen in äquivalente Emissionsmengen CO₂ umgerechnet werden.

Wird nichts Genaueres angegeben, so wird standardmässig von einem Zeithorizont von 100 Jahren ausgegangen. Der kürzere Integrationszeitraum von 20 Jahren ist ebenfalls relevant, da dieser die unmittelbare kurzfristige Temperaturveränderungsrate mitbestimmt, welche wiederum die erforderliche Adaptionsfähigkeit für terrestrische Ökosysteme vorgibt. Die Verwendung der längeren Integrationszeiten von 500 Jahren entspricht der Integration über einen sehr langen Zeithorizont und lässt Aussagen über das Potenzial der absoluten Veränderungen zu (Meeresspiegelerhöhung, Veränderung der Durchschnittstemperatur).

Für den Indikator Klimaänderungspotenzial werden in der öffentlichen Diskussion eine Vielzahl zumeist synonyme Begriffe verwendet, z.B. Treibhausgasemissionen, Carbon Footprint, Klimabilanz, Klimabelastung, Klimafussabdruck, CO₂-Fussabdruck, CO₂-Bilanz, etc. Diese Begriffe sind nicht klar definiert. Relevant für die Unterscheidung ist dabei nicht der Begriff an sich, sondern die verwendete Version der IPCC Charakterisierungsfaktoren, der Zeithorizont, die berücksichtigten Klimagase³ und der Einbezug von zusätzlichen Effekten durch den Luftverkehr.

Die aktuellste Version der Charakterisierungsfaktoren wurde 2021 veröffentlicht (IPCC 2021).

In unserem Studien wissen wir ab 2022 in der Regel nicht nur das GWP 100a aus, sondern zeigen wo relevant auch die Auswirkungen im Zeitraum von 20 Jahren. Diese werden in Anbetracht des Näherrückens von Kippunkten und im Hinblick auf kurzfristige Klimaneutralität immer wichtiger.

In der Regel berücksichtigen wir in unseren Studie auch den zusätzlichen Effekt durch die Emissionen von Flugzeugen mit dem sogenannten RFI Faktor (Jungbluth & Meili 2019). Dabei verwenden wir einen RFI von 1.7 bzw. 4 für das GWP bei 100a bzw. 20a (Lee et al. 2021).

Tab. 2.1 zeigt weitere typische Referenzwerte für diesen Indikator. Dabei wurde mit der Methode IPCC mit den RFI Faktoren gerechnet. Die aktuellen THG-Emissionen pro Person und Jahr liegen in der Schweiz bei knapp 14 Tonnen CO₂-eq.

³ Einige weniger Autoren rechnen auch heute noch nur mit den Kohlendioxid Emissionen ohne Berücksichtigung weiterer Klimagase.

Tab. 2.1 Referenzwerte für Produkte und Dienstleistungen, die 1 kg CO₂-eq verursachen

GWP 20a	GWP 100a	1 kg CO ₂ -eq entspricht...
3'316.2	3'839.2	Liter Wasser ab Leitung in der Schweiz
6.9	9.1	Zentimeter Strasse, für ein Jahr genutzt
1.0	1.0	Kilogramm fossiles CO ₂ , direkt emittiert
0.012	0.034	Kilogramm fossiles Methan, direkt emittiert
0.93	1.82	Liter Rohöl gefördert, mit Transport bis zur Raffinerie
2.9%	3.4%	des privaten Tageskonsums einer Person in der Schweiz, 2018
2.8%	3.3%	des Tageskonsums einer Person in der Schweiz
2.0	4.3	km Transport einer Person per Flugzeug
4.3	5.2	km Transport einer Person per Auto (Auslastung 1.6 Personen)
117.7	141.4	km Transport einer Person per Fahrrad
8.9%	11.0%	eines vegetarischen Menüs mit 4 Gängen
4.4%	6.7%	eines fleischhaltigen Menüs mit 3 Gängen
12.3%	19.2%	des täglichen Nahrungsmittelkonsums einer Person in der Schweiz, 2018
26.1	26.1	Plastiktragtaschen (Produktion, Vertrieb und Entsorgung)
0.112	0.112	T-Shirts aus Baumwolle
0.52%	0.52%	der Produktion eines Laptops
42%	55%	des täglichen Konsums für Hobbies/Freizeitaktivitäten in der Schweiz, 2018
79%	101%	des täglichen Konsums für Möbeln und Haushaltsgeräten in der Schweiz, 2018

2.2 Primärenergiefaktoren bzw. kumulierter Energieaufwand

Die Bereitstellung von Endenergie benötigt selbst Energie. Energie wird benötigt, um die Energie zu gewinnen, umzuwandeln, zu raffinieren, zu transportieren und zu verteilen, sowie bei allen Vorgängen, die erforderlich sind, um die Energie dem Gebäude oder dem Fahrzeug, das sie verbraucht, bis zum Bilanzperimeter zuzuführen.

Der Primärenergieaufwand (auch kumulierter Energieaufwand, KEA) widerspiegelt den Input an Primärenergieressourcen (Erdgas, Rohöl, Steinkohle, Braunkohle, Uran, Biomasse, Wasserkraft etc.), welche für die Bereitstellung der Endenergie (Brennstoffe, Treibstoffe, Strom, Fernwärme) nötig sind, inklusive Energieinhalt der Brenn- und Treibstoffe. In dieser Studie wird der nicht erneuerbare (fossile und nukleare Energieträger) und der erneuerbare Primärenergieaufwand gezeigt, gemäss Frischknecht et al. (2007).

Die Graue Energie von Gütern und Dienstleistungen wird mit dem kumulierten Energieaufwand (Primärenergie) bewertet.

Der Primärenergiefaktor ist das Verhältnis der Primärenergiemenge, die erforderlich ist, um dem Abnehmer eine bestimmte Nutzwärmemenge zu liefern, zu dieser Endenergiemenge. Er berücksichtigt die Energie die erforderlich ist, um die Energie zu gewinnen, umzuwandeln, zu raffinieren, zu transportieren und zu verteilen, sowie alle Vorgänge, die erforderlich sind, um die Energie dem Gebäude, das sie verbraucht, bis zum Bilanzperimeter zuzuführen. Dieser Faktor umfasst nicht die Umwandlungsverluste im Innern des Gebäudes, aber die graue Energie der Wärmeerzeugeranlage (Heizkessel, Wärmepumpe etc.).

Die Primärenergiefaktoren werden auf Grund des kumulierten Energieaufwands gemäss den Ökobilanzdaten der ecoinvent Datenbank bestimmt (Frischknecht et al. 2007). Als Eigenwert der

Primärenergieressourcen werden die in Tab. 2.2 aufgeführten physikalischen Eigenschaften verwendet⁴.

Tab. 2.2 Prinzip für die Bestimmung der Primärenergiefaktoren verschiedener Energieressourcen

Nicht erneuerbare Primärenergie:	
Fossil	Brennwert in der Lagerstätte
Nuklear	Energie des spaltbaren Urans, die im Leichtwasserreaktor erzeugt werden kann
Erneuerbare Primärenergie	
Wasser	Potenzielle Energie im Staubecken
Biomasse	Brennwert am Erntestandort
Sonne (Kollektor)	geerntete Solarstrahlung: Wärme am Ausgang des Kollektors
Sonne (Photovoltaik)	geerntete Solarstrahlung: Gleichstrom am Ausgang des Panels
Wind	geerntete kinetische Energie des Winds: mechanische Energie auf der Rotorwelle
Geothermie	Wärme (Sole, Warmwasser, Dampf) am Ausgang der Erdsonde
Umweltwärme (Luft)	Wärme am Ausgang des Luft-Wärmetauschers
Umweltwärme (Wasser)	Wärme am Eingang der Wärmepumpe
Abfälle	
Energie aus Kehrlicht und Abwärme	Abfälle enthalten keinen Primärenergiefaktor, da ihr Energieinhalt dem Endverbraucher bei der Lieferung belastet wird. Der Vollständigkeit halber werden sie teilweise mit aufgeführt.

In der vorliegenden Studie wird die Energie aus Abwärme und Abfall nicht in den totalen Primärenergieaufwand eingerechnet aber der Vollständigkeit halber aufgeführt.

2.3 Verbrauch fossiler Ressourcen in MJ-Äquivalente (Optional in EPD)

Teilaspekt des gesamten kumulierten Energieaufwands (KEA). Fossile Ressourcen entstanden in der Erdkruste über einen langen Zeitraum (mehrere Millionen Jahre). Werden mehr fossile Ressourcen gebraucht als im gleichen Zeitraum produziert werden, ist die Nutzung nicht nachhaltig da diese Ressourcen dann zukünftigen Generationen nicht mehr zur Verfügung stehen. Seit 1850 wurde bereits mehr als ein Drittel aller aktuell bekannten fossilen Erdöl und Erdgasquellen aufgebraucht.⁵

2.4 Verbrauch mineralischer Ressourcen in g Sb-eq (Optional in EPD,)

Die in diesem Indikator berücksichtigten Mineralien sind auf der Erde nur in sehr begrenzten Mengen vorhanden und gleichzeitig wirtschaftlich sehr begehrt. Die daraus entstehende Ressourcenknappheit kann zu internationalen Konflikten und Umwelt- bzw. Gesundheitsbelastenden Abbautätigkeiten führen. Der Verbrauch mineralischer Ressourcen wird bei dieser Methode in Antimon (Sb) Äquivalenten berechnet.

⁴ Je nach Zielsetzung sind verschiedene Rechenregeln anzuwenden (bei Grauer Energie beispielsweise nur die nicht erneuerbaren Primärenergien). Es ist zu beachten, dass zwischen nicht erneuerbaren und erneuerbaren Primärenergieformen ein prinzipieller Unterschied in der Einschätzung des Eigenwerts bestehen kann. Eine Aggregation über diese Kategorien hinweg ist deshalb mit Bedacht vorzunehmen.

⁵ <https://informationisbeautiful.net/visualizations/how-many-gigatons-of-co2/>

2.5 Biodiversitätsverlust durch Landnutzung (Biodiversitäts-Fussabdruck)

Die Landnutzung hat einen grossen Einfluss auf die Biodiversität und den Artenverlust. Der verwendete Indikator Artenverlustpotenzial (Chaudhary et al. 2016) quantifiziert das Schadenspotenzial der Landnutzung bezogen auf die Biodiversität. Der Indikator quantifiziert den Verlust von Arten bei Lurchen, Kriechtieren, Vögeln, Säugetieren und Pflanzen durch die Nutzung einer Fläche als Ackerland, Dauerkultur, Weide, intensiv genutzten Wald, extensiv genutzten Wald oder Siedlungsgebiet. Der Indikator gewichtet endemische Arten höher als Arten, die verbreitet vorkommen. Der Artenverlust wird bezogen auf die Artenvielfalt des natürlichen Zustands der Fläche in der betreffenden Region bestimmt. Dieser Indikator wurde von der UNEP SETAC Life Cycle Initiative als derzeit bester, verfügbarer Indikator für eine Übergangszeit empfohlen („interim recommendation“, Chaudhary et al. 2015; Chaudhary et al. 2016; Frischknecht & Jolliet 2017).

2.6 Überdüngung

Ökosysteme werden durch Stoffe beeinflusst, die Stickstoff oder Phosphor enthalten (z.B. Gülle, Dünger). Die Folgen der Nährstoffanreicherung sind eine erhöhte Biomasseproduktion (organische Substanz) und eine verminderte Biodiversität, die sich aus dem vermehrten Wachstum der relativ wenigen Arten ergibt, die in der Lage sind, die erhöhte Menge an Nährstoffen zu nutzen. Beispiele sind Algenblüte in aquatischen Ökosystemen auf Kosten derjenigen Arten, die in einer relativ nährstoffarmen Umgebung gedeihen. Ein beträchtliches Algenwachstum führt zum Verschwinden höherer Pflanzen, und der Abbau abgestorbener Algen führt zu einem Sauerstoffmangel, der die Menge der sauerstoffintensiveren Wassertiere (z.B. Speisefische) beeinträchtigen kann.⁶

2.6.1 Marine Überdüngung in kg N-Äquivalente

Der Eintrag von Stickstoff in die Umwelt verursacht eine grosse Bandbreite von Problemen. Das augenscheinlichste davon ist marine Eutrophierung („Überdüngung“): Dieser Indikator quantifiziert die Menge an Stickstoff, welche potenziell über die Emission von Stickstoffverbindungen in Wasser, Luft und Boden in die Ozeane gelangt und dort zur Überdüngung beiträgt.

