

Ökofaktoren Schweiz 2021 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit

Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

Ökofaktoren Schweiz 2021 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit

Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Projektgruppe

Peter Gerber (BAFU, Projektleitung) und Norbert Egli (BAFU), Rolf Frischknecht (treeze Ltd.), Fredy Dinkel (Carbotech AG), Arthur Braunschweig (E2 Management Consulting AG)

Autorinnen und Autoren sowie Redaktion

Rolf Frischknecht, Luana Krebs, treeze Ltd.; Fredy Dinkel, Thomas Kägi, Cornelia Stettler, Mischa Zschokke, Carbotech AG; Arthur Braunschweig, E2 Management Consulting AG (Mitautor Kapitel 2 sowie Teile 2 und 3); Markus Ahmadi, dialogika – Kommunikationsagentur (Kapitel 1 und 2); René Itten, Matthias Stucki, ZHAW ; (Kapitel 13.7 Marine Fischressourcen)

Begleitgruppe des öbu

Raffael Blättler, Die Schweizerische Post; Martin Bohnenblust, Saint Gobain, Isover; Christian Brütsch, RePower AG; Judith Grundmann, Schweizer Metallbau AG; Andrea Hirschi, Geberit International AG; Niels Jungbluth, ESU-services GmbH; Martin Kilga, Sinum AG; Martina Marchesi, Schweizer Metallbau AG; David Plüss, Cemsuisse; Dominik Saner, Postauto AG; Hansueli Schmid, Lignum; Salome Schori, SBB AG

Die Begleitgruppe führte während der Erarbeitung der Ökofaktoren Testrechnungen durch und meldete Auffälligkeiten an die Projektleitung zurück. Die Begleitgruppe und ihre einzelnen Mitglieder tragen keine Verantwortung für die Festlegung der Ökofaktoren.

Verantwortung für den Inhalt

Der Bericht gibt die Auffassung der Autoren wieder, die nicht notwendigerweise mit derjenigen der Projektleitung bzw. der Begleitgruppe übereinstimmen muss.

Haftungsausschluss

Die Informationen in diesem Bericht wurden auf Grundlage von als verlässlich eingeschätzten Quellen erhoben. Treeze Ltd., Carbotech AG, E2 Management Consulting AG und die Autoren geben keine Garantie bezüglich Eignung oder Vollständigkeit der im Bericht dargestellten Informationen. Treeze Ltd., Carbotech AG, E2 Management Consulting AG und die Autoren lehnen jede rechtliche Haftung für jede Art von direkten, indirekten, zufälligen oder Folge-Schäden – oder welche Schäden auch immer – ausdrücklich ab.

Dank der Herausgeber

Für die BAFU-internen Fachdiskussionen an: Michael Bock, Hans Bögli, Kaspar Gägeler, Frank Hayer, David Hiltbrunner, Harald Jenk, Josef Känzig, Manuel Kunz, Glenn Litsios, Nina Mahler, Christoph Moor, Reto Muralt Teuscher, Pierryves Padey, Achim Schafer, Gudrun Schwilch, Ulrich Sieber, Henry Wöhrschimmel

Zitierung

BAFU (Hrsg.) 2021: Ökofaktoren Schweiz 2021 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 2121: 260 S.

Layout

Cavelti AG, Marken. Digital und gedruckt, Gossau

Titelbild

Heiner H. Schmitt, Basel (nach einer Idee des BAFU)
Die Waage wurde freundlicherweise von Agnès und Antoine Harnist, Gemüsebauern in Village-Neuf (Elsass, Frankreich) zur Verfügung gestellt.

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uw-2121-d

Eine gedruckte Fassung kann nicht bestellt werden.

Diese Publikation ist auch auf Englisch verfügbar.

Die Kapitel 1 und 2 sind auch auf Französisch übersetzt.

Die Originalsprache ist Deutsch.

Inhaltsverzeichnis

Abstracts	6	5	Grundsätze zur Anwendung der Ökofaktoren	65
Vorwort	7	5.1	Auswahl der Stoffe	65
Zusammenfassung	8	5.2	Räumliche und zeitliche Gültigkeit der Ökofaktoren	66
Hinweise zum Gebrauch	12	6	Datenqualität	67
Teil 1 Ökobilanzen kurz erklärt	13	7	Charakterisierungen	68
1 Basiswissen Umweltbelastungspunkte	14	8	Gruppierung nach Umweltthemen	71
2 Fragen und Antworten zu Ökobilanzen (FAQ)	18	Teil 3 Herleitung der Ökofaktoren für die Schweiz	73	
2.1 Ökobilanzen im Allgemeinen	21	9 Emissionen in die Luft	74	
2.2 Die UBP-Methode (Methode der ökologischen Knappheit)	36	9.1 Einleitung	74	
Teil 2 Methodische Grundlagen	54	9.2 CO ₂ und weitere Treibhausgase	74	
3 Die Methode der ökologischen Knappheit	55	9.3 Ozonschichtabbauende Substanzen	78	
3.1 Das Grundprinzip	55	9.4 Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)	82	
3.2 Ursprüngliche Formel und Herleitung der verwendeten Formeldarstellung	55	9.5 Stickoxide (NO _x)	83	
3.3 Ökologische Knappheit und die Berechnung der Ökofaktoren	56	9.6 Ammoniak (NH ₃)	85	
3.4 Regionalisierung von Ökofaktoren	58	9.7 Schwefeldioxid (SO ₂) und weitere versauernde Substanzen	86	
3.5 Zeitliche Differenzierung von Ökofaktoren	59	9.8 Partikel: PM10, PM2.5, PM2.5–10 und Dieselruss	89	
3.6 Ökofaktoren für Schadstoff-Untergruppen	59	9.9 Kohlenmonoxid (CO)	91	
4 Grundsätze zur Herleitung von Ökofaktoren	61	9.10 Kanzerogene Schadstoffe: Benzol, Dioxine & Furane (PCDD/PCDF) und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	92	
4.1 Berücksichtigung der natürlichen Hintergrundbelastung	61	9.11 Schwermetallemissionen in die Luft	97	
4.2 Summenparameter	61	9.12 Radioaktive Emissionen in Luft	100	
4.3 Vorsorgeprinzip	61	10 Emissionen in die Oberflächengewässer	103	
4.4 Verwendung von Charakterisierungsfaktoren	61	10.1 Einleitung	103	
4.5 Bestimmung der Normierung	62	10.2 Stickstoff (N)	105	
4.6 Bestimmung der Gewichtung	62	10.3 Phosphor (P)	106	
4.7 Bestimmung des Ökofaktors	63	10.4 Organische Stoffe (BSB, CSB, DOC, TOC)	109	
4.8 Zeitaspekte zur Bestimmung der Ökofaktoren	63	10.5 Schwermetalle und Arsen	111	
4.9 Zeitaspekte bezüglich Zusammenhang von Ökofaktoren und Einwirkungen	63	10.6 Radioaktive Emissionen in Binnengewässern	116	
4.10 Räumliche Aspekte	64	10.7 Radioaktive Emissionen in Meere	118	
4.11 Auswahl des Ökofaktors bei mehreren Herleitungs- möglichkeiten (Prinzip des höchsten Ökofaktors)	64	10.8 Ölemissionen ins Meer	121	
		10.9 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)	122	
		10.10 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	125	
		10.11 Hormonaktive Stoffe	127	
		10.12 Persistente organische Schadstoffe (POP)	130	

11	Emissionen ins Grundwasser	133	17	Nicht berücksichtigte Umweltauswirkungen	187
11.1	Einleitung	133	17.1	Nicht ionisierende Strahlung	187
11.2	Nitrat (NO ₃)	133	17.2	Ökosystemleistungen	187
<hr/>			17.3	VOC Emissionen ins Grundwasser	188
12	Emissionen in den Boden	135	17.4	Mikroverunreinigungen in Gewässern	188
12.1	Einleitung	135	17.5	Versalzung	188
12.2	Schwermetalle im Boden	136	17.6	Erosion	189
12.3	Pflanzenschutzmittel (PSM)	140	17.7	Lärm von Geräten und stationären Quellen	189
12.4	Plastik im Boden	143	17.8	Unterwasserlärm	189
<hr/>			17.9	Lichtverschmutzung	189
13	Ressourcen	145	<hr/>		
13.1	Übersicht	145	Anhang		190
13.2	Energieressourcen	145	A1	Umrechnungsfaktoren für Emissionen	190
13.3	Landnutzung	149	A2	Ökofaktoren für Treibhausgase und ozonschichtabbauende Substanzen	191
13.4	Mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)	156	A3	PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasser- stoffe)	194
13.5	Kiesabbau	159	A4	Ökofaktoren für persistente organische Schad- stoffe (POP)	195
13.6	Süßwasserverbrauch	160	A5	Pflanzenschutzmittel	202
13.7	Marine Fischressourcen	166	A6	Ökofaktoren für Landnutzung	215
<hr/>			A7	Ökofaktoren für Mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)	219
14	Abfälle	171	A8	Länderspezifische Ökofaktoren für Süßwasser- verbrauch	221
14.1	Einleitung	171	A9	Ökofaktoren marine Fischressourcen	227
14.2	Kohlenstoff (C) in Deponiegut	171	<hr/>		
14.3	Sonderabfälle in Untertagedeponie	172	Literatur		234
14.4	Deponievolumen	173	<hr/>		
14.5	Radioaktive Abfälle	175	Abkürzungsverzeichnis		249
<hr/>			<hr/>		
15	Nichtstoffliche Emissionen	180	Abbildungsverzeichnis		253
15.1	Lärm	180	<hr/>		
<hr/>			Tabellenverzeichnis		254
16	Ausgewählte methodische Fragestellungen	185	<hr/>		
16.1	Bilanzierung FSC-Wald	185			
16.2	Bilanzierung CO ₂ -Emissionszertifikate	185			
16.3	Umgang mit Herkunftsnachweisen von Energieprodukten	185			
16.4	Umwelt-Handabdrücke	185			
16.5	Indikatoren für eine Kreislaufwirtschaft	186			

Abstracts

The ecological scarcity method makes it possible to assess the impact of emissions, the use of resource and waste as part of a life cycle assessment. The key metrics of this method are eco-factors, which measure the environmental damage in eco-points (UBP) per unit of quantity. This publication describes how Switzerland's eco-factors are derived on the basis of current emissions in relation to the targets set out in legislation. This fifth edition adds eco-factors for the use of marine fish resources to the set of existing eco-factors. The assessments of water use and biodiversity loss through land use are now based on internationally recommended approaches. The method itself remains unchanged.

Die Methode der ökologischen Knappheit ermöglicht im Rahmen einer Ökobilanzierung die Wirkungsabschätzung von Emissionen, Ressourcennutzungen und Abfällen. Zentrale Grösse der Methode sind die Ökofaktoren, welche die Umweltbeeinträchtigung in Umweltbelastungspunkten (UBP) pro Mengeneinheit ausdrücken. Die Publikation beschreibt die Herleitung der Ökofaktoren für die Schweiz auf der Basis der aktuellen Emissionen im Verhältnis zu den gesetzlichen Zielen. In dieser fünften Ausgabe wird der Katalog von Ökofaktoren ergänzt durch solche für die Nutzung mariner Fischressourcen. Die Bewertungen der Wassernutzung und der Biodiversitätsverluste durch Landnutzung basieren neu auf international empfohlenen Ansätzen. Die Methode an sich bleibt unverändert.

La méthode de la saturation écologique permet, dans le cadre d'un écobilan, d'évaluer l'impact des émissions, de l'utilisation des ressources et des déchets. Les écofacteurs sont les variables centrales de cette méthode ; ils représentent l'atteinte à l'environnement, exprimée en unités de charge écologique (ou écopoints ; UCE=UBP) par unité de mesure. La présente publication décrit comment les écofacteurs ont été obtenus pour la Suisse, par une comparaison entre les émissions actuelles et les objectifs ancrés dans la législation. Dans la présente cinquième version, de nouveaux écofacteurs pour les ressources halieutiques marines sont introduits. Les évaluations portant sur l'utilisation de l'eau ainsi que sur les pertes de biodiversité liées à l'utilisation du territoire se fondent désormais sur des approches recommandées à l'échelle internationale. La méthode en tant que telle reste inchangée.

Nel quadro di un ecobilancio, il metodo della scarsità ecologica consente di valutare l'impatto sull'ambiente delle emissioni di inquinanti e del prelievo di risorse naturali. Gli ecofattori costituiscono gli elementi centrali di detto metodo: indicano il carico inquinante dovuto all'emissione di inquinanti o al prelievo di risorse naturali, che viene espresso in punti di impatto ambientale (PIA) per unità quantitativa. La pubblicazione descrive le modalità di determinazione degli ecofattori per la Svizzera in base al rapporto tra le emissioni attuali e gli obiettivi stabiliti dalla legge. In questa quinta versione, il catalogo degli ecofattori è integrato con quelli relativi all'utilizzo delle risorse ittiche marine. Le valutazioni dell'utilizzo dell'acqua e della perdita di biodiversità causata dall'utilizzo del suolo si basano ora su approcci raccomandati a livello internazionale. Il metodo rimane tuttavia invariato.

Keywords:

LCA, eco-factors, assessment of impacts, ecological scarcity, eco-points

Stichwörter:

Ökobilanz, Wirkungsabschätzung, Umweltbelastungspunkte (UBP), Ökologische Knappheit, Ökofaktor

Mots-clés :

écobilan, évaluation de l'impact, écopoint (UCE=UBP), saturation écologique, écofacteur

Parole chiave:

ecobilancio, valutazione dell'impatto, punti di impatto ambientale (PIA = UBP), scarsità ecologica, ecofattori

Vorwort

Im Bewusstsein der Öffentlichkeit hat die Ökobilanz in den letzten Jahren ihren festen Platz erobert. Fast schon reflexartig ertönt der Ruf nach einer seriösen Bewertung der Umweltbelastung, wenn über aktuelle Fragen wie Klimaschutz, Ernährung oder neue Energieträger wie synthetische Treibstoffe oder Wasserstoff diskutiert wird. Die Ökobilanz hat sich in der Politik und in Unternehmen für die Entscheidungsfindung etabliert, so etwa bei Steuererleichterungen für biogene Treibstoffe, im Beschaffungswesen (z. B. Fahrzeuge, Papier) und bei der Produktentwicklung (z. B. Verwendung rezyklierter Rohstoffe oder nicht knapper Mineralien bei der Batterieherstellung).

Damit Ökobilanzen als Beurteilungs- und Entscheidungsgrundlage glaubwürdig sind, müssen zwei Voraussetzungen erfüllt sein. Zum einen müssen die Prozessdaten, die den Berechnungen zu Grunde liegen, von hoher Qualität sein. Hier bilden Datenbanken mit aktuellen, transparenten und nachvollziehbaren Hintergrunddaten wie zum Beispiel die KBOB-Empfehlung 2009/1 «Ökobilanzdaten im Baubereich» oder die UVEK-Ökobilanzdaten eine wesentliche Grundlage.

Zum anderen muss die zur Bewertung eingesetzte Methode für die Beantwortung der Fragestellung geeignet sein. Sie sollte die vom betrachteten Produkt ausgehenden Umweltbelastungen möglichst umfassend und einzeln wie gesamthaft vergleichbar abbilden. Nur so lassen sich die relevanten Umweltwirkungen und deren Treiber identifizieren.

Zur Beurteilung der schweizerischen Verhältnisse besonders geeignet ist die Methode der ökologischen Knappheit, auch UBP-Methode genannt. Dies zum einen, weil sie die Umwelteinwirkungen (Ressourcennutzung, Emissionen, Abfälle) umfassend berücksichtigt. Zum anderen liegen ihrer Bewertung die aktuelle Umweltsituation und die gesetzlich verankerten Umweltziele zugrunde. Mit dieser Publikation werden die Bewertungsgrundlagen erneut den aktuellen Verhältnissen in der Schweiz angepasst. Daher sollten Fachleute bei Ökobilanzen, welche die Schweiz betreffen, nebst weiteren Methoden zur Wirkungsabschätzung stets die UBP-Methode anwenden.

Auch weit über die Schweiz hinaus hat die UBP-Methode an Bedeutung gewonnen. So gibt es beispielsweise Ökofaktoren auf Basis der Methode der ökologischen Knappheit für Anwendungen in der ganzen Europäischen Union, in den einzelnen EU-Staaten oder in Japan.

Um die Qualität der Daten wie der Methode sicherzustellen, unterstützt das BAFU sowohl die Datenerhebung wie auch die Weiterentwicklung der UBP-Methode seit über 30 Jahren. Auf diesem Weg ist diese Publikation ein weiterer Schritt.

Karine Siegwart, Vizedirektorin
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Zusammenfassung

Ökobilanzen von Produkten, Prozessen, Unternehmen oder sogar von ganzen Volkswirtschaften bestehen gemäss der Norm ISO 14040 aus den vier Phasen

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,
- Sachbilanz (Ökoinventar),
- Wirkungsabschätzung und
- Interpretation (Auswertung).

Bei der Methode der ökologischen Knappheit erfolgt die Wirkungsabschätzung von Sachbilanzen (*life cycle inventories*) nach dem Prinzip «Verhältnis zur tolerierten Zielmenge» (*distance-to-target*). Zentrale Grösse der Methode sind die Ökofaktoren, welche die Umweltbelastung einer Emission, einer Ressourcennutzung beziehungsweise weiterer Stoffflüsse in der Einheit Umweltbelastungspunkte (UBP) pro Mengeneinheit angeben. Zur Herleitung eines Ökofaktors wird die aktuelle Situation zur tolerierten Zielmenge ins Verhältnis gesetzt. Die Methode der ökologischen Knappheit, der Einfachheit halber auch UBP-Methode genannt, wurde erstmals 1990 publiziert.

Nebst der allgemeinen Methode beschreibt diese Publikation die Herleitung der Ökofaktoren für die Schweiz. Dabei richten sich die tolerierten Zielmengen nach den gesetzlich verankerten schweizerischen oder den von der Schweiz mitgetragenen internationalen Zielen. In der letzten Aktualisierung (Frisknecht & Büsser Knöpfel 2013) wurden für verschiedene Umweltwirkungen neue Ökofaktoren entwickelt. Diese und alle bisherigen werden seither von einem breiten Kreis von Fachleuten angewendet, die im Auftrag von Unternehmungen und Behörden Ökobilanzen erstellen.

Aufgrund von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen, neuen gesetzlichen und politischen Grundlagen, neuen internationalen Abkommen sowie Entwicklungen im Rahmen der internationalen Normierung und Erfahrungen aus der Praxis wird die Methode der ökologischen Knappheit regelmässig überarbeitet. Im Rahmen dieser – der insgesamt vierten – Überarbeitung wurde die Auswahl der bewerteten Umwelteinwirkungen nochmals erweitert. Die Daten- und Informationsgrundlagen der bestehenden Ökofaktoren wurden überprüft und aktualisiert. Nachfol-

gend werden die wichtigsten Änderungen gegenüber der letzten Aktualisierung von 2013 zusammengefasst:

- Der Ökofaktor für **Treibhausgase** erhöht sich auf das Doppelte. Dies aufgrund des 2019 gesetzten Ziels des Bundesrats, bis 2050 die Treibhausgasemissionen auf Netto-Null zu senken, während gleichzeitig die Emissionen seit der Edition 2013 gestiegen sind.
- Neu gibt es keinen separaten Ökofaktor für **Dieselmehr**. Dieselmehr wird durch die Untergruppen (PM10, PM2.5–10 und PM2.5) abgedeckt. Der Ökofaktor ist für alle Untergruppen gleich gross.
- Neu basiert die Charakterisierung der Umweltwirkung von **Schwermetallemissionen in Luft, Gewässer und Boden** auf dem USEtox®-Modell. Zudem werden die Schwermetalle nicht mehr einzeln, sondern als Gruppe bewertet. Dies führt in den allermeisten Fällen zu deutlich tieferen Ökofaktoren gegenüber der Edition von 2013.
- Der Basis-Ökofaktor für **Pflanzenschutzmittel** ist knapp zwei Mal so hoch wie in der Edition von 2013. Der Grund dafür liegt beim neuen, strengeren Ziel des Aktionsplans Pflanzenschutzmittel. Da neu die einzelnen Substanzen mittels USEtox® charakterisiert werden, ergeben sich ebenfalls deutliche Unterschiede zu früher: einige Ökofaktoren sind wesentlich höher, andere wesentlich tiefer.
- Erstmals wurde ein Ökofaktor für **Plastikeintrag in die Natur** berechnet. Dabei wurde keine Differenzierung zwischen dem Eintrag von Kunststoffen in den Boden und demjenigen in Wasser vorgenommen, sondern beide als gleichwertig eingestuft.
- Der Verbrauch von **Primärenergieträgern** wird neu zweieinhalbmal so stark gewichtet wie in der Edition von 2013. Dies weil der aktuelle Verbrauch im Verhältnis zum Ziel von 2000-W-Dauerleistung bis 2050 sehr hoch ist.
- Der Ökofaktor von **mineralischen und metallischen Ressourcen** wird neu auf Basis des Gehalts in der Erdkruste vorgenommen und nicht mehr auf Basis der wirt-

schaftlich gesehen abbauwürdigen Reserven. Dadurch erhalten gewisse dieser Ressourcen einen deutlich höheren, andere einen deutlich tieferen Ökofaktor.

- Die Charakterisierung der Nutzung von **Süsswasser** basiert neu auf der international anerkannten Methode AWARE (Available WAter REmaining).
- Neu werden Ökofaktoren für verschiedene **marine Fischressourcen** (Wildfang) eingeführt. Damit lässt sich die Überfischung der Ozeane bewerten.
- Um den Platzbedarf und die damit verbundenen Landschaftsveränderungen durch deponierte Abfälle (z. B. durch Auffüllen von Tälern oder Gruben) zu berücksichtigen, wurde neu ein entsprechender Faktor für **Landschaftsveränderungen durch Deponien** hergeleitet.

Tabelle A

Übersicht Ökofaktoren Schweiz 2021

Die Tabelle zeigt die Ökofaktoren 2021 für die Schweiz. Faktoren für weitere Substanzen, die mittels Charakterisierung bestimmt wurden, sind in den Anhängen aufgeführt. Die Spalte «aktueller Fluss» stellt die heutige Emissionssituation in der Schweiz dar. Die Spalte «Normierungsfluss» stellt die Referenzgrösse dar. Sie ist meist identisch mit dem aktuellen Fluss. Die Spalte «kritischer Fluss» repräsentiert das gesetzlich verankerte Ziel. Ist der aktuelle Fluss kleiner als der kritische Fluss, erfüllt die aktuelle Situation das Ziel. Die Spalte ganz rechts gibt die Veränderung des Ökofaktors gegenüber der Edition 2013 in Prozenten an.

	Normierungsfluss (Jahresmenge)	Aktueller Fluss (Jahres- menge)	Kritischer Fluss (Jahresmenge)	Ökofaktor 2021	Veränderung Ökofaktor gegenüber Edition 2013
Emissionen in die Luft					
CO ₂	61 826 000 t CO ₂ -eq	61 826 000	7 829 000 t CO ₂ -eq	1 UBP/g CO ₂ -eq	+ 117 %
Ozonschichtabbauende Substanzen	95 t R11-eq	95	61 t R11-eq	25 000 UBP/g R11-eq	+ 194 %
NMVOG	79 727 t	79 727	81 000 t	12 UBP/g	- 14 %
NO _x	70 733 t	70 733	46 518 t	33 UBP/g	- 15 %
NH ₃ (als N)	45 378 t	45 378	28 997 t	54 UBP/g NH ₃ -N	- 34 %
SO ₂	5208 t SO ₂ -eq	5 208	25 000 t SO ₂ -eq	8,3 UBP/g SO ₂ -eq	- 60 %
PM10	14 994 t	14 994	9639 t	160 UBP/g	+ 14 %
PM2.5-10	14 994 t	7 904	5082 t	160 UBP/g	+ 14 %
PM2.5	14 994 t	7 089	4558 t	160 UBP/g	+ 14 %
Kanzerogene Substanzen (Benzol, Dioxine und Furane, PAK)	4,71 CTUh	4,71	4,23 CTUh	2,6 * 10 ¹¹ UBP/CTUh	- 90 %
Schwermetalle (Ökotoxizität)	32 700 kg Cd-eq		(s. Schwermetalle in Boden)	59 000 UBP/g Cd-eq	(andere Herleitung)
Radioaktive Emissionen	0,91 TBq C-14-eq	0,91	89,2 TBq C-14-eq	110 000 UBP/GBq C-14-eq	+ 13 650 %
Emissionen in Oberflächengewässer					
Stickstoff (als N)	64 000 t	44 364	29 113 t	36 UBP/g N	- 37 %
Phosphor (als P)	1490 t	-	-	970 UBP/g P	+ 9 %
CSB	37 002 t	37 002	73 527 t	6,8 UBP/g	0 %
Schwermetalle und Arsen (Humantoxizität)	14 700 kg As-eq	14 700	48 900 kg As-eq	6 200 UBP/g As-eq	(andere Herleitung)
Radioaktive Emissionen in Binnengewässer	0,036 TBq U-235-eq	0,036	35,38 TBq U-235-eq	29 000 UBP/GBq U-235-eq	- 87 %
Radioaktive Emissionen in Meere	4,02 TBq C14-eq	36,5	46,6 TBq C14-eq	150 UBP/kBq C14-eq	+ 85 %
Ölemissionen Meere	5467 t	9 377	7403 t	290 UBP/g	+ 7 %
AOX (als CHCl ₃ Äq)	370 t	0,97	28 t	3,2 UBP/g CHCl ₃ Äq	(andere Herleitung)
PAK	744 kg	0,0119	0,1 µg/l	19 000 UBP/g	+ 36 %
Hormonaktive Stoffe	3,1 kg E2-eq	3,1	19 kg E2-eq	8 700 000 UBP/g E2-eq	+ 12 %

	Normierungsfluss (Jahresmenge)		Aktueller Fluss (Jahres- menge)	Kritischer Fluss (Jahresmenge)		Ökofaktor 2021		Veränderung Ökofaktor gegenüber Edition 2013
Persistente organische Schadstoffe	306	t 2,4,6-T-eq	306	72,2	t 2,4,6-T-eq	59 000	UBP/ g 2,4,6-T-eq	+ 4 %
Emissionen in Grundwasser								
Stickstoff (als N)	34 000	t	34 000	17 000	t	120	UBP/g NO ₃ -N	0 %
Emissionen in den Boden								
Schwermetalle (Humantoxizität)	686 976	kg Zn-eq	686 976	493 235	kg Zn-eq	2 800	UBP/g Zn-eq	(andere Herleitung)
Pflanzenschutzmittel (Humantoxizität)	9761	t Glyphosat- eq	9761	5854	t Glyphosat- eq	280	UBP/g Glyphosat-eq	+ 87 %
Plastik in Umwelt (Boden oder Wasser)	16 285	t Plastik	474	687	t Plastik	29	UBP/g Plastik	neu
Ressourcen								
Primärenergieträger	1295	PJ Öl-eq	1 295	396	PJ	8,3	UBP/MJ Öl-eq	+ 150 %
Landnutzung, Siedlungsfläche	15 045	km ² × a SF-eq	15 045	4900	km ² × a SF-eq	630	UBP/m ² × a SF-eq	+ 110 %
Metallische und mineral. Ressourcen	6 733	t Sb-eq	6 733	6733	t Sb-eq	150	UBP/g Sb-eq	- 86 %
Kies	36	Mio. t	36	36	Mio. t	0,028	UBP/g	- 7 %
Süswasser Schweiz	2,61	km ³ Wasser- eq	2,61	10,7	km ³ Wasser- eq	22	UBP/m ³ Wasser-eq	- 4 %
Marine Fischressourcen	2,629	Mio. t PS-eq	2,629	1,614	Mio. t PS-eq	1	UBP/g PS-eq	neu
Abfälle								
C in Reaktordeponie	161 500	t	161 500	161 500	t	6,2	UBP/g C	+ 13 %
Sonderabfälle in Untertagedeponien	31 682	t	31 682	14 939	t	142	UBP/g	+ 426 %
Landschaftsverändernde Deponierung	28,1 Mio.	m ³ Abfall	28,1 Mio.	28,1 Mio.	m ³ Abfall	36 000	UBP/m ³ Abfall	neu
Radioaktive Abfälle	154,9	m ³ HAA-eq	1,37 * 10 ¹⁴	4,70 * 10 ¹³	RTI/a	54 000	UBP/cm ³ HAA-eq	+ 17 %
Lärm								
Strassenlärm · Personentransport · Gütertransport	821 164	sgP	716 317	424 507	sgP	3 500 000 23 180	UBP/sgP UBP/Fzkm UBP/Fzkm	+ 3 % + 10 % - 14 %
Eisenbahnlärm · Personentransport · Gütertransport	821 164	sgP	45 411	22 553	sgP	4 900 000 8 4,8	UBP/sgP UBP/pkm UBP/tkm	+ 14 % + 54 % - 68 %
Fluglärm · Personentransport · Gütertransport	821 164	sgP	59 436	24 382	sgP	7 200 000 4 40	UBP/sgP UBP/pkm UBP/tkm	+ 76 % + 186 % + 186 %

Hinweise zum Gebrauch

Die vorliegende Publikation «Ökofaktoren Schweiz 2021 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit (UBP 2021): Methodische Grundlagen und Anwendungen auf die Schweiz» besteht aus drei Hauptteilen:

- **Teil 1** richtet sich an beruflich interessierte Personen, insbesondere an Auftraggebende von Ökobilanzen in Unternehmen und Verwaltung sowie an Politik und Medien. Das erste Kapitel «Basiswissen» erläutert in einfacher, knapper Form die Methode der ökologischen Knappheit (UBP-Methode) und ihre Eigenschaften. Das zweite Kapitel «Fragen und Antworten (FAQ)» bietet vertiefende Informationen zu Ökobilanzen im Allgemeinen und zur UBP-Methode im Besonderen.
- **Teil 2** stellt die Methode der ökologischen Knappheit im Detail vor. Die Erläuterungen richten sich an ein professionelles Publikum von Auftraggebenden sowie Fachleuten in Forschung und Praxis. Der inhaltliche Schwerpunkt liegt auf den Grundlagen der Methode, den Formeln zur Herleitung der Ökofaktoren und der thematischen Strukturierung der Ökofaktoren 2021.
- **Teil 3** beschreibt im Detail die Herleitung der Ökofaktoren. Fachleute finden hier die wissenschaftlichen und umweltpolitischen Grundlagen der Bewertung von Emissionen, Ressourcennutzung und weiteren Stoffflüssen mittels der UBP-Methode.

Teil 1

Ökobilanzen kurz erklärt

Teil 1 erklärt grundlegende Fragen zu Ökobilanzen im Allgemeinen und zur UBP-Methode im Besonderen. Der Text richtet sich an beruflich interessierte Personen, die selbst keine Ökobilanzfachleute sind, insbesondere Auftraggebende, Medienschaffende sowie Politikerinnen und Politiker.

1 Basiswissen

Umweltbelastungspunkte

Ökobilanzen kann man als Grundlage für Umweltentscheide nutzen. Dabei stellt sich meist die Frage, wie unterschiedliche Umweltbelastungen gegeneinander abgewogen werden können. Eine grosse Hilfe dabei ist die sogenannte UBP-Methode. Sie gewichtet verschiedene Umwelteinwirkungen mittels sogenannter Umweltbelastungspunkte (UBP): Je weniger UBP, desto geringer die Umweltbelastung. Für diese Beurteilung stützt sich die Methode auf gesetzliche Umweltqualitätsziele.

Äpfel mit Birnen vergleichen – kann man das? Ja, man kann. Genauso, wie man im Laden den Preis eines Kilos Äpfel mit dem eines Kilos Birnen vergleicht, kann man feststellen, ob Freilandtomaten aus Spanien oder solche aus einem Schweizer Gewächshaus die Umwelt weniger belasten. Ebenso kann man die Umweltwirkungen eines vegetarischen Menüs gegenüber einem solchen mit Fleisch abwägen. Man könnte auch vergleichen, wie viel stärker die Autofahrt zum Einkaufszentrum die Umwelt belastet als der Gebrauch eines Plastiksäckleins fürs Gemüse – zwei Dinge also, die völlig unterschiedliche Funktionen erfüllen, aber dennoch bezüglich ihrer Umweltwirkungen gegenübergestellt werden können.

Als Masseinheit für solche Vergleiche sind Umweltbelastungspunkte, kurz UBP, sehr hilfreich. Im Rahmen einer Ökobilanz berücksichtigen UBP die Umweltbelastung umfassend – von Ressourcen über stoffliche und nicht stoffliche Emissionen bis hin zu Abfällen. Damit ist die UBP-Methode in vielen Fällen im Vorteil gegenüber Methoden, die nur wenige oder einen einzigen Umweltwirkungsbereich zum Massstab nehmen (Infokasten 1 und 2). So werden heute in vielen Studien einzig die Treibhausgase (Klimawirkung) betrachtet und damit alle anderen Umwelteinwirkungen vernachlässigt.

Das Beispiel der Ökobilanzierung von Treibstoffen macht deutlich, welche Folgen das haben kann. Betrachtet eine Studie lediglich die Treibhausgasemissionen, erscheinen oft die Treibstoffe aus erneuerbaren Rohstoffen als gute Wahl, weil sie weniger Treibhausgase in die Atmo-

sphäre abgeben als fossile Treibstoffe. Ein solcher Vergleich ist aber nicht umfassend und deshalb ungeeignet als Entscheidungsbasis. Denn so bleibt ausser Acht, dass erneuerbare Treibstoffe anderweitig die Umwelt belasten: Der Anbau und die Verarbeitung von Nutzpflanzen benötigen Boden, Energie und Wasser; oft kommt der Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmitteln dazu. Die UBP-Methode berücksichtigt auch diese Umweltwirkungen – unter Einbezug der Verhältnisse in den Anbauregionen. Die Auswertung einer Ökobilanz von Treibstoffen mit UBP ergibt denn auch ein differenziertes Bild. Demnach sind einzelne erneuerbare Treibstoffe (namentlich solche aus Algen oder Pflanzenabfällen) tatsächlich umweltfreundlicher als die fossilen Treibstoffe Benzin und Diesel. Jedoch gibt es auch solche erneuerbaren Treibstoffe, welche die Umwelt sogar noch stärker belasten als fossile (z. B. solche aus Raps oder Getreide). So ergibt die UBP-Methode ein verlässlicheres Gesamtbild der Umweltaspekte.

Unternehmen, Behörden und Non-Profit-Organisationen ziehen in vielen Fällen Ökobilanzen zur Entscheidungshilfe bei. Denn dadurch können sie Produkte, Prozesse, Betriebe und Standorte hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Umwelt besser beurteilen.

Ökobilanzen zeigen auf, wie relevant eine Tätigkeit, ein Prozess oder ein Betrieb für die Umwelt ist. Eine Ökobilanz-Auswertung mit UBP hilft, die Umweltbelastung von Prozessen und Produkten einzuschätzen und in einem Vorher-Nachher-Vergleich die Resultate von Massnahmen zu beurteilen. Auch kann eine Ökobilanz mit UBP aufzeigen, welche Massnahmen pro investierten Franken die grösste Reduktion der Umweltbelastung bewirken.

So kann der Einkauf Ökobilanzen mit UBP zu Rate ziehen: Dabei liefert eine Ökobilanz mit UBP relevante Informationen über die Umweltwirkungen und damit eine Grundlage für die Auswahl von Konsum- und Investitionsgütern. Auch im Umweltmanagement sind Ökobilanzen wertvoll: Hat eine Organisation ihr Umweltmanagementsystem nach ISO 14001 zertifiziert, so hilft eine Ökobilanz-Auswertung

mit UBP bei der Umsetzung, zum Beispiel beim Erkennen der relevanten Umweltaspekte wie auch bei der kontinuierlichen Verbesserung und Beurteilung der umweltbezogenen Leistung einer Organisation. Zum Einsatz kommen Ökobilanz-Resultate mit UBP zudem bei der Sensibilisierung für Umweltthemen – in der Wirtschaft ebenso wie in der Ausbildung und in der breiten Bevölkerung.

Für alle Anwendungsbereiche von Ökobilanzen ist die UBP-Methode einfach und praktisch. Auch wenn die berücksichtigten Umwelteinwirkungen umfassend sind, bringt die UBP-Methode sie auf einen gemeinsamen Nenner und drückt sie in einer einzigen Kennzahl aus. Somit ist das Resultat auch für Ungeübte verständlich und nutzbar. Wie Abbildung 1 zeigt, lässt sich mit der UBP-Methode zudem anschaulich darstellen, wie sich die Umweltbelastung zusammensetzt. Das ist ein bedeutender Vorteil in der Kommunikation.

Umfassende Bewertung der Umwelteinwirkungen

Die UBP-Methode bewertet eine breite Palette von Ressourcen, Emissionen und Abfällen. In den Ökofaktoren für die Schweiz sind dies die nachfolgend aufgelisteten. Die mit «[neu]» bezeichneten Umwelteinwirkungen werden in der vorliegenden Publikation erstmals miteinbezogen.

Ressourcen: Wasser-Ressourcen, Energie-Ressourcen, mineralische Primärressourcen, Landnutzung (Verlust an Biodiversität), marine Fischressourcen [neu]

Emissionen: Klimawandel (z. B. CO₂, Methan), Ozonschichtabbau (z. B. FCKW, Halone), Hauptluftschadstoffe und Partikel, Krebserregende Stoffe in Luft, Schwermetalle in Luft, Wasserschadstoffe (inkl. hormonaktive Substanzen), Schwermetalle in Wasser, Persistente organische Stoffe in Wasser, Pestizide in Boden, Schwermetalle in Boden, radioaktive Substanzen in Luft, radioaktive Substanzen in Wasser, Lärm (Verkehrslärm), Plastik in Böden und Gewässer [neu]

Abfälle: Abfälle in Deponie (nicht radioaktiv), radioaktive Abfälle in Endlager

Um eine Ökobilanz mit der UBP-Methode zu erstellen, legen Ökobilanzierende gemeinsam mit den Auftraggebern das Ziel der Untersuchung und den Umfang des Untersuchungsgegenstandes fest. Dann erstellen sie die sogenannte Sachbilanz: Dazu ermitteln sie die benötigten Ressourcen und Energiemengen sowie die verursachten Emissionen und Abfälle aller Prozesse, welche zu betrachten sind. Als Beispiel soll hier der Anbau von einem Kilogramm Tomaten dienen. Verglichen werden verschiedene Anbaumethoden und -regionen. Die Ökobilanz umfasst jeweils die Umweltwirkungen vom Anbau bis zum Verkaufspunkt in einem Laden der Schweiz.

Um die Wirkung abzuschätzen, multiplizieren die Ökobilanzierenden bei der UBP-Methode die ermittelten Umwelteinwirkungen mit sogenannten Ökofaktoren. Die Ökofaktoren gewichten jede Umwelteinwirkung anhand der Umweltgesetze oder nationalen wie auch internationalen umweltpolitischen Zielen. Je höher die aktuellen Emissionen oder die Nutzung von Ressourcen im Verhältnis zum gesetzten Ziel sind, desto stärker die Gewichtung.

Die so erhaltenen Umweltbelastungspunkte für jede einzelne Umwelteinwirkung zählen die Ökobilanzierenden zu einer Gesamtpunktzahl zusammen. Für jedes untersuchte Objekt ergibt sich so eine einzige Zahl, welche die Höhe seiner Umweltbelastung ausdrückt (siehe Abbildung 1 sowie Tab. 1 in Kap. 2.1.1).

Handelt es sich bei den untersuchten Objekten um Produkte und Dienstleistungen, so lassen sich nun die Resultate von gleichwertigen Produkten vergleichen. Geht es um Betriebe, so kann die Veränderung über die Jahre beurteilt werden. Eine Ökobilanzstudie schliessen die Fachleute mit einer Auswertung und Interpretation der Ergebnisse ab und geben meist Handlungsempfehlungen im Rahmen der anfangs festgelegten Untersuchungsziele ab.

Die UBP-Methode wurde vom BAFU mitentwickelt. In der Schweizer Ausprägung richtet sie sich nach den in der schweizerischen Gesetzgebung sowie in internationalen Vereinbarungen verankerten Umweltqualitätszielen und Grenzwerten. Nach Ansicht des BAFU ist die UBP-Methode ein Referenzmassstab für Ökobilanzen, welche als Entscheidungsgrundlage für Schweizer Unternehmen, Behörden und Non-Profit-Organisationen dienen.

Die UBP-Methode lässt sich auch auf andere Länder anwenden. So gibt es beispielsweise für Deutschland, für die gesamte Europäische Union sowie für Japan eigene Ökofaktoren auf der Basis der jeweiligen gesetzlichen Grundlagen.

Antworten auf vertiefende Fragen, auch solche zu Ökobilanzen im Allgemeinen, sind im Kapitel 2 «Fragen und Antworten (FAQ)» zu finden.

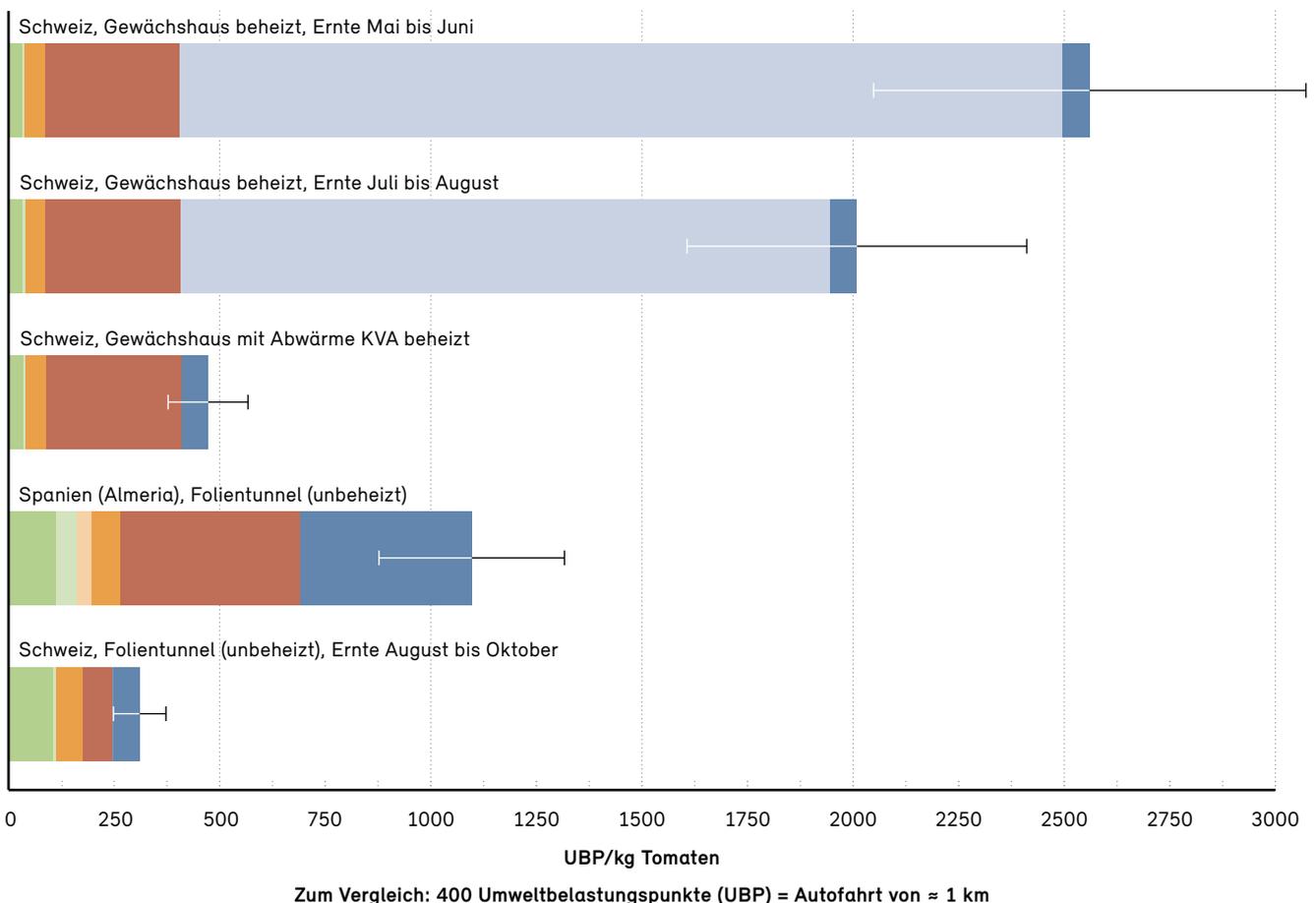
Stärken der UBP-Methode

- Umfasst zahlreiche Umweltwirkungen
 - Liefert klare Aussagen
 - Ergibt transparente und anwenderunabhängige Resultate
 - Unterstützt die Entscheidungsfindung von Unternehmen, Behörden, Politik, Non-Profit-Organisationen und Privatpersonen
 - Ist breit und vertrauenswürdig abgestützt
 - Ermöglicht für Länder und Regionen spezifische Berechnungen
 - Bildet neu erkannte Umwelteinwirkungen frühzeitig ab
 - Ist praktisch in der Anwendung
 - Lässt sich einfach aktualisieren
- (siehe auch Kap. 2.2.7)

Abbildung 1

Ökobilanz Tomaten gemäss UBP-Methode 2021

Die Umweltbelastung des Tomatenanbaus unterscheidet sich nach Herkunft und Saison. Damit schon im Mai bis Juli Tomaten geerntet werden können, müssen in der Schweiz die Gewächshäuser beheizt werden – für die Umwelt ein gewichtiger Nachteil. Stammt jedoch die Energie für die Beheizung aus Abwärme, beispielsweise aus Kehrichtverbrennungs- oder Industrieanlagen, so sind auch frühe Tomaten aus der Schweiz kaum umweltbelastender als die saisonalen Tomaten aus dem Folientunnel. Bei den Tomaten aus Spanien schlägt vor allem der weite Transportweg aus Umweltsicht negativ zu Buche. Die Ökobilanz bezieht sich auf ein Kilogramm frische Tomaten vom Anbau bis zum Verkaufspunkt in der Schweiz.



- Transport
- Energiebedarf Heizen
- Tunnel/Gewächshaus
- Weitere Emissionen Anbau
- Wasserverbrauch
- Emissionen Pestizide
- Emissionen Dünger
- | Unsicherheitsbereich

Quelle: Carbotech, gemäss UBP-Methode 2021

2 Fragen und Antworten zu Ökobilanzen (FAQ)

Die Fragen und Antworten sind gegliedert in allgemeine Fragen zur Ökobilanzierung und spezifische Fragen zur UBP-Methode (Methode der ökologischen Knappheit).

Inhaltsverzeichnis

2.1 Ökobilanzen im Allgemeinen

- 2.1.1 Wie wird eine Ökobilanz erstellt?
- 2.1.2 Was bringt eine Ökobilanz?
- 2.1.3 Was kann man mit einer Ökobilanz nicht beurteilen?
- 2.1.4 Wie ist es möglich, ganz unterschiedliche Umweltbelastungen zu vergleichen?
- 2.1.5 Braucht es in einer Ökobilanz überhaupt eine Gewichtung?
- 2.1.6 Welche Rolle spielen wissenschaftliche Erkenntnisse und Werthaltungen in der Bewertung von Umwelteinwirkungen?
- 2.1.7 Warum sind mehrere Bewertungsmethoden besser als nur eine?
- 2.1.8 Kann man auf Vollaggregation verzichten?
- 2.1.9 Gibt es gute und schlechte Fragen für Ökobilanzen?
- 2.1.10 Weshalb ist die funktionelle Einheit entscheidend?
- 2.1.11 Wie stark beeinflusst die Systemgrenze das Resultat?
- 2.1.12 Weshalb spielen Allokationen eine Rolle?
- 2.1.13 Wann braucht es eine Sensitivitätsanalyse?
- 2.1.14 Welchen Einfluss haben Auftraggebende auf das Resultat?
- 2.1.15 Was gehört zu einer guten Ökobilanz?
- 2.1.16 Weshalb ist die kritische Prüfung wichtig?
- 2.1.17 Wo liegt der Nutzen der ISO-Normen zur Ökobilanzierung (14040/14044)?
- 2.1.18 Weshalb ist der Grundsatz *true and fair view* so wichtig?
- 2.1.19 Wie unterscheiden sich Ökobilanzen von Umweltproduktdeklarationen?
- 2.1.20 Welche Fragen beantwortet der Indikator «Öko-Effizienz»?

2.2 Die UBP-Methode

(Methode der ökologischen Knappheit)

- 2.2.1 Kann man die Umweltbelastung in einer Zahl ausdrücken?
- 2.2.2 Ist die UBP-Methode Willkür oder Wissenschaft?
- 2.2.3 Ist der Einbezug politischer Beurteilungen in der UBP-Methode wissenschaftlich vertretbar?
- 2.2.4 Weshalb ist die Anwendung der UBP-Methode in der Schweiz vorteilhaft?
- 2.2.5 Lässt sich die UBP-Methode auch für andere Länder und Regionen anwenden?
- 2.2.6 Sind nationale Ökofaktoren ein sinnvoller Massstab für Prozesse im Ausland?
- 2.2.7 Was sind die Stärken der UBP-Methode?
- 2.2.8 Was sind die Lücken und Schwächen der UBP-Methode?
- 2.2.9 Wie kommt ein Ökofaktor zustande?
- 2.2.10 Weshalb wird der Bewertungsmassstab immer wieder angepasst?
- 2.2.11 Wie werden Stoffe bewertet, für die mehrere gesetzlich festgelegte Ziele bestehen?
- 2.2.12 Wie transparent ist die UBP-Methode?
- 2.2.13 Weshalb orientiert sich die UBP-Methode nicht allein an der Schädlichkeit von Stoffen?
- 2.2.14 Weshalb ist in der UBP-Methode das Vorsorgeprinzip so wichtig?
- 2.2.15 Wie steht die UBP-Methode zu anderen Gewichtungsansätzen für Ökobilanzen?
- 2.2.16 Welche Umweltwirkungen berücksichtigt die UBP-Methode im Vergleich zu anderen Methoden?
- 2.2.17 Kann man Auswirkungen auf die Biodiversität quantifizieren?
- 2.2.18 Wo sind vollaggregierte Ökobilanz-Resultate besonders vorteilhaft?

- 2.2.19 Wie wird die UBP-Methode in anderen Ländern eingesetzt?
- 2.2.20 Welche Ansätze zu vollaggregierenden Gewichtungen gibt es in der Europäischen Union?
- 2.2.21 Ermöglichen «Planetare Belastbarkeitsgrenzen» eine globale UBP-Anwendung?
- 2.2.22 Wie stehen die UBP-Methode und die Nachhaltigkeitsziele der UNO zueinander?
- 2.2.23 Welcher Bezug besteht zwischen der UBP-Methode und der Beurteilung der Umweltleistung von Unternehmen?

Alphabetisches Schlagwortverzeichnis

Ablauf	Kap. 2.1.1
Aggregierte Resultate	Kap. 2.2.18
Allokation	Kap. 2.1.12
Anpassungen	Kap. 2.2.10
Auftraggebende	Kap. 2.1.14
Ausland	Kap. 2.2.6
Beurteilung	Kap. 2.2.3
Bewertungsmethoden	Kap. 2.1.7
Biodiversität	Kap. 2.2.17
Europäische Union	Kap. 2.2.20
Fragestellung	Kap. 2.1.9
Funktionelle Einheit	Kap. 2.1.10
Gewaltenteilung	Kap. 2.2.2
Gewichtung	Kap. 2.1.5
Grenzen	Kap. 2.1.3
International	Kap. 2.2.5
ISO-Normen	Kap. 2.1.17
Kritische Prüfung	Kap. 2.1.16
Lücken und Schwächen	Kap. 2.2.8
Mehrfachbewertung	Kap. 2.2.11
Nutzen	Kap. 2.1.2
Öko-Effizienz	Kap. 2.1.20
Ökofaktor	Kap. 2.2.9
Planetare Belastbarkeitsgrenzen	Kap. 2.2.21
Qualität	Kap. 2.1.15
Schädlichkeit	Kap. 2.2.13
Schweiz	Kap. 2.2.4
Sensitivitätsanalyse	Kap. 2.1.13
Stärken	Kap. 2.2.7
Systemgrenze	Kap. 2.1.11
Transparenz	Kap. 2.2.12
True and fair view	Kap. 2.1.18
Umweltbelastungspunkte (UBP)	Kap. 2.2.1
Umweltcontrolling und -reporting	Kap. 2.2.23
Umweltproduktdeklaration (EPD)	Kap. 2.1.19
Umweltwirkungen	Kap. 2.2.16
UNO-Nachhaltigkeitsziele	Kap. 2.2.22
Vergleich	Kap. 2.2.15
Vergleichsbasis	Kap. 2.1.4
Vollaggregation	Kap. 2.1.8
Vorsorgeprinzip	Kap. 2.2.14
Weitere Länder	Kap. 2.2.19
Wissenschaft	Kap. 2.1.6

Abkürzungen

BAFU

Bundesamt für Umwelt (Schweizerische Umweltbehörde)

EPD

Environmental Product Declaration (Umweltproduktdeklaration)

ISO

International Organization for Standardization

ReCiPe

Schadensorientierte Bewertungsmethode für Ökobilanzen; die drei Grossbuchstaben stehen für die Organisationen, welche die Methode ursprünglich entwickelt haben.

UBP

Umweltbelastungspunkt(e)

UVEK

Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation

WHO

World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)

2.1 Ökobilanzen im Allgemeinen

2.1.1 Wie wird eine Ökobilanz erstellt?

Mit einer Ökobilanz werden Umweltbelastungen in Zahlen dargestellt. Auf dieser Basis können verschiedene Optionen umfassend verglichen werden. Eine Ökobilanzstudie läuft in vier Phasen ab.

Stichwort: Ablauf

In einer Ökobilanz werden die Umwelteinwirkungen eines Produktes, einer Dienstleistung, eines Prozesses oder einer Organisation beschrieben und beurteilt. Eine grundlegende Kurzbeschreibung anhand der UBP-Methode enthält das vorangehende Kapitel 1.

Um eine Ökobilanz zu erstellen, führen Ökobilanzierende folgende vier Phasen durch:

1. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen
2. Sachbilanz
3. Wirkungsabschätzung
4. Auswertung/Interpretation

In der Praxis gehen die Ökobilanzierenden oft mehrmals durch diese Phasen, um die Berechnungen zu verfeinern (vgl. Abbildung 2). In jede neue Runde fliessen die bis dahin recherchierten Informationen und gewonnenen Erkenntnisse ein. Dieses Vorgehen entspricht den → ISO-Normen.

Phase 1: Ökobilanzierende und Auftraggebende legen gemeinsam das Ziel (Welche Fragen will die Ökobilanz beantworten?) und den Untersuchungsrahmen (Welche Verhältnisse sollen von der Ökobilanz betrachtet werden?) der Studie fest. Die getroffenen Annahmen und Einschränkungen wie auch die Abgrenzung des untersuchten Systems (→ Systemgrenze) wirken sich meist wesentlich auf die Resultate aus.

Gilt es mehrere Varianten zu vergleichen, muss eine Studie eine einheitliche Basis festlegen. Dazu wird eine sinnvolle → funktionelle Einheit definiert. Zum Vergleich der Umweltbelastung von Personenwagen beispielsweise wäre als funktionelle Einheit ein gefahrener Kilometer mit einem Fahrzeug einer bestimmten Grössenklasse sinnvoll.

Werden Personenwagen mit anderen Verkehrsmitteln wie Velo, Bus und Zug verglichen, muss die funktionelle Einheit auch die Anzahl transportierter Personen berücksichtigen, also z. B. den Transport einer Person über einen Kilometer, das heisst ein «Personenkilometer».

Phase 2: In der Sachbilanz erfassen die Ökobilanzierenden die benötigten Ressourcen, Stoff- und Energiemengen wie auch die verursachten Emissionen und Abfälle für jeden einzelnen Verarbeitungsprozess. Danach verknüpfen sie die Prozesse zu sogenannten Produktsystemen gemäss der in Phase 1 festgelegten Systemgrenze. Das Ergebnis der Sachbilanz umfasst den gesamten Ressourcenbedarf sowie die Emissionen und Abfälle über das gesamte betrachtete System. Tabelle 1 zeigt am Beispiel eines Elektrofahrzeugs eine stark vereinfachte Sachbilanz mit Emissions- und Nutzungsmengen, berechnet für einen Personenkilometer. Für Autos wurde die durchschnittliche Fahrzeugauslastung von 1,6 Personen angenommen.

Für eine solche Sachbilanz braucht es detaillierte Umweltdaten zu Produkten und Dienstleistungen. Diese Daten werden in der Regel für eine Studie teils spezifisch erhoben und teils als sogenannte Hintergrunddaten aus Ökobilanzdatenbanken übernommen. Hintergrunddaten umfassen beispielsweise standardmässige Prozesse und Lieferketten wie die Bereitstellung von Benzin oder Stahl. Das BAFU verwendet hierfür mehrheitlich den UVEK-Ökobilanzdatenbestand. Dieser basiert auf den Datenqualitätsrichtlinien v2 von *ecoinvent* und zeichnet sich durch hohe Transparenz und Nachvollziehbarkeit aus.

Phase 3: Auf Basis der Sachbilanz ermitteln die Ökobilanzierenden im nächsten Schritt die Auswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Dazu klassifizieren und charakterisieren sie Emissionen und Ressourcennutzungen. Mit der Klassifizierung ordnen sie die Emissionen einzelnen Wirkungskategorien zu. Beispiele für Wirkungskategorien sind: Klimawandel, Versauerung oder Überdüngung (Eutrophierung). Mit der Charakterisierung werden gleichartig wirkende Stoffe anhand wissenschaftlicher Erkenntnisse einheitlich zusammengefasst. So werden Substanzen, die zum Klimawandel beitragen, als Treibhausgase bezeichnet und mit dem Treibhauspotenzial charakterisiert. Dieses wird ausgedrückt in kg CO₂-Äquivalenten. Fossiles Methan zum Beispiel wirkt

klimaerwärmend und wird daher zu den Treibhausgasen gezählt. Es hat pro kg eine 30-mal stärkere Klimawirkung als 1 kg des bedeutendsten Treibhausgases Kohlendioxid. Ein Kilogramm fossiles Methan trägt damit mit 30 Kilogramm CO₂-Äquivalenten zum Klimawandel bei. Analog gibt es für viele Wirkungskategorien je eine Leitgrösse, die als gemeinsamer Nenner dient. Dadurch können die Ökobilanzierenden die Beiträge von Emissionen oder Ressourcennutzungen in Bezug auf dieselbe Wirkung addieren. Einzelne Umwelteinwirkungen werden ohne Charakterisierung betrachtet.