Für den Eutrophierungs-Fussabdruck wird (Goedkoop et al. 2009) verwendet. Die Stickstoff-Mengen werden dabei gemäss ihrem marinen Eutrophierungs-Potenzial berücksichtigt (kg N-Äquivalente).

2.6.2 Süsswasser Überdüngung (Eutrophierung) in g Phosphat (PO₄³⁻)-Äquivalente

Der Eintrag von Stickstoff und Phosphor in die Umwelt verursacht eine grosse Bandbreite von Problemen. Das augenscheinlichste davon ist Eutrophierung („Überdüngung“) von Gewässern und Böden.

- kg P eq Struijs et al. 2009 as implemented in ReCiPe
- für EPD: kg PO₄³⁻ eq, [CML 2001 baseline](#) (fate not included), Version: January 2016.⁷

⁶ https://qpc.adm.slu.se/7_LCA/page_09.htm

⁷ <https://www.environdec.com/sv/Creating-EPDs/Steps-to-create-an-EPD/Perform-LCA-study/Characterisation-factors-for-default-impact-assessment-categories/>

2.7 Feinstaub (Luftverschmutzungs-Fussabdruck)

Das Ausmass der Luftverschmutzung hat einen grossen Einfluss auf die Gesundheit und somit das Wohlbefinden der Bevölkerung. Die Luftverschmutzung wird mit primären und sekundären Partikeln und den damit verbundenen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, wie Atemwegserkrankungen, beschrieben (Goedkoop et al. 2009). Die Emissionen der Feinstaub-Vorläufersubstanzen NO_x, SO₂ und NH₃ werden dabei gemäss ihrem Potenzial Feinstaub zu bilden zu den direkten Emissionen von Feinstaub dazugezählt (kg PM10-Äquivalente).

2.8 Versauerung in g SO₂-Äquivalente (ohne Langzeiteffekte)

Diese Wirkungskategorie beschreibt mögliche Auswirkungen auf Boden und Süsswasser, die durch den Eintrag bestimmter Schadstoffe aus der Luft sauer werden. Wenn Säuren freigesetzt werden, sinkt der pH-Wert und der Säuregehalt steigt, was zum Beispiel zu einem weit verbreiteten Rückgang von Nadelwäldern und toten Fischen in Seen in Skandinavien führen kann.

Das "Accumulated Exceedance"-Modell charakterisiert die Veränderung der kritischen Belastungsüberschreitung des sensiblen Bereichs in terrestrischen und grossen Süsswasserökosystemen, in denen sich versauernde Stoffe ablagern. Gemessen werden mit diesem Model molc H+ eq (Posch et al. 2008; Seppälä et al. 2006)

Für EPD: AP, CML 2001 **non-baseline** (fate not included), Version: January 2016.⁷

2.9 Smogbildung (bodennahes Ozon) in g Ethylen (C₂H₄)-Äquivalente

Ozon und andere reaktive Sauerstoffverbindungen entstehen als sekundäre Schadstoffe in der Troposphäre (bodennah). Ozon entsteht durch Oxidation der primären Schadstoffe VOC (Volatile Organic Compounds) oder CO (Kohlenmonoxid) in Gegenwart von NO_x (Stickoxide) unter Lichteinfluss. Dieses Umweltproblem ist auch als Sommersmog bekannt. Beim Auftreten wird empfindlichen Personen geraten drinnen zu bleiben und keinen Sport zu treiben.

Methoden:

Für EPD: Van Zelm et al. 2008 as applied in ReCiPe

2.10 Ozonabbauende Gase in g CFC-11-Äquivalente (Optional in EPD)

Das Ozonabbaupotenzial (ODP) berechnet die zerstörerischen Auswirkungen auf die stratosphärische Ozonschicht über einen Zeithorizont von 100 Jahren. Die stratosphärische Ozonschicht reduziert die Menge an UV-Strahlung, die den Boden erreicht und Schäden für Mensch, Tier, Pflanze und Material verursachen kann.

Die Bewertung erfolgt mit international anerkannten Faktoren (WMO 1999 (World Meteorological Organization)).

2.11 Wassernutzung (Wasser-Knappheits-Fussabdruck, AWARE 2018)

Die AWARE Methode (Available Water REMaining) ist das Resultat eines zweijährigen Prozesses der Gruppe "Water Use in Life Cycle Assessment" (WULCA), einer Arbeitsgruppe der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (Boulay et al. 2018). Diese Gruppe entwickelte eine Midpoint-Methode für die Wasserknappheit für die Verwendung in Ökobilanzen und für die Auswertung des Wasserfussabdrucks. Die AWARE-Methode wird von vielen Wissenschaftlern in diesem Forschungsgebiet als Konsensmethode empfohlen und wird schliesslich Teil der ILCD-Empfehlung werden.

Das Charakterisierungsmodell für den Wasserknappheitsfussabdruck wird zur Bewertung der Auswirkungen des Wasserverbrauchs angewendet. Die Methode basiert auf der Quantifizierung des relativ verfügbaren Wassers, das pro Fläche übrigbleibt, wenn der Bedarf von Menschen und aquatischen Ökosystemen gedeckt ist. Sie beantwortet die Frage: "Wie gross ist das Potenzial, einem anderen Nutzer (Mensch oder Ökosystem) Wasser zu entziehen, wenn er in diesem Gebiet Wasser verbraucht? Sie geht dabei von der Annahme aus, dass die Wahrscheinlichkeit, dass ein anderer Nutzer benachteiligt wird, umso grösser ist, je weniger Wasser pro Fläche zur Verfügung steht (Núñez et al. 2016).

Wichtig ist, dass die betrachteten Nutzer sowohl Menschen als auch Ökosysteme sind (siehe Fig. 2.1).

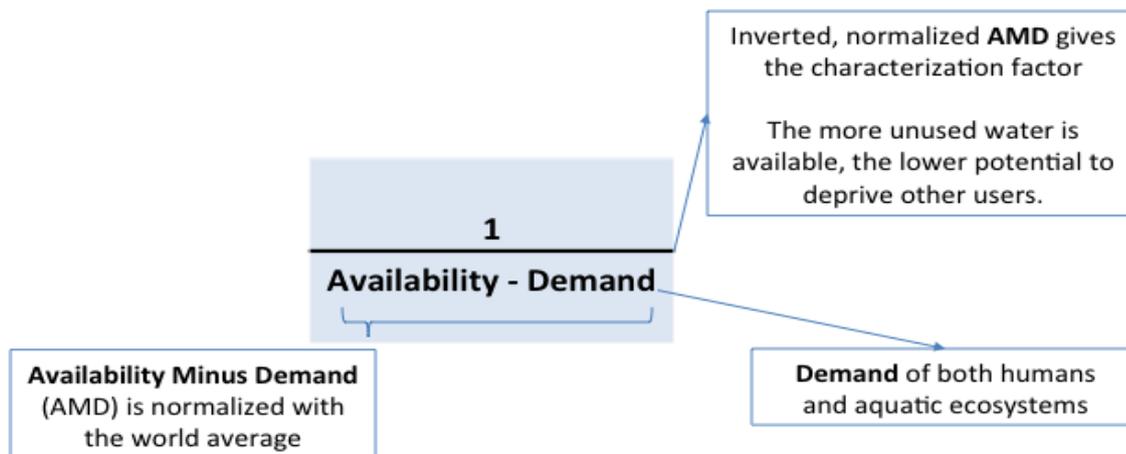


Fig. 2.1 Beschreibendes Modell des AWARE-Indikators⁸

Die Charakterisierungsfaktoren werden zunächst als die Wasserverfügbarkeit abzüglich des Bedarfs (AMD (Availability Minus Demand)) von Menschen und aquatischen Ökosystemen berechnet und sind relativ zur Fläche ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{Monat}$). In einem zweiten Schritt wird der Wert mit dem Weltdurchschnittsergebnis normalisiert ($\text{AMD} = 0,0136 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{Monat}$) und umgekehrt. Der Charakterisierungsfaktor stellt dann den relativen Wert im Vergleich zum durchschnittlichen m^3 -Verbrauch in der Welt dar (der Weltdurchschnitt wird als verbrauchsgewichteter Durchschnitt berechnet).

Einmal invertiert, kann $1/\text{AMD}$ als ein Oberflächenzeitäquivalent zur Erzeugung von ungenutztem Wasser in dieser Region interpretiert werden. Der resultierende Charakterisierungsfaktor (CF) liegt zwischen 0,1 und 100 und kann zur Berechnung von Wasserknappheitsfussabdrücken gemäss der ISO-Norm (Boulay et al. 2018) verwendet werden. Dabei entspricht ein Wert von 1 dem Weltdurchschnitt und ein Wert von 10 beispielsweise einer Region, in der pro Fläche 10 Mal weniger Wasser als im Weltdurchschnitt zur Verfügung steht. Die Karte unten zeigt die Faktoren auf Jahresebene pro Wassereinzugsgebiet (normaler Durchschnitt über 12 Monate).

Der Indikator wurde auf für die Unterebenen der Hauptwassereinzugsgebiete und in monatlichen Zeitschritten berechnet und dann in SimaPro nach Land und Jahr aggregiert. Diese Aggregation kann auf verschiedene Weise erfolgen, damit eine landwirtschaftliche Nutzung oder eine häusliche/industrielle Nutzung, basierend auf dem Zeitpunkt und der Region der Wassernutzung,

⁸ <https://simapro.com/2017/whats-new-simapro-8-3/>, 05.03.2018

besser dargestellt werden kann. Die Methode enthält Charakterisierungsfaktoren für die landwirtschaftliche und nicht-landwirtschaftliche Nutzung sowie Standardfaktoren ("unbekannt"), wenn die Aktivität nicht bekannt ist. Die Interpretation der Ergebnisse kann im Verhältnis zum Weltdurchschnitt der Wassernutzung gesehen werden.

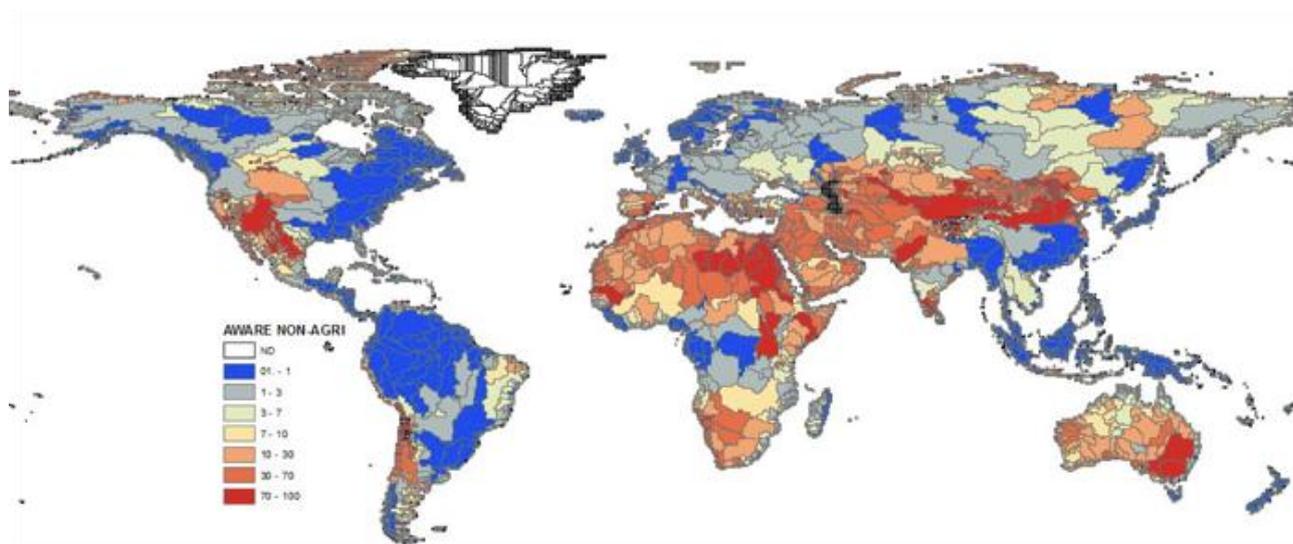


Fig. 2.2 Karte der AWARE Faktoren für nicht-landwirtschaftliche Aktivitäten (normaler Durchschnittswert über 12 Monate) Interpretation – räumlich-zeitliche Skala

Es ist zu beachten, dass ein aggregierter Wert, der auf Länder-/Jahresebene auf dem Verbrauch basiert,

- nicht das "Durchschnittsbild" des Landes/Jahres darstellt. Er kann grosse Regionen, in denen kein/sehr geringer Wasserverbrauch auftritt (d.h. Wüsten, der grösste Teil Kanadas usw.), vollständig ausschliessen.
- stark von der landwirtschaftlichen Wassernutzung beeinflusst wird (sowohl bei "unbekannten" als auch bei "landwirtschaftlichen" Werten).
- angibt, wo/wann der Wasserverbrauch am höchsten ist: oft in trockeneren Monaten/Regionen.