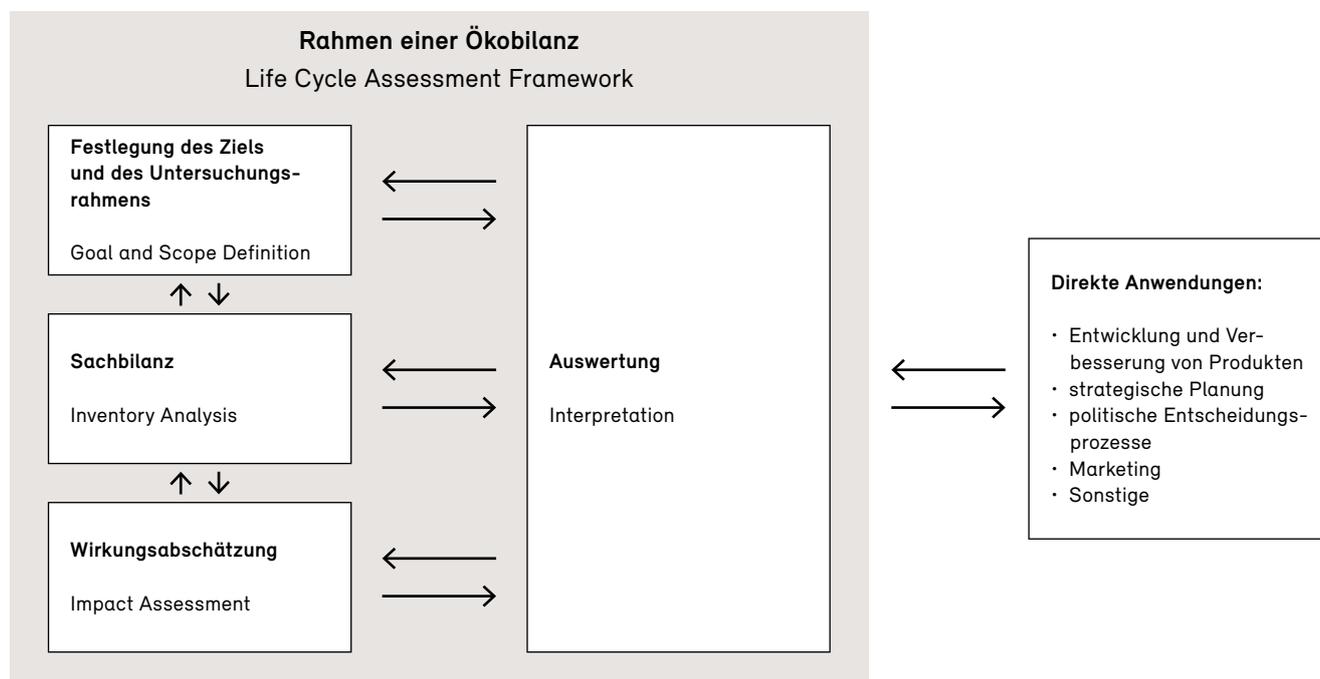
Je nach Ziel einer Ökobilanz werden die verschiedenen Umwelteinwirkungen zu einer Gesamtbeurteilung zusammengefasst. Dabei lautet die Frage: Wie gewichtet man das Treibhauspotenzial, das Versauerungspotenzial, die Überdüngung und die weiteren → Umweltwirkungen zueinander? Dazu gibt es mehrere Ansätze. Die meisten solchen Methoden lassen sich in eine der beiden grundlegenden Kategorien einteilen: Schadensmodellierung oder Verhältnis zur tolerierten Zielmenge (engl. Fachbegriff *distance-to-target*). Bei der Schadensmodellierung wird zum Beispiel auf Grund von Modellen errechnet, wie

viele Lebensjahre von Menschen verloren gehen oder wie viele Pflanzenarten aus einem Gebiet verschwinden, wenn eine bestimmte Schadstoffmenge in die Umwelt gelangt. Beim Zielmengen-Ansatz bilden nachvollziehbare und in der Regel staatlich festgelegte Umweltqualitätsziele den Masstab: Je mehr die tolerierte Emissionsmenge oder die tolerierte Ressourcennutzung überschritten wird, desto stärker wird die Belastung gewichtet.

Die in dieser Publikation dargelegte Methode der ökologischen Knappheit gehört zur zweiten Kategorie. Sie summiert sämtliche Umweltwirkungen unter der Masseinheit Umweltbelastungspunkte (UBP). Mehr UBP bedeuten eine höhere Umweltbelastung. Zur Berechnung der UBP dienen sogenannte → Ökofaktoren. Die Ökofaktoren für die Schweiz basieren auf den in der Schweiz rechtlich verankerten Umweltzielen. Aufgrund der Masseinheit nennt man die Methode auch UBP-Methode.

Phase 4: Bei der Auswertung untersuchen die Ökobilanzierenden die gewonnenen Resultate kritisch. Sie stellen sich die folgenden Fragen: Welche Phasen des Lebenswegs, welche Aktivitäten, welche Ressourcennut-

Abbildung 2
Vier Phasen einer Ökobilanz



zungen, welche Emissionen etc. tragen am meisten zur Gesamtumweltbelastung bei? Wie wirken sich die getroffenen Annahmen in den vorangehenden Phasen auf die Ergebnisse aus? Wie beeinflusst die Qualität der Sachbilanzdaten das Ergebnis? Welche Auswirkungen haben die angewendeten → Bewertungsmethoden? Mit einer Unsicherheitsanalyse errechnen die Ökobilanzierenden, in welchem Rahmen die Ergebnisse abweichen können und beurteilen, welche Aussagen unter diesem Gesichtspunkt vertretbar sind. Gegebenenfalls führen sie auch eine → Sensitivitätsanalyse durch.

Im Hinblick auf die formulierten Ziele und unter Berücksichtigung der Einschränkungen (gewonnen aus den Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen) formulieren die Ökobilanzierenden Folgerungen und allenfalls Empfehlungen. Die Auftraggebenden ziehen diese als Grundlage für ihre Entscheide hinzu, wobei sie meist zusätzliche Aspekte – unter anderem wirtschaftliche, soziale, technische – berücksichtigen werden.

2.1.2 Was bringt eine Ökobilanz?

Die Auftraggebenden erhalten mit einer Ökobilanz eine Grundlage für umweltrelevante Entscheide.

Stichwort: Nutzen

Mittels einer Ökobilanzstudie kann man ein Produkt, eine Dienstleistung oder einen Prozess bezüglich der → Umweltwirkungen beurteilen oder verschiedene Optionen anhand einer einheitlichen Basis und Bewertung vergleichen. Untersucht werden können zum Beispiel:

- Varianten und Alternativen von Produkten, Prozessen und Organisationen
- die ökologische Relevanz von Betriebsbereichen und das damit verbundene Optimierungspotenzial
- Vorher-Nachher-Situationen von Betrieben, Branchen oder ganzen Volkswirtschaften
- Auswirkungen von Politikmassnahmen wie Gesetze und Verordnungen

Seit ihrem Aufkommen Mitte der 1980er-Jahre konnten Ökobilanzen durch ihre Gesamtbetrachtung zahlreiche Einschätzungen der Umwelteinwirkungen berichtigen. Bemerkenswert sind z. B. die Bereiche Elektrofahrzeuge

Beispiel zur Ökobilanz-Berechnung

Die in der Sachbilanz ermittelten Mengen werden mit ihrem jeweiligen → Ökofaktor multipliziert. Im Beispiel: 1 UBP pro Gramm CO₂ oder 30 UBP pro Gramm fossiles

CH₄. Die UBP-Ergebnisse aller bewerteten Emissionen und Verbräuche werden schliesslich zu einer Gesamtpunktzahl addiert. Die Summe aller UBP widerspiegelt die Umweltbelastung.

Tabelle 1

Beispiel Ökobilanz-Berechnung mit UBP-Methode anhand eines Elektrofahrzeugs

Pro Personenkilometer (pkm) mit durchschnittlicher Fahrzeugauslastung von 1,6 Personen

Ressource oder Emission	Sachbilanz Menge pro pkm	Wirkungskategorie	Ökofaktor UBP pro Gramm	Summe UBP pro pkm
Rohöl	7,27 g	Energie-Ressourcen	0,38	2,7
Lithium	0,03 g	Mineralische Primärressourcen	3,8	0,1
Kohlendioxid (CO ₂)	75,10 g	Treibhauspotenzial (Klimaerwärmung)	1	75,1
Methan (CH ₄)	0,23 g	Treibhauspotenzial (Klimaerwärmung)	30	6,9
Übrige Umweltbelastungen	(diverse)	(diverse)		173,5
Total				255,6

und Treibstoffe aus erneuerbaren Rohstoffen. Die Elektroautos erster Generation wurden – angelehnt an die Bezeichnung *zero emission* im kalifornischen Umweltgesetz – in Europa als Null-Emissions-Fahrzeuge beworben. Der Begriff kann suggerieren, dass ein solches Fahrzeug keinerlei Umwelteinwirkungen erzeugt. Tatsächlich bezieht sich die Bezeichnung lediglich auf nicht verursachte Emissionen aus der Treibstoffverbrennung beim Betrieb. Ökobilanzen betrachten demgegenüber stets den gesamten Lebenszyklus eines Produkts von der Herstellung bis zur Entsorgung beziehungsweise zum Recycling (→ Systemgrenze). So zeigen Ökobilanzstudien, dass die relevantesten Umweltbelastungen eines Elektrofahrzeugs bei der Herstellung der Batterie und bei der Bereitstellung des Stroms anfallen. Um die Umwelteinwirkungen der Elektrofahrzeuge zu reduzieren, richten nun die Hersteller und die Benutzenden ihr Augenmerk auf diese Bereiche.

Auch beim Aufkommen von Brenn- und Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen konnten Fachleute mittels Ökobilanzen zeigen, dass «erneuerbar» nicht automatisch «umweltschonend» bedeutet. In diesem Fall schlagen die energieaufwendigen Herstellungsverfahren sowie der umweltbelastende intensive Anbau der landwirtschaftlichen Rohstoffe negativ zu Buche.

2.1.3 Was kann man mit einer Ökobilanz nicht beurteilen?

Ökobilanzen beurteilen Umweltaspekte. Um ökonomische, soziale und rechtliche Aspekte sowie Risiken einzuschätzen, sind ergänzende Instrumente nötig.

Stichwort: Grenzen

Die Methodik der Ökobilanzierung, wie sie heute angewandt wird, umfasst die Beurteilung der Umweltrelevanz, während wirtschaftliche, soziale und rechtliche Aspekte nicht Teil der Methode sind. Ergänzende Ansätze ermöglichen es aber, soziale Aspekte zu berücksichtigen. So können heute bereits die Lieferketten hinsichtlich möglicher Risiken wie Kinderarbeit oder Verletzung von Menschenrechten analysiert werden. Eine zusammenfassende Beurteilung aller sozial wichtigen Wirkungen ist indessen noch nicht möglich.

Oft berechnet werden die (betriebs-)wirtschaftlichen Aspekte eines Systems über seinen Lebenszyklus – dies unter der Bezeichnung *Life Cycle Costing*. Die gesamten Kosten eines Systems über seinen Lebenszyklus sind einfacher zu berechnen als eine Ökobilanz, da die Kosten der vorgelagerten Prozesse in den Einkaufspreisen enthalten sind. Hingegen gleicht die Berechnung der volkswirtschaftlichen Kosten von Produkten über ihren Lebenszyklus eher der Ökobilanz. Denn ähnlich wie bei den → Ökofaktoren werden zur ökonomischen Wirkungsabschätzung Faktoren für die externen Kosten herangezogen, also für die in den Marktpreisen nicht enthaltenen Umwelt- und Sozialkosten.

Nicht Gegenstand einer Ökobilanz sind juristische Themen. Ob ein Projekt oder ein Produkt mit dem Gesetz konform ist, muss ausserhalb einer Ökobilanz abgeklärt werden. Die Ökobilanzierenden gehen in der Regel davon aus, dass die gesetzlichen Vorgaben eingehalten werden; sie beurteilen also die gesetzlich zulässigen Umwelteinwirkungen.

Hinsichtlich Risiken betrachten Ökobilanzierende den geordneten Normalbetrieb. Dabei berücksichtigen sie kontinuierliche und regelmässige Ereignisse, nicht aber aussergewöhnliche Ereignisse mit geringer Wahrscheinlichkeit und grossen Auswirkungen wie etwa Unfälle. Beispielsweise gehört es zum Normalbetrieb von Gasleitungen und Öltankern, dass ein Anteil der transportierten Energieträger aus Lecks und bei der Reinigung in die Umwelt gelangt. Die → Umweltwirkungen dieser Emissionen werden in der Ökobilanz mitberücksichtigt. Ausgeklammert werden hingegen z. B. weniger häufig eintretende Risiken wie die Explosion einer Gasleitung und die Ölemissionen aus grossen Schiffshavarien. Deren Beurteilung erfolgt durch eine eigenständige Risikoanalyse.

Generell beantworten die Fachleute in Ökobilanzen nur die in den Zielen einer Studie (Phase 1, → Ablauf) angesprochenen Fragen. Die Ergebnisse dürfen deshalb nur im Bereich der → Fragestellung und dem in der Studie definierten Geltungsbereich und nicht darüber hinaus gehend interpretiert werden.

2.1.4 Wie ist es möglich, ganz unterschiedliche Umweltbelastungen zu vergleichen?

Das Vergleichen basiert sowohl auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen wie auch auf der Anwendung eines Wertmassstabs.

Stichwort: Vergleichsbasis

So unterschiedliche Umweltbelastungen wie Klimawandel, Luftverschmutzung und Süsswasserverbrauch auf einen Nenner zu bringen, ist eine der zentralen Herausforderungen in Ökobilanzen. Man spricht dabei von der Gewichtung, welche der letzte Schritt der Wirkungsabschätzung (Phase 3, → Ablauf) ist.

Mit der Wirkungsabschätzung werden die Auswirkungen eines untersuchten Systems auf verschiedene Umweltbereiche (sogenannte Wirkungskategorien) wie Treibhauseffekt, Ozonbildung, Süsswasserverbrauch oder menschliche Gesundheit ausgedrückt. In dieser Phase kann es auch darum gehen, die Gewichtung der verschiedenen Wirkungskategorien zueinander zu bestimmen, also beispielsweise darum, wie die Treibhausgasemissionen im Vergleich zu den versauernden Emissionen bewertet werden. Hauptsächlich gibt es zwei Prinzipien der Gewichtung (weitere Ansätze unter dem Stichwort → Vergleich).

Bei schadensorientierten Ansätzen wie ReCiPe 2016 werden die Schäden an der menschlichen Gesundheit, an der Ökosystemqualität und an der Verfügbarkeit von Ressourcen quantifiziert. Die in dieser Publikation aktualisierte UBP-Methode gehört zu den Ansätzen, deren → Gewichtung sich auf die Umweltziele und das Verhältnis (also der «Distanz») zur aktuellen Situation abstützt (engl. Fachbegriff *distance-to-target*). Die heute in der Schweiz jährlich emittierten Mengen Phosphor werden dabei in Bezug gesetzt zu der per Gesetz tolerierten Menge. Der Gewichtungsfaktor eines Stoffes setzt die Umweltgesetzgebung oder entsprechende politische Ziele in Relation zur aktuellen Umweltbelastung. Je höher eine aktuelle Emission oder eine Ressourcennutzung im Verhältnis zum gesetzten Maximalziel ist, desto grösser wird der Gewichtungsfaktor. Der Gewichtungsfaktor ist ein Element in der Berechnung des → Ökofaktors.

2.1.5 Braucht es in einer Ökobilanz überhaupt eine Gewichtung?

Will man aus einer Ökobilanz Handlungsempfehlungen ableiten, so kommt man um eine Gewichtung – ob explizit oder implizit – nicht herum.

Stichwort: Gewichtung

Will man mit einer Ökobilanzstudie einzig Art und Umfang der Umwelteinwirkungen eines Produktes oder Prozesses aufzeigen, so braucht es keine Gewichtung. Das Resultat führt in solch einem Fall die einzelnen Umwelteinwirkungen wie den Energieverbrauch oder die Emissionen von Treibhausgasen der untersuchten Produkte auf.

Will man hingegen wissen, ob das eine Produkt gesamthaft gesehen eine höhere oder tiefere Umweltbelastung verursacht als das andere, dann müssen die verschiedenen Umwelteinwirkungen gewichtet werden. Selbst wenn man von einem Produkt nur wissen will, wie viel die einzelnen Umwelteinwirkungen zu seiner gesamten → Umweltwirkung beitragen beziehungsweise wie relevant die verschiedenen Umwelteinwirkungen sind, ist eine Gewichtung erforderlich.

Denn eine nicht gewichtete Auswertung ist keine Hilfe, um Entscheidungen zu treffen (ausser eine betrachtete Variante weise in allen Umweltaspekten die geringste Umweltwirkung auf). Bei einem Vergleich von Treibstoffen beispielsweise kommt man nicht weiter, wenn man weiss, dass Raps-Diesel einen höheren Flächenbedarf hat und mehr Nitrat ins Grundwasser emittiert, Erdöl-Diesel hingegen mehr CO₂-Emissionen und mehr Verschmutzung der Meere durch Schiffstransporte verursacht. Erst mit einer Gewichtung können die Auftraggebenden und je nachdem auch die Öffentlichkeit erkennen, welche der untersuchten Varianten die Umwelt am wenigsten belastet und wie gross die Unterschiede zwischen den Varianten sind.

Für die Gewichtung der Umwelteinwirkungen gibt es grundsätzlich drei Möglichkeiten:

- Oft wird nur eine einzige Umweltwirkung betrachtet, heute oft die Treibhausgasemissionen. Bei einem solchen Verfahren werden alle anderen Umweltwirkungen

stillschweigend gleich Null eingestuft, also vollständig ausser Acht gelassen.

- In anderen Fällen stützen sich die Ökobilanzierenden auf einen methodischen Ansatz, den sie auf die jeweilige Studie zugeschnitten haben. Dabei ist oft schwierig zu erkennen, welche Informationen und Interessen in die Bewertung eingeflossen sind. Für Dritte ist deshalb meist nicht leicht zu verstehen, auf welcher Basis und auf welchem Wertmassstab die Aussagen beruhen. Bei diesem Vorgehen unterliegen manche Ökobilanzierende dem Irrtum, dass sie meinen, auf eine Gewichtung zu verzichten. Doch das ist klar nicht der Fall. Denn immer wenn aus Ökobilanzen Handlungsempfehlungen abgeleitet werden, wurden die Umwelteinwirkungen auf die eine oder andere Art gewichtet. In manchen Fällen jedoch nicht nachvollziehbar oder gar implizit.
- Die Umwelteinwirkungen werden mit einer nachvollziehbaren Methode wie z. B. der UBP-Methode oder ReCiPe gewichtet. Für ein verlässliches Gesamtbild ist es dabei von Vorteil, mehrere → Bewertungsmethoden auf dieselbe Sachbilanz anzuwenden. Dadurch werden die Auswirkungen methodischer Eigenheiten, die das Ergebnis beeinflussen, erkennbar.

Als Fazit kann man für alle gewählten Ansätze festhalten: Jede anwendungsorientierte Auswertung der Sachbilanz stützt sich – implizit oder explizit – auf Werturteile. Da Bewertungen notwendig sind, empfiehlt das BAFU, sich auf umfassende und explizite Bewertungsmethoden zu stützen und möglichst mehrere Methoden parallel anzuwenden. Die heute bestehenden publizierten Ansätze sind zwar nicht perfekt, aber sie sind anwenderfreundlich, grundsätzlich transparent und Teil der wissenschaftlichen Diskussion (→ Methodenübersicht).

2.1.6 Welche Rolle spielen wissenschaftliche Erkenntnisse und Werthaltungen in der Bewertung von Umwelteinwirkungen?

Umweltwissenschaften, Umweltpolitik und gesellschaftliche Werthaltungen spielen bei der Bewertung alle eine wichtige Rolle.

Stichwort: Wissenschaft

Oft wird diskutiert, ob Ökobilanzen eine rein wissenschaftliche Beurteilung ermöglichen. Dem ist nicht so: Wissenschaften liefern Informationen, und diese Informationen müssen interpretiert und gewichtet werden. Eine kollektive Gewichtung nimmt die Umweltpolitik vor: Sie führt die unterschiedlichen gesellschaftlichen Werthaltungen bezüglich Umwelt in verbindliche Regeln über.

So kann die Wirkungsintensität verschiedener Treibhausgase naturwissenschaftlich bestimmt werden (Treibhauspotenzial). Diese Angaben werden im Rahmen der so genannten Charakterisierung (Phase 3, → Ablauf) verwendet, um die → Umweltwirkungen der verschiedenen Treibhausgase zueinander in Relation zu setzen. Dies ist eigentlich ein rein wissenschaftliches Thema. Doch die Berechnung der Treibhauspotentiale basiert auf Modellen, welche die Auswirkungen bezogen auf einen bestimmten Zeithorizont angeben. Folglich unterscheiden sich die Treibhauspotentiale je nach Zeithorizont. Wissenschaftlich publiziert sind die Faktoren für einen Zeitraum von 20 Jahren einerseits und von 100 Jahren andererseits. Je nach gewähltem Zeithorizont hat z. B. Methan im Vergleich zu CO₂ eine unterschiedliche Wirkungsintensität. Dies könnte sich in einer Ökobilanz auf die Beurteilung von Alternativen auswirken. Für Treibhausgas-Berechnungen wird heute meist das Treibhausgaspotenzial über 100 Jahre verwendet. Diese Setzung ist nun nicht naturwissenschaftlich «richtig» (und auch nicht «falsch»), sondern eine umweltpolitische, wertbasierte Festlegung. Mit der Wahl des Zeithorizonts wird den kurz- und den langfristigen Auswirkungen der Treibhausgase ein unterschiedliches Gewicht gegeben.

Auch die Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch Stoffe wird anhand von wissenschaftlichen, auf Messungen basierenden Modellen einerseits und wertbasierten Setzungen andererseits bewertet. So wird in den

schadensbasierten Bewertungsmethoden die Gefährdung der menschlichen Gesundheit in DALY (*disability-/disease-adjusted life years*) ausgedrückt. Diese international genutzte Grösse gibt an, wie viele Lebensjahre durch Krankheit und Behinderung «verloren» gehen; Referenzgrösse ist die durchschnittliche Lebenserwartung eines Menschen. Auch DALY sind keine reine Naturwissenschaft. Dass ein stark juckender Hautausschlag das geringere Übel sei als eine rasch zum Tod führende Krebserkrankung, dürfte für viele Menschen plausibel sein. Wie stark aber das eine im Vergleich zum andern zu bewerten sei, ist eine wertbasierte und auch pragmatische Festlegung. Dazu greift die Methode auf breit angelegte Umfragen der WHO unter Ärztinnen und Ärzten zurück, welche die verschiedenen Erkrankungen auf einer Skala einschätzen. DALY sind äusserst hilfreich, da die Bewertung breit abgestützt, vom Einzelfall losgelöst und nachvollziehbar beschrieben ist.

Die Gewichtung verschiedener Umweltwirkungen, welche schliesslich für eine zusammenfassende Bewertung notwendig ist, basiert auf weiteren wertbasierten Setzungen. In der UBP-Methode bestehen diese aus der Annahme, dass Umwelteinwirkungen im Rahmen des maximal Zulässigen gleichwertig seien («jeder Schadstoffemission und jeder Ressourcennutzung wird ein Ökofaktor zugewiesen»), sowie aus der Gestaltung der Berechnungsformel. Beide Elemente sind wertbasiert, lassen sich aber plausibel begründen.

Die Bewertung von Umwelteinwirkungen benötigt und verknüpft also wissenschaftliche Erkenntnisse und Werthaltungen.

2.1.7 Warum sind mehrere Bewertungsmethoden besser als nur eine?

Weil keine Methode allein sämtliche ökologischen Aspekte vollständig und in gleicher Weise behandeln kann.

Stichwort: Bewertungsmethoden

Wenn Ökobilanzierende mehrere Bewertungsmethoden anwenden, können sie überprüfen, ob die Richtung der Resultate übereinstimmt respektive woher unterschiedliche Resultate herrühren. Während der Erstellung einer Studie können festgestellte Abweichungen auch Hinweise auf allfällige noch vorhandene Fehler in den Sachbilanzdaten liefern.

Unterschiedliche Tendenzen in den Ergebnissen verschiedener Bewertungsmethoden beruhen auf unterschiedlichen Gewichtungsansätzen und legen blinde Flecken einer Methode offen. Sie liefern so den Ökobilanzierenden zusätzliche Hinweise zur Interpretation der Resultate. Die Methode ReCiPe 2016 beispielsweise gewichtet den Klimawandel (Treibhauspotenzial) stark, während sie die radioaktiven Abfälle und die Wassernutzung in der Gesamtbewertung nicht berücksichtigt. Die UBP-Methode 2021 wiederum gewichtet den Klimawandel etwas weniger stark, berücksichtigt aber auch Wassernutzung und radioaktive Abfälle. Eine Bewertung von Strom aus fossilen, nuklearen und erneuerbaren Quellen wird deshalb je nach angewandter Methode spürbar unterschiedlich ausfallen.

Je nach Ziel und Adressaten einer Ökobilanz kann es deshalb hilfreich und wichtig sein, mehrere Auswertungen anzuwenden. So verwendet die schweizerische Bundesverwaltung oft die drei Indikatoren Treibhauswirkung, Primärenergieeinsatz und UBP, was einen Eindruck aus drei Blickwinkeln gibt. In einem internationalen oder europäischen Umfeld wäre demgegenüber auch die Anwendung von ReCiPe 2016, EU-bezogenen UBP oder der Environmental-Footprint-Methode angezeigt. Eine weltweit generelle Empfehlung, welche Bewertungsansätze in welcher Situation anzuwenden sind, ist noch nicht möglich. Die vertiefte Diskussion darüber auf internationaler Ebene ist erst angelaufen und ein Konsens ist gemäss BAFU anzustreben.

2.1.8 Kann man auf Vollaggregation verzichten?

Will man mit einer Ökobilanz ökologische Vor- und Nachteile abwägen, so benötigt dies immer eine Aggregation. Das BAFU empfiehlt, dazu eine gebräuchliche, nachvollziehbare Methode anzuwenden.

Stichwort: Vollaggregation

Der Begriff «Vollaggregation» bezieht sich auf den Schritt der → Gewichtung, innerhalb der Wirkungsabschätzung (→ Ablauf). Werden in der Wirkungsabschätzung verschiedene → Umweltwirkungen wie Treibhauseffekt, Versauerung oder Hormonwirkung separat ausgewiesen, so werden zwar gleichartig wirkende Belastungen aggregiert, aber nicht alle Wirkungen zu einer Grösse «vollaggregiert». Solange in einer Vergleichsstudie die Resultate aller Umweltwirkungen gleich gerichtet sind, lässt sich leicht erkennen, welche Variante der Umwelt weniger schadet. Bei unterschiedlichen Tendenzen in den Umweltwirkungen der einzelnen Varianten stellt sich hingegen die Frage, wie die Wirkungen zueinander beurteilt werden sollen, und eine → Gewichtung ist nötig.

In dieser Situation kommen die Vorzüge der vollaggregierenden Methoden der Wirkungsabschätzung deutlich zum Tragen (→ Stärken). Für jede berücksichtigte Einwirkung auf die Umwelt ergibt sich eine Anzahl Punkte, die schliesslich zu einem Total addiert werden. Nebst Teilergebnissen für die verschiedenen Umweltwirkungen entsteht zusätzlich auch eine einzige, vollaggregierte Zahl, welche die gesamte Umweltbelastung einer untersuchten Variante ausdrückt.

Aus all diesen Gründen empfiehlt das BAFU, in handlungsorientierten Ökobilanzen mindestens eine gebräuchliche vollaggregierende Bewertungsmethode wie die UBP-Methode anzuwenden.

2.1.9 Gibt es gute und schlechte Fragen für Ökobilanzen?

Eine präzise gestellte Frage ist Voraussetzung für jede aussagekräftige Ökobilanz.

Stichwort: Fragestellung

Nur mit einer präzisen Fragestellung können die Ökobilanzierenden eine auf das Untersuchungsziel abgestimmte Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes vornehmen und die passenden Daten aufbereiten. Die Herausforderungen lassen sich an einem Beispiel gut aufzeigen. Eine Studie soll folgende alltägliche Frage beantworten: Soll ich mein Gebäude mit Öl, Gas oder Holz heizen? Die Ökobilanzierenden müssen hierfür unter anderem folgende Punkte festlegen:

- Wo geschieht dies? Je nachdem, ob es um die Schweiz, Finnland oder Griechenland geht, unterscheiden sich die Intensität der Heizperiode und die Verfügbarkeit von Rohstoffen.
- Handelt es sich um eine vorzeitige oder eine reguläre Ersatzinvestition? Bei einer vorzeitigen Ersatzinvestition wird die bestehende Heizung mit neuen Heizungen verglichen; so kann man den optimalen Ersatzzeitpunkt ermitteln. Bei einer Ersatzinvestition am Lebensende der aktuellen Heizung hingegen werden nur neue Heizungen miteinander verglichen.
- Woher stammen die Rohstoffe und welche Qualität haben sie? Bei Holz ist es z. B. wichtig, woher es kommt und wie trocken es ist.
- Welche Qualitäten von Heizungssystemen sollen verglichen werden? Günstige Systeme, der Marktdurchschnitt für jeden Energieträger oder auch höchste Qualitäten, welche effizienter und in der Anschaffung vielleicht teurer sind?