Für die Verwendung mit der ESU-Datenbank (ESU-services 2025a, b) sind bei der Auswertung einige Besonderheiten zu beachten. Die AWARE-Faktoren in SimaPro (für die ecoinvent v3 Datenbank) bewerten auch die Wassermenge für Wasserturbinen und Kühlung. Allerdings fehlen in der Datenbank die zugehörigen Rückflüsse ins Einzugsgebiet. Deshalb werden diese Beiträge ausser Acht gelassen. Dies entspricht dem Vorgehen in Studien des BAFU (Jungbluth & Meili 2018).

2.12 Rohstoffe (Material-Fussabdruck, RMC)

Der Material-Fussabdruck quantifiziert den durch die inländische Endnachfrage eines Landes verursachte Rohstoffverbrauch im In- und Ausland. Der Material-Fussabdruck der Schweiz wird vom BFS gemäss der Methode des statistisches Amtes der Europäischen Union (Eurostat) erhoben und in die Kategorien Erze, Mineralien, fossile Energieträger und Biomasse aufgeteilt (BFS 2015). Im Rahmen der vorliegenden Studie wird der Material-Fussabdruck mit den hier verwendeten Daten modelliert, um den Einfluss von Methode und Datengrundlage auf die Resultate zu eruieren. Für die Quantifizierung des Material-Fussabdrucks wird die gesamte Menge an Materialien, die für die Herstellung eines Produktes benötigt wird, berücksichtigt, also nicht bloss das Produkt selbst.

Jede Rohstoffentnahme wird dementsprechend mit einem Rohstoffäquivalent (RÄ, Menge Erz pro kg Metall, 95.8 kg Erz pro kg Kupfer) multipliziert. Die RÄ-Faktoren für Erze basieren auf Angaben aus Schoer et al (2012).

3 Europäischer Umweltfußabdruck (2023)

Die Environmental Footprint (EF) Methode wird von der EF-Initiative der Europäischen Kommission zur Bewertung von Umweltauswirkungen von Produkten und Organisationen entwickelt und empfohlen. Sie ist damit auf die Anwendung als Informationsquelle für Konsumierende angepasst. Auch für die B2B Kommunikation im Rahmen von Umweltdeklarationen wird diese Methode und ihre Wirkungskategorien in Europa angewandt (European Committee for Standardisation (CEN) 2022). Die derzeitige Version in SimaPro basiert auf der Environmental Footprint Methode 3.1⁹. Sie enthält Vorschläge zur Normierung und Gewichtung.

3.1 Charakterisierungsmodelle

Die Charakterisierungsmodelle sind in einer Publikation zusammengefasst (Andreasi Bassi et al. 2023). Tab. 3.1 zeigt eine Beschreibung der berücksichtigten Wirkungskategorien. Ein detaillierter Beschrieb der berücksichtigten Wirkungskategorien folgt in den Unterkapiteln.

Die Robustheit und Zuverlässigkeit der Indikatoren werden zusätzlich beschrieben, wobei I für eine gute Robustheit und Zuverlässigkeit stehen und III für eine geringere Robustheit. Die Robustheit ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Als Beispiel wird ein Indikator hinsichtlich seiner Robustheit beschrieben (Zampori & Pant 2019).

Die EF-Methode für Feinstaub charakterisiert die Emissionen hinsichtlich der Krankheitshäufigkeit aufgrund der Emission von Feinstaub nach dem von Fantke et al. 2016 entwickeltes Modell. Die Darstellung relevanter Stoffe in den Hintergrunddaten ist gut und die Modellierung liefert zuverlässige Ergebnisse.

⁹ <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml>

Tab. 3.1 In der EF-Methode verwendete (midpoint-)Wirkungskategorien (Andreasi Bassi et al. 2023).

Wirkungskategorie	Modell zur Wirkungsanalyse	Indikator Einheit	Quelle	Robustheit
Klimawandel	Strahlungsantrieb als globales Erwärmungspotenzial über einen Zeithorizont von 100 Jahren	kg CO ₂ eq	IPCC 2021 + JRC Anpassungen	I
	EDIP-Modell basierend auf den ODPs der World Meteorological Organization (WMO) über einen Zeithorizont von 100 Jahren	kg CFC-11 eq	WMO 2014 + andere Quellen	I
Ozonabbau				
Ionisierende Strahlung	Modell zur Auswirkung auf die menschliche Gesundheit	kg U ²³⁵ eq	Frischknecht et al. 2000	II
Photochemische Ozonbildung	LOTOS-EUROS-Modell	kg NMVOC eq	Van Zelm et al. 2008 wie in ReCiPe	II
Feinstaub	Krankheitsinzidenz-Modell	Inzidenz der Krankheit	Fantke et al. 2016	I
Humantoxizität, nicht Krebs	USEtox® 2.1	CTUh	Fantke et al. 2017 Rosenbaum et al. 2008 wie in Saouter et al. 2018	III
	USEtox® 2.1	CTUh	Fantke et al. 2017 Rosenbaum et al. 2008 wie in Saouter et al. 2018	III
Humantoxizität, Krebs				
Versauerung	Kumuliertes Überschreitungsmodell	mol H ⁺ eq	Posch et al. 2008 Seppälä et al. 2006	II
Eutrophierung, Süßwasser	EUTREND-Modell	kg P eq	Struijs et al. 2009 wie in ReCiPe	II
Eutrophierung, Meer	EUTREND-Modell	kg N eq	Struijs et al. 2009 wie in ReCiPe	II
Eutrophierung, terrestrisch	Kumuliertes Überschreitungsmodell	mol N eq	Posch et al. 2008 Seppälä et al. 2006	II
Ökotoxizität, Süßwasser				
	USEtox® 2.1	CTUe	Fantke et al. 2017 Rosenbaum et al. 2008 wie in Saouter et al. 2018	III
Landnutzung	Bodenqualitätsindex wie im LANCA-Modell und LANCA CF version 2.5	Punkte	De Laurentiis et al. 2019; Horn et al. 2018	III
Wassernutzung	AWARE-Modell	m ³ entzogen	Boulay et al. 2018	III
Ressourcennutzung, Fossil	CML-Modell	MJ eq	van Oers et al. 2002	III
Ressourcennutzung, Mineralien und Metalle	Ultimate-Reserves-Modell	kg Sb eq	van Oers et al. 2002	III

3.2 Klimawandel

Wirkungsindikator: Klimaänderungspotential über 100 Jahre (kg CO₂-eq). Auf Basis des Baseline-Modell des IPCC 2013 2021 und weitere zusätzliche Faktoren. Berechnet durch die Forschungsstelle der Europäischen Kommission (IPCC 2013 2021 + JRC Anpassungen).¹⁰.

3.3 Ozonabbau

Das Ozonabbaupotenzial (ODP) berechnet die zerstörerischen Auswirkungen auf die stratosphärische Ozonschicht über einen Zeithorizont von 100 Jahren. Die stratosphärische Ozonschicht reduziert die Menge an UV-Strahlung, die die Erdoberfläche erreicht und Schäden für Menschen, Tiere, Pflanzen und Materialien verursachen kann (WMO 2014).

3.4 Ionisierende Strahlung

Wirkungsindikator: Menschliche Expositionseffizienz bezogen auf Uranium-235 (Frischknecht et al. 2000).

3.5 Photochemische Ozonbildung

Ozon und andere reaktive Sauerstoffverbindungen werden als sekundäre Schadstoffe in der Troposphäre (nahe der Erdoberfläche) gebildet. Ozon wird durch die Oxidierung der primären Schadstoffe VOC (flüchtige, organische Verbindungen) oder CO (Kohlenstoffmonoxid) in der Anwesenheit von NO_x (Stickoxide) unter Einfluss von Licht gebildet.

Wirkungsindikator: Das Ozonbildungspotential beschreibt den potenziellen Beitrag zur photochemischen Bildung von Ozon in der unteren Atmosphäre.

Die Methode verwendet räumliche Differenzierung und ist nur für Europa gültig. Das LOTOS-EUROS Modell mittelt über 14'000 Rasterzellen bei einer marginalen Erhöhung der Ozonbildung, um die Europäischen Faktoren zu berechnen (Van Zelm et al. 2008).

3.6 Feinstaub

Wirkungsindikator: Krankheitsvorfälle pro Kilogramm PM_{2.5} emittiert.

Der Indikator wird mit der mittleren Steigung zwischen dem Arbeitspunkt der „Emission Response Function“ (ERF) und des theoretischen minimalen Risikolevel abgeschätzt. Die Belastungsmodelle basieren auf Archetypen, welche die urbane und ländliche Umwelt, sowie deren Innenbereiche von Gebäuden einbeziehen (Fantke et al. 2016).

3.7 Humantoxizität, nicht Krebs

Wirkungsindikator: Vergleichbare Toxizitätseinheit für Menschen (Comparative Toxic Unit for human, CTUh) drückt den erwarteten Anstieg der Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung pro Masseinheit einer emittierten Chemikalie aus (Fälle pro Kilogramm Emission).

Das hierfür verwendete Modell ist das USEtox Konsens-Modell (Multimedia Modell). Keine räumliche Differenzierung nebst Kontinenten und Weltregionen. Spezifische Gruppen von Chemikalien bedürfen weiterer Bearbeitung (Fantke et al. 2017 ; Rosenbaum et al. 2008).

¹⁰ Zusätzliche Erläuterungen siehe Kapitel zu Klimawandel in <https://www.esu-services.ch/fileadmin/download/tender/ESU-Beschreibung-Bewertungsmethoden.pdf>

3.8 Humantoxizität, Krebs

Wirkungsindikator: Vergleichbare Toxizitätseinheit für Menschen (Comparative Toxic Unit for human, CTUh) drückt den erwarteten Anstieg der Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung pro Masseinheit einer emittierten Chemikalie aus (Fälle pro Kilogramm Emission).

Das hierfür verwendete Modell ist das USEtox Konsens-Modell (Multimedia Modell). Keine räumliche Differenzierung nebst Kontinenten und Weltregionen. Spezifische Gruppen von Chemikalien bedürfen weiterer Bearbeitung (Fantke et al. 2017 ; Rosenbaum et al. 2008).

3.9 Versauerung

Diese Wirkungskategorie beschreibt mögliche Auswirkungen auf Boden und Süßwasser, die durch den Eintrag bestimmter Schadstoffe aus der Luft sauer werden. Wenn Säuren freigesetzt werden, sinkt der pH-Wert und der Säuregehalt steigt, was zum Beispiel zu einem weit verbreiteten Rückgang von Nadelwäldern und toten Fischen in Seen in Skandinavien führen kann.

Wirkungsindikator: Kumulative Überschreitungen. Charakterisiert die Veränderung der kritischen Belastungsüberschreitung in empfindlichen Bereichen von terrestrischen und Frischwasser Ökosystemen, in welchen sich versauernde Substanzen ablagern (Posch et al. 2008; Seppälä et al. 2006).

3.10 Eutrophierung bzw. Überdüngung

Ökosysteme werden durch Stoffe beeinflusst, die Stickstoff oder Phosphor enthalten (z.B. Gülle oder Dünger). Die Folgen der Nährstoffanreicherung sind eine erhöhte Biomasseproduktion (organische Substanz) und eine verminderte Biodiversität, die sich aus dem vermehrten Wachstum der relativ wenigen Arten ergibt, die in der Lage sind, die erhöhte Menge an Nährstoffen zu nutzen. Beispiele sind die Algenblüte in aquatischen Ökosystemen auf Kosten derjenigen Arten, die in einer nährstoffarmen Umgebung gedeihen. Ein beträchtliches Algenwachstum führt zum Verschwinden höherer Pflanzen, und der Abbau abgestorbener Algen führt zu einem Sauerstoffmangel, der die Menge der sauerstoffintensiveren Wassertiere (z.B. Speisefische) beeinträchtigen kann (Posch et al. 2008; Seppälä et al. 2006; Struijs et al. 2009).¹¹

3.10.1 Süßwasser

Wirkungsindikator: Phosphoräquivalente: Drückt aus, zu welchem Grad die emittierten Nährstoffe in das Kompartiment Frischwasser gelangen (Phosphor wird als limitierender Faktor im Frischwasser betrachtet). Gültig für Europa. Durchschnittliche Charakterisierungsfaktoren von länderabhängigen Charakterisierungsfaktoren (Struijs et al. 2009).

3.10.2 Meer

Wirkungsindikator: Stickstoffäquivalente: Drückt aus, zu welchem Grad die emittierten Nährstoffe ins Meer gelangen. Stickstoff wird als limitierender Faktor im Meer betrachtet (Struijs et al. 2009).

3.10.3 Terrestrisch

Wirkungsindikator: Kumulative Überschreitungen. Charakterisiert die Veränderung der kritischen Belastungsüberschreitung in empfindlichen Bereichen von terrestrischen Ökosystemen, in welchen sich eutrophierende Substanzen ablagern (Posch et al. 2008; Seppälä et al. 2006).

¹¹ https://qpc.adm.slu.se/7_LCA/page_09.htm

3.11 Ökotoxizität, Süßwasser

Wirkungsindikator: Vergleichbare Toxizitätseinheit für Ökosysteme (Comparative Toxic Unit for ecosystems, CTUe) drücken eine Abschätzung der potenziell betroffenen Fraktionen von Spezies (potentially affected fraction of species, PAF) integriert über Zeit und Volumen pro Masseinheit einer emittierten Chemikalie aus (PAF m³ year/kg).

Das hierfür verwendete Modell ist das USEtox Konsens-Modell (Multimedia Modell). Keine räumliche Differenzierung nebst Kontinenten und Weltregionen. Spezifische Gruppen von Chemikalien bedürfen weiterer Bearbeitung (Fantke et al. 2017 ; Rosenbaum et al. 2008).

3.12 Landnutzung

Wirkungsindikator: Bodenqualitätsindex

Charakterisierungsfaktor-Sets wurden von der Gemeinsamen Forschungsstelle der Europäischen Kommission vom LANCA® v 2.5 als Basismodell ausgehend neu berechnet. Von ursprünglich 5 Indikatoren wurden nur 4 in die Aggregation übernommen. Die mechanisch-chemische Filtration wurde aufgrund der hohen Korrelation mit mechanischer Filtration ausgeschlossen (De Laurentiis et al. 2019; Horn et al. 2018)

3.13 Wassernutzung

Wirkungsindikator: m³ Wasseräquivalente, die dem Einzugsgebiet entzogen werden.

Mit der Methode AWARE (Relative Available Water Remaining) wird die zur natürlichen Nutzung verbleibende Wassermenge für verschiedene Einzugsgebiete abgeschätzt, nachdem der Bedarf von Menschen und aquatischen Ökosystemen gedeckt ist (Boulay et al. 2018).

Mit dem Update auf ecoinvent 3.10 wurden neue Prozesse zur Sickerwasserbehandlungs in den Deponiedatensätze verwendet (FitzGerald et al. 2023). Da diese Datensätze nicht den Regenwasserzufluss berücksichtigen, sondern nur das nach der Behandlung in ein Gewässer abgegebene Wasser, ist ihre Wasserbilanz nicht geschlossen. Daher ist der Indikator für entzogenes Wasser negativ, wenn er mit der ursprünglichen Wirkungsbewertungsmethode EF 3.1/EN15804+A2 berechnet wird. Um diese falschen Ergebnisse zu vermeiden, hat ESU-services einen zusätzlicher Indikator für entzogenes Wasser hinzugefügt. Dieser Indikator folgt dem Ansatz von ecoinvent: „Das Problem mit Wasser ist ähnlich wie mit der Kohlenstoffbilanz: Die Zuteilung verzerrt die Bilanz und die einfache Anwendung positiver Charakterisierungsfaktoren auf den Wasserverbrauch und negativer Charakterisierungsfaktoren auf die Wasseremission zurück ins Wasser würde zu unzuverlässigen Wasserwerten führen. ecoinvent berichtet jedoch gewissenhaft über die Wasserverdunstung in die Luft. Diese Menge stellt das Wasser dar, das das Ökosystem verlässt, ohne für seine übliche Funktion zur Verfügung zu stehen, daher besteht der allgemeine Ansatz darin, (positive) Charakterisierungsfaktoren nur auf diese Elementarflüsse anzuwenden.“ (Sonderegger & Stoikou 2023, S. 22) Der angepasste Wassernutzungsindikator berücksichtigt nur die Wasserverdunstungsflüsse unter Verwendung der regionalisierten Charakterisierungsfaktoren der ursprünglichen Methoden für Wasserentnahmen aus nicht näher bezeichneter natürlicher Herkunft.

3.14 Ressourcennutzung, fossil

Wirkungsindikator: Abiotische Ressourcenaufzehrung von fossilen Energieträgern (ADP fossil); basiert auf unteren Heizwerten.

ADP für Energieträger, basierend auf van Oers et al. 2002 wie umgesetzt in CML, v. 4.8 (2016). Modell für die Entnahme basiert auf use-to-availability Verhältnis. Komplette Substitution unter verschiedenen Energieträgern ist angenommen (van Oers et al. 2002).

3.15 Ressourcennutzung, Mineralien und Metalle

Wirkungsindikator: Abiotische Ressourcennutzung von Mineralien und Metallen (ADP ultimate reserve).

ADP für Mineralien und Metalle, basierend auf van Oers et al. 2002 wie umgesetzt in CML, v. 4.8 (2016). Nutzungs-Modell basiert auf use-to-availability Verhältnis. Komplette Substitution unter verschiedenen Mineralien ist angenommen (van Oers et al. 2002).

3.16 Langzeitemissionen

Die Belastungen durch Langzeitemissionen werden von ESU in der Regel nicht berücksichtigt. Eine erste Auswertung mit Langzeitemissionen zeigte hohe Langzeitemissionen in der Wirkungskategorie Eutrophierung, Frischwasser durch Phosphate aus Abraumhalden der Kohleförderung. Es ist davon auszugehen, dass hier eine hohe Unsicherheit in der Hintergrunddatenbank vorliegt, welcher im Rahmen einzelner Studien nicht korrigiert werden kann. Auch andere Aspekte sprechen aus unserer Sicht dagegen den Langzeitemissionen ein hohes Gewicht in der Ökobilanz-Bewertung zuzusprechen (vgl. hierzu die ausführliche Diskussion in Frischknecht et al. 2007).

3.17 Normierung und Gewichtung

Die Normierung und Gewichtung für die EF-Methode werden in Tab. 3.2 gezeigt. Sie basiert auf folgenden Quellen:

- Normierung (Crenna et al. 2019)
- Gewichtung gemäss (Sala et al. 2018).

Tab. 3.2 Normierung und Gewichtung für die EF Methode in SimaPro

Wirkungskategorien	Normalization	Weighting
Klimawandel	0.0001324	21.1%
Ozonabbau	19.1	6.3%
Ionisierende Strahlung	0.000237	5.0%
Photochemische Ozonbildung	0.02447	4.8%
Feinstaub	1680	9.0%
Humantoxizität, nicht Krebs	7768	1.8%
Humantoxizität, Krebs	57961	2.1%
Versauerung	0.018	6.2%
Eutrophierung, Süßwasser	0.6223	2.8%
Eutrophierung, Meer	0.05116	3.0%
Eutrophierung, terrestrisch	0.005658	3.7%
Ökotoxizität, Süßwasser	0.00001763	1.9%
Landnutzung	0.00000122	7.9%
Wassernutzung	0.00008719	8.5%
Ressourcennutzung, fossil	0.00001538	8.3%
Ressourcennutzung, Mineralien und Metalle	15.72	7.6%

3.18 Referenzwerte und Beispiele

Die aktuellen konsumbedingten Umweltbelastungen pro Person und Jahr liegen in der Schweiz bei etwa 1.5 EF-Punkten. Tab. 3.3 zeigt weitere typische Referenzwerte für das EF-Punktesystem.

Tab. 3.3 Referenzwerte für Produkte und Dienstleistungen, die einen Milli-EF Punkt verursachen

EF3.1	Ein Milli-Punkt (Tausendstel Punkt) entspricht
24'206.7	Liter Wasser ab Leitung in der Schweiz
0.9	Zentimeter Strasse, für ein Jahr genutzt
35.9	Kilogramm fossiles CO ₂ , direkt emittiert
1.2	Kilogramm fossiles Methan, direkt emittiert
11.13	Gramm Kupfereintrag in landwirtschaftlich genutztem Boden
10.8	Liter Rohöl gefördert, mit Transport bis zur Raffinerie
0.20	Gramm Pestizidanwendung in der Landwirtschaft
25%	des privaten Tageskonsums einer Person in der Schweiz, 2018
24%	des Tageskonsums einer Person in der Schweiz
100.7	km Transport einer Person per Flugzeug
62.5	km Transport einer Person per Auto (Auslastung 1.6 Personen)
1'536.3	km Transport einer Person per Fahrrad
102%	eines vegetarischen Menüs mit 4 Gängen
63%	eines fleischhaltigen Menüs mit 3 Gängen
136%	des täglichen Nahrungsmittelkonsums einer Person in der Schweiz, 2018
2.1	Plastiktragtaschen (Produktion, Vertrieb und Entsorgung)
0.18	T-Shirts aus Baumwolle
1.2%	der Produktion eines Laptops
335%	des täglichen Konsums für Hobbies/Freizeitaktivitäten in der Schweiz, 2018
595%	des täglichen Konsums für Möbeln und Haushaltsgeräten in der Schweiz, 2018

4 DIN EN 15804 +A2

Diese Norm behandelt Umweltproduktdeklarationen (EPDs) von Bauprodukten. Mit der 2019 Revision dieser Norm wurde die Methodik an die Environmental Footprint-Methode angeglichen, mit Ausnahme ihres Ansatzes für biogenen Kohlenstoff.

Nach der Norm EN 15804 verursachen biogene Kohlenstoffemissionen die gleiche Menge an Klimagasen wie fossiler Kohlenstoff. Diese können aber neutralisiert werden, indem jener Kohlenstoff der Atmosphäre wieder entzogen wird.

Es werden die im Juli 2022 veröffentlichten Normalisierungs- und Gewichtungswerte von EF 3.1 verwendet.

Sources: https://epclca.jrc.ec.europa.eu/permalink/EN_15804.zip

5 Methode der ökologischen Knappheit (Umweltbelastungspunkte) (2021)

Die Methode der ökologischen Knappheit erlaubt die Gewichtung der in einer Sachbilanz erfassten und berechneten Ressourcenentnahmen und Schadstoff-Emissionen. Die Grundlagen der Methode wurden erstmals 1978 (Müller-Wenk 1978) erarbeitet. Die erste Aktualisierung erfolgte 1998 (Brand et al. 1998). Weitere Aktualisierung fand zwischen 2005 und 2013 statt (Frischknecht et al. 2008; Frischknecht et al. 2013). Die aktuelle Version wurde 2021 veröffentlicht (BAFU 2021).

Die MoeK wurde in der Schweiz im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) und unter Begleitung des Unternehmensverbandes für nachhaltiges Wirtschaften (öbu) entwickelt. Die Methode wird hier für eine Vielzahl von Studien von privaten und öffentlichen Auftraggebern durch Beratungsbüros und Forschungseinrichtungen angewendet. Teilweise wird die Anwendung auch gesetzlich vorgeschrieben (TrÖbiV 2009). Auch für die Planung von Bauwerken sind die Umweltbelastungspunkte einer von drei Umweltindikatoren (KBOB et al. 2023). Für die Darstellung von Ökobilanzergebnissen gegenüber der Öffentlichkeit und öffentlichen Stellen in der Schweiz ist dies damit die wichtigste Bewertungsmethode.