Aus der Auflistung ergibt sich folgendes Fazit: Für Ökobilanzstudien in der Regel schlecht geeignet sind allgemein gestellte Fragen, wenn eine Studie auf eine spezifische Situation angewendet werden soll. Ebenso gilt umgekehrt: Spezifisch gestellte Fragen (und die Antworten darauf) kann man meist nicht telquel auf allgemeine Verhältnisse übertragen.

2.1.10 Weshalb ist die funktionelle Einheit entscheidend?

Mit der funktionellen Einheit wird festgelegt, anhand welcher Grösse der Nutzen eines Produktes bestimmt und es mit anderen Produkten verglichen wird.

Stichwort: Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit ist eine zentrale Grösse jeder Ökobilanz. Sie beschreibt den messbaren Nutzen des untersuchten Produktes oder Prozesses und dient als Basis für den Vergleich verschiedener Produkte oder Prozesse, welche für denselben Zweck verwendet werden können. Beispiele für funktionelle Einheiten sind: «1 kWh Strom auf Haushaltsspannung, ab Netz im Land XY» «1 kg gekochte Bohnen auf dem Esstisch eines Schweizer Haushalts», «1000 Liter Mineralwasser, abgefüllt in Flaschen, im regionalen Getränkelager» oder «1 km Fahrt mit einem Personenwagen der unteren Mittelklasse, Baujahr ca. 2021» (für Vergleiche von Personenwagen) beziehungsweise «Fahrt einer Person über einen Kilometer» (für Vergleiche von verschiedenen Transportmitteln).

Die funktionelle Einheit hat einen wesentlichen Einfluss auf das Studienresultat, da sich sämtliche nachfolgenden Analysen auf sie beziehen. Das Beispiel des Vergleichs verschiedener Personenwagen verdeutlicht das. Würde man als funktionelle Einheit «1 kg fortbewegtes Gesamtgewicht» wählen, so wäre auch die Fortbewegung des Autos per se Teil des Nutzens. Wählt man hingegen «1 fortbewegte Person» (plus allenfalls einem Gepäckstück) als funktionelle Einheit, so kommt man dem realen Nutzen eines Personenfahrzeugs recht nahe.

2.1.11 Wie stark beeinflusst die Systemgrenze das Resultat?

Das Festlegen der Systemgrenze hat einen entscheidenden Einfluss auf die Resultate der Ökobilanz.

Stichwort: Systemgrenze

Die 100 % vollständige Ökobilanz gibt es nicht. In jeder Studie müssen Ökobilanzierende und Auftraggebende Prozesse ausklammern, da die Analyse sonst uferlos wäre. Gemeinsam müssen sie also eine sogenannte Systemgrenze festlegen und damit explizit definieren, welche der mit dem Untersuchungsgegenstand verbundenen Prozesse sie einbeziehen und welche sie ausser Acht lassen. Dazu müssen sie herausfinden, welche Aspekte für die Studie überhaupt von Bedeutung sind. Die Entscheidung hinsichtlich Systemgrenze haben einen wesentlichen Einfluss auf das Resultat der Ökobilanz.

Damit die Systemgrenze nicht völlig willkürlich gesetzt wird, gibt es Qualitätsvorgaben. Generell sollte die Grenze nachvollziehbar sein und keine wesentlichen Faktoren ausklammern. In der Norm ISO 14044 (ISO 2006b) ist dazu vermerkt: «Das Weglassen von Lebenswegabschnitten, Prozessen, Inputs oder Outputs ist nur zulässig, wenn damit die allgemeinen Schlussfolgerungen der Studie nicht wesentlich verändert werden.» Um dies in der Praxis zu beurteilen, stützen sich die Ökobilanzierenden auf Fachwissen. Wichtig dabei ist, dass sie die angewendeten Kriterien für das Weglassen klar beschreiben.

Wesentlich ist auch die Auswahl der zeitlichen Systemgrenze. So treten Emissionen aus Deponien teilweise erst nach langer Zeit auf. Die Ökobilanzierenden müssen entscheiden, wie sie solche in ferner Zukunft liegenden Einwirkungen berücksichtigen. Wie bei vielen anderen Entscheidungen gibt es auch da meist nicht einfach «richtig» oder «falsch». Die Grenze einer Analyse soll in Abstimmung auf die Fragestellung gesetzt werden, und das zur Verfügung stehende Budget hat ebenfalls einen Einfluss.

Tabelle 2 zeigt den Einfluss der Systemgrenze am Beispiel einer Ökobilanz von Treibstoffen.

Tabelle 2
Einfluss der Systemgrenze am Beispiel Treibstoffe

Systemgrenze	Verbrennung von Treibstoff (Lebensweg vom Tank bis zum Rad, Fachbegriff: <i>tank to wheel</i>)	Bereitstellung und Verbrennung von Treibstoff (Lebensweg von der Wiege bis zum Rad, Fachbegriff: <i>cradle to wheel</i>)
Funktionelle Einheit	1 gefahrener Autokilometer*	1 gefahrener Autokilometer*
Resultat	Irreführender Vergleich: Die Herstellung der Treibstoffe bleibt aussen vor.	Sinnvoller Vergleich: die umfassende Untersuchung des Lebenswegs ergibt ein vollständiges Bild
Begründung	Viele Umweltwirkungen von Treibstoffen aus erneuerbaren Rohstoffen fallen bei der landwirtschaftlichen Erzeugung der Ausgangsprodukte und ihrer Verarbeitung an. Es ist deshalb nicht zielführend, einzig die Emissionen am Auspuff zu betrachten.	Die Betrachtung über den gesamten Lebensweg berücksichtigt Ressourcennutzung, Emissionen und Abfälle umfassend.

* Hinsichtlich der → funktionellen Einheit zeigen beide Beispiele eine geeignete Definition: Wegen der unterschiedlichen Energiedichte von z. B. Diesel, Benzin und Biodiesel wäre «ein Liter Treibstoff» ungeeignet, während wie oben «ein gefahrener Kilometer» aussagekräftige Resultate ergibt.

2.1.12 Weshalb spielen Allokationen eine Rolle?

Bei Produktionsprozessen mit mehreren nutzbaren Produkten ist es für die Ökobilanz von Bedeutung, welcher Anteil der Aufwendungen und Emissionen welchem Produkt angerechnet wird.

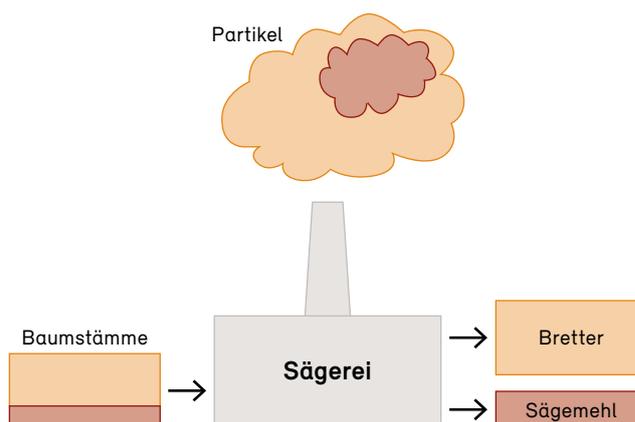
Stichwort: Allokation

Prozesse, die im Rahmen von Ökobilanzen untersucht werden, können einen mehrfachen Nutzen haben. Allokation bezeichnet die Zuordnung von Aufwendungen, Ressourcennutzungen und Emissionen zu einzelnen Produkten. Unter Umständen liegen einzelne dieser Produkte sogar ausserhalb des Untersuchungsrahmens. Die Haltung von Rindern beispielsweise dient oft sowohl der Milch- als auch der Fleischproduktion. Aus den Tierhäuten können Lederprodukte hergestellt werden, was hier nicht weiter betrachtet wird. Soll in einer Studie die Umweltbelastung von Käse ermittelt werden, so müssen die Ökobilanzierenden im Rahmen der Allokation festlegen, welcher Anteil an der Umweltbelastung aus der Rinderhaltung der Milch- und welcher der Fleischproduktion angerechnet wird. Hierfür gibt es unterschiedliche Ansätze, z. B. nach physikalischen oder nach ökonomischen Gesetzmässigkeiten. Je nach Aufzuchtssystem (reine Fleischzucht oder Mutterviehzucht), je nach Produktionszielen (mehr Fleisch oder mehr Milch), und je nach Allokationsansatz wird die Ökobilanz von Milch und Rindfleisch unterschiedlich ausfallen. Abbildung 3 zeigt schematisch die Allokation für eine

Sägerei, welche aus Baumstämmen die Produkte Bretter und Sägemehl erzeugt. Mit einem Allokationsschlüssel werden die Inputs und Emissionen der Sägerei den beiden Produkten Bretter und Sägemehl zugeordnet.

Eine solche Allokation ist auch beim Recycling von Wertstoffen erforderlich. Da man beispielsweise ohne Neupapier und ohne Sammelsystem kein Recyclingpapier herstellen könnte, müssen die Ökobilanzierenden auch bei Recycling eine Allokation vornehmen: Sie legen fest, welche Anteile an der Ressourcennutzung und an den Emissionen bei der vorhergehenden Nutzung verbleiben und welche dem Recyclingmaterial zugerechnet werden.

Abbildung 3
Allokation am Beispiel einer Sägerei



Die Wahl des Allokationsansatzes hat in Ökobilanzen oft grossen Einfluss auf das Ergebnis. Zwar macht die Norm ISO 14044 generelle Empfehlungen, wie Allokationen vorzunehmen sind (ISO 2006b). Doch bei Allokationen gibt es meist nicht einfach «richtig» oder «falsch». Somit liegt es an den Fachleuten, die Allokationen mit Blick auf die Fragestellung der Ökobilanz passend und sinnvoll zu wählen. Entscheidend ist dabei, dass in einer vergleichenden Studie die Allokation für alle untersuchten Alternativen konsistent ist. Die Qualitätsprüfung von Allokationen ist deshalb eine zentrale Aufgabe der → kritischen Prüfung.

2.1.13 Wann braucht es eine Sensitivitätsanalyse?

Eine Sensitivitätsanalyse ist besonders wichtig bei unsicheren und stark variierenden Daten wie auch bei unterschiedlichen Modellierungen. Damit kann deren Einfluss auf die Resultate bestimmt werden.

Stichwort: Sensitivitätsanalyse

Sensitivitätsanalysen zeigen, wie sich die notwendigerweise in einer Ökobilanzstudie getroffenen Annahmen auf ein Ergebnis auswirken. Sensitivitätsanalysen werden beispielsweise erstellt, wenn ein Rohstoff aus unterschiedlichen Quellen stammen kann (z. B. Metall aus Neuproduktion oder aus Recycling), wenn für einen wichtigen Prozess keine zuverlässigen Daten vorliegen oder wenn z. B. ein Produkt unterschiedlich angewendet werden kann (z. B. kann ein Auto sportlich oder sparsam gefahren werden).

Mittels einer Sensitivitätsanalyse untersuchen die Ökobilanzierenden in der Auswertungsphase (→ Ablauf) auch die Qualität der Ergebnisse. Dabei vergleichen sie die Resultate mit Ergebnissen, die mit veränderten Annahmen, Methoden oder Daten erzielt werden. Die Sensitivität ermitteln sie dann als prozentuale Änderung oder als absolute Abweichung von den Ergebnissen der Basisvariante. Damit erfahren sie, wie stark die Ergebnisse und Schlussfolgerungen durch getroffene Annahmen und durch Unsicherheiten in den Daten beeinflusst werden.

Erweisen sich durch die Sensitivitätsanalyse die Annahmen und Unsicherheiten der Ökobilanzstudie als wenig bedeutsam für das Resultat, so erhöht sich die Stabilität der Ergebnisse. Im umgekehrten Fall müssen die Öko-

bilanzierenden die Aussagen einschränken oder zusätzliche Faktoren in der Interpretation berücksichtigen.

Sensitivitätsanalysen sind besonders wichtig bei unsicherer Datenlage, stark variierenden Daten oder stark voneinander abweichenden Modellierungen. Das ist beispielsweise der Fall, wenn ...

- ... verschiedene Technologien zur Herstellung eines Produkts eingesetzt werden oder technische Entwicklungen absehbar sind (z. B. eine Effizienzsteigerung bei den Batterien von Elektroautos),
- ... mehrere Annahmen plausibel erscheinen (z. B. über die Lebensdauer eines Geräts oder über künftige Entsorgungspfade) oder
- ... Recycling auf verschiedene Arten modelliert werden kann (→ Allokation).

2.1.14 Welchen Einfluss haben Auftraggebende auf das Resultat?

Die Auftraggebenden können das Studienresultat wesentlich beeinflussen, insbesondere weil sie das Ziel einer Studie bestimmen.

Stichwort: Auftraggebende

Das Ziel einer Ökobilanzstudie definieren jeweils die Auftraggebenden, während die Ökobilanzierenden in Absprache mit ihnen den Untersuchungsrahmen bestimmen, die Daten einholen, dabei auch → Allokationen festlegen und die Auswertungen vornehmen. Gemeinsam wählen sie → funktionelle Einheit, → Systemgrenze und → Bewertungsmethoden. Durch die Mitbestimmung bei all diesen entscheidenden Rahmenbedingungen können die Auftraggebenden einen erheblichen Einfluss auf die Resultate ausüben. Das bedeutet zum einen, dass sie sich ihrer Verantwortung bewusst sein müssen. Zum anderen sollten sich Aussenstehende bei der Einordnung der Ergebnisse und Folgerungen von Ökobilanzen die Frage nach möglichen Interessen der Auftraggebenden stellen.

Ebenso zu beachten ist das Budget, das die Auftraggebenden für die Ökobilanzstudie zur Verfügung stellen. Es hat einen wesentlichen Einfluss auf die Qualität der Studie. Denn direkt vom Finanzrahmen abhängig sind der Umfang der Untersuchung, der Detaillierungsgrad der

Datenerhebung, die Art und die Anzahl der angewendeten Bewertungsmethoden sowie die Art der → kritischen Prüfung.

2.1.15 Was gehört zu einer guten Ökobilanz?

Grundsätzlich soll eine Studie umfassend, transparent, nachvollziehbar, fair und somit vertrauenswürdig sein.

Stichwort: Qualität

Bezüglich Qualitätssicherung enthält die Normenreihe ISO 14040 (ISO 2006a) zahlreiche Vorgaben. Die wichtigsten sind:

- Die → funktionelle Einheit soll sachlich überzeugend definiert sein.
- Daten und Bewertungsmethoden (→ Bewertung) sollen dem Untersuchungsgegenstand angemessen sein.
- Die wichtigsten Annahmen sollen (selbst-)kritisch hinterfragt werden.
- Die Interpretation der Resultate in der Auswertung soll die Datenqualität wie auch die Einschränkungen und Grenzen der Studie berücksichtigen. Besonders zu beachten ist dies bei Ökobilanzthemen, die erhebliche finanzielle und regulatorische Interessen berühren.
- Die Studie soll einer → kritischen Prüfung (englisch *critical review*) durch externe, unabhängige und erfahrene Fachleute unterzogen werden.
- Die beauftragten Ökobilanzierenden sollen sich durch Unabhängigkeit und Erfahrung auszeichnen. Denn oft können nur geübte Fachleute die relevanten Faktoren der Untersuchung erkennen. Unter Umständen müssen sie sich auch gegen die Einflussnahme ihrer → Auftraggebenden behaupten, um ihren guten Ruf zu wahren.

2.1.16 Weshalb ist die kritische Prüfung wichtig?

Die kritische Prüfung kann entscheidend zur Qualität einer Ökobilanzstudie beitragen. Dabei prüfen unabhängige Fachleute, ob die Annahmen und Festlegungen der zu klärenden Frage angemessen sind.

Stichwort: Kritische Prüfung

Ein zentrales Instrument zur Sicherung von → Qualität und Objektivität einer Ökobilanzstudie ist die kritische Prüfung. Dabei untersuchen externe, unabhängige Fachleute die Annahmen, Festlegungen und Schlussfolgerungen. Die wichtigsten Fragen sind gemäss ISO-Normen (ISO 2006b):

- Stimmen die Methoden mit dem ISO-Standard überein?
- Sind die Methoden wissenschaftlich und technisch zuverlässig?
- Sind die benutzten Daten dem Ziel der Untersuchung angemessen?
- Entspricht die Interpretation der Ergebnisse dem Untersuchungsrahmen und den Einschränkungen der Studie?
- Ist die Ökobilanzstudie transparent und konsistent?

Mit der kritischen Prüfung soll verhindert werden, dass die Ökobilanzierenden beziehungsweise die Auftraggebenden die Resultate bewusst oder unbewusst in sachlich nicht gerechtfertigter Weise beeinflussen. In der Praxis führt oft bereits das Wissen um eine kommende externe kritische Prüfung zu sorgfältigerem und qualitativ besserem Arbeiten. Denn niemand will in Fachkreisen seinen guten Ruf riskieren. Gemäss der Norm ISO 14040 ist der Bericht der kritischen Prüfung gemeinsam mit der Ökobilanzstudie zu publizieren.

Grundsätzlich gibt es drei Arten einer solchen kritischen Prüfung:

- Intern, durch nicht in die Studie involvierte Fachleute seitens der Auftraggebenden oder des beauftragten Büros,
- Extern, durch Fachleute, die vom beauftragten Büro unabhängig sind,
- durch ein Panel, das aus mindestens drei unabhängigen Fachpersonen besteht und welches nebst Ökobilanz-Fachleuten auch Personen aus interessierten Kreisen umfassen kann.

Welche Art von kritischer Prüfung angewendet wird, richtet sich einerseits nach Umfang und Bedeutung der Ökobilanzstudie und andererseits nach den Anforderungen der → ISO-Normen 14040 und 14044.

2.1.17 Wo liegt der Nutzen der ISO-Normen zur Ökobilanzierung (14040/14044)?

Die ISO-Normen 14040 und 14044 legen Standards zur Durchführung und zur Qualitätssicherung einer Ökobilanzstudie fest. Ihre Bestimmungen punkto Vollaggregation sind jedoch aus heutiger Sicht nicht mehr zeitgemäss.

Stichwort: ISO-Normen

Die Vorgehensweise bei der Ökobilanzierung mit den erwähnten vier Phasen (→ Ablauf) ist in zwei internationalen Normen festgelegt: Die Norm ISO 14040 beschreibt Grundsätze und Rahmenbedingungen der Ökobilanz von Produkten und Dienstleistungen, die Norm ISO 14044 definiert Anforderungen und liefert praktische Anleitungen für die Verfahrensschritte (vgl. ISO 2006a und 2006b). Wichtig sind insbesondere die Grundlagen für die besonders kritischen Bereiche: Abstecken der → Systemgrenze, Definition der → funktionellen Einheit, → Allokationen und Wirkungsabschätzung. In diesen Bereichen liefern die ISO-Normen wertvolle Richtlinien für eine gute → Qualität von Ökobilanzen. Die Normen haben massgeblich dazu beigetragen, dass die Ökobilanzierung in geordneten und nachvollziehbaren Prozessen abläuft.

Abgesehen von diesen sinnvollen und unbestrittenen Bestimmungen sind insbesondere die Aussagen dieser ISO-Normen zum Thema → Vollaggregation heute umstritten. Denn gemäss ISO-Normen sind vollaggregierende Bewertungsmethoden einzig für interne, also nicht publizierte Ökobilanzstudien zulässig. Für öffentliche Vergleiche von Produkten am Markt hingegen sind sie gemäss diesen Normen nicht erlaubt. Diese vorsichtige Regelung entspringt unter anderem der Absicht, ungerechtfertigte Aussagen zu verhindern. Dies kann der Fall sein, wenn beispielsweise nicht etablierte Gewichtungsmethoden (→ Gewichtung) angewendet werden.

Heute jedoch stehen transparente und nachvollziehbare Methoden für die Vollaggregation zur Verfügung. Deshalb betrachten namhafte Ökobilanzfachleute diese Regelung der Norm als überholt. Denn veröffentlichte Vergleichsstudien mit eindeutigen Ergebnissen sind für Unternehmen, Investoren und Privatpersonen wichtig, damit sie sich an den Einkaufs- und Handlungsempfehlungen orientieren können.

Für staatliche Regelungen und Beschaffungen wiederum – z. B. bei den Steuererleichterungen für biogene Treibstoffe¹ – sind eindeutige und nachvollziehbare Grundlagen notwendig; denn diese Transparenz verlangt das für die schweizerischen Behörden gesetzlich vorgeschriebene Öffentlichkeitsprinzip. Aus diesen Gründen veröffentlicht das BAFU die in seinem Auftrag durchgeführten Ökobilanzstudien.

In seiner Praxis weicht das Bundesamt in zwei Punkten von der ISO-Norm ab. Zum einen verwendet das BAFU auch in vergleichenden Studien die → Vollaggregation. Zum anderen führt es bei vergleichenden Studien bei der → kritischen Prüfung nicht immer ein Panel-Review durch. Dies, weil die Veröffentlichung selbst schon ein Kontrollinstrument ist.

2.1.18 Weshalb ist der Grundsatz *true and fair view* so wichtig?

Eine verzerrte Darstellung kann zu unangemessenen Schlussfolgerungen verleiten. Damit die Darstellungen den tatsächlichen Verhältnissen entsprechen, hat das BAFU Qualitätskriterien für Umweltinformationen aufgestellt.

Stichwort: True and fair view

Die → ISO-Normen beschreiben wichtige Elemente für aussagekräftige Ökobilanzen. Demnach müssen die Resultate den Auftraggebenden vollständig, sachlich korrekt und unvoreingenommen dargelegt werden (vgl. ISO 2006b). Auch verlangen die ISO-Normen zur Ökobilanzierung, ohne den Begriff zu verwenden, eine «*true and fair view*», also eine korrekte und verzerrungsfreie Sicht. Um zu konkretisieren, wie eine solche umgesetzt und auch kritisch geprüft werden kann, hat das BAFU (vgl. Schwegler et al. 2011) acht Qualitätskriterien für Umweltinformationen aufgestellt:

¹ biogene Treibstoffe: Treibstoffe, die aus Biomasse oder anderen erneuerbaren Energieträgern hergestellt sind (Mineralölsteuergesetz MinöStG 641.61)

1. Relevanz für Entscheidungen
2. Fokus auf Gesamtbild
3. Verlässlichkeit
4. Transparenz
5. Verständlichkeit
6. Kohärenz und Vergleichbarkeit
7. Verfügbarkeit der Information
8. Aktualität

Die ersten zwei Kriterien sind essenziell für eine *true and fair view*, die Kriterien 3 bis 8 unterstützen diese. So verlangt das erste Kriterium «Relevanz» beispielsweise, dass keine relevanten Informationen weggelassen und möglichst auch keine irrelevanten Informationen in den Vordergrund geschoben werden. Ein Beispiel: Eine reine Treibhausgasbilanz von Motorentchnologien vernachlässigt unter anderem die Umwelteinwirkungen aus der Rohstoffgewinnung für Batterien und bedeutet somit keine *true and fair view*.

Der «Fokus auf das Gesamtbild» bedeutet unter anderem, dass ein unsicherer, aber potenziell wichtiger Faktor nicht einfach weggelassen werden darf, sondern im Sinne von «besser ungefähr richtig als genau falsch» mit Abschätzungen (und ggf. einer → Sensitivitätsanalyse) einzubeziehen ist.

Diese Prinzipien gelten auch für → Bewertungsmethoden in Ökobilanzen. Gemäss Schwegler et al. (2011) erfüllt die UBP-Methode sieben der acht Kriterien gut und eines genügend. Eine solche Beurteilung ist ein erster Schritt, um den Ansatz der → kritischen Prüfung (*critical review*), der in den ISO-Normen zur Ökobilanz bisher einzig für einzelne Ökobilanzstudien vorgesehen ist, auch auf Bewertungsmethoden anzuwenden. Eine – ihrerseits transparente – Beurteilung von Bewertungsmethoden gemäss dem Grundsatz der *true and fair view* bietet Ökobilanzierenden eine Hilfe bei der Methodenwahl. Eine konstruktive und kritische Diskussion zu *true and fair view* in Ökobilanzen scheint dem BAFU deshalb wichtig, weil dieses Prinzip hilft, die Bedeutung und die Wirksamkeit von Ökobilanzen sowie das Vertrauen in Ökobilanzresultate zu stärken.

2.1.19 Wie unterscheiden sich Ökobilanzen von Umweltproduktdeklarationen?

Im Unterschied zu Ökobilanzen nach ISO 14040/14044 basieren Umweltproduktdeklarationen auf Sachbilanzen, die nicht zwingend den gesamten Lebenszyklus eines Produkts umfassen.

Stichwort: Umweltproduktdeklaration (EPD)

Zur Beurteilung der Umweltbelastung von Produkten innerhalb der Lieferkette werden Umweltproduktdeklarationen (englisch: *Environmental Product Declaration, EPD*) erstellt. So beschreibt z. B. für das Bauwesen seit April 2012 die europäische Norm EN 15804 die Vorgaben für EPDs von Baumaterialien, -produkten und -dienstleistungen. In der EPD weisen Produkthersteller oder Verbände → Umweltwirkungen wie Ressourcennutzung und Treibhausgase aus. Eine EPD wird von unabhängiger Seite geprüft. Für viele Produktgruppen bestehen jeweils angepasste Regeln zur Erstellung von EPDs. In verschiedenen Bereichen (z. B. Berechnungsmethodik, Wirkungsindikatoren) stützen sich die Angaben auf dieselben → ISO-Normen wie die Ökobilanzierung. Mit EPDs sind Vergleiche der Umweltwirkungen innerhalb einer Produktkategorie (z. B. Zement) und produktübergreifend (z. B. Betondecke und Holzdecke, oder Bodenbelag aus Kunststoff und Bodenbelag mit Fliesen) nur aussagekräftig, wenn sie mit gleichen Bilanzierungsregeln, identischen Hintergrunddaten und gleichwertigen Nutzungsszenarien erstellt wurden. Dies im Einzelfall sicherzustellen ist für Anwendende sehr aufwändig, da für verschiedene Produktgruppen unterschiedliche Regeln gelten können und die Norm diesbezüglich keine Vorgaben macht.

2.1.20 Welche Fragen beantwortet der Indikator «Öko-Effizienz»?

Öko-Effizienz hat zum Ziel, unter Beachtung von wirtschaftlichen und ökologischen Aspekten eine optimale Lösung zu finden. Dabei gibt es verschiedene Wege, diese zu berechnen.

Stichwort: Öko-Effizienz

Es gibt verschiedene Definitionen und Ansätze zur Öko-Effizienz. Ökologisch-ökonomische Effizienz bedeutet minimale Kosten für eine maximale Reduktion von Umwelteinwirkungen. Ökologische Effizienz bezogen auf den technischen Nutzen eines Gutes wiederum heisst: Bei gleicher Leistung wird die Umwelt weniger belastet. Das ist z. B. der Fall, wenn eine Glühbirne durch eine viel sparsamere LED-Lampe ersetzt wird (sofern die übrigen Umweltbelastungen der LED-Lampe die eingesparte Energie nicht überwiegen).

Im Zusammenhang mit Ökobilanzen geht es oft um die ökologisch-ökonomische Effizienz. In einer Ökobilanzierung werden die ökonomischen Auswirkungen nicht betrachtet. Für die Entscheidungsprozesse von Auftraggebenden spielen sie jedoch sehr wohl eine Rolle. Die reine Umweltsicht der Ökobilanz kann um eine ökonomische Sichtweise ergänzt werden, indem die wirtschaftlichen Kosten beziehungsweise Erträge einer Handlungsoption ins Verhältnis zu ihrer Umweltbelastung gesetzt werden.

Je nach Untersuchungsgegenstand und zu klärender Frage wählen die Fachleute andere Ansätze und Darstellungsweisen. Oft bietet sich die Portfolio-Darstellung an (Abbildung 4). Dabei nehmen auf der horizontalen Achse die Kosten der untersuchten Varianten von links nach rechts ab, während auf der vertikalen Achse die Umweltentlastung einer Massnahme gegen oben zunimmt respektive die Umweltbelastung abnimmt. Das Feld mit den eingetragenen Resultaten ist im Beispiel in vier Bereiche eingeteilt. Der Sektor links unten umfasst die ineffizientesten Varianten. Rechts oben befinden sich die öko-effizientesten Varianten. Hohe Öko-Effizienz bedeutet in diesem Fall möglichst geringe → Umweltwirkungen, die mit möglichst tiefen Kosten erreicht werden.