Die Methode der ökologischen Knappheit beruht auf dem Prinzip "Distance-to-target". Dabei werden einerseits die gesamten gegenwärtigen Flüsse einer Umwelteinwirkung (z.B. Stickoxide) eines Landes und andererseits die im Rahmen der umweltpolitischen Ziele des entsprechenden Landes als maximal zulässig erachteten (kritischen) Flüsse derselben Umwelteinwirkung verwendet. Sowohl kritische wie auch aktuelle Flüsse sind in Bezug auf schweizerische Verhältnisse definiert.

Fig. 5.1 zeigt ein vereinfachtes Vorgehensschema dieser Bewertungsmethode. Daraus geht hervor, dass die Schritte Klassifizierung und Charakterisierung nur für einen Teil der Umweltprobleme durchgeführt werden. Ansonsten werden die Umwelteinwirkungen (Emissionen und Ressourcenverbrauch) und Abfallmengen aus der Sachbilanz direkt gewichtet.

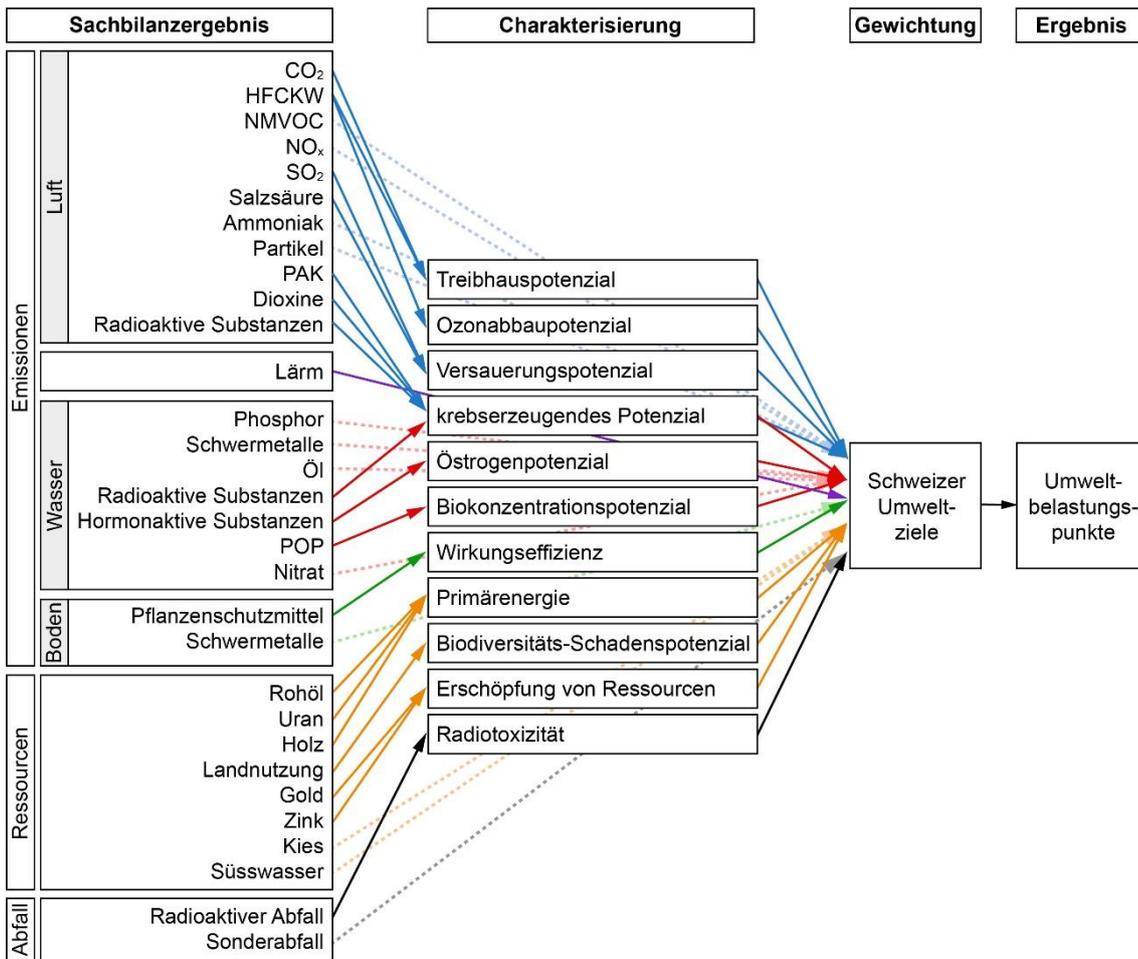


Fig. 5.1 Schematische Darstellung der Methode der ökologischen Knappheit 2013 (Frischknecht et al. 2013)

Die Bewertung erfolgt mittels Ökofaktoren welche wie folgt definiert sind:

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{K}_{\substack{\text{Charakterisierung} \\ \text{(optional)}}} \cdot \underbrace{\frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n}}_{\text{Normierung}} \cdot \underbrace{\left(\frac{F}{F_k}\right)^2}_{\text{Gewichtung}} \cdot \underbrace{c}_{\text{Konstante}} \quad (8.1)$$

- mit:
- K** = **Charakterisierungsfaktor** eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
 - Fluss = Fracht eines Schadstoffs, Verbrauchsmenge einer Ressource oder Menge einer charakterisierten Umwelteinwirkung
 - F_n** = **Normierungsfluss**: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Schweiz
 - F** = **Aktueller Fluss**: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf das Referenzgebiet
 - F_k** = **Kritischer Fluss**: Kritischer jährlicher Fluss, bezogen auf das Referenzgebiet
 - c** = **Konstante** (10¹²/a)
 - UBP** = **Umweltbelastungspunkt**: die Einheit des bewerteten Ergebnisses

Der Faktor c ist für alle Ökofaktoren identisch und dient der besseren Handhabbarkeit der Zahlen. Der erste Faktor dient der *Charakterisierung* und wird für Schadstoffe (beziehungsweise Ressourcen) angewendet, welche dieselbe Umweltwirkung verursachen (beispielsweise Klimaänderung). Der Charakterisierungsfaktor ist in dieser Methode optional, das heisst nicht alle

Schadstoffe werden in dieser Methode charakterisiert. Der zweite Term dient der *Normierung* und enthält im Nenner den heutigen gesamtschweizerischen Fluss. Dieser wird entweder in charakterisierter Form angegeben (beispielsweise Tonnen CO₂-Äquivalente pro Jahr), wenn der für den entsprechenden Schadstoff ein Charakterisierungsfaktor angewendet wird, oder in seiner ursprünglichen Form (beispielsweise Tonnen PM10 pro Jahr), wenn der Schadstoff keinen Charakterisierungsfaktor hat. Der dritte Term enthält den *Gewichtungsschritt*. Hier werden die aktuellen Emissionen einerseits und das angestrebte Emissionsziel ins Verhältnis gesetzt und quadriert.

Das Verhältnis aktueller zu kritischem Fluss wird als Quadrat berücksichtigt. Dies hat den Effekt, dass starke Überschreitungen vom Zielwert (kritischer Fluss) überproportional und starke Unterschreitungen unterproportional gewichtet werden, also eine zusätzliche Emission stärker gewichtet wird je höher die Belastungssituation bereits ist.

In der Diskussion der Ergebnisse werden einzelne Schadstoffe in verschiedene Schadstoffgruppen zusammengefasst. Dabei werden folgende Kategorien gemäss Tab. 5.1 unterschieden.

Tab. 5.1 Zuordnung von Schadstoffen und Ressourcen zu Umweltwirkungen und -themen in der Methode der ökologischen Knappheit (BAFU 2021).

Deutsch	Schadstoffe, Ressourcen
Süsswasserverbrauch	Verbrauchende Nutzung von Oberflächenwasser, Grundwasser, und Aquiferen
Energie-Ressourcen	<i>Nicht erneuerbar</i> : Erdgas, Rohöl, Rohbraunkohle, Rohsteinkohle. Uran <i>Erneuerbar</i> : geerntete Mengen Holz, Solarstrahlung, kinetische Energie (Windenergie), potenzielle Energie (Wasserkraft), geothermische Energie
mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)	dissipative (verbrauchende) Nutzung von Aluminium (in Bauxit), Cadmium, Chrom, Eisenerz, Indium, Kupfer, Dolomit, Kalkstein, Kies, Phosphor, etc.
Landnutzung	Landnutzungen verschiedenster Nutzungstypen
Klimawandel	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, FKW, PFK, SF ₆ , etc.
Ozonschichtabbau	FCKW, H-FCKW, Halone, Ether und Etherverbindungen
Hauptschadstoffe und Partikel	SO ₂ , NO _x , NMVOC, NH ₃ , PM10, PM2.5
Krebserregende Stoffe in Luft	Benzol, Dieselruß, Dioxine, PAK
Schwermetalle in Luft	Blei, Cadmium, Quecksilber, Zink
Wasserschadstoffe	Stickstoff, Nitrat, Phosphor, CSB, AOX, Chloroform, PAK, hormonaktive Stoffe
POP ins Wasser	persistente organische Schadstoffe
Schwermetalle ins Wasser	Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink
Pestizide in den Boden	Pflanzenschutzmittel
Schwermetalle in den Boden	Blei, Cadmium, Kupfer, Zink
Radioaktive Emissionen in die Luft	Kohlenstoff-14, Cäsium 137, Iod-129, etc.
Radioaktive Substanzen ins Wasser	Kohlenstoff-14, Cäsium 137, Iod-129, etc.
Lärm	Lärmemissionen von Lkw, Pkw, Bahn und Flugzeugen
Nicht radioaktive Abfälle in Deponie	In Untertagedeponien gelagerte Sonderabfälle, Deponierung C-haltiger Abfälle
Radioaktive Abfälle in Endlager	In Endlager deponierte radioaktive Abfälle
Marine Fischressourcen	Hochseefisch gefangen

Gemäss den Autoren dieser Methode werden Abfälle nach dem Vorsorgeprinzip bewertet. Dieses Vorgehen entspricht nicht den Vorgaben der ISO 14044 für die Festlegung von Umweltindikatoren (International Organization for Standardization (ISO) 2006). Auch die Herleitung der Öko-Faktoren für einzelne Schadstoffe folgt nicht den Vorgaben der ISO-Norm, da diese nur teilweise nach Umweltproblemen gruppiert werden. Diese beiden Indikatoren sollten für ISO-konforme Ökobilanzen deshalb nicht verwendet werden.

Tausend Umweltbelastungspunkte (1000 UBP) entsprechen den in Tab. 5.2 gezeigten Referenzwerten.

Tab. 5.2 Referenzwerte für Produkte und Dienstleistungen, die 1000 Umweltbelastungspunkte verursachen

Moek21	Tausend Umweltbelastungspunkte entsprechen...
1'489.5	Liter Wasser ab Leitung in der Schweiz
4.0	Zentimeter Strasse, für ein Jahr genutzt
1.0	Kilogramm fossiles CO ₂ , direkt emittiert
0.033	Kilogramm fossiles Methan, direkt emittiert
1.30	Gramm Kupfereintrag in landwirtschaftlich genutztem Boden
0.73	Liter Rohöl gefördert, mit Transport bis zur Raffinerie
35.7	Kilogramm Kiesabbau
0.5	Gramm Pestizidanwendung in der Landwirtschaft
1.4%	des privaten Tageskonsums einer Person in der Schweiz, 2018
1.3%	des Tageskonsums einer Person in der Schweiz
2.7	km Transport einer Person per Flugzeug
2.9	km Transport einer Person per Auto (Auslastung 1.6 Personen)
65.4	km Transport einer Person per Fahrrad
4%	eines vegetarischen Menüs mit 4 Gängen
3%	eines fleischhaltigen Menüs mit 3 Gängen
5%	des täglichen Nahrungsmittelkonsums einer Person in der Schweiz, 2018
20.3	Plastiktragtaschen (Produktion, Vertrieb und Entsorgung)
0.043	T-Shirts aus Baumwolle
0.17%	der Produktion eines Laptops
23%	des täglichen Konsums für Hobbies/Freizeitaktivitäten in der Schweiz, 2018
42%	des täglichen Konsums für Möbeln und Haushaltsgeräten in der Schweiz, 2018

6 Impact World+ (2019)

In der Methode Impact 2002+ werden eigene Entwicklungen der Autoren insbesondere im Bereich toxische Stoffe zusammen mit Wirkungskategorien aus anderen Methoden verwendet und zu einem Gesamtumweltbelastung aggregiert. In den letzten Jahren gab es dazu Aufdatierungen einzelner Aspekte. Eine ausführliche Beschreibung liegt in Englisch vor (Humbert et al. 2014; Jolliet et al. 2003). Die Methode ist in SimaPro implementiert und kann für Projekte verwendet werden. Sie wird nach unserer Erfahrung vor allem vom Beratungsunternehmen Quantis verwendet.