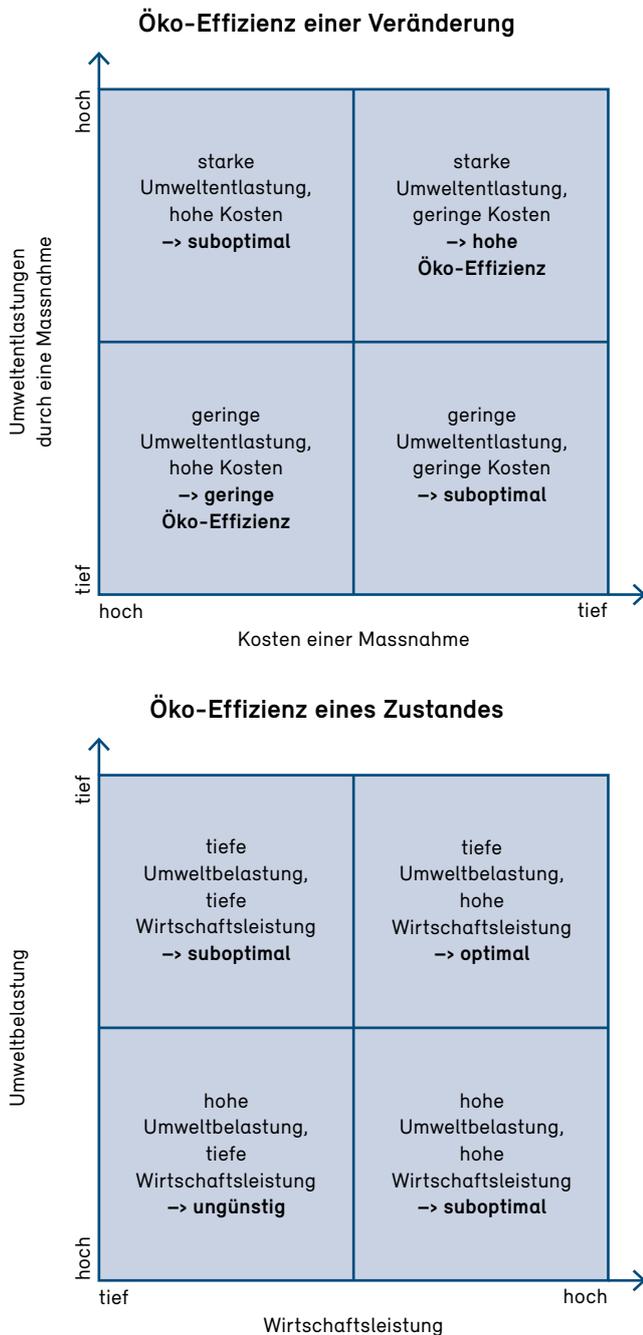
Zu beachten sind bei der Öko-Effizienz drei Aspekte:

1. In der projektbezogenen Anwendung wird mit Öko-Effizienz-Ansätzen auf tiefe Kosten optimiert: Entweder heisst dann das Ziel «möglichst wenig Umweltbelastung pro Franken im Einkauf» oder «möglichst geringe Kosten pro Umweltbelastungseinheit» (Abbildung 4, Öko-Effizienz einer Veränderung). Auf diese Weise werden Massnahmen beurteilt, z. B. bei einem Projekt zur Reduktion von Umweltbelastungen.
2. Geht es hingegen um die Beurteilung einer wirtschaftlichen und ökologischen Gesamtsituation – z. B. von Staaten, Branchen oder Unternehmen –, so ändert sich die Bezeichnung der horizontalen Achse von «Kosten» zu «Wirtschaftsleistung» (Abbildung 4, Öko-Effizienz eines Zustandes). In diesem Fall gilt auf der horizontalen Achse ein hoher Wert, z. B. ausgedrückt in Schweizer Franken, als positiv. Denn hier heisst das Ziel «möglichst hohe Wirtschaftsleistung bei geringer Umweltbelastung».
3. Eine gesteigerte Öko-Effizienz allein garantiert nicht, dass ein Produkt auch wirtschaftlich genügt. Denn falls ein öko-effizientes Produkt am Markt nicht genug erfolgreich ist, kann ein Unternehmen Bankrott gehen. Öko-Effizienz ist deshalb nur eine relative Hilfsgrösse – entscheidend bleiben sowohl die absolute ökologische wie auch die absolute wirtschaftliche Leistung, je für sich selbst.

Je nach Sichtweise kann somit Öko-Effizienz ganz anders beurteilt werden und zu unterschiedlichen Empfehlungen führen.

Mit zu berücksichtigen ist im Zusammenhang mit Öko-Effizienz auch die Dynamik von Rebound-Effekten. Mit Rebound-Effekt wird ein Verbrauchszuwachs bezeichnet, der beispielsweise aufgrund einer tatsächlichen Effizienzsteigerung oder einer subjektiv wahrgenommenen ökologischen Verbesserung ausgelöst wird. Das kann beispielsweise der Fall sein, wenn eine LED-Lampe nicht mehr ausgeschaltet wird – mit dem Argument, dass sie ja kaum mehr Strom benötigt. Oder wenn die CO₂-Kompensation von Flugreisen dazu führt, dass Personen zusätzliche Flüge absolvieren, die sie ohne Kompensation unterlassen hätten. Effizienzgewinne können somit aufgrund finanzieller oder moralischer Anreize zu einem Mehrverbrauch führen und so die für die Umwelt erzielten Gewinne in einer längerfristigen Betrachtung reduzieren oder sogar überkompensieren.

Abbildung 4
Portfolio-Darstellung von ökologisch-ökonomischer Effizienz



2.2 Die UBP-Methode (Methode der ökologischen Knappheit)

2.2.1 Kann man die Umweltbelastung in einer Zahl ausdrücken?

Die UBP-Methode berücksichtigt zahlreiche Umwelteinwirkungen, bringt sie auf einen gemeinsamen Nenner und drückt sie in einer einzigen Kennzahl aus. Dadurch sind die Resultate auch für Ungeübte verständlich und nutzbar.

Stichwort: Umweltbelastungspunkte (UBP)

Bei der UBP-Methode oder Methode der ökologischen Knappheit sind die Umweltbelastungspunkte (UBP) die Vergleichsbasis: Mit UBP können Umweltbelastungen zusammengezählt und verglichen werden. Dies kann man sich in etwa so vorstellen, wie wenn man die Herstellungskosten eines Produkts in Franken berechnet. Diese Kosten setzen sich aus unterschiedlichen Komponenten wie Rohstoffpreisen, Lohnkosten und Amortisation der Produktionsstätte zusammen. Ähnlich lassen sich ganz verschiedene Umwelteinwirkungen wie der Verbrauch von Rohöl, Treibhausgas- und Lärmemissionen in UBP ausdrücken. Die UBP sind dabei eine von mehreren Möglichkeiten, unterschiedliche → Umweltwirkungen zu beurteilen. Denn wie es in der Finanzwelt verschiedene Währungen gibt, existieren in der Ökobilanzierung verschiedene → Bewertungsmethoden mit ihren Messgrößen.

Die UBP-Methode berücksichtigt ein breites Spektrum von Umweltbelastungen (→ Schweiz). Zentrale Grösse der Methode sind die → Ökofaktoren, welche die Umweltbelastung einer Emission, einer Ressourcennutzung oder von verursachtem Abfall in UBP pro Mengeneinheit angeben. Die Ökofaktoren werden nach dem Prinzip «Verhältnis zur tolerierten Zielmenge» (*distance-to-target*) ermittelt: Je grösser die aktuellen Emissionen, Ressourcennutzungen oder Abfallmengen im Verhältnis zum Schutzziel sind, desto höher wird der Ökofaktor. Die Resultate für die einzelnen Umweltwirkungen werden anschliessend addiert und zu einer einzigen Kennzahl mit der Einheit UBP zusammengefasst.

Der grosse Vorteil eines Resultats, das in einer einzigen Zahl ausgedrückt wird, liegt auf der Hand: Vergleiche werden einfacher und die Bedeutung von Entscheiden wird klarer (→ Vollaggregation, → aggregierte Resultate). Das Beispiel der Tomaten (Abbildung 1) zeigt dies auf. Ein weiterer Vorteil der UBP-Methode ist: Der Beitrag der Prozesse zur Gesamtbelastung wird auf einen Blick deutlich.

Eine grundlegende Kurzbeschreibung der UBP-Methode enthält das Kapitel 1.

2.2.2 Ist die UBP-Methode Willkür oder Wissenschaft?

Die UBP-Methode ist breit abgestützt, durch gesetzliche Grundlagen legitimiert und durch ein Kontrollsystem wenig anfällig für Einflüsse von Interessen.

Stichwort: Gewaltenteilung

Ganz allgemein gilt für die Beurteilung von Umwelteinwirkungen: Die Wissenschaften sagen, welche Folgen aus Umwelteinwirkungen *entstehen können*. Die Politik legt fest, welche Situationen wir *anstreben oder tolerieren wollen*. Die UBP-Methode stützt sich bei der Abschätzung der → Umweltwirkung auf beide Grundlagen: Auf die Resultate der Wissenschaft und die Ziele der Umweltpolitik.

Wissenschaftliche Daten werden für die Bestimmung der aktuellen Mengen von Emissionen und Ressourcennutzungen hinzugezogen. Die Beurteilung von Wirkmechanismen und der relativen Umweltwirkung von Stoffen innerhalb der gleichen Wirkungskategorie (→ Ablauf, → Ökofaktor) beruht ebenfalls auf wissenschaftlichen Methoden und/oder Festsetzungen von Fachgremien. Die Einschätzung der Klimawirksamkeit von Gasen beispielsweise stützt sich auf die Arbeiten des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, auch als Weltklimarat bezeichnet).

Zum anderen werden nationale oder internationale Bestimmungen und Grenzwerte zur Bestimmung der tolerierten Zielmengen verwendet. Das können von Parlament oder Regierung festgelegte Ziele wie z. B. Grenzwerte sein oder zwischenstaatliche Übereinkünfte. Im Beispiel der Klimagase werden zur Herleitung des schweizerischen Ökofaktors die «Strategie Nachhaltige Entwicklung» des

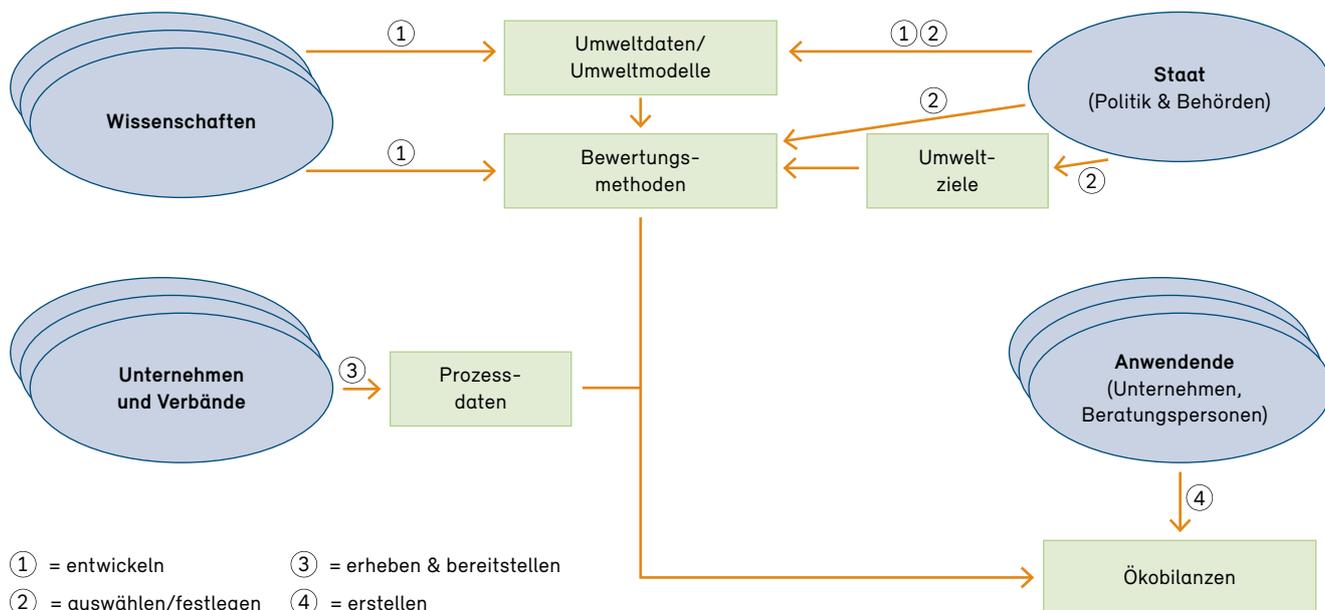
Bundesrates sowie sein Beschluss zum Netto-Null-Ziel bis 2050 herangezogen (vgl. Kapitel 9.2).

Die Qualität der UBP-Methode wird durch ein System sichergestellt, das auf einer «Gewaltenteilung» aufbaut. Ähnlich wie im modernen demokratischen Staat sind die Rollen bei der Herleitung der Ökofaktoren auf verschiedene Akteure verteilt (vgl. Abb. 5):

- Verschiedene **Wissenschaften** (Physik, Chemie, Biologie, Medizin, Statistik) liefern grundlegende Erkenntnisse («Umweltmodelle») zu den Umweltwirkungen, beispielsweise über die Giftigkeit von Stoffen, die Treibhauswirkung von emittierten Gasen oder die Gesundheitsgefährdung durch Lärm. Auch viele Umweltdaten entstammen wissenschaftlichen Untersuchungen. Zudem entwickeln die Wissenschaften Bewertungs- und Gewichtungsmethoden.
- Der **Staat** – also der Gesetzgeber und darauf aufbauend die zuständigen Ämter – entwickelt aus diesen Erkenntnissen Umweltqualitätsziele und legt damit die Grundlagen für den Gewichtungsmassstab fest.
- Die **Unternehmen** und Verbände der Wirtschaft liefern spezifische Daten ihrer Aktivitäten und Prozesse bezüglich der Material- und Energieflüsse.
- Die **Ökobilanzierenden** wenden Ökobilanz-Bewertungsmethoden (sowie Prozessdaten) an, im Auftrag von Industrie-, Handels- und Beratungsunternehmen, Behörden oder weiteren Organisationen sowie in der Forschung. In der Regel geschieht dies, ohne die Gewichtungsgrundlagen zu verändern.

Die UBP-Methode unterscheidet sich von anderen vollaggregierenden → Bewertungsmethoden wie ReCiPe durch ihre breite Abstützung und ihre gesetzlich legitimierten Aussagen. Mit der UBP-Methode ist die Bewertung der verschiedenen Umweltwirkungen in Ökobilanzstudien wenig anfällig für den Einfluss von Interessen.

Abbildung 5
«Gewaltenteilung» bei der UBP-Methode



Quelle: Eigene Darstellung, nach Ahbe et al. (2014, S. 18)

2.2.3 Ist der Einbezug politischer Beurteilungen in der UBP-Methode wissenschaftlich vertretbar?

Die UBP-Methode stützt sich bei der Bewertung der Umweltbelastung auf naturwissenschaftliche Beurteilungen wie auch auf gesetzliche Vorgaben. Letztere entstehen in politischen Prozessen und bilden demokratische Prozesse ab.

Stichwort: *Beurteilung*

Die UBP-Methode bewertet Umwelteinwirkungen wie Ressourcennutzung, Emissionen und Abfälle auf der Basis gesetzlicher Vorgaben. Die maximal tragbare Grösse jeder Umwelteinwirkung wird von Fachleuten auf dem jeweiligen Gebiet aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse über die → Umweltwirkungen ermittelt und vom Parlament in Gesetzen oder von der Regierung in Umweltzielen festgelegt. Damit basieren die Bewertungen der UBP-Methode letztlich auf politischen Entscheiden. Dieser Sachverhalt hat dazu geführt, dass die Wissenschaftlichkeit der Methode angezweifelt wurde.

In der Tat ist diese Kritik nicht von der Hand zu weisen. Doch gibt es dazu Folgendes zu beachten:

- Grundsätzlich ist die Beurteilung einer Umweltbelastung kein rein naturwissenschaftlicher Vorgang. Naturwissenschaftlich kann man wohl beispielsweise festhalten, dass Phosphate zu Algenwachstum, Sauerstoffknappheit und Fischsterben führen. Andererseits würde der (durch Phosphatmissionen beschleunigte) Prozess in Tausenden von Jahren neue Moore bilden – welche heute geschützt sind. Dass dieser Prozess dennoch als unerwünscht gilt, ist eine (umwelt-) politische Beurteilung.
- In demokratisch regierten Ländern sind die Umweltziele Resultat eines Meinungsbildungsprozesses, an dem sich alle relevanten Akteure beteiligen können. Die Ziele haben somit eine breite Legitimation.
- Auch die Ausarbeitung der wissenschaftlichen Basis ist breit abgestützt, sind doch auf Seiten der Behörden Fachleute am Werk, die das volle Spektrum der wissenschaftlichen Diskussion in der Schweiz, in Europa und weltweit kennen.
- Eine abschliessende → Gewichtung kann man bei anwendungsorientierten Ökobilanzen nicht umgehen, da bei Ökobilanzvergleichen und bei darauf gestützten Entscheiden meist Zielkonflikte zu gewärtigen sind. Deshalb stellt sich die Frage, was die Alternati-

ve zur gesetzesbasierten Bewertung wäre. Bei schadenorientierten Ansätzen wie ReCiPe 2016 befindet ein Panel aus Fachleuten über die relative Bedeutung von Schäden an der menschlichen Gesundheit, an der Qualität der Ökosysteme und an den Ressourcen (→ Schädlichkeit). Verglichen mit einem solchen Fachgremium ist die politisch und damit demokratisch breit abgestützte Bewertungsbasis, wie sie in der UBP-Methode angelegt ist, repräsentativer. Zudem hilft die UBP-Methode den Anwendenden, ihre Umweltbelastung gestützt auf die gesetzlich festgelegten Ziele zu reduzieren.

2.2.4 Weshalb ist die Anwendung der UBP-Methode in der Schweiz vorteilhaft?

Die UBP-Methode geht mit den Ökofaktoren für die Schweiz von der schweizerischen Umweltsituation aus und hat die demokratisch legitimierte Umweltziele zum Massstab.

Stichwort: Schweiz

Nach Ansicht des BAFU ist die UBP-Methode mit den Schweizer Ökofaktoren eine Referenzmethode für Ökobilanzen, welche die Schweiz betreffen. Deshalb sollte bei Studien mit Bezug zur Schweiz stets eine der Bewertungen mit der UBP-Methode durchgeführt werden. Ein Bezug zur Schweiz ist gegeben, wenn es um Produkte für den Schweizer Markt geht, Entscheidungen aus Schweizer Perspektive unterstützt werden sollen oder Schweizer Unternehmen, Behörden und Non-Profit-Organisationen ihren Umweltfussabdruck ermitteln. Der wichtigste Grund dafür ist: In ihrer Schweizer Ausprägung richtet sich die Methode nach den in der schweizerischen Gesetzgebung verankerten Umweltqualitätszielen und Grenzwerten. Diese sind auch für den Auftraggebenden der relevante Bezugsrahmen.

Die UBP-Methode mit den Schweizer Ökofaktoren reflektiert die umweltgesetzlichen Ziele der Schweiz und bewertet in der hier vorliegenden fünften Fassung eine breite Palette von → Umweltwirkungen. Die mit «[neu]» bezeichneten Umweltwirkungen werden in der vorliegenden Publikation erstmals miteinbezogen.

Ressourcen:

- Wasser-Ressourcen (Süsswasser, nach regionaler Knappheit)
- Energie-Ressourcen (erneuerbar und nicht erneuerbar)
- Mineralische Primärressourcen (Abbau von Metallerzen, Kies, Gips etc.)
- Landnutzung (Verlust an Biodiversität, differenziert nach Biomen)
- Marine Fischressourcen [neu]

Emissionen:

- Klimawandel (verursacht durch die Emission von z. B. CO₂, Methan, N₂O, SF₆)
- Ozonschichtabbau (verursacht durch die Emission von z. B. FCKW, Halonen)
- Hauptluftschadstoffe und Partikel
- Krebserregende Stoffe in Luft
- Schwermetalle in Luft
- Wasserschadstoffe (inkl. hormonaktive Substanzen)
- Schwermetalle in Wasser
- Persistente organische Stoffe in Wasser
- Pestizide in Boden
- Schwermetalle in Boden
- Radioaktive Substanzen in Luft
- Radioaktive Substanzen in Wasser
- Lärm (Verkehrslärm)
- Plastik in Böden und Gewässer [neu]

Abfälle:

- Abfälle in Deponie (nicht radioaktiv)
- Radioaktive Abfälle in Endlager

Die UBP-Methode und insbesondere die UBP-Formel sind universell anwendbar. Für einige andere Länder existieren ebenfalls bereits → Ökofaktoren (→ International).

2.2.5 Lässt sich die UBP-Methode auch für andere Länder und Regionen anwenden?

*Ja, die Methode ist universell, aber der Bewertungs-
massstab muss angepasst werden.*

Stichwort: International

Die UBP-Methode basiert auf einem Grundprinzip und einem Bewertungsmassstab. Während das Grundprinzip der Methode – die Berechnungsweise der ökologischen Knappheit – universell ist, richtet sich der Bewertungsmassstab – die → Ökofaktoren – nach den national verbindlichen Zielen der Umweltpolitik. Somit ist die UBP-Methode weltweit anwendbar. Voraussetzungen sind gesetzlich definierte Umweltziele des betreffenden Landes oder der betreffenden Region und Kenntnis der aktuellen Situation bei Emissionen und Ressourcennutzung. Damit können für jedes Land Ökofaktoren hergeleitet werden, so wie dies in dieser Publikation für die Schweiz gemacht wird. Beispielsweise gibt es für die gesamte Europäische Union und deren Mitgliedstaaten sowie für Japan ebenfalls eigene Ausprägungen der UBP-Methode auf Basis der massgeblichen Umweltgesetzgebungen (→ Weitere Länder).

Dank der Anpassungsmöglichkeit für verschiedene Länder und Regionen sind spezifische Aussagen möglich. So wird eine Emission in Ländern mit überschrittenem Grenzwert höher gewichtet als in Ländern, wo dies nicht der Fall ist. Zu beachten ist jedoch, dass die Ökofaktoren aus verschiedenen Regionen nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Sie funktionieren wie eigenständige «Umweltwährungen», die man für einen Direktvergleich umrechnen muss (→ Ausland).

2.2.6 Sind nationale Ökofaktoren ein sinnvoller Massstab für Prozesse im Ausland?

Ja, denn so lässt sich einem Umweltdumping entgegenwirken.

Stichwort: Ausland

Vom Prinzip her bewertet die UBP-Methode Umweltbelastungen im Ausland so, wie wenn sie im Inland verursacht würden. Wenn also z. B. eine Fabrik in einer ländlichen Gegend in China Batterien für den Schweizer Markt herstellt, so werden deren Feinstaubemissionen bewertet, wie wenn sie in der Schweiz emittiert würden. Damit fällt die Gewichtung zum Teil strenger aus, als wenn regional- oder länderspezifische Massstäbe angesetzt würden. Damit wird verhindert, dass durch Inlandnachfrage hervorgerufene Umweltbelastungen im Ausland heruntergespielt werden. Denn sonst würde der Export von Umweltbelastungen belohnt. Diese Regel der UBP-Methode setzt somit das Prinzip um: «Was du nicht willst, dass man dir tu', das füg' auch keinem andern zu.»

Auf der anderen Seite gibt es Situationen, in denen Ökosysteme im Ausland durch Ressourcennutzungen oder Emissionen wesentlich stärker betroffen sind als durch die identische Tätigkeit im Inland. In diesem Fall bewertet die UBP-Methode die Umweltbelastung im Ausland zu tief. Wenn die Schweizer Ausprägung als Basis dient, gibt es solche Situationen z. B. beim Wasserverbrauch in Regionen mit grosser Wasserknappheit und bei der intensiven landwirtschaftlichen und industriellen Landnutzung in Zonen mit ursprünglich sehr hoher → Biodiversität, beispielsweise im tropischen Regenwald. Idealerweise wird deshalb dort, wo die lokale ökologische Knappheit im Ausland grösser ist als im Inland, die Gewichtung regionalisiert. Für die genannten Beispiele gibt es bereits regional differenzierte → Ökofaktoren. So ist es möglich, Produkte und Prozesse mit einer regional differenzierten Charakterisierung und einer Normierung und Gewichtung auf Verhältnisse im Inland zu beurteilen. Beispielsweise charakterisiert der aktuelle Ökofaktor den Verbrauch eines Liters Wasser in Marokko für den Anbau von Exporttomaten für die Schweiz angesichts der dortigen Wasserknappheit so, wie wenn in der Schweiz fast 100 Liter Wasser verbraucht würden. So ist eine Bewertung der regionalen Knappheitssituation einer Ressource oder Emission

möglich, die mit der Bewertung derselben Ressource oder Emission auf Basis der schweizerischen Umweltsituation vergleichbar ist. Mit diesem Ansatz können beim Beispiel der marokkanischen Tomaten die Umweltbelastungspunkte der landwirtschaftlichen Produktion in Nordafrika und der Lebensmittelverarbeitung in der Schweiz addiert werden.

Im Zuge der Aktualisierung der Ökofaktoren wird jeweils auch überprüft, ob weitere Regionalisierungen notwendig und sinnvoll sind, um Unterschätzungen von Umweltbelastungen im Ausland zu vermeiden. Im Vorfeld der vorliegenden Ausgabe wurde beispielsweise die Schwefeldioxid-Belastung der Schweiz mit derjenigen von europäischen Ländern wie Deutschland, Grossbritannien und Frankreich verglichen. Das Resultat: Für die Schweiz resultiert ein deutlich tieferer Gewichtungsfaktor. Deshalb wäre hier also eine Regionalisierung angezeigt. Da jedoch die momentan publizierten europäischen Ökofaktoren im Gegensatz zu den schweizerischen nicht von den zuständigen Umweltbehörden genehmigt wurden und es zudem an regionalisierten Sachbilanzdaten mangelt, wurde darauf verzichtet.

2.2.7 Was sind die Stärken der UBP-Methode?

Die UBP-Methode ist umfassend, transparent, leicht verständlich und anwenderfreundlich.

Stichwort: Stärken

Die Stärken der UBP-Methode lassen sich wie folgt beschreiben:

- **Umfasst zahlreiche Umweltwirkungen:** Die UBP-Methode vermittelt ein verlässliches Gesamtbild der Umweltbelastung. Denn sie berücksichtigt ein breites Spektrum relevanter → Umweltwirkungen und schliesst → Mehrfachbewertungen aus. Dies sind wichtige Aspekte einer → *true and fair view*.
- **Liefert klare Aussagen:** Auch für ungeübte Anwender und die breite Öffentlichkeit sind die Resultate leicht verständlich und einfach interpretierbar (→ Vollaggregation).
- **Ergibt transparente und anwenderunabhängige Resultate:** Die UBP-Methode ist ein gut nachvollziehbarer Massstab. Die Herleitungen sind überprüfbar und die umfassende Dokumentation öffentlich zugänglich (siehe diese Publikation). Somit bestehen auch praktisch keine Möglichkeiten für Manipulationen (→ Gewaltenteilung, → Transparenz).
- **Unterstützt die Entscheidungsfindung** von Unternehmen, Behörden, Politik, Non-Profit-Organisationen und Privatpersonen: Da sich die Bewertung der UBP-Methode auf gesetzliche Umweltqualitätsziele stützt, fliessen Umweltargumente leichter in Entscheidungen der Auftraggebenden ein. Die Entscheidenden haben dabei die Gewissheit, dass sie sich mittels UBP-Methode an der jeweiligen nationalen Umweltgesetzgebung orientieren.
- **Ist breit und vertrauenswürdig abgestützt:** Bei der UBP-Methode wird die ökologische Tragbarkeit durch die Behörden beurteilt und nicht durch die an einer Ökobilanz beteiligten Akteure. Damit ist die Bewertung unabhängig von den Interessen der Methodenentwickelnden, der Auftraggebenden oder Ökobilanzierenden. Die gesetzlich festgelegten Umweltqualitätsziele berücksichtigen zudem nicht nur den Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit, sondern auch die technische Machbarkeit, die Finanzierbarkeit und die gesellschaftliche Akzeptanz. Die verwendeten Daten und Modelle sind wissenschaftlich breit abgestützt (→ Gewaltenteilung).
- **Ermöglicht für Länder und Regionen spezifische Berechnungen:** Die UBP-Methode erlaubt Resultate, welche auf die Umweltsituation und die Umweltziele im betreffenden Land zugeschnitten sind (→ Schweiz, → International).
- **Bildet neu erkannte Umwelteinwirkungen frühzeitig ab:** Das → Vorsorgeprinzip im schweizerischen Umweltrecht führt dazu, dass die Grenzen einer Umweltbelastung gesetzlich verankert werden können, auch wenn noch nicht alle Informationen über Wirkungen und Schäden vorliegen. Es können deshalb Umwelteinwirkungen in die UBP-Methode aufgenommen werden, für welche bei schadensorientierten Methoden noch keine Bewertung möglich ist.
- **Ist praktisch in der Anwendung:** Vor allem bei Gebrauch von Sachbilanzen und Ökobilanz-Software, welche die Emissionen mit den Ökofaktoren verknüpft, ist die Methode für die Ökobilanzierenden trotz ihres umfassenden Ansatzes einfach und kostengünstig anzuwenden.

- **Lässt sich einfach aktualisieren:** Die Grundlagen der UBP-Methode sind unabhängig vom Bewertungsstabsstab und bleiben in der Regel konstant. Aktuelle Daten zu den Umwelteinwirkungen sowie allfällige Anpassungen in der Charakterisierung können einfach in die Ökofaktor-Formel (→ Ökofaktor) eingesetzt werden. Emissionen, die neu bewertet werden, können leicht in das bestehende System eingefügt werden (→ Anpassungen).

2.2.8 Was sind die Lücken und Schwächen der UBP-Methode?

Die UBP-Methode ist auf differenzierte gesetzliche Vorgaben angewiesen und muss länderspezifisch angepasst werden.