Ein Update zu IMPACT World+ wurde im Jahr 2019 veröffentlicht.¹²

7 Schweizer Umweltfussabdrücke (2018)

Sammlung von Indikatoren, die im Rahmen der Schweizer «environmental footprint» Studien verwendet wird (Frischknecht et al. 2018).

Klimawandel (Treibhausgas-Fussabdruck): Die Klimawirksamkeit der Treibhausgase wird mit den Treibhauspotenzialen (Global Warming Potential, GWP) gemäss 4. Sachstandbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change ausgedrückt (CO₂-Äquivalente gemäss IPCC 2007). Zusätzlich wird ein Indikator berechnet, welcher neben den im Rahmen der Klimakonvention und

¹² <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11367-019-01583-0>

dem Kyoto-Protokoll geregelten Treibhausgasen («Kyoto-Substanzen») auch die Ozonschicht abbauenden Substanzen berücksichtigt. Spezifikationen: GWP 100a gemäss IPCC (2007). Die zusätzlichen Erwärmungseffekte der stratosphärischen Emissionen von Flugzeugen sind berücksichtigt. Die Berechnung der entsprechenden Charakterisierungsfaktoren ist im technischen Bericht beschrieben (Frischknecht et al. 2018).

Biodiversitätsverlust durch Landnutzung (Biodiversitäts-Fussabdruck): Die Landnutzung hat einen grossen Einfluss auf die Biodiversität und den Artenverlust. Der verwendete Indikator Artenverlustpotenzial (Chaudhary et al. 2016) quantifiziert das Schadenspotenzial der Landnutzung bezogen auf die Biodiversität. Der Indikator quantifiziert den Verlust von Arten bei Lurchen, Kriechtieren, Vögeln, Säugetieren und Pflanzen durch die Nutzung einer Fläche als Ackerland, Dauerkultur, Weide, intensiv genutzten Wald, extensiv genutzten Wald oder Siedlungsgebiet. Der Indikator gewichtet endemische Arten höher als Arten, die verbreiteter vorkommen. Der Artenverlust wird bezogen auf die Artenvielfalt des natürlichen Zustands der Fläche in der betreffenden Region bestimmt. Dieser Indikator wurde von der UNEP SETAC Life Cycle Initiative als derzeit bester, verfügbarer Indikator für eine Übergangszeit empfohlen („interim recommendation“, Chaudhary et al. 2015; Chaudhary et al. 2016; Frischknecht & Jolliet 2017).

Überdüngung (Eutrophierungs-Fussabdruck): Der Eintrag von Stickstoff in die Umwelt verursacht eine grosse Bandbreite von Problemen. Das Augenscheinlichste davon ist die marine Eutrophierung („Überdüngung“): Dieser Indikator quantifiziert die Menge an Stickstoff, welche potenziell über die Emission von Stickstoffverbindungen in Wasser, Luft und Boden in die Ozeane gelangt und dort zur Eutrophierung beiträgt (Goedkoop et al. 2009). Die Stickstoff-Mengen werden dabei gemäss ihrem marinen Eutrophierungs-Potenzial berücksichtigt (kg N-Äquivalente).

Feinstaub (Luftverschmutzungs-Fussabdruck): Das Ausmass der Luftverschmutzung hat einen grossen Einfluss auf die Gesundheit und somit das Wohlbefinden der Bevölkerung. Die Luftverschmutzung wird mit primären und sekundären Partikeln und den damit verbundenen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, wie Atemwegserkrankungen, beschrieben (Goedkoop et al. 2009). Emissionen der Feinstaub-Vorläufersubstanzen NO_x, SO₂ und NH₃ werden dabei gemäss ihrem Potenzial darin Feinstaub zu bilden zu den direkten Emissionen von Feinstaub dazugezählt (kg PM10-Äquivalente).

Wassernutzung (Wasser-Fussabdruck): Beschreibt wie stark die Schweiz die globale Ressource (Süss-)Wasser beansprucht, unter Berücksichtigung der in den Produktionsregionen vorherrschenden Wasserknappheit. Dies wird mit dem von der UNEP SETAC Life Cycle Initiative empfohlenen Wasserknappheits-Indikator AWARE abgebildet (Boulay et al. 2017). Spezifikationen: verbrauchende Wassernutzung, unspezifische Aktivität.

Primärenergie (Energie-Fussabdruck): Die Bereitstellung von Endenergie benötigt selbst Energie. Primärenergie wird benötigt, um Energieträger zu gewinnen, umzuwandeln, zu raffinieren, zu transportieren und zu verteilen, sowie bei allen Vorgängen, die erforderlich sind, um die Energie dem Gebäude oder dem Fahrzeug, das sie verbraucht, bis zum Bilanzperimeter zuzuführen. Der Primärenergieaufwand (auch kumulierter Energieaufwand, KEA) spiegelt den Input an Primärenergieressourcen (Erdgas, Rohöl, Steinkohle, Braunkohle, Uran, Biomasse, Wasserkraft etc.) wider, welche für die Bereitstellung der Endenergie (Brennstoffe, Treibstoffe, Strom, Fernwärme) nötig sind, inklusive Energieinhalt der Brenn- und Treibstoffe. In dieser Studie wird der nicht erneuerbare (fossile und nukleare Energieträger) und der erneuerbare Primärenergieaufwand gezeigt, gemäss Frischknecht et al. (2007b, 2015c).

Rohstoffe (Material-Fussabdruck, RMC): Der Material-Fussabdruck quantifiziert den durch die inländische Endnachfrage eines Landes verursachte Rohstoffverbrauch im In- und Ausland. Der Material-Fussabdruck der Schweiz wird vom BFS gemäss der Methode des Statistischen Amtes der Europäischen Union (Eurostat) erhoben und in die Kategorien Erze, Mineralien, fossile

Energieträger und Biomasse aufgeteilt ([BFS 2015a](#)). Im Rahmen der vorliegenden Studie wird der Material-Fussabdruck mit den hier verwendeten Daten modelliert, um den Einfluss von Methode und Datengrundlage auf die Resultate zu eruieren. Für die Quantifizierung des Material-Fussabdrucks wird die gesamte Menge an Materialien, die für die Herstellung eines Produktes benötigt wird, berücksichtigt, also nicht nur das Produkt selbst. Jede Rohstoffentnahme wird dementsprechend mit einem Rohstoffäquivalent (RÄ, Menge Erz pro kg Metall, 95.8 kg Erz pro kg Kupfer) multipliziert. Die RÄ-Faktoren für Erze basieren auf Angaben aus Schoer et al ([2012](#)).

8 ReCiPe 2016

Das Ziel von ReCiPe 2008 (Goedkoop et al. 2009) war es die beiden LCIA-Methoden Eco-Indicator 99 (Goedkoop & Spriensma 2000) und CML 2000 (Guinée et al. 2001a, b) zusammenzuführen. Ein Update der Methode wurde 2016 veröffentlicht (Huijbregts et al. 2017). Die ReCiPe Methode ermöglicht eine Auswertung auf Midpoint-Ebene (vergleichbar mit CML) wie auch auf Endpoint-Ebene (vergleichbar mit Eco-Indicator 99).

Auf beiden Ebenen stehen unterschiedliche Bewertungsindikatoren zur Verfügung

- 18 Midpoint Indikatoren vergleichbar mit CML 2000.
- 3 Endpoint Indikatoren vergleichbar mit Eco-Indicator 99 basierend auf den Schutzgütern menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcenentwertung.

Fig. 8.1 zeigt eine Übersicht über die Zusammenhänge der Sachbilanz und den Endpoint und Midpoint Indikatoren. Die deutschen Begriffe sind in Tab. 8.1 und Tab. 8.2 zu finden.

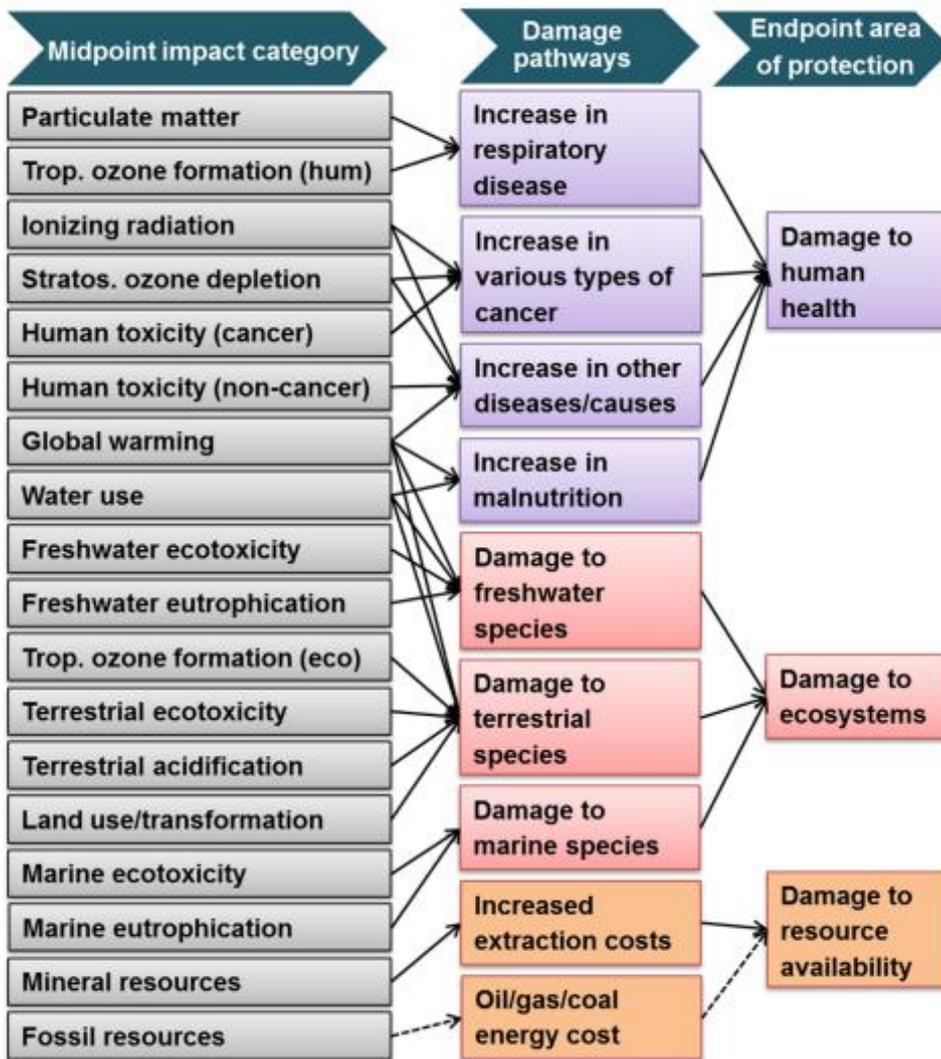


Fig. 8.1: Zusammenhänge zwischen der Midpoint Indikatoren (links) und deren Wirkungspfade zu den Endpoint Indikatoren (rechts) in ReCiPe 2016 (Huijbregts et al. 2017).

8.1 Midpoint Indikatoren

Die Midpoint-Indikatoren sollten in midpoint-orientierten Wirkungsmethoden autonom sein und gleichzeitig einen Zwischenschritt in einer endpoint-orientierten Methode darstellen. Tab. 8.1 gibt eine Übersicht über die 18 Midpoint-Wirkungskategorien und der dazugehörigen Indikatoren. Wirkungskategorien sind Bezeichnungen, Indikatoren entsprechen dem Messort eines Wirkungspfad.

Wichtige fehlende Aspekte auf Midpoint-Ebene sind Erosion, Versalzung, Lärm und Licht.