Stichwort: Lücken und Schwächen

Wie alle Methoden weist auch die UBP-Methode Lücken und Schwächen auf. Dazu gehören folgende Punkte:

- **Gesetzeslücken sind auch Bewertungslücken:** Indem sich die UBP-Methode auf Grenzwerte und quantitative Umweltziele stützt, bildet sie im Gegensatz zu anderen Methoden nicht unmittelbar das Schadenspotenzial ab. Bei der Festlegung von Grenzwerten spielt zwar die wissenschaftlich ermittelte → Schädlichkeit eine Rolle, doch fließen auch politische Faktoren ein. Durch die Notwendigkeit einer gesetzlichen Vorgabe kann sich unter Umständen die Aufnahme von neu als problematisch erkannten oder vermehrt auftretenden Stoffen in die UBP-Methode verzögern. Aktuell ist dies zum Beispiel bei den unterschiedlich wirkenden Nanopartikeln der Fall. Diese Verzögerung ist die Kehrseite einer ansonsten breit abgestützten Legitimation. Emissionen und Ressourcennutzungen ohne umweltpolitische Zielvorgabe bleiben somit in der Regel unberücksichtigt. Es sei denn, das → Vorsorgeprinzip lässt sich anwenden.
- **Nicht-ökologische Einflüsse auf die umweltpolitischen Ziele:** Die vom politischen System formulierten umweltpolitischen Ziele sind von unterschiedlichen Interessen beeinflusst und können sogar widersprüchlich sein.
- **Kein Gesamtbild des Umweltzustandes:** Die UBP-Methode ermöglicht bisher keine Aussage, ob die Umwelteinwirkung eines betrachteten Systems langfristig tragbar ist. Hierzu müssten idealerweise regionalisierte Ökofaktoren für alle wichtigen Umwelteinwirkungen vorliegen und entsprechende «Belastungsbudgets» berechnet werden. Die Ökobilanz des gesamten Konsums der Schweiz von 1996 bis 2015 (Frischknecht et. al. 2018) auf der Basis der UBP-Methode ist jedoch ein erster Schritt zur Beurteilung von dessen Nachhaltigkeit. Daneben gibt es Ansätze, welche die ökologische Nachhaltigkeit aus einer globalen Gesamtschau beurteilen, z. B. Pro-Kopf-Anrechte auf Basis der → Planetare Grenzen oder des ökologischen Fussabdrucks (→ Methodenübersicht). Diese Methoden umfassen jedoch weniger Umwelteinwirkungen als die UBP-Methode.
- **Bewertung ist nicht «wahr» – sie ist aber nachvollziehbar und transparent:** Eine → Bewertungsmethode kann niemals «Wahrheit» produzieren, aber durch ihre Transparenz kann sie Vertrauen schaffen. (→ Stärken).
- **Nationale oder regionale Anpassungen nötig:** Während die UBP-Methode grundsätzlich weltweit angewendet werden kann, müssen die Gewichtungsfaktoren an die Umweltsituation und die umweltgesetzlichen Ziele eines Landes oder einer Grossregion angepasst werden. Dazu müssen gesetzliche Vorgaben und Statistiken über die aktuelle Belastungssituation vorliegen. Je nach Datenlage und Umweltzielen können deshalb mehr oder weniger umfassende nationale Ökofaktoren-Sets berechnet werden (→ International).
- **Regionalisierte Bewertung benötigt regionalisierte Sachbilanz-Daten:** In ihrer heutigen Form ermöglicht die UBP-Methode, regional unterschiedlich wirkende Umweltbelastungen wie Süswasser- und Landnutzung zu bewerten (→ Biodiversität). Während die Methode relevante Regionalisierungen abdeckt, liegt die Herausforderung für Ökobilanzierende darin, robuste und repräsentative regionalisierte Sachbilanzdaten zu erheben und in Hintergrunddatenbanken vorzuhalten.

2.2.9 Wie kommt ein Ökofaktor zustande?

Ein Ökofaktor bemisst die Umweltbelastung einer Emission oder Ressourcennutzung nach dem Verhältnis zwischen heutiger Situation und den gesetzlichen Zielen.

Stichwort: Ökofaktor

Die UBP-Methode gewichtet Umwelteinwirkungen – Emissionen von Schadstoffen und Lärm sowie Ressourcennutzung und weitere Stoffflüsse – mittels so genannter Ökofaktoren und drückt sie in Umweltbelastungspunkten (UBP) aus. Beispiele: Die Emission von einem Kilogramm CO₂ entspricht 1000 UBP, ein Kilogramm Phosphatemission in ein Gewässer verursacht 970 000 UBP und die Entnahme von einem Kilogramm Kies 2,8 UBP. Jede in der Sachbilanz ermittelte Menge einer Umwelteinwirkung wird mit ihrem Ökofaktor multipliziert und die einzelnen Punkteresultate zu einem Total addiert (→ Ablauf).

Ein Ökofaktor wird in seiner Grundform aus drei Elementen hergeleitet: Charakterisierung, Normierung und Gewichtung.

Die **Charakterisierung** beziffert die relative Schädlichkeit einer Umwelteinwirkung gegenüber einer Vergleichssubstanz. Dies geschieht innerhalb einer bestimmten Kategorie von Schadstoffen (wie Treibhausgase, Pflanzenschutzmittel, Primärenergieverbrauch oder radioaktive Isotope) oder von nicht stofflichen Emissionen (wie Lärm). Die angewendeten Verhältniszahlen basieren auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Basierend auf den Angaben des Weltklimarats (IPCC 2013a) hat zum Beispiel 1 kg Methan (CH₄) eine etwa 30-mal höhere Klimawirksamkeit als 1 kg Kohlendioxid (CO₂), und für 1 kg Schwefelhexafluorid (SF₆) sind es gar 23 500-mal mehr. Die charakterisierte Grösse wird üblicherweise in kg Äquivalenten der Referenzsubstanz ausgedrückt. Im Fall der Treibhausgase sind dies kg CO₂-Äquivalente (kg CO₂-eq). Die Emission eines Kilogramms Methan hat die gleiche Wirkung wie die Emission von etwa 30 Kilogramm CO₂, entsprechend ist der Charakterisierungsfaktor – und in der Folge auch der Ökofaktor – von Methan 30-mal grösser.

Die **Normierung** bemisst, wie gross der Beitrag einer Umwelteinwirkung des Untersuchungsgegenstands an die Gesamtmenge dieser Kategorie von Umwelteinwirkung in

einer Region (hier der Schweiz) pro Jahr ist. Werden in der Schweiz jährlich 100 000 Tonnen eines Stoffes freigesetzt, ist ein Beitrag von 10 Gramm klein, werden hingegen schweizweit total nur 70 Gramm pro Jahr freigesetzt, so machen 10 Gramm einen sehr grossen Anteil aus. Im ersten Fall werden die 10 Gramm an den 100 000 Tonnen gemessen, im zweiten Fall an den 70 Gramm. Entsprechend wird der Beitrag zur Umwelteinwirkung schwächer oder stärker bewertet.

Die **Gewichtung** bezieht sich auf das Verhältnis der aktuellen Menge einer Umwelteinwirkung zur umweltgesetzlich festgelegten tolerierten Zielmenge. Der Gewichtungsfaktor wächst im Quadrat. Das bedeutet: Ist die aktuelle Menge einer Umwelteinwirkung grösser als die tolerierte Zielmenge, macht sich dies im Ergebnis ausgeprägt bemerkbar.

Die Ökofaktor-Formel lautet:

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{K}_{\text{Charakterisierung (falls zutreffend)}} \times \underbrace{\frac{1 \text{ UBP}}{F_n}}_{\text{Normierung}} \times \underbrace{\left(\frac{F}{F_k}\right)^2}_{\text{Gewichtung}} \times \underbrace{c}_{\text{Konstante}}$$

- K = Charakterisierungsfaktor einer Emission oder Ressource
- F_n = Normierungsmenge (Fachwort: Normierungsfluss): Aktuelle jährliche Menge (Emission oder Verbrauch), bezogen auf die Schweiz
- F = Aktuelle Menge (Fachwort: aktueller Fluss): Aktuelle jährliche Menge (Emission oder Verbrauch), bezogen auf das Referenzgebiet
- F_k = Tolerierte Zielmenge (Fachwort: kritischer Fluss): Gesetzlicher Grenzwert, bezogen auf das Referenzgebiet
- c = Konstante (10¹²/a): Dient dazu, einfach darstellbare Zahlengrössen zu erhalten
- UBP = Umweltbelastungspunkt: Einheit der bewerteten Umwelteinwirkung

Beispiel: Ökofaktor für Methan (CH₄)

Die tolerierte Zielmenge für Treibhausgase leitet sich aus den Klimazielen des Bundesrats ab. Aufgrund des Netto-Null-Ziels bis 2050 haben die Autoren dieses Berichts in Absprache mit dem BAFU ein Reduktionsziel bis zum Jahr 2040 definiert: Es liegt bei 7,6 Mio. t CO₂-Äquivalenten, was einer Reduktion der jährlichen Emissionen um 87,5 % gegenüber dem Referenzjahr 1990 entspricht. Als heutige Emissionsmenge wurde das Mittel der Jahre 2016 – 2018 gewählt, das bei rund 62 Mio. t CO₂-Äquivalenten liegt. Daraus lässt sich

der Ökofaktor für Treibhausgase (CO₂-eq) berechnen (vgl. Kapitel 9.2). Da fossiles Methan eine 30-mal stärkere Klimawirkung hat als die Referenzsubstanz CO₂, wird der Formel der Charakterisierungsfaktor 30 vorangestellt. Es resultiert ein Ökofaktor von 30 UBP pro Gramm fossiles Methan.

Ökofaktor für Methan

$$= 30 \times \frac{1 \text{ UBP}}{61\,826\,000 \text{ t CO}_2\text{-eq/a}} \times \left(\frac{61\,826\,000 \text{ t CO}_2\text{-eq/a}}{7\,829\,000 \text{ t CO}_2\text{-eq/a}} \right)^2 \times 10^{12}/\text{a}$$

$$= 30 \text{ UBP/g}$$

2.2.10 Weshalb wird der Bewertungsstab immer wieder angepasst?

Die Umweltsituation und auch die umweltpolitischen Ziele verändern sich im Laufe der Zeit. Deshalb müssen die Ökofaktoren von Zeit zu Zeit neu bestimmt werden.

Stichwort: Anpassungen

Die UBP-Methode wird jeweils im Abstand von einigen Jahren einer gründlichen Revision unterzogen. Im Laufe der Zeit verändern sich sowohl die Emissions- und Verbrauchsmengen als auch – bei einer Änderung der umweltpolitischen Vorgaben – die tolerierten Zielmengen. Deshalb ändern bei einer Überarbeitung der Methode die → Ökofaktoren. So sind beispielsweise die Ökofaktoren für die Schweiz in den Bereichen Treibhausgase, nicht erneuerbare Energieträger und Pflanzenschutzmittel gegenüber der letzten Ausgabe teils deutlich gestiegen. Darin drückt sich aus, dass der Gesetzgeber deutlich verschärfte Reduktionsziele festgelegt hat. Zudem sind neue wissenschaftliche Erkenntnisse in die Bewertung eingeflossen. Dadurch entsprechen die Ansätze dem internationalen Diskussionsstand (z. B. die Charakterisierung der Süsswassernutzung in dieser Ausgabe) oder es werden zusätzliche Umwelteinwirkungen neu in die Bewertung aufgenommen und erstmals mit einem Ökofaktor versehen (z. B. Meeresfische aus Wildfang in dieser Ausgabe).

Diese Anpassungen sind notwendig und stellen sicher, dass die UBP-Methode aktuell ist. Aktualität ist ein wichtiges Prinzip einer → *true and fair view*. Ein Nachteil dieser Aktualisierungen sind die scheinbare Einschränkung der Vergleichbarkeit über die Jahre sowie die Unsicherheit für Planungen. Bei langjährigen Zeitreihen müssen deshalb

im Übergang auf eine neue UBP-Version frühere Sachbilanzdaten mit der aktuellen Bewertungsmethode neu gerechnet werden. Grundsätzlich lassen sich die Resultate verschiedener Studien nur sinnvoll vergleichen, wenn sie mit der UBP-Methode desselben Jahrgangs (z. B. UBP 2021) ermittelt wurden.

2.2.11 Wie werden Stoffe bewertet, für die mehrere gesetzlich festgelegte Ziele bestehen?

Sowohl in der Sachbilanz als auch bei der Bewertung mit der UBP-Methode werden Doppelzählungen vermieden.

Stichwort: Mehrfachbewertung

Der gleiche Schadstoff kann unterschiedliche → Umwelteinwirkungen hervorrufen. Zum Beispiel führt die Verbrennung fossiler Treibstoffe zur Emission von Stickoxiden (NO_x). Diese Schadstoffe fördern die Bildung bodennahen Ozons, zudem tragen sie zur Überdüngung sowie Versauerung des Bodens bei, schädigen Pflanzen und können zu Atemwegserkrankungen führen. Die Herausforderung für eine Ökobilanz lautet: Umwelteinwirkungen wie Emissionen, Ressourcennutzungen und weitere Stoffflüsse möglichst lückenlos erfassen, aber Doppelzählungen vermeiden.

Schadensorientierte Bewertungsmethoden wie ReCiPe 2016 bewerten Mehrfachwirkungen je einzeln. So werden bei diesen Ansätzen die möglichen Schäden umfassend beurteilt. Die UBP-Methode hingegen bezieht die Gewichtung auf die aktuelle Nutzungs- beziehungsweise Emissionssituation. Deshalb berücksichtigt sie bei Mehrfachwirkungen, bei denen es mehrere gesetzliche Ziele gibt, einzig das jeweils strengste Ziel zur Herleitung des massgebenden → Ökofaktors. Meist legt bereits der Gesetzgeber die Umweltziele unter Berücksichtigung ihrer Mehrfachwirkungen fest. Dies vermeidet eine Mehrfachzählung und damit eine überproportionale Gewichtung mehrfach wirkender Stoffe. Die strengsten Vorgaben beim Beispiel der Stickoxide sind die Grenzwerte für das bodennahe Ozon und die Versauerung. Werden diese Grenzwerte eingehalten, so wird auch die Überdüngung genügend reduziert.

Auch beim Erstellen der Sachbilanz wird eine Emission nur einmal gezählt, nämlich beim erstmaligen Übertritt eines Stoffes von der menschlich-technischen Sphäre in die natürliche Umwelt und bei Ressourcen in umgekehrter Richtung. Stoffflüsse innerhalb der Natur, auch von ursprünglich vom Menschen stammenden Stoffen, werden in der Sachbilanz nicht berücksichtigt, da sie sonst doppelt gezählt würden.

In der Bewertung mit der UBP-Methode wird ein Stoff nur einmal berücksichtigt – wie oben dargelegt anhand der Wirkung, welche den höchsten Ökofaktor ergibt. Wenn unter den Ökofaktoren dennoch ein Schadstoff mehrfach aufgeführt wird, so wegen unterschiedlichen Grenzwerten und Emissionssituationen in den verschiedenen Umweltkompartimenten, also Luft, Wasser und Boden. Je nachdem, ob eine Emission zuerst in Wasser, Luft oder Boden abgegeben wird, können sich unterschiedliche Ökofaktoren ergeben, sofern die gesetzlichen Emissionsziele unterschiedlich sind. Das ist insbesondere bei den Schwermetallen der Fall, wo es beispielsweise je einen Ökofaktor für «Blei in Luft» und für «Blei in Boden» gibt. Auch in diesem Fall ist aber eine Mehrfachzählung ausgeschlossen.

2.2.12 Wie transparent ist die UBP-Methode?

Die UBP-Methode ist in ihrer Konstruktion nachvollziehbar und ermöglicht auch mit ihrer Vollaggregation eine beliebig detaillierte Darstellung der Resultate.

Stichwort: Transparenz

Bei der Transparenz gilt es zu unterscheiden zwischen der Methode an sich und der Darstellung der Resultate. Die UBP-Methode ist transparent: Die Prinzipien sind offengelegt, die Methodik ist publiziert und weiterführende Unterlagen zu den vielen beurteilten Umweltthemen sind frei einsehbar.

Zudem erlaubt die UBP-Methode gleichzeitig aggregierte wie auch höchst detaillierte Resultate – was ein grosser Vorteil ist. Liegt ein Ergebnis als einzige Zahl vor (z. B. «ein durchschnittlich belegtes Auto verursacht 200 UBP pro gefahrenen Kilometer»), so kann diese → Vollaggregation einfach mit den UBP-Werten anderer Transportmittel verglichen werden. Zusätzlich kann im Resultat differen-

ziert dargestellt werden, welche Umweltwirkungen oder gar welche Emissionen und Ressourcennutzungen das Ergebnis bestimmen und welche Prozesse welchen Anteil haben. Wird dies gemacht, so sind Transparenz, Nachvollziehbarkeit und Verständlichkeit auch in einer Darstellung mit der UBP-Methode hoch (siehe z. B. Tab. 1).

2.2.13 Weshalb orientiert sich die UBP-Methode nicht allein an der Schädlichkeit von Stoffen?

Weil es in der Natur komplexe Umwandlungsprozesse und Wechselwirkungen gibt. Sie bewirken, dass nicht jede Emission einen direkt messbaren Schaden verursacht.

Stichwort: Schädlichkeit

Die UBP-Methode bewertet die Schädlichkeit einer Emission indirekt; sie beurteilt, inwieweit nationale und internationale Umweltziele erfüllt werden. Dadurch stützt sie sich auf die Kompetenz jener Fachleute, die an der Ausarbeitung einer Umweltvorgabe beteiligt sind. Somit berücksichtigt dieses Verfahren eine breite Palette wissenschaftlicher Sichtweisen sowie das → Vorsorgeprinzip.

Die mit der UBP-Methode ermittelten Schweizer → Ökofaktoren stützen sich auf die für die Schweiz massgeblichen gesetzlichen Bestimmungen. Bei deren Erarbeitung bestimmen die Behörden die Ziele und Grenzen von Emissionen im Wesentlichen auf drei Arten:

- Wenn sich einem Stoff über direkte Ursache-Wirkungs-Beziehungen Schadenspotenziale zuordnen lassen, dann basieren die Umweltvorgaben darauf. Das ist z. B. bei Schwefeldioxid (SO₂) der Fall.
- Wenn ein Stoff oder eine nicht stoffliche Emission an komplexen Reaktionsketten beteiligt ist, so stützen sich die Vorgaben möglichst auf eine Modellierung solcher Reaktionsmuster und deren Verteilung über die Zeit. So hängt z. B. die Reaktion von Stickoxiden (NO_x) mit anderen Luftbestandteilen unter anderem von Temperatur und Sonneneinstrahlung ab, und die verschiedenen Treibhausgase absorbieren Wärmestrahlung in unterschiedlichem Mass und haben unterschiedliche Lebensdauern.

- Werden für einen Stoff erhebliche Schadenspotenziale vermutet, ohne dass diese bereits direkt zugeordnet werden können, wird gemäss Umweltschutzgesetz das Vorsorgeprinzip angewendet. Dieses fliesst indirekt ein in die Bestimmungen für bestimmte Schadstoffe und direkt in jene zu abzulagernden Abfällen.

2.2.14 Weshalb ist in der UBP-Methode das Vorsorgeprinzip so wichtig?

Weil die UBP-Methode auf den in der schweizerischen Gesetzgebung verankerten Umweltzielen und deren Umsetzungsvorschriften beruht.

Stichwort: Vorsorgeprinzip

Gemäss Bundesverfassung der Schweizerischen Eidgenossenschaft erlässt der Bund Vorschriften über den Schutz des Menschen und seiner natürlichen Umwelt vor schädlichen oder lästigen Einwirkungen und sorgt dafür, dass solche Einwirkungen vermieden werden. Folgerichtig postuliert das schweizerische Umweltschutzgesetz bereits im Zweckartikel das Vorsorgeprinzip: «Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden könnten, frühzeitig zu begrenzen.» Dieser Grundsatz wird von den Instanzen, welche die Bestimmungen des Umweltrechts erlassen und umsetzen, bei ihrer Arbeit berücksichtigt.

Dementsprechend fliesst dieses Prinzip in die Festlegung von Ziel- und Grenzwerten für Stoffe und nicht stoffliche Emissionen ein, neben ihrer direkten → Schädlichkeit. So findet das Vorsorgeprinzip indirekt Eingang in die → Ökofaktoren der UBP-Methode. Direkt sichtbar wird es in der UBP-Methode bei den Ökofaktoren für Abfälle mit potenziell problematischen Inhaltsstoffen, die abgelagert werden müssen.

Beispielsweise ist Kohlenstoff an sich nicht schädlich, doch kann er in unterschiedlichen Verbindungen in abgelagerten Abfällen zu verschiedenen unerwünschten, aber nicht allgemein vorhersagbaren Zersetzungsreaktionen und problematischen Emissionen führen. Deshalb ist in der Schweiz der Kohlenstoffgehalt von abgelagerten Abfällen limitiert. In der UBP-Methode für die Schweiz basiert daher der Ökofaktor für abgelagerte Abfälle auf dieser Begrenzung und dem vom Gesetzgeber geforder-

ten Sicherheitsniveau der für die jeweiligen Abfälle zugelassenen Deponien.

2.2.15 Wie steht die UBP-Methode zu anderen Gewichtungsansätzen für Ökobilanzen?

Um die Folgen einer Umwelteinwirkung zu beurteilen, gibt es verschiedene Ansätze. Dabei dominieren vier Grundprinzipien.

Stichwort: Vergleich

Die UBP-Methode gewichtet die Umwelteinwirkungen mittels dem Ansatz «Verhältnis zur tolerierten Zielmenge» (engl. *distance-to-target*). Daneben gibt es noch weitere Ansätze zu einer → Gewichtung (vgl. z. B. Sala et. al. 2016, Sala et. al. 2018). Eine Gewichtung der Umwelteinwirkungen kann auf folgende Arten geschehen:

- Auswahl einer einzigen Umwelteinwirkung
- Verhältnis zur tolerierten Zielmenge (*distance-to-target*)
- Panel-basierte Gewichtung
- Monetäre Gewichtung

Auswahl einer einzigen Umwelteinwirkung: Viele Ökobilanz-Studien betrachten nur eine Umwelteinwirkung, meist die Treibhausgasemissionen. In diesem Fall werden alle anderen Umweltaspekte mit Null gewichtet. Für eine umfassende ökologische Beurteilung ist solch ein Gewichtungsansatz nur dann geeignet, wenn die Auftraggebenden begründet der Meinung sind, alle anderen Umweltaspekte seien vernachlässigbar.

Verhältnis zur tolerierten Zielmenge (*distance-to-target*): Dieser Ansatz baut auf den Zielen der Umweltpolitik auf. Er liegt der hier vorgestellten UBP-Methode zugrunde.

Panel-basierte Gewichtung: Dieser Ansatz basiert auf einer Gewichtung, die durch ein Panel, einer begrenzten Anzahl ausgewählter Personen, festgelegt wird. In manchen Fällen sind die ausgewählten Personen repräsentativ für die Gesellschaft der massgebenden Region. So wurde die panelbasierte Gewichtung von ReCiPe 2016 aufgrund einer Umfrage unter Ökobilanzierenden festgelegt. Auch die von der → Europäischen Union entwickelte Gewichtung für PEF und OEF baut auf Panelumfragen auf; die-

se Panels wurden gebeten, die Wirkungskategorien relativ zueinander zu gewichten. Für LIME 3, eine in Japan entwickelte schadensorientierte Bewertungsmethode, wurden umfangreiche Umfragen in allen Weltregionen und in verschiedenen Bevölkerungsschichten durchgeführt. Bei diesem Ansatz spielen die Zusammensetzung des Panels und die Art der gestellten Fragen eine entscheidende Rolle für die resultierende Gewichtung. Bei der Einschätzung der Aussagekraft einer panel-basierten Gewichtung können die folgenden Fragen helfen: Wer hat das Panel zusammengestellt? Welche Fragen werden dem Panel gestellt? Aus welchen Kontexten (z. B. regionale Herkunft, fachliche Kompetenzen, soziale Stellung und wirtschaftliche Interessen) stammen die Panelteilnehmenden?

Monetäre Bewertung: Schon viele Jahre wird erforscht, wie sich die Folgen der Umweltbelastungen in monetären Einheiten ausdrücken lassen. Dabei wird beispielsweise mittels Umfragen erhoben, welchen Wert die Bevölkerung Naturgütern zurechnet, oder es wird zu berechnen versucht, welche Werte durch Umweltbelastungen zerstört werden. Schadensorientierte monetäre Ansätze quantifizieren Schäden an Mensch und Umwelt analog zu schadensorientierten Bewertungsmethoden: Sie weisen einem verlorenen Menschenjahr und potentiell verschwundenen Arten einen monetären Wert zu. In den USA verwenden Gerichte solche Berechnungen bei Umweltverschmutzungen zur Festlegung von Strafzahlungen. In Europa werden externe Umweltkosten bei Beschaffungsentscheiden der öffentlichen Hand berücksichtigt.

Neben diesen vier Gewichtungsansätzen ist auch eine Gewichtung seitens der Ökobilanzierenden oder der Auftraggebenden möglich. Solange das Verfahren nicht dokumentiert und somit für Aussenstehende nicht nachvollziehbar ist, handelt es sich dabei um eine sogenannte individuelle Gewichtung.

2.2.16 Welche Umweltwirkungen berücksichtigt die UBP-Methode im Vergleich zu anderen Methoden?

Zusammen mit einigen anderen zählt die UBP-Methode zu den umfassendsten Methoden zur Abschätzung der Umweltwirkungen.

Stichwort: Umweltwirkungen

Die UBP-Methode gehört zu denjenigen Methoden, welche zahlreiche Umweltwirkungen abbilden. So ist sie zurzeit die einzige Methode zur Wirkungsabschätzung, die Abfälle (sowohl deponierbare als auch radioaktive), Lärm und hormonaktive Stoffe miteinbezieht. Tabelle 3 zeigt in der Übersicht, welche Methoden welche Umweltwirkungen berücksichtigen.

Die Fachbegriffe «Umwelteinwirkung» und «Umweltwirkung» lauten fast gleich, weisen jedoch Unterschiede in ihrer Bedeutung auf:

Umwelteinwirkung (Synonym: Elementarfluss) ist der Überbegriff für Ressourcennutzung, Emissionen von Schadstoffen und Lärm sowie weitere ausgewählte Flüsse (wie Kohlenstoff in Deponie). Umwelteinwirkungen werden in physikalischen Einheiten ausgedrückt wie kg, MJ, kBq.

Umweltwirkung (Synonym: Umweltauswirkung) bezeichnet in der Umwelt beobachtbare Auswirkungen, die durch Ressourcennutzung, Emissionen von Schadstoffen und Lärm sowie weitere ausgewählte Flüsse verursacht werden. Umweltwirkungen werden (im Rahmen der UBP-Methode) in UBP ausgedrückt.

2.2.17 Kann man Auswirkungen auf die Biodiversität quantifizieren?

Ja, aber deren Messung ist anspruchsvoll. Heute wird in der UBP-Methode der Biodiversitätsverlust durch die Landnutzung berücksichtigt. Damit wird ein wesentlicher Treiber des Drucks auf die Biodiversität miteinbezogen.

Stichwort: Biodiversität

Verändert der Mensch die Nutzungsform einer Landfläche, so gehen damit oft Veränderungen in der Biodiversität einher. So sollte beispielsweise ein vollständiges Bild der Umweltbelastung von Soja aus Brasilien berücksichtigen, dass zur Gewinnung von Anbaufläche tropischer Primärregenwald gerodet wurde. Die Beurteilung von Infrastrukturbauten in der Schweiz wiederum sollte berücksichtigen, wieviel Boden versiegelt wird. Diese Ökobilanzen sollten deshalb nebst den dadurch verursachten CO₂-Emissionen aus dem Boden und dem gefällten Holz auch den Biodiversitätsverlust durch die Landnutzung einbeziehen.

Zur Berechnung von Biodiversitätsverlusten durch Landnutzung wird in einem mehrstufigen Verfahren ermittelt, wie gross der zu erwartende Artenverlust durch eine bestimmte Art der Landnutzung ist (z. B. intensive Landwirtschaft, zusammenhängendes Siedlungsgebiet). Hierzu wird nach über 800 Ökoregionen differenziert und Vielfalt wie auch Verletzlichkeit der darin vorkommenden Tier- und Pflanzenarten berücksichtigt. Als Bezugsgrösse für den Biodiversitätsverlust dient der naturbelassene Wald im vorindustriellen Zustand am selben Ort. Im obigen Beispiel resultiert aus diesem Verfahren, dass eine intensive landwirtschaftliche Nutzung in Brasilien pro Flächeneinheit im Durchschnitt – wegen der dort hohen und

verletzlichen Biodiversität – eine dreimal so hohe Umweltbelastung verursacht wie in der Schweiz. Der Bereich Biodiversität ist ein Bereich, bei dem die Regionalisierung der → Ökofaktoren angewendet wird (→ Ausland). Ist die exakte Herkunft eines Produkts nicht zu ermitteln, können die Ökobilanzierenden auf länderspezifische Durchschnittswerte zurückgreifen.

Tabelle 3
Umweltwirkungen und Bewertungsmethoden

Umweltwirkung		Methode	Treibhausgasbilanz	Ökologischer Fussabdruck	UBP-Methode		ReCiPe 2016	Environmental Footprint v. 3.0	Impact-World+ (2019)
					Schweiz (UBP'21 CH)	Deutschland (UBP'15 DE)			
Ressourcen	Primärenergie, nicht erneuerbar	⊗	⊗	√	√	√	√	√	
	Primärenergie, erneuerbar	⊗	⊗	√	√	⊗	⊗	⊗	
	Erze und Mineralien	⊗	⊗	√	⊗	√	√	√	
	Süsswassernutzung	⊗	⊗	√	√	√	√	√	
	Biotische Ressourcen (Wildtiere)	⊗	⊗	√	⊗	⊗	⊗	⊗	
	Landnutzung (Biodiversität)	⊗	⊗	√	⊗	√	⊗	√	
	Landnutzung (Bodenfruchtbarkeit)	⊗	√	⊗	⊗	⊗	√	⊗	
	Lebensräume im Meer (Biodiversität)	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	
Emissionen	Treibhausgas CO ₂	√	√	√	√	√	√	√	
	Andere Treibhausgase	√	⊗	√	√	√	√	√	
	Ozonschichtabbauende Stoffe	⊗	⊗	√	⊗	√	√	√	
	Sommersmog	⊗	⊗	√	√	√	√	√	
	Humantoxizität	⊗	⊗	√	√	√	√	√	
	Ökotoxizität	⊗	⊗	√	√	√	√	√	
	Versauerung + Überdüngung	⊗	⊗	√	√	√	√	√	
	Radioaktive Emissionen	⊗	⊗	√	⊗	√	√	√	
	Lärm aus Verkehr	⊗	⊗	√	⊗	⊗	⊗	⊗	
	Lichtverschmutzung	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	
Anderes	Abfälle	⊗	⊗	√	√	⊗	⊗	⊗	
	Radioaktive Abfälle	⊗	⊗	√	⊗	⊗	⊗	⊗	
	Mikroplastik	⊗	⊗	√	⊗	⊗	⊗	⊗	
	Erosion von fruchtbarem Boden	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	⊗	

2.2.18 Wo sind vollaggregierte Ökobilanz-Resultate besonders vorteilhaft?

Vollaggregierte Resultate sind äusserst nützlich, um ökologische Aspekte in den Entscheidungsprozess einzubeziehen.

Stichwort: Aggregierte Resultate

Vollaggregierte Ökobilanz-Resultate auf Basis der UBP-Methode sind dort besonders vorteilhaft, wo

- Organisationen und Personen Auswahlentscheidungen fällen, die (auch) ökologische Auswirkungen haben wie z. B. ein Kauf oder eine Projektalternative;
- die beteiligten Personen keine ausgewiesenen Fachleute der betroffenen Umweltbereiche sind wie z. B. in den meisten Unternehmen, in lokalen und regionalen Verwaltungen sowie im Privatbereich;
- Organisationen Umweltaspekte standardmässig in die eigenen Entscheidungsprozesse integrieren wollen, wie z. B. bei Einkäufen oder Investitionsentscheidungen über einem bestimmten Betrag;
- die Umweltaspekte in Bezug auf politische und wirtschaftliche Interessen möglichst neutral beurteilt werden sollen.

Weniger ausgeprägt sind die Vorteile einer vollaggregierten Auswertung auf Basis der UBP-Methode in den folgenden Fällen:

- Auswahlentscheidungen stehen nicht im Zentrum des Interesses einer Ökobilanz-Auswertung. Dies ist beispielsweise bei einer themenorientierten Analyse der Fall: Da werden einzelne → Umweltwirkungen betrachtet und es ist nicht wichtig, welche Umweltaspekte relevanter als andere sind. Zentral ist da eine Auswertung nach den so genannten Wirkungskategorien oder nach Umweltthemen.
- Es sollen Grundlagen für die weitere Ökobilanzierung bereitgestellt werden wie z. B. Datensätze für eine Datenbank, um eine Sachbilanz zu erstellen (→ Ablauf). Doch auch bei reinen Sachbilanzen können aggregierte gewichtete Auswertungen zur Qualitätssicherung beitragen, indem sie Ausreisser-Daten leichter erkennbar machen.

2.2.19 Wie wird die UBP-Methode in anderen Ländern eingesetzt?

Auch für europäische Staaten und Japan wurde die UBP-Methode in den letzten Jahren bereitgestellt.

Stichwort: Weitere Länder

Die UBP-Methode wird in der Schweiz seit 1990 vom BAFU (damals BUWAL) publiziert und aktualisiert. Neben vielen Anwendungen in der Schweiz sind einige Anwendungen der UBP-Methode mit den schweizerischen → Ökofaktoren ausserhalb der Schweiz bekannt. So verwendet ein schweizerischer Sanitärprodukte-Hersteller mit Werken in der Schweiz und in mehreren anderen europäischen Ländern für die betrieblichen Ökobilanzen aller Werke die schweizerischen Ökofaktoren. Ebenso nutzt sie ein deutscher Automobilhersteller für seine betriebliche Ökobilanzierung.

Für Japan entwickelten Myjazaki et al. (2004) und später Büsser et al. (2012) lokale Ökofaktoren. In den letzten Jahren wurden zudem Ökofaktoren für Deutschland (Ahbe et al. 2014) wie auch für die Europäische Union (EU) und ihre Mitgliedländer (Ahbe et al. 2018) entwickelt. Ebenso haben Muhl et al. (2019) drei unterschiedliche Ökofaktoren-Sets für die EU bereitgestellt.

Idealerweise werden die Ökofaktoren für ein Land (oder z. B. für die EU) von einer für Umweltpolitik zuständigen Stelle publiziert oder zumindest deren Entwicklung eng begleitet. Denn dies sichert die Vertrauenswürdigkeit der jeweiligen Ökofaktoren und damit einen entscheidenden Vorteil der UBP-Methode (→ Stärken). Wenn Private, Unternehmen oder wissenschaftliche Institute Ökofaktoren vorschlagen, so ist für Anwender unklar, ob die zuständige Umweltfachstelle diese Berechnungen stützt (vgl. Braunschweig 2019).

Die einzelnen Ökofaktoren eines Landes dürfen nicht mit einzelnen Ökofaktoren eines anderen Landes in derselben Ökobilanz-Auswertung eingesetzt werden. Denn ein solches Vorgehen wäre vergleichbar mit einer Rechnung, in der z. B. kanadische Dollars und tschechische Kronen ohne Umrechnung zusammengezählt würden. Jedoch kann die Sachbilanz einer Ökobilanz mit verschiedenen vollständigen nationalen Ökofaktoren-Sets ausgewertet

werden, im Sinne des Postulats der → ISO-Normen, mehrere Gewichtungsmethoden anzuwenden.

Für die Zukunft ist auch vorstellbar, die Ökofaktoren eines Landes mit regionalisierten ausländischen Ökofaktoren zu ergänzen. Dies ist aber nur sinnvoll und möglich, wenn auch der Ort der einzelnen Umwelteinwirkung bekannt ist, was in durchschnittlichen Sachbilanz-Daten meist nicht der Fall ist.

2.2.20 Welche Ansätze zu vollaggregierenden Gewichtungen gibt es in der Europäischen Union?

Die Europäische Union hat eigene, panel-basierte Gewichtungsansätze für Ökobilanzen von Produkten und Organisationen entwickelt. Zusätzlich existieren auch spezifische Formen der UBP-Methode.

Stichwort: Europäische Union

Die Europäische Union (EU) will darauf hinwirken, dass umweltbezogene Aussagen z. B. von Unternehmen und Vorgaben von Behörden auf einer einheitlichen Methode basieren. Dazu hat die EU in den letzten zehn Jahren Ökobilanzmethoden entwickelt für die Beurteilung von Produkten (*Product Environmental Footprint*, PEF) und von Organisationen (*Organisation Environmental Footprint*, OEF)². In beiden Ansätzen sieht die EU in der Bewertung eine Gewichtung vor. Dies ermöglicht ein Resultat in einer einzigen gewichteten (Punkte-)Zahl (→ Vollaggregation). Diese EU-Methoden enthalten Gewichtungsfaktoren für 14 Wirkungskategorien von Umweltbelastungen wie Klimawandel, Versauerung, Landnutzung, Wassernutzung und Ressourcennutzung. Die Gewichtungsmethoden basieren auf drei Ansätzen, bei denen jeweils 100 Gewichtungspunkte auf diese 14 Wirkungskategorien zu verteilen waren: eine Befragung von 2400 Laien in sechs EU-Staaten, eine Befragung von gut 500 Ökobilanz-Fachleuten aus 48 Staaten und letztlich die Beurteilung der 14 Wirkungskategorien aufgrund von fünf Aspekten der potenziell verursachten Schäden (räumliche Verbreitung, zeitliche Dauer, Umkehrbarkeit, Schadensgrösse und -intensität). Die drei Gewichtungsergebnisse wurden gleichgewichtig kombiniert.

Neben diesen Methoden haben in der Ökobilanzierung versierte wissenschaftliche Autoren (Ahbe et al. 2014, Ahbe et al. 2018 sowie Muhl et al. 2019) Anwendungen der UBP-Methode für Deutschland und die gesamte EU entwickelt. Damit kann die UBP-Methode künftig auch im EU-Raum eingesetzt werden. Im Gegensatz zu den schweizerischen → Ökofaktoren sind diejenigen für die EU jedoch noch nicht von den zuständigen Umweltbehörden genehmigt worden.

2.2.21 Ermöglichen «Planetare Belastbarkeitsgrenzen» eine globale UBP-Anwendung?

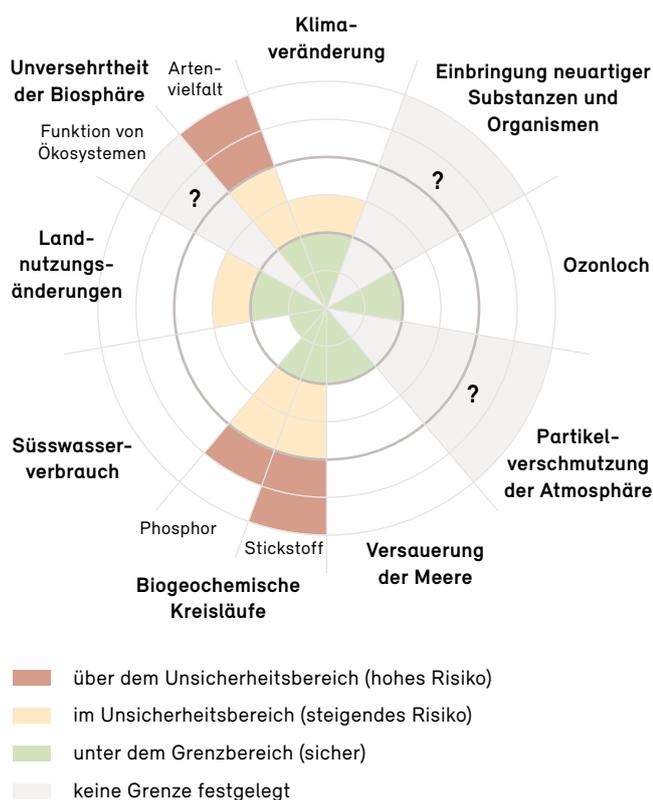
Die «Planetaren Belastbarkeitsgrenzen» sind ein wissenschaftlicher Ansatz, um die weltweiten ökologischen Grenzen und deren aktuelle (Über-)Nutzung zu beschreiben. Es ist denkbar, diese Belastbarkeitsgrenzen zur Herleitung von globalen UBP-Ökofaktoren zu verwenden.

Stichwort: Planetare Belastbarkeitsgrenzen

Das Konzept der Planetaren Belastbarkeitsgrenzen (Steffen et al. 2015) beschreibt ökologische Grenzen, welche einzuhalten sind, um die Stabilität der Ökosysteme und der menschlichen Lebensgrundlagen nicht zu gefährden. Gegenwärtig umfasst das Konzept 9 Dimensionen mit insgesamt 11 Indikatoren. Gemäss Steffen et al. (2015; vgl. Abb. 6) sind heute 4 von 9 Belastbarkeitsgrenzen auf globaler Ebene überschritten: Dies sind die Klimaveränderung («Klimakrise»), die Unversehrtheit der Biosphäre (insbesondere das Artensterben), Landnutzungsänderungen (insbesondere Abholzung) sowie biochemische Kreisläufe (übermässige Phosphor- und Stickstoff-Einträge in die Natur). Weitere Belastungen liegen teilweise (regional) über dem Toleranzwert. Eine Dimension ist noch nicht quantifizierbar, und nur zwei Messwerte liegen in einem tolerablen Bereich (wobei die Versauerung der Ozeane bereits nahe am vorgeschlagenen Grenzwert liegt und der Süsswasserverbrauch von anderen Quellen ebenfalls als regional übernutzt bezeichnet wird).

² <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/EnvironmentalFootprint.html> (abgefragt 29.4.2021)

Abbildung 6
 Planetare ökologische Belastbarkeitsgrenzen und die aktuelle Situation³



Quelle: eigene Darstellung nach Will Steffen et al. 2015

Die Planetaren Belastbarkeitsgrenzen und die UBP-Methode sind strukturell ähnlich: Beide Ansätze fragen für ein Gebiet nach den aktuellen relevanten Umweltauswirkungen und nach dem jeweils einzuhaltenden tolerierten Zielwert. Die Aussagen der Planetaren Belastbarkeitsgrenzen über die zu betrachtenden Kategorien von Umweltwirkungen, zu deren heutiger Nutzung respektive Belastung und zu deren Grenzen könnten deshalb grundsätzlich für eine globale UBP-Anwendung genutzt werden (z. B. Doka 2016 und Sala et al 2016). Einen denkbaren Ansatz haben Frischknecht und Büsser Knöpfel (2015) skizziert.

Gleichwohl bestehen wichtige Unterschiede zwischen den Planetaren Belastbarkeitsgrenzen und den aktuellen Ökofaktoren für die Schweiz:

- **Das Auflösungsvermögen:** Alle 11 konkretisierten Indikatoren sind auch in den aktuellen schweizerischen UBP direkt oder indirekt abgebildet. Über diese 11 Indikatoren hinaus berücksichtigt die UBP-Methode mit den Ökofaktoren für die Schweiz eine Vielzahl weiterer Umwelteinwirkungen wie Schwermetallemissionen, radioaktive Emissionen, viele langlebige und giftige organische Stoffe, hormonaktive Substanzen, die Nutzung energetischer und mineralischer Ressourcen, diverse Abfallarten und Verkehrslärm.
- **Die regional differenzierte Beurteilung:** Im Unterschied zur UBP-Methode mit den Ökofaktoren für die Schweiz werden in den Planetaren Belastbarkeitsgrenzen auch Belastungen, welche sich regional unterschiedlich auswirken, einheitlich auf globaler Ebene betrachtet. Sie sind deshalb als *zusätzlich* zu regionalen und lokalen Grenzen zu verstehen. Eine Kombination mit regionalen Belastbarkeitsgrenzen wurde bisher noch nicht ausgearbeitet, entsprechende wissenschaftliche Diskussionen sind aber im Gange (siehe z. B. Dearing et al. (2014), de Vries et al. (2013), Sabag Muñoz & Gladek (2017).
- **Der formale Status:** Wie unter dem Stichwort → Gewaltenteilung dargestellt, haben Wissenschaften und zuständige Behörden unterschiedliche Aufgaben. In diesem Sinn sind die Planetaren Belastbarkeitsgrenzen ein wichtiger wissenschaftlicher Ausgangspunkt. Sie haben als Gesamtkonzept keine formale Rechtskraft; verbindlich sind immerhin globale Abkommen zu den Belastbarkeitsgrenzen Klimawandel, stratosphärisches Ozon («Ozonloch») und Biodiversität. Die UBP-Methode indessen basiert auf dem aktuellen Umweltrecht. Um sie weiterzuentwickeln, sind umweltrechtliche Änderungen (Gesetze, Verordnungen, internationale Verträge) notwendig.

Fazit: Die beiden Konzepte ergänzen sich. Sie weisen eine hohe Verwandtschaft auf, unterscheiden sich aber in wichtigen Punkten.

Weiterführende Informationen: bafu.admin.ch/ressourcenverbrauch, unter dem Punkt: *Das Konzept der «Planetary Boundaries»*

³ <https://science.sciencemag.org/content/sci/347/6223/1259855/F4.large.jpg?download=true>, abgefragt am 3.4.2021

2.2.22 Wie stehen die UBP-Methode und die Nachhaltigkeitsziele der UNO zueinander?

Die zwei Ansätze haben leichte Berührungspunkte, sind aber qualitativ unterschiedlich und sprechen unterschiedliche Akteure an.

Stichwort: UNO-Nachhaltigkeitsziele

Die Nachhaltigkeitsziele der UNO (*UN Sustainable Development Goals*, kurz *SDG*) beschreiben in 17 Bereichen Ziele einer globalen nachhaltigen Entwicklung. Davon betreffen fünf Ziele direkt die Umweltqualität und die Ressourcennutzung (sauberes Wasser, bezahlbare und saubere Energie, Klimaschutz, Leben unter Wasser, Leben auf dem Land) und weitere vier Ziele indirekt (kein Hunger; Gesundheit; nachhaltige Städte und Gemeinden, verantwortungsvolles Produzieren und Konsumieren); die übrigen Ziele sind gesellschaftlich ausgerichtet. Zur Konkretisierung der 17 Bereichsziele wurden insgesamt 231 Indikatoren definiert. Berührungspunkte zwischen den *SDG* und der UBP-Methode gibt es insofern, als dass die UBP-Methode Umwelteinwirkungen beurteilt, welche mit obigen Zielen direkt (z. B. Treibhausgase oder Abwasserbelastungen) oder indirekt (z. B. Feinstaub und NO_x mit ihren u. a. negativen Gesundheitseffekten) in Verbindung stehen.

Andererseits besteht ein fundamentaler Unterschied zwischen den beiden Ansätzen: Die UBP-Methode beurteilt konkrete Umwelteinwirkungen und macht sie addier- und vergleichbar. Die *SDG* hingegen bieten Ziele und Indikatoren, an denen die Entwicklung von Gesellschaft, Infrastruktur, Wirtschaft etc. gemessen werden kann. Weniger als ein halbes Dutzend der 231 Indikatoren behandeln Grössen, die vergleichbar sind mit den → Ökofaktoren der UBP-Methode. Dazu zählen die Treibhausgas-Emissionen einer Region, die Beurteilung des Wasserstress sowie Indikatoren zum Schutz von Meeres- und Landfläche. Die anderen Indikatoren fragen nach Zuständen und Fortschritten wie z. B. nach der Anzahl Länder, die ökosystem-basierte Ansätze für das Management von Meeresgebieten verwenden, oder nach der Verankerung von Ausbildung zu Klimaschutz und Nachhaltigkeit im Schulbereich.

Die *SDG* sind breit gefasst, ihre Kriterien auf globaler Ebene formuliert. Ihr Messsystem fokussiert auf Ergebnisse, z. B. zu einem Jahresende. Die Ergebnisse können das Resultat unterschiedlicher Handlungen (Gesetze, Projekte etc.) sein. Die UBP-Methode ist demgegenüber enger gefasst, die Umsetzung ist national und basiert im vorliegenden Fall auf der schweizerischen Situation. Ihr Messsystem erlaubt es, einzelne Handlungen und Objekte (Gesetze, Projekte, Produkte etc.) in Bezug auf ihre → Umweltwirkung zu beurteilen.

2.2.23 Welcher Bezug besteht zwischen der UBP-Methode und der Beurteilung der Umweltleistung von Unternehmen?

Die UBP-Methode kann mit verschiedenen Instrumenten des Umweltcontrollings und -reportings kombiniert werden und ermöglicht umfassende Aussagen zur Umweltleistung von Organisationen.

Stichwort: Umweltcontrolling und -reporting

Viele Unternehmen und weitere Organisationen erfassen und beurteilen heutzutage ihre betriebliche Umweltleistung und zunehmend auch die → Umweltwirkung ihrer Produkte und Dienstleistungen. Dies geschieht teils intern für die Führung des Unternehmens, teils nach aussen an die Adresse von Investierenden, der Kundschaft und weiterer interessierter Kreise. Für dieses Umweltcontrolling und -reporting wurden unterschiedliche methodische Ansätze entwickelt, entsprechend der verschiedenen Ziele und Zielgruppen. Die Frage der Bewertung und Gewichtung von Umwelteinwirkungen wird dabei unterschiedlich angegangen.

Alle Unternehmen und Organisationen, die nach der Umweltmanagement-Norm *ISO 14001* zertifiziert sind, führen ein internes Umweltcontrolling durch. Dafür müssen unter anderem relevante Umweltaspekte identifiziert und Ziele zur Verbesserung der Umweltleistung gesetzt sowie die Entwicklung dieser Umweltleistung erfasst und beurteilt werden. Für diese Aufgaben wird von einigen Unternehmen und Organisationen, teils seit vielen Jahren, das Konzept der Ökobilanz gemäss → *ISO 14040/14044* auf die Tätigkeiten des eigenen Unternehmens angewendet. In mancher Unternehmens-Ökobilanz basiert die Bewertung der Umweltaspekte auf der UBP-Methode.

de, da sie es ermöglicht, sehr viele Umwelteinwirkungen zu bewerten und zu vergleichen (→ Stärken). Dadurch hilft die UBP-Methode mit, die relevanten Umweltaspekte einer Organisation zu identifizieren. Durch die Möglichkeit, → Umweltwirkungen zu addieren und Optionen zu vergleichen, unterstützt die UBP-Methode auch die optimierte Planung sowie das Controlling der Umweltleistung.

Andere Konzepte zur Beurteilung der Umweltleistung von Organisationen fokussieren auf einzelne Umweltaspekte. So geht es beim *Greenhouse Gas Protocol* (GGP) wie auch beim *Carbon Disclosure Project* (CDP) einzig um die Berichterstattung über die Treibhausgasemissionen – weitere Umweltthemen werden ausgeklammert. Nun zeichnet sich ab, dass die Systemstrukturierung gemäss GGP sich mit dem Umweltcontrolling nach ISO 14001 und der Bewertung der Umweltaspekte (z. B. mit der UBP-Methode) verbinden lässt. Gemäss der Norm ISO 14001 stehen die eigenen Prozesse einer Organisation im Zentrum ihres Umweltmanagements, da auch die rechtliche Verantwortung zunächst die eigenen Prozesse betrifft. Daneben weist die Norm auf die oft hohe Bedeutung der Produkte und Dienstleistungen hin, welche vom Umweltmanagement ebenfalls zu beachten sind. Hierzu passt die Definition im GGP, welches aus Sicht der Organisation drei Bereiche (*scopes*) definiert. Gemäss dieser Definition erfassen Organisationen ihre Treibhausgasemissionen getrennt für die eigenen Prozesse (Bereich 1), aus der Bereitstellung von Endenergie (in Form von Strom und Fernwärme/Fernkälte; Bereich 2) sowie für alle weiteren Prozesse (z. B. Lieferketten der eingekauften Rohstoffe und Halbfabrikate, Lieferketten der Brenn- und Treibstoffe, Nutzung der Produkte durch die Kundschaft, Transporte durch Dritte usw.; Bereich 3). Einzelne Organisationen berechnen heute die Treibhausgasemissionen unterteilt nach diesen drei Bereichen, erstellen aber darüber hinaus mittels der UBP-Methode oder anderen Umweltbewertungsmethoden eine Gesamt(öko)bilanz.

Daneben bestehen auch Ansätze für das Umweltcontrolling und -reporting, welche auf eine methodisch gestützte Bewertung der Umweltaspekte verzichten, wie z. B. die Berichterstattung nach den GRI-Standards⁴. Die GRI-Standards beschreiben, wie eine Organisation über zahl-

reiche Umwelteinwirkungen und weitere Umweltaspekte berichten soll. Die GRI-Standards bestimmen nicht, welche Aspekte für eine Organisation relevant sind, sondern überlassen diese Einschätzung der anwendenden Organisation. Auch der VfU-Standard⁵ für das betriebliche Umweltreporting der deutschsprachigen Finanzdienstleister verzichtet auf eine Bewertung und Gewichtung der Umweltaspekte.

Die Technische Spezifikation zur Ökobilanzierung von Organisationen ISO TS 14072 (2014) wendet eine → Systemgrenze an, welche die Prozesse innerhalb der Organisation wie auch die Zulieferer (und deren Lieferketten), Entsorger, Kundschaft usw. umfasst. Wie im Rahmen der → ISO-Normen 14040/14044 kann auch in einer solchen Unternehmens-Ökobilanz die UBP-Methode zur Bewertung der Umwelteinwirkungen eingesetzt werden.

⁴ <https://www.globalreporting.org/how-to-use-the-gri-standards/gri-standards-german-translations>, abgefragt am 4.4.2021

⁵ <https://www.vfu.de/tools/#kennzahlen>, abgefragt am 4.4.2021

Teil 2

Methodische Grundlagen

Teil 2 stellt die Methode der ökologischen Knappheit im Detail vor. Die Erläuterungen richten sich an ein professionelles Publikum von Auftraggebern sowie Fachleuten in Forschung und Praxis. Der inhaltliche Schwerpunkt liegt auf den Grundlagen der Methode, den Formeln zur Herleitung der Ökofaktoren und der thematischen Strukturierung der Ökofaktoren 2021.

3 Die Methode der ökologischen Knappheit

3.1 Das Grundprinzip

Die Methode der ökologischen Knappheit ist im Sinne von SETAC (Udo de Haes 1996) eine «Distance-to-Target»-Methode. Die Methode offeriert standardisierte, allgemein anwendbare Gewichtungen («generic weights»).

Zur Gewichtung basiert die Methode primär auf nationalen und zum Teil internationalen Zielen des Umweltschutzes. Solche Ziele sind

- idealerweise rechtsverbindlich erlassen oder zumindest von zuständigen Behörden als Ziele definiert,
- von einer demokratisch gewählten resp. legitimierten Instanz formuliert,
- und möglichst auf die Umweltdimension der Nachhaltigkeit ausgerichtet.

Für die Ermittlung der Ökofaktoren Schweiz gewichtet die Methode anhand der Ziele der schweizerischen Umweltpolitik. In Einzelfällen werden globale, internationale oder regional differenzierte Ziele verwendet und auf die schweizerische Ebene umgerechnet. Die Methode ist, unabhängig von ihrer schweizerischen Implementierung, auch für andere Länder und Regionen anwendbar. Es braucht dazu Informationen zur aktuellen Belastungssituation sowie zu offiziellen Umweltzielen des entsprechenden Landes. Mit der hier beschriebenen Methode wurden in den letzten Jahren Ökofaktoren für Deutschland (Ahbe et al. 2014) und für die Europäische Union sowie ihre Mitgliedsstaaten publiziert (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019).

Die Diskussionen um planetare Grenzen haben dazu motiviert, in der Methode der ökologischen Knappheit statt gesetzlicher Zielwerte die Belastbarkeitsgrenzen des Planeten zu verwenden (Doka 2015).

Die Methode der ökologischen Knappheit eignet sich auch als Grundlage zur Entwicklung einer firmenspezifischen Bewertungsmethode, die intern genutzt wird. Hierzu müssen einerseits die Emissionen und Ressourcennutzungen des Unternehmens bekannt sein. Andererseits muss sich das Unternehmen quantitative Ziele setzen in Bezug auf die einzelnen Schadstoffe und Ressourcen.

Durch die Art und Weise wie der Ökofaktor berechnet wird, erlaubt die Methode der ökologischen Knappheit eine **Optimierung im Rahmen der umweltpolitischen Ziele**.

Die Methode rechnet die verschiedenen Umwelteinwirkungen in Punkte um, so dass die Werte zusammengezählt und untereinander verglichen werden können. Die Ökofaktoren präsentieren sich damit formal wie eine Nutzwertanalyse. Die Ökofaktoren (Nutzwerte) werden aus der gegenwärtigen Umweltsituation (aktueller Fluss) und der durch die Umweltpolitik angestrebten Zielsituation (kritischer Fluss) sowie dem Berechnungsalgorithmus (siehe Teil 2, Kap. 3.3) bestimmt.

3.2 Ursprüngliche Formel und Herleitung der verwendeten Formeldarstellung

Die Methode der ökologischen Knappheit wurde durch Müller-Wenk (1978) eingeführt, von Braunschweig (1982) erstmals und im Hinblick auf die Bewertung der durch das BUWAL 1984 publizierten Ökobilanzen für Packstoffe ein zweites Mal weiterentwickelt (Ahbe et al. 1990).

Ahbe et al. (1990) haben verschiedene zur Berechnung der Ökofaktoren anwendbare Formeln diskutiert. Die von Braunschweig (1982) vorgeschlagene logistische Funktion wurde durch eine Funktion abgelöst, in welcher der Ökofaktor proportional zum Verhältnis aktueller Fluss zu kritischem Fluss ist. Daraus haben die Autoren die folgende Formel abgeleitet:

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1 \text{ UBP}}{F_k} \times \frac{F}{F_k} \times c \quad (1)$$

- F = Aktueller Fluss: Aktuelle jährliche Fracht eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource, bezogen auf die Schweiz
- F_k = Kritischer Fluss: Kritische jährliche Fracht eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource, bezogen auf die Schweiz
- c = 10¹²/a
- UBP = Umweltbelastungspunkt
(die Einheit des bewerteten Ergebnisses)

In der Aktualisierung von Brand et al. (1998) wurde die Formel unverändert belassen. Die folgenden Gründe führten dazu, diese Formel in der zweiten Aktualisierung 2006 mathematisch umzuformen und sanft zu renovieren:

- Die internationale Ökobilanznorm ISO 14044 gibt eine Grundstruktur der Wirkungsabschätzung vor. Diesen Vorgaben soll, wie in Abschnitt 3.3 dargelegt wird, weitgehend entsprochen werden.
- Umweltprobleme können zeitlich oder örtlich stark variieren. Dies ist beispielsweise bei der Ressource Süsswasser der Fall, die in einigen Regionen der Welt sehr knapp, in anderen hingegen im Überfluss vorhanden ist. Da die Schweiz keine Wasserknappheit kennt, gab es in den ersten beiden Versionen der Bewertungsmethode keinen Ökofaktor für die Ressource Süsswasser. In Ökobilanzen von Nahrungsmitteln und Rohstoffen aus ariden Gebieten (z. B. Tomaten aus Südspanien, Baumwolle aus China) konnten diese umweltrelevanten Aspekte nicht berücksichtigt werden. Die im Rahmen der zweiten Aktualisierung 2006 überarbeitete Formel ermöglicht eine regionale wie auch zeitliche Differenzierung.