Tab. 8.1: Zusammenstellung der Namen der Wirkungskategorien, Indikatoren und Charakterisierungsfaktoren auf Midpoint-Ebene

Wirkungskategorie		Indikator		
Englischer Name	Deutscher Name	Einheit		Einheit
climate change	Klimawandel	kgCO ₂	Infraroter Strahlungsantrieb	W*yr/m ²
ozone depletion	Ozonabbau	kgCFC-11	Stratosphärische Ozonkonzentration	ppt*yr
terrestrial acidification	Terrestrische Versauerung	kgSO ₂	Basensättigung	yr*m ² *mol/l
freshwater eutrophication	Frischwasser Eutrophierung	kgP	Phosphorkonzentration	yr*m ³
marine eutrophication	Meereseutrophierung	kgN	gelöster anorg. Stickstoff	yr*kgO ₂ /kgN
human toxicity: cancer	krebserregende Humantoxizität	kg1,4DCB	Risiko-Dosis Krebs	-
human toxicity: non-cancer	nicht krebserreg. Humantoxizität	kg1,4DCB	Risiko-Dosis Non-Krebs	-
photochemical oxidant formation: ecosystem	Photochemische Oxidantenbildung: Ökosystem	kgNO _x	troposphärische Ozonkonzentration	ppb*yr
photochemical oxidant formation: human health	Photochemische Oxidantenbildung: Menschliche Gesundheit	kgNO _x	troposphärische Ozonaufnahme	kg
fine particulate matter formation	Feinstaubbildung	kgPM _{2.5}	PM2.5 Aufnahme	kg
terrestrial ecotoxicity	Terrestrische Ökotoxizität	kg1,4DCB	Risiko-Konzentration	yr*m ²
freshwater ecotoxicity	Frischwasserökotoxizität	kg1,4DCB	Risiko-Konzentration	yr*m ³
marine ecotoxicity	Meeresökotoxizität	kg1,4DCB	Risiko-Konzentration	yr*m ³
ionizing radiation	ionisierende Strahlung	kBqCo-60	absorbierte Dosis	man*Sv
land use	Landbesetzung	yr*m ²	Besetzung	yr*m ²
water use	Wasserverbrauch	m ³	Verbrauch	m ³
mineral resource scarcity	Verbrauch mineralischer Rohstoffe	kgCu	Erzkonzentration	kg
fossil resource scarcity	Verbrauch fossiler Rohstoffe	kgoil	Oberer Heizwert	MJ

8.2 Endpoint Indikatoren

Tab. 8.2 bietet eine Übersicht über die 3 Endpoint-Wirkungskategorien und die dazugehörigen Indikatoren. Die Wirkungskategorien entsprechen denjenigen Schutzgütern, welche die Entscheidungsgrundlage in Politik und nachhaltiger Entwicklung bilden sollten. Im Umweltbereich entsprechen diese Schutzgütern der menschlichen Gesundheit, der Ökosystemqualität und der Ressourcenverfügbarkeit.

Tab. 8.2: Zusammenstellung der Namen der Wirkungskategorien und Indikatoren auf Endpoint-Ebene.

Wirkungskategorie		Indikator			
Englischer Name	Deutscher Name	Einheit	Englischer Name	Deutscher Name	Einheit
Damage to human health	Schaden an der menschlichen Gesundheit	DALY	Disability-adjusted loss of life years	Behinderungsbereinigte Lebensjahre	yr
Damage to ecosystem diversity	Schaden an der Ökosystemdiversität	yr*species	Loss of species during a year	Verlust an Arten während eines Jahres	yr*species
Damage to resource availability	Schaden an der Ressourcenverfügbarkeit	Dollar	Increased cost	Angestiegene Kosten	Dollar

8.2.1 Menschliche Gesundheit

Schäden an der menschlichen Gesundheit werden in DALYs (disability adjusted life years) gemessen, ein Indikator, welcher von der Weltgesundheitsorganisation und der Weltbank entwickelt wurde und sowohl vorzeitige Todesfälle als auch Krankheiten unterschiedlicher Schweregrade ein-

schliesst. Schäden an der menschlichen Gesundheit werden für die Humantoxizität, Effekte infolge der Klimaänderung, des Ozonschichtabbaus, photochemischer Oxidantenbildung, Feinstaubemissionen und radioaktiver Strahlung quantifiziert. Die verwendeten Modelle bestehen aus den fünf folgenden Teilschritten, die je nach Situation angewendet werden:

1. Analyse der Stoffverteilung nach der Emission: Damit wird eine Emission (in Masseinheiten oder als Zerfälle pro Sekunde) mit der vorübergehenden Änderung der Konzentration in Luft, Wasser und/oder Boden verknüpft.
2. Expositionsanalyse: Die modellierte Änderung der Konzentration wird in eine Dosis für die dadurch geschädigte Bevölkerung resp. des dadurch geschädigten Ökosystems überführt.
3. Effektanalyse: Mit der ermittelten Dosis werden die damit verbundenen Gesundheitseffekte (z.B. die Häufigkeit und Arten von Krebs) bestimmt.
4. Schadensanalyse: Die Gesundheitseffekte werden mithilfe des DALY-Konzeptes gewichtet. Dabei werden die Gesamtdauer (in Jahren), während der Personen mit einer Krankheit leben müssen (Years Lived Disabled, YLD), resp. die durch vorzeitigen Tod verlorenen Lebensjahre (Years of Life Lost, YLL) abgeschätzt.
5. Schadensbewertung: Die abgeschätzten beeinträchtigten und verlorenen Lebensjahre werden gewichtet und addiert. Dazu sind Werturteile nötig.

8.2.2 Ökosystemqualität

Die Schäden an der Ökosystemqualität werden abhängig vom Prozentsatz der verschwundenen Arten durch die Umweltbelastung ausgedrückt.

- Der Einfluss der Klimaänderung wird über den Zusammenhang von Temperaturanstieg und Artenverlust an Land (Pflanzen und Schmetterlinge) modelliert.
- Ökotoxizität wird durch den Anteil Arten quantifiziert, der in der Umwelt unter toxischem Stress leben muss (Potentially Affected Fraction, PAF). Da dieser Schaden nicht real beobachtbar ist, muss ein grober Umrechnungsfaktor verwendet werden, um toxischen Stress in tatsächlich beobachtbare Schäden zu überführen.
- Das Schadensmodell der Stoffe, die zur Versauerung beitragen, basiert auf einem atmosphärischen Niederschlagsmodell, verknüpft mit einem dynamischen Bodenversauerungsmodell im Zusammenhang mit den Dosis-Antwort Kurven der Stoffe.
- Die Schadensmodellierung der Überdüngung basiert auf dem Konzept der limitierenden Nährstoffe für das Algenwachstum (Stickstoff für Meereswasser und Phosphor für Frischwasser)
- Schäden durch Landbedarf und Landveränderungen basieren auf der Tatsache, dass durch den Landverbrauch die Artenvielfalt in dem besetzten Gebiet rückgängig ist.

8.2.3 Ressourcenverfügbarkeit

Grundlage der Bewertung der Ressourcenverfügbarkeit in ReCiPe 2016 ist der marginale Zuwachs an Kosten für die Ressourcenausbeutung. Im Falle von Mineralien wird dabei angenommen, dass ihr Gehalt in den Erzen sinkt. Bei fossilen Ressourcen wird davon ausgegangen, dass auch unkonventionelle fossile Ressourcen ausgebeutet werden.

Der Verbrauch an Wasser wird in der Endpoint Kategorie Ressourcenverfügbarkeit nicht berücksichtigt, sondern in Ökosystemqualität und menschliche Gesundheit.

8.2.4 Unsicherheitsmodelle

Die Betrachtungsweisen zum Umgang mit Modellunsicherheiten für die Endpoint Modellierung wurden für den Eco-Indicator 99 entwickelt und in ReCiPe übernommen. Modellunsicherheiten können nicht wie Datenunsicherheiten behandelt werden. Modelle sind nicht entweder korrekt oder nicht. Bei der Modellbildung sind Annahmen des Anwenders über Parameter und Modellgrenzen notwendig, die Werturteile beinhalten und die die Ergebnisse beeinflussen. Drei verschiedene Wertemuster für diese Entscheidungen werden in der Methode benutzt, was zu drei in sich konsistenten Schadensmodellen führt. Die Ausgestaltung der Wertemuster erfolgt auf der Basis der Kulturtheorie (siehe dazu auch Hofstetter 1998 :41-79) und umfasst die folgenden drei Typen von Entscheidungsträgern (stark vereinfacht):

- E (Egalitarian): Zukünftige Generationen ebenso wichtig wie heutige (Langzeitperspektive); weit entfernt lebende Menschen ebenso wichtig wie die eigene Familie; minimale wissenschaftliche Indizien der Umweltschädlichkeit eines Schadstoffes reichen aus, um ihn in einer Ökobilanz zu bewerten (vorsichtige Grundhaltung).
- I (Individualist): Hier und heute sind sehr wichtig (Kurzzeitperspektive, eigene Familie und nähere Umgebung sind wichtiger als Menschen anderer Regionen); nur wissenschaftlich klar beweisbare Zusammenhänge zwischen Umweltschäden und potenziellen Schadstoffen werden anerkannt (risikofreudige Grundhaltung).
- H (Hierarchist): Wägt jeweils zwischen der Gegenwart und der Zukunft, zwischen dem Hier und der Welt und zwischen Risiken und den Nutzen ab. Ein Konsens der Wissenschaftler/-innen über Zusammenhänge zwischen Umweltschäden und potenziellen Schadstoffen rechtfertigt deren Einbeziehen in Ökobilanzen.

9 CML-Methode (2013, veraltet)

Die CML-Methode (CML 2013; Guinée et al. 2001a, b) aus den Niederlanden für die Bewertung in verschiedenen Wirkungskategorien war für lange Jahre das Non-Plus-Ultra in der Ökobilanzierung und breit verwendet. Sie wurde zur Gesamtbewertungsmethode ReCiPe aufdatiert (Goedkoop et al. 2009). Ein Teil der Wirkungskategorien wird auch bei den ILCD Empfehlungen berücksichtigt.

10 Literatur

- Andreas Bassi et al. 2023 Andreas Bassi S., Biganzoli F., Ferrara N., Amadei A., Valente A., Sala S. and Ardente F. (2023) Updated characterisation and normalisation factors for the Environmental Footprint 3.1 method. ISBN 978-92-76-99069-7, doi:10.2760/798894, JRC130796. EUR 31414 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- BAFU 2021 BAFU (2021) Ökofaktoren Schweiz 2021 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit: Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, retrieved from: <https://www.bafu.admin.ch/uw-2121-d>.
- BFS 2015 BFS (2015) Der Material-Fussabdruck der Schweiz, retrieved from: <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/raum-umwelt/umweltgesamtrechnung/materialfluesse.assetdetail.350078.html>.
- Boulay et al. 2018 Boulay A.-M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuillière M. J., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Valerie-Pastor A., Ridoutt B., Oki T., Worbe S. and Pfister S. (2018) The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *In: Int J Life Cycle Assess*, **23**(2), pp. 368–378.

- Brand et al. 1998 Brand G., Scheidegger A., Schwank O. and Braunschweig A. (1998) Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 1997. Schriftenreihe Umwelt 297. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Chaudhary et al. 2015 Chaudhary A., Verones F., de Baan L. and Hellweg S. (2015) Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *In: Environmental Science & Technology*, **49**(16), pp. 9987-9995.
- Chaudhary et al. 2016 Chaudhary A., Pfister S. and Hellweg S. (2016) Spatially Explicit Analysis of Biodiversity Loss due to Global Agriculture, Pasture and Forest Land Use from a Producer and Consumer Perspective. *In: Environmental Science & Technology*, **50**, pp. 9987-9995.
- CML 2013 CML (2013) CML-IA (Impact Assessment baseline) (ed. Center of Environmental Science (CML) of Leiden University in The Netherlands), retrieved from: cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html.
- Crenna et al. 2019 Crenna E., Secchi M., Benini L. and Sala S. (2019) Global environmental impacts: data sources and methodological choices for calculating normalization factors for LCA. *In: Int J Life Cycle Assess*, **24**, pp. 1851-1877.
- De Laurentiis et al. 2019 De Laurentiis V., Secchi M., Bos U., Horn R., Laurent A. and Sala S. (2019) Soil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. *In: Journal of cleaner production*, **215**, pp. 63-74.
- ESU-services 2025a ESU-services (2025a) The ESU background database based on UVEK-LCI DQRv2:2018. ESU-services Ltd., Schaffhausen, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/database/>.
- ESU-services 2025b ESU-services (2025b) ESU World Food LCA Database - LCI for food production and consumption (ed. Jungbluth N., Meili C., Bussa M., Ulrich M., Solin S., Muir K., Malinverno N., Eberhart M., Annaheim J., Keller R., Eggenberger S., König A., Doublet G., Flury K., Büsser S., Stucki M., Schori S., Itten R., Leuenberger M. and Steiner R.). ESU-services Ltd., Schaffhausen, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/fooddata/>.
- European Committee for Standardisation (CEN) 2022 European Committee for Standardisation (CEN) (2022) EN 15804+A2:2020/AC2021 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products (includes Corrigendum :2021). European Committee for Standardisation (CEN), Brussels, retrieved from: <https://www.en-standard.eu/din-en-15804-sustainability-of-construction-works-environmental-product-declarations-core-rules-for-the-product-category-of-construction-products-includes-corrigendum-2021/>.
- Fantke et al. 2016 Fantke P., Evans J., Hodas N., Apte J., Jantunen M., Jolliet O. and McKone T. E. (2016) Health impacts of fine particulate matter. *In: Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: Volume 1*. (Ed. Frischknecht R. and Jolliet O.). pp. 76-99. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, Paris.
- Fantke et al. 2017 Fantke P., Bijster M., Guignard C., Hauschild M., Huijbregts M., Jolliet O., Kounina A., Magaud V., Margni M., McKone T. E., Posthuma L., Rosenbaum R. K., van de Meent D. and van Zelm R. (2017) USEtox® 2.0 Documentation (Version 1), retrieved from: <https://usetox.org>.
- Frischknecht et al. 2000 Frischknecht R., Braunschweig A., Hofstetter P. and Suter P. (2000) Human Health Damages due to Ionising Radiation in Life Cycle Impact Assessment. *In: Review Environmental Impact Assessment*, **20**(2), pp. 159-189.
- Frischknecht et al. 2007 Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hellweg S., Hischier R., Humbert S., Margni M. and Nemecek T. (2007) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods.ecoinvent report No. 3, v2.0.

- Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/data/ecoinvent/>.
- Frischknecht et al. 2008 Frischknecht R., Steiner R. and Jungbluth N. (2008) Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 2006. Umwelt-Wissen Nr. 0906. ESU-services GmbH im Auftrag des Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, retrieved from: <https://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01031/index.html?lang=de>.
- Frischknecht et al. 2013 Frischknecht R., Büsser Knöpfel S., Flury K. and Stucki M. (2013) Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit: Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Umwelt-Wissen Nr. 1330. treeze und ESU-services GmbH im Auftrag des Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, retrieved from: <https://www.bafu.admin.ch/uw-1330-d>.
- Frischknecht & Jolliet 2017 Frischknecht R. and Jolliet O. (2017) Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators. Volume 1. United Nations Environment Programme, UNEP, Paris.
- Frischknecht et al. 2018 Frischknecht R., Nathani C., Alig M., Stolz P., Tschümperlin L. and Hellmüller P. (2018) Umweltfussabdrücke des Schweizer Konsums: Zeitlicher Verlauf 1996 – 2015. Technischer Bericht. treeze Ltd / Rütter Sococo AG, Uster / Rüschlikon, commissioned by the Swiss Federal Office for the Environment (FOEN). Berne, retrieved from: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1811-d>.
- Goedkoop & Spriensma 2000 Goedkoop M. and Spriensma R. (2000) The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment. PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands, retrieved from: <https://www.pre.nl/eco-indicator99/>.
- Goedkoop et al. 2009 Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts M. A. J., De Schryver A., Struijs J. and van Zelm R. (2009) ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation, NL, retrieved from: lca-recipe.net/.
- Guinée et al. 2001a Guinée J. B., (final editor), Gorrée M., Heijungs R., Huppés G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., Lindeijer E., Roorda A. A. H. and Weidema B. P. (2001a) Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Parts 1 and 2. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, The Netherlands, retrieved from: <https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html>.
- Guinée et al. 2001b Guinée J. B., (final editor), Gorrée M., Heijungs R., Huppés G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., Lindeijer E., Roorda A. A. H. and Weidema B. P. (2001b) Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Part 3: Scientific Background. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, The Netherlands, retrieved from: <https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html>.
- Hofstetter 1998 Hofstetter P. (1998) Perspectives in Life Cycle Impact Assessment: A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere. Kluwer Academic Publishers, ISBN 0-7923-8377-X, Boston, Dordrecht, London.
- Horn et al. 2018 Horn R., Maier S., Bos U., Beck T., Lindner J. P. and Fischer M. (2018) LANCA® -Characterisation Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.5. Fraunhofer Verlag, ISBN 978-3-8396-0953-8, Stuttgart, retrieved from: <https://www.bookshop.fraunhofer.de/buch/LANCA/244600>.
- Huijbregts et al. 2017 Huijbregts M. A. J., Steinmann Z. J. N., Elshout P. M. F., Stam G., Verones F., Vieira M., Zijp M., Hollander A. and van Zelm R. (2017) ReCiPe2016: a harmonised life

- cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *In: Int J Life Cycle Assess*, **22**(2), pp. 138-147, 10.1007/s11367-016-1246-y, retrieved from: <https://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>.
- Humbert et al. 2014 Humbert S., Schryver A. D., Bengoa X., Margni M. and Jolliet O. (2014) IMPACT 2002+: User Guide Draft for version Q2.21, retrieved from: <https://www.quantis-intl.com>.
- International Organization for Standardization (ISO) 2006 International Organization for Standardization (ISO) (2006) ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO 14044:2006; Amd: 2017; Amd 2: 2020, Geneva, retrieved from: <https://www.iso.org>.
- IPCC 2013 IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, retrieved from: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.
- IPCC 2021 IPCC (2021) Climate Change 2021: The Physical Science Basis, Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA, retrieved from: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/>.
- Jolliet et al. 2003 Jolliet O., Margni M., Charles R., Humbert S., Payet J., Rebitzer G. and Rosenbaum R. (2003) IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *In: Int J Life Cycle Assess*, **8**(6), pp. 324-330.
- Jungbluth et al. 2011a Jungbluth N., Büsser S., Frischknecht R., Leuenberger M. and Stucki M. (2011a) Feasibility study for environmental product information based on life cycle approaches. ESU-services GmbH, im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Uster, CH, retrieved from: https://esu-services.ch/fileadmin/download/jungbluth-2011-Feasibility_study_for_environmental_product_information.pdf.
- Jungbluth et al. 2011b Jungbluth N., Nathani C., Stucki M. and Leuenberger M. (2011b) Environmental impacts of Swiss consumption and production: a combination of input-output analysis with life cycle assessment. Environmental studies no. 1111. ESU-services Ltd. & Rütter+Partner, commissioned by the Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), Bern, CH, retrieved from: <https://www.esu-services.ch/projects/iaa/> or <https://www.umwelt-schweiz.ch>.
- Jungbluth & Meili 2018 Jungbluth N. and Meili C. (2018) Pilot-study for the analysis of the environmental impacts of commodities traded in Switzerland. ESU-services Ltd. financed by Swiss Federal Office for the Environment - FOEN, Schaffhausen, Switzerland, retrieved from: <https://esu-services.ch/projects/trade/>.
- Jungbluth & Meili 2019 Jungbluth N. and Meili C. (2019) Recommendations for calculation of the global warming potential of aviation including the radiative forcing index. *In: Int J Life Cycle Assess*, **24**(3), pp. 404-411, DOI: 10.1007/s11367-018-1556-3, retrieved from: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-018-1556-3>, <https://rdcu.be/bbKZk>.
- KBOB et al. 2023 KBOB, eco-bau and IPB (2023) Ökobilanzdaten im Baubereich 2009/1:2022 Empfehlung Nachhaltiges Bauen. Koordinationskonferenz der Bau- und Liegenschaftsorgane der öffentlichen Bauherren c/o BBL Bundesamt für Bauten und Logistik, retrieved from: https://www.kbob.admin.ch/kbob/de/home/themen-leistungen/nachhaltiges-bauen/oekobilanzdaten_baubereich.html und <https://www.ecobau.ch>
- Lee et al. 2021 Lee D. S., Fahey D. W., Skowron A., Allen M. R., Burkhardt U., Chen Q., Doherty S. J., Freeman S., Forster P. M., Fuglestedt J., Gettelman A., De León R. R., Lim L. L., Lund M. T., Millar R. J., Owen B., Penner J. E., Pitari G., Prather M. J., Sausen R. and Wilcox L. J. (2021) The contribution of global aviation to anthropogenic climate forcing for 2000 to 2018. *In: Atmospheric Environment*, **244**, pp. 117834, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117834>, retrieved from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231020305689>.

- Müller-Wenk 1978 Müller-Wenk R. (1978) Die ökologische Buchhaltung: Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik. Campus Verlag Frankfurt.
- Núñez et al. 2016 Núñez M., Bouchard C. R., Bulle C., Boulay A.-M. and Margni M. (2016) Critical analysis of life cycle impact assessment methods addressing consequences of freshwater use on ecosystems and recommendations for future method development. *In: Int J Life Cycle Assess*, **21**(12), pp. 1799-1815, 10.1007/s11367-016-1127-4, retrieved from: <https://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1127-4>.
- Posch et al. 2008 Posch M., Seppälä J., Hettelingh J. P., Johansson M., Margni M. and Jolliet O. (2008) The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *In: Int J Life Cycle Assess*(13), pp. 477-486.
- Rosenbaum et al. 2008 Rosenbaum R. K., Bachmann T. M., Gold L. S., Huijbregts A. J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H. F., MacLeod M., Margni M., McKone T. E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D. and Hauschild M. Z. (2008) USEtox - the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle assessment. *In: International Journal of Life Cycle Assessment*, **13**(7), pp. 532-546.
- Sala et al. 2018 Sala S., Cerutti A. K. and Pant R. (2018) Development of a weighting approach for the Environmental Footprint. (ed. JRC). Publications Office of the European Union,, ISBN ISBN 978-92-79-68042-7, EUR 28562, doi:10.2760/945290, Luxembourg, retrieved from: <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/development-weighting-approach-environmental-footprint>.
- Saouter et al. 2018 Saouter E., Biganzoli F., Ceriani L., Versteeg D., Crenna E., Zampori L., Sala S. and R. P. (2018) Environmental Footprint : Update of Life Cycle Impact Assessment Methods – Ecotoxicity, freshwater, human toxicity cancer, and noncancer. JRC technical report. EUR 29495 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg ISBN 978-92-79-98182-1, DOI: 10.2760/178544.
- Schoer et al. 2012 Schoer K., Giegrich J., Kovanda J., Lauwigi C., Liebich A., Buyny S. and Matthias J. (2012) Conversion of European product flows into raw material equivalents. ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH, Heidelberg, DE.
- Seppälä et al. 2006 Seppälä J., Posch M., Johansson M. and Hettelingh J. P. (2006) Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *In: Int J Life Cycle Assess*, **11**(6), pp. 403-416.
- Struijs et al. 2009 Struijs J., Beusen A., van Jaarsveld H. and Huijbregts M. A. J. (2009) Aquatic Eutrophication. *In: ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors* (Ed. Goedkoop M., Heijungs R., Heijbregts M. A. J., De Schryver A., Struijs J. and Van Zelm R.).
- TrÖbiV 2009 TrÖbiV (2009) Verordnung des UVEK über den Nachweis der positiven ökologischen Gesamtbilanz von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen. *In: Eidg. Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK)*, Vol. Stand 15. April 2009, Switzerland, retrieved from: <https://www.admin.ch/ch/d/sr/6/641.611.21.de.pdf>.
- van Oers et al. 2002 van Oers L., De Koning A., Guinée J. B. and Huppés G. (2002) Abiotic resource depletion in LCA - improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. *In*, pp.
- Van Zelm et al. 2008 Van Zelm R., Huijbregts M. A. J., Den Hollander H. A., Van Jaarsveld H. A., Sauter F. J., Struijs J., Van Wijnen H. J. and Van de Meent D. (2008) European

characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *In: Atmos Environ*, **42**, pp. 441-453.

WMO 1999 WMO (1999) Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. World Meteorological Organisation, Geneva.

WMO 2014 WMO (2014) Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2014. World Meteorological Organisation, Geneva.

Zampori & Pant 2019 Zampori L. and Pant R. (2019) Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method, Luxembourg, retrieved from: https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEF_method.pdf.