Da die neue Darstellung auf einer mathematischen Umformung beruht, ergibt sich eine hohe Kontinuität, wobei

- bei gleichen kritischen und aktuellen Flüssen eines Schadstoffes mit der revidierten Formel derselbe Ökofaktor resultiert wie mit der ursprünglichen Formel,
- die lineare Abhängigkeit des Ökofaktors (normiert mit dem kritischen Fluss) vom Verhältnis aktueller Fluss zu kritischem Fluss erhalten bleibt,
- die bereits früher angewendete Charakterisierung wirkungsgleicher Schadstoffe (zum Beispiel Treibhauspotenzial von CO₂, Methan und anderen Treibhausgasen) beibehalten, durch eine Systematisierung aber gleichzeitig erleichtert wird,

- bei der Anwendung der Ökofaktoren alles beim Alten bleibt, indem eine Tabelle mit den Ökofaktoren zur Verfügung gestellt wird, mit denen die Sachbilanzergebnisse bewertet werden können.

Die Darstellung der ursprünglichen Gleichung (1) (Ahbe et al. 1990; Brand et al. 1998) wurde leicht geändert. Mathematisch änderte sich an der Formel dadurch zunächst nichts. Die in (2) und (3) dargestellte Herleitung der mit der Aktualisierung 2006 neu eingeführten Gleichung für gesamtschweizerische jährliche Flüsse eines Einzelschadstoffes aus der ursprünglichen Gleichung (1) zeigt, dass die beiden Darstellungsweisen im Ergebnis identisch sind.

In der ursprünglichen Formel (1) wird zunächst am kritischen Fluss normiert und dann mit einem Verhältnis von F und F_k gewichtet. Gleichung (2) zeigt die um den aktuellen Fluss F/F erweiterte Formel. Durch Umordnung der Koeffizienten gelangt man schliesslich zu Gleichung (3), dem Ausgangspunkt für die seit 2006 verwendeten Ökofaktor-Formel (4), die im folgenden Abschnitt erläutert wird.

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1 \text{ UBP}}{F_k} \times \frac{F}{F_k} \times c \quad (1)$$

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1}{F_k} \times \frac{F}{F} \times \frac{F}{F_k} \times c \quad (2)$$

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1}{F} \times \left(\frac{F}{F_k}\right)^2 \times c \quad (3)$$

3.3 Ökologische Knappheit und die Berechnung der Ökofaktoren

Die Formel

Die Methode der ökologischen Knappheit gewichtet die Umwelteinwirkungen, das heisst die Schadstoffemissionen und die Ressourcennutzungen, mit sogenannten «Ökofaktoren». Der Ökofaktor leitet sich aus der Umweltschutzgesetzgebung oder entsprechenden politischen Zielen ab. In seiner Grundform ist er, entsprechend der ISO-Norm 14044, in die drei Elemente

- Charakterisierung,
- Normierung und
- Gewichtung

gliedert (International Organization for Standardization (ISO) 2006). Ausgangspunkt für die revidierte Ökofaktor-Formel bildet die oben hergeleitete Gleichung (3).

Der Ökofaktor ist für jede Umwelteinwirkung wie folgt definiert:

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{K}_{\text{Charakterisierung (falls zutreffend)}} \times \underbrace{\frac{1 \text{ UBP}}{F_n}}_{\text{Normierung}} \times \underbrace{\left(\frac{F}{F_k}\right)^2}_{\text{Gewichtung}} \times \underbrace{c}_{\text{Konstante}} \quad (4)$$

mit:

- K = Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
- Fluss = Fracht eines Schadstoffs, Verbrauchsmenge einer Ressource, Menge einer charakterisierten Umwelteinwirkung oder Menge eines Austauschs innerhalb der Technosphäre, z. B. Kohlenstoffgehalt im Abfall
- 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 Ökofaktor für das Treibhausgas Lachgas (N₂O), gerundet auf 2 signifikante Stellen, errechnet sich auf Basis dieser Formel wie folgt:

$$270\,000 \text{ UBP/kg} = 265 \times \underbrace{\frac{1 \text{ UBP}}{61\,826\,000\,000}}_{\substack{\text{Charakterisierung} \\ \text{in kg CO}_2\text{-eq/kg}}} \times \underbrace{\frac{(61\,826\,000\,000)^2}{7\,829\,000\,000}}_{\substack{\text{Normierung} \\ \text{in kg CO}_2\text{-eq}}} \times \underbrace{\left(\frac{61\,826\,000\,000}{7\,829\,000\,000}\right)^2}_{\text{Gewichtung}} \times \underbrace{c}_{\text{Konstante}}$$

Charakterisierungsfaktoren werden für Schadstoffe und Ressourcen bestimmt, die einer spezifischen Umwelteinwirkung (beispielsweise dem Treibhauseffekt) zugeordnet werden können. Dabei wird die Wirkung eines bestimmten Schadstoffes (zum Beispiel Treibhauswirksamkeit von Methan) in Beziehung gesetzt zur Wirkung einer Referenzsubstanz (in diesem Beispiel Kohlendioxid). Die Regeln zur Anwendung der Charakterisierung werden in Teil 2, Kapitel 4.4 erörtert.

Die Normierung setzt die Knappheitssituation (Gewichtung) in Beziehung zu den aktuellen Emissionen/Ressourcennutzungen einer Region. Die Normierung erfolgt auf der Basis der gesamtschweizerischen jährlichen Schad-

stoff-Emissionen resp. Ressourcennutzungen. Auch ISO 14044 und die einschlägigen SETAC-Publikationen (wie beispielsweise Udo de Haes 1996) schlagen vor, die Normierung anhand der aktuellen Flüsse einer Region vorzunehmen.

Die abschliessende Gewichtung von Schadstoffen beziehungsweise Ressourcen oder von charakterisierten Umwelteinwirkungen erfolgt anhand ihres «Verhältnisses zur tolerierten Zielmenge» (Distance-to-Target), der sogenannten «**ökologischen Knappheit**». In der Regel verwendet die Methode dazu einerseits die gesamten gegenwärtigen Flüsse einer Umwelteinwirkung in der Schweiz pro Jahr (aktuelle Flüsse) und andererseits die im Rahmen der umweltpolitischen Ziele als maximal zulässig erachteten Flüsse derselben Umwelteinwirkung in der Schweiz pro Jahr (kritische Flüsse). Je nach Ausgestaltung des Umweltziels beziehungsweise der Umweltgesetzgebung werden einzelne Substanzen oder (charakterisierte) Umwelteinwirkungen betrachtet.

Das Verhältnis aktueller zu kritischem Fluss wird im 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.

Die Gewichtung ist eine dimensionslose Grösse, die ausschliesslich vom **Verhältnis des aktuellen zum kritischen Fluss** bestimmt wird. Die absolute Grösse der Flüsse hat keinerlei Einfluss auf die Gewichtung. So resultiert ein identischer Gewichtungsfaktor unabhängig davon, ob beispielsweise ein aktueller Fluss von 2000 t/a und ein kritischer Fluss von 1000 t/a vorhanden sind oder ob diese Flüsse deutlich tiefer bei 6 und 3 kg/a liegen. Das Verhältnis der Flüsse ist in beiden Beispielen jeweils 2 : 1, der Gewichtungsfaktor deshalb in beiden Beispielen 4.

Die Konstante c ist für alle Ökofaktoren identisch und dient der besseren Handhabbarkeit; sie führt zu praktikableren Grössenordnungen und enthält die aus den Mengeneinheiten verbleibende Zeitdimension.

Die Einheit des Ökofaktors ist «Umweltbelastungspunkte (UBP) pro Umwelteinwirkungs-Einheit», also beispiels-

weise «8,3 UBP pro Gramm SO₂», beziehungsweise «Umweltbelastungspunkte (UBP) pro Umweltwirkungseinheit», beispielsweise «1.0 UBP pro Gramm CO₂-Äquivalente».

Die Formel in ihrer neuen Darstellung erlaubt es, zeitlich und örtlich differenzierende Ökofaktoren sowie Ökofaktoren von Untergruppen bestimmter Schadstoffe zu bestimmen, die mit dem Grundkonzept und mit den Schweizer Jahresökofaktoren vollständig kompatibel und somit problemlos kombinierbar sind. Die nachfolgenden Abschnitte beschreiben diese Differenzierungsmöglichkeiten.

3.4 Regionalisierung von Ökofaktoren

Die Aufteilung des Ökofaktors in Charakterisierung, Normierung und Gewichtung erlaubt eine Umrechnung von und auf verschiedene Regionen. Der Gewichtungsfaktor wird mit dem aktuellen und dem kritischen Fluss eines bestimmten Gebietes berechnet. Die Normierung wird in jedem Fall mit dem aktuellen Fluss der Region berechnet, für welche der Ökofaktor gelten soll, das heisst im vorliegenden Fall die Schweiz (siehe Gleichung (5)). Gleichung (5) entspricht der Gleichung (4), wenn Region 1 mit der Schweiz identisch ist.

$$\text{Ökofaktor}_{\text{Region 1}} = K \times \frac{1 \text{ UBP}}{F_n^{\text{CH}}} \times \left(\frac{F_{\text{Region 1}}}{F_k^{\text{Region 1}}} \right)^2 \times c \quad (5)$$

mit:

- K = Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
- Fluss = Fracht eines Schadstoffs, Verbrauchsmenge einer Ressource, Menge einer charakterisierten Umwelteinwirkung oder Menge eines Austauschs innerhalb der Technosphäre, z. B. Kohlenstoffgehalt im Abfall
- F_n^{CH} = Normierungsfluss:
Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Schweiz
- F_{Region 1} = Aktueller Fluss:
Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Region 1
- F_k^{Region 1} = Kritischer Fluss:
Kritischer jährlicher Fluss, bezogen auf die Region 1
- c = Konstante (10¹²/a)
- UBP = Umweltbelastungspunkt:
die Einheit des bewerteten Ergebnisses

Es gibt drei Anwendungsfälle für diese regionalisierte Ökofaktorenberechnung:

1. Ein Gewichtungsfaktor, welcher für eine bestimmte Region ermittelt wird, lässt sich auf die Schweiz normieren und so in die Bewertung integrieren. So kann z. B. für die SO₂-Emissionen in Spanien ein nationaler Gewichtungsfaktor auf der Basis der dortigen aktuellen und kritischen Flüsse berechnet werden. Damit kann der im Vergleich zur Schweiz deutlich grössere Reduktionsbedarf in Spanien Rechnung getragen werden. Mit der Normierung am aktuellen Schweizer Fluss ergibt sich ein mit schweizerischen Ökofaktoren kompatibler Ökofaktor, welcher die Knappheitsverhältnisse in Spanien repräsentiert. Mit diesem Ökofaktor kann nun eine SO₂-Emission in Spanien aus Schweizer Optik bewertet werden.
2. Wo die Umweltpolitik räumlich stark unterschiedliche Ziele setzt, können Ökofaktoren für kleinere Gebiete bestimmt werden (z. B. regionale oder gar standort-spezifische Faktoren), wenn z. B. deutlich kritischere Situationen auftreten, die mit einem schweizerischen Durchschnitts-Faktor nicht bzw. ungenügend abgebildet werden. Der Zustand der schweizerischen Seen beispielsweise ist stark unterschiedlich. Mittellandseen wie der Greifensee oder der Hallwilersee sind stärker mit Phosphor belastet als beispielsweise der Brienzersee oder der Bodensee. Massnahmen zur Verminderung des Phosphoreintrags bei stärker vorbelasteten Seen führen zu einer stärkeren Reduktion der Umweltauswirkungen.
3. Wenn die schweizerische Umweltpolitik vertraglich an internationale Zielsetzungen gebunden ist, werden Gewichtungsfaktoren anhand dieser Ziele für grössere Gebiete als die Schweiz berechnet. Solche, z. B. europäischen Gewichtungsfaktoren, werden dann mit den schweizerischen Verhältnissen normiert. So hat sich die Schweiz beispielsweise mit den Nordsee-Anliegerstaaten auf eine Reduktion der Einleitung von Stickstoff in die Nordsee auf die Hälfte (gegenüber dem Basisjahr 1985) geeinigt.

Wurden innerhalb der Schweiz regional unterschiedliche Ökofaktoren ermittelt, so sollen diese verwendet werden, um den durchschnittlichen schweizerischen Ökofaktor zu berechnen. Dabei wird die gewichtete Summe der regio-

nen Ökofaktoren gebildet. Gleichung (6) beschreibt ein Beispiel mit zwei Regionen:

$$\text{Ökofaktor}^{\text{CH}} = \text{Ökofaktor}^{\text{Region 1}} \times r_1 + \text{Ökofaktor}^{\text{Region 2}} \times r_2 \quad (6)$$

mit:

- r_1 = Anteil des aktuellen Flusses der Region 1 am gesamtschweizerischen aktuellen Fluss
- r_2 = Anteil des aktuellen Flusses der Region 2 am gesamtschweizerischen aktuellen Fluss

Durch die quadratische Funktion des Gewichtungsfaktors ist eine räumliche Differenzierung mathematisch nicht neutral, sondern gibt den stärker belasteten Regionen ein höheres Gewicht.

3.5 Zeitliche Differenzierung von Ökofaktoren

In analoger Art erlaubt die neue Formeldarstellung eine zeitliche Differenzierung der Gewichtung und damit des Ökofaktors. So könnte beispielsweise bei gewissen Luftschadstoffen der aktuelle und der kritische Fluss in zeitliche Perioden, z. B. Sommer- und Winterhalbjahr, unterschieden werden (vgl. Gleichung (7)).

$$\text{Ökofaktor}^{\text{Periode 1}} = K \times \frac{1 \text{ UBP}}{F_n^{\text{Jahr}}} \times \left(\frac{F^{\text{Periode 1}}}{F_k^{\text{Periode 1}}} \right)^2 \times c \quad (7)$$

mit:

- K = Charakterisierungsfaktor eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
- F_{Fluss} = Fracht eines Schadstoffs, Verbrauchsmenge einer Ressource oder Menge einer charakterisierten Umwelteinwirkung oder Menge eines Austauschs innerhalb der Technosphäre, z. B. Kohlenstoffgehalt im Abfall
- F_n^{Jahr} = Normierungsfluss:
Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Schweiz
- $F^{\text{Periode 1}}$ = Aktueller Fluss:
Aktueller jährlicher Fluss, während der Zeitperiode 1 (z. B. tagsüber oder Sommerhalbjahr), bezogen auf die Schweiz
- $F_k^{\text{Periode 1}}$ = Kritischer Fluss:
Kritischer jährlicher Fluss, während der Zeitperiode 1 (z. B. tagsüber oder Sommerhalbjahr), bezogen auf die Schweiz
- c = Konstante ($10^{12}/a$)
- UBP = Umweltbelastungspunkt: die Einheit des bewerteten Ergebnisses

Die sich daraus ergebenden Ökofaktoren können dann wiederum gewichtet zu einem Tages- oder Jahresdurchschnitt zusammengefasst werden. Dies wird an einem Beispiel mit zwei Zeitperioden illustriert.

$$\text{Ökofaktor}^{\text{Jahr}} = \text{Ökofaktor}^{\text{Periode 1}} \times p_1 + \text{Ökofaktor}^{\text{Periode 2}} \times p_2 \quad (8)$$

mit:

- p_1 = Anteil des aktuellen Flusses der Periode 1 am jährlichen aktuellen Fluss
- p_2 = Anteil des aktuellen Flusses der Periode 2 am jährlichen aktuellen Fluss

Die Formel ist für jede Art zeitlicher Differenzierung verwendbar; auch eine Aufteilung in beliebig viele Perioden wäre denkbar, zum Beispiel mit vier Perioden gemäss den vier Jahreszeiten.

Auch hier gilt, dass Situationen, in denen der aktuelle Fluss deutlich über dem kritischen Fluss liegt, infolge des quadratischen Gewichtungsfaktors überproportional stärker gewichtet werden. Deshalb entspricht ein anhand zeitlich differenzierter Ökofaktoren berechneter Jahres-Ökofaktor nicht einem mit Jahresfrachten ermittelten Ökofaktor.

3.6 Ökofaktoren für Schadstoff-Untergruppen

In gewissen Fällen hat der Gesetzgeber ein Umweltziel für eine Schadstoffgruppe erlassen (beispielsweise PM10), nicht jedoch für einzelne Untergruppen, die man möglicherweise in Inventaren ausgewiesen vorfindet oder aus anderen Gründen separat betrachten will oder muss (wie beispielsweise PM2.5). In dieser Situation sollen alle Untergruppen denselben Ökofaktor erhalten wie die gesamte Gruppe, da sich auf Grund der massgebenden Umweltgesetzgebung keine Differenzierung begründen lässt⁶. Das Bilden von Schadstoff-Untergruppen (PM2.5 und PM2.5–10) darf also – gleiches Umweltziel vorausgesetzt – auf die Höhe des Ökofaktors keinen Einfluss haben.

Die ursprüngliche Ökofaktor-Formel erlaubte es nicht, Schadstoffgruppen frei zu differenzieren, da jede Aufteilung von Stoffflüssen zu spürbar höheren Ökofaktoren

⁶ Dies obwohl man davon ausgehen muss, dass PM2.5 tendenziell schädlicher sind als die Gesamtheit der PM10.

führte. Die überarbeitete Formeldarstellung bietet für diese Situationen eine elegante Lösung:

Ökofaktoren für Teile einer Schadstoffgruppe können gebildet werden, indem in der Ökofaktor-Formel für die Normierung der Fluss der gesamten Schadstoffgruppe verwendet wird, in unserem Beispiel also die jährliche, gesamtschweizerische PM10 Fracht.

Da die Untergruppen PM2.5 und PM2.5–10 dasselbe relative Reduktionsziel aufweisen, ist der Gewichtungsfaktor für PM10, für PM2.5–10 und für PM2.5 identisch. Daraus resultieren für PM10, PM2.5 und PM2.5–10 dieselben Ökofaktoren.

$$\text{Ökofaktor}^{PM10} = K \times \frac{1 \text{ UBP}}{F_n^{PM10}} \times \left(\frac{F^{PM10}}{F_k^{PM10}} \right)^2 \times c \quad (9a)$$

$$\text{Ökofaktor}^{PM2.5} = K \times \frac{1 \text{ UBP}}{F_n^{PM10}} \times \left(\frac{F^{PM2.5}}{F_k^{PM2.5}} \right)^2 \times c \quad (9b)$$

$$\text{Ökofaktor}^{PM2.5-10} = K \times \frac{1 \text{ UBP}}{F_n^{PM10}} \times \left(\frac{F^{PM2.5-10}}{F_k^{PM2.5-10}} \right)^2 \times c \quad (9c)$$

So können auf plausible Weise inkonsistente Artefakte vermieden werden, die bisher bei der Aufgliederung von Schadstoff-Gruppen auftraten.

Davon zu unterscheiden sind Substanzen einer Schadstoff-Gruppe, für die ein anderes Reduktionsziel gilt. Diese sind aus der Gruppe herausgelöst und werden separat betrachtet.

4 Grundsätze zur Herleitung von Ökofaktoren

4.1 Berücksichtigung der natürlichen Hintergrundbelastung

Wo immer möglich werden nur die anthropogenen Flüsse für die Berechnung der Ökofaktoren betrachtet (Beispiel: Stickstoff im Gewässer). Natürliche Emissionsquellen wie beispielsweise NMVOC Emissionen aus Wäldern sind durch gesetzliche Vorschriften nicht regulier- beziehungsweise beeinflussbar und liegen deshalb ausserhalb der Systemgrenze.

4.2 Summenparameter

Parameter, die verschiedene Stoffe zusammenfassen (z. B. NMVOC, Gesamtstickstoff), werden verwendet, wenn die umweltpolitischen Ziele nur für den Summenparameter formuliert sind oder die ökologische Wirkung der einzelnen Stoffe ähnlich ist. Als Hilfskonstruktion kann ein Ökofaktor auch für einen Summenparameter berechnet werden, wenn dieser verbreitet in heutigen Sachbilanzen ausgewiesen wird.

Die Verwendung von Summenparametern birgt die Gefahr der Doppelzählung, wenn in Sachbilanz-Datenbanken Substanzen, die bereits in einem Summenparameter enthalten sind, zusätzlich separat ausgewiesen und dadurch zweimal bewertet werden. Nach Möglichkeit sollte daher die Bewertung auf der Ebene der einzelnen Wirksubstanzen erfolgen.

4.3 Vorsorgeprinzip

Je nach Quelle, Land und Themengebiet wird das Vorsorgeprinzip leicht unterschiedlich definiert und gehandhabt. Allen Definitionen gemeinsam ist indessen die Anwendbarkeit bei wissenschaftlich ungenügend gesicherten Ursache-Wirkung-Beziehungen, wobei Hinweise eine Gefährdung der Gesundheit von Mensch, Tier oder Umwelt vermuten lassen (BAG et al. 2003).

Im Zweckartikel des schweizerischen Umweltschutzgesetzes (USG) ist das Vorsorgeprinzip explizit erwähnt: «Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden **könnten**, frühzeitig zu begrenzen.» Aus dem Vorsorgeprinzip kann das Recht oder die Pflicht zu vorsorglichen Massnahmen abgeleitet werden (BAG et al. 2003, S. 4f.)

Selbst wenn eine Unschädlichkeitsschwelle definiert werden kann, sind für gewisse Personen oder Teile der Umwelt weiterhin negative Auswirkungen möglich. Zum Beispiel reagieren Personen unterschiedlich empfindlich auf Belastungen mit Ozon oder anderen Luftschadstoffen. Einwirkungen unterhalb oder ohne Unschädlichkeitsschwelle müssen jedoch nur reduziert werden, soweit dies betrieblich (technisch) machbar und wirtschaftlich tragbar ist. Bei Überschreitungen der Unschädlichkeitsschwelle gilt diese Einschränkung nicht und es muss in jedem Fall reduziert werden. Andere Bundesämter als das BAFU können davon leicht abweichende Definitionen verwenden (BAG et al. 2003, S. 8ff.). Deren Vorgaben sind jedoch für die Herleitung der Ökofaktoren von geringer Relevanz.

4.4 Verwendung von Charakterisierungsfaktoren

Die grundlegende Bedingung für die Anwendung von Charakterisierungsfaktoren ist die **Übereinstimmung der Charakterisierung mit der Intention des Gesetzgebers**.

Zwei Beispiele sollen dies verdeutlichen. Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe (VOC) tragen unterschiedlich stark zur bodennahen Ozonbildung bei. Da jedoch der Gesetzgeber die VOC-Abgabe pro kg VOC erhebt und nicht auf Basis des Ozonbildungspotentials, wird bei den VOC keine Charakterisierung angewendet.

Mit dem aktuellen CO₂-Gesetz werden die Emissionen aller Treibhausgase geregelt. Somit ist bei den Treibhausgasen eine Charakterisierung angezeigt.

Im weiteren gilt:

- a. Die verwendeten Charakterisierungsfaktoren sollen wissenschaftlich anerkannt sein.
- b. Die Charakterisierungsfaktoren können aus politischen Zielvorgaben hergeleitet sein.

4.5 Bestimmung der Normierung

Die zur Gewichtung herangezogenen aktuellen Flüsse sind in der Regel identisch mit den für die Normierung verwendeten Flüssen. Wird aber eine Charakterisierung durchgeführt oder regional oder zeitlich differenziert, so unterscheiden sich aktueller Fluss und Normierungsfluss, falls das Umweltziel nicht auch auf der Basis der charakterisierten Emissionen formuliert ist. Der charakterisierte Fluss umfasst nur diejenigen Stoffflüsse, deren Ökofaktoren über die Charakterisierung bestimmt werden. Ökofaktoren werden gemäss dem Prinzip des höchsten Ökofaktors (Teil 2, Kap. 4.11) immer nur über das strengste Ziel bewertet.

Für die Herleitung der Normierungsflüsse sind gewisse Regeln zu beachten:

- Prioritär sollen die aktuellen jährlichen Frachten der Schweiz verwendet werden. Dies gilt insbesondere und ohne Ausnahme für innerschweizerisch differenzierte Ökofaktoren (standortspezifische oder kantonale Ökofaktoren)
- Falls diese nicht bekannt sind oder die Umwelteinwirkung nicht auftritt, sind europäische oder globale jährliche Frachten zu verwenden, die über das Verhältnis der Bevölkerung, der Fläche oder einer anderen geeigneten Grösse auf «schweizerische» Frachten umgerechnet werden.
- Sind diese nicht bekannt, sollen jährliche Frachten eines einzelnen Industriestaates verwendet werden, ebenfalls korrigiert um das Verhältnis der Bevölkerung, der Fläche oder einer anderen geeigneten Grösse.

Bei Schadstoffen und Ressourcen, die charakterisiert werden, müssen zur Normierung die charakterisierten jährlichen Wirkungen verwendet werden.

4.6 Bestimmung der Gewichtung

Durch die Darstellung der Formel entsteht ein eigenständiger Gewichtungsterm mit dem Verhältnis von F und F_k im Quadrat. Durch die quadratische Gewichtung werden leichte Überschreitungen des kritischen Flusses viel weniger stark gewichtet als deutliche Überschreitungen: Liegt der aktuelle Fluss beispielsweise 10 % über dem kritischen Fluss ($F = 1.1 F_k$), ergibt dies einen Gewichtungsfaktor von 1.21. Liegt der aktuelle Fluss 40 % über dem kritischen Fluss ($F = 1.4 F_k$), resultiert ein Gewichtungsfaktor von rund 2, und bei 100 % Überschreitung des kritischen Flusses ($F = 2 F_k$) beträgt der Gewichtungsfaktor 4.

Für die Gewichtung werden in der Regel nationale jährliche Flüsse verwendet. Je nach Fragestellung können für bestimmte Umweltprobleme standortspezifische, kantonale, nationale, regionale, kontinentale oder globale bzw. saisonale oder jährliche aktuelle und kritische Flüsse zur Anwendung kommen. Die Flüsse werden entsprechend der Umweltziele und idealerweise passend zur Normierung entweder als Einzelsubstanzen oder als charakterisierte Umweltwirkungen quantifiziert.

Aktueller und kritischer Fluss werden in derselben Einheit ausgedrückt. Deshalb ist der Gewichtungsterm einheitenlos.

Die Gewichtungsfunktion ist auch bei örtlich und zeitlich differenzierenden Ökofaktoren quadratisch. Dies im Unterschied zum Vorschlag von Dinkel et al. (2004), bei welchem der Gewichtungsfaktor bei regionalisierten Ökofaktoren linear ist.

Die aktuellen Flüsse sind immer hinsichtlich des Reduktionsziels zu bestimmen. Die Systemgrenze zur Ermittlung des aktuellen Flusses muss identisch sein mit der Systemgrenze zur Ermittlung des kritischen Flusses. Meistens ist der aktuelle Fluss identisch zum Normierungsfluss.

Die kritischen Flüsse werden in der Regel auf politisch verbindliche Zielsetzungen abgestützt (die ihrerseits auf wissenschaftlichen Kenntnissen beruhen können). In erster Linie sind dies gesetzlich festgelegte Schutzziele (Jahresfrachten, Immissionsgrenzwerte). Wo gesetzliche Vorgaben fehlen, wird auf möglichst verbindliche politi-

sche Absichtserklärungen abgestellt (zum Beispiel der Beschluss des Bundesrats zum Netto-Null-Ziel bis 2050 für Treibhausgasemissionen).

4.7 Bestimmung des Ökofaktors

Die Ökofaktoren bilden über die Charakterisierung, Normierung und Gewichtung die politische und gesetzgeberische Bewertung der Umweltrelevanz der Schadstoffemissionen ab. Die Emission eines Schwermetalls in Luft, Boden und Gewässer beispielsweise wird mit einem jeweils eigenen Ökofaktor bewertet, welcher aus den jeweiligen aktuellen und kritischen Flüssen berechnet wird. Daraus ergibt sich normalerweise ein unterschiedlicher Ökofaktor für die Emission eines Schadstoffes in Wasser, Luft oder Boden. Diese Unterschiede widerspiegeln die unterschiedlichen gesetzlichen Anforderungen und aktuellen Belastungen.

4.8 Zeitaspekte zur Bestimmung der Ökofaktoren

In Gesetzen festgelegte Vorgaben, wie z. B. Immissionsgrenzwerte für Luftschadstoffe, enthalten ausser den Übergangsbestimmungen meistens keinen expliziten Zeithorizont. Die Bestimmungen gelten ab deren Inkrafttreten. Bei politischen Vorgaben hingegen können konkrete Ziele für bestimmte Zeitpunkte definiert sein. Mit dem Bericht zur nachhaltigen Entwicklung der Schweiz (Schweizerischer Bundesrat 2016) zeigt der Bundesrat, dass er eine langfristige Sichtweise anstrebt, wie sie bereits in der Bundesverfassung (Art. 73) festgehalten ist. Zudem erwähnt die Präambel der Verfassung die Verantwortung gegenüber zukünftigen Generationen.

Sind für die Bestimmung eines Ökofaktors mehrere politische Zielvorgaben mit (stark) unterschiedlichen Fristigkeiten vorhanden, sollte aufgrund einer Einschätzung der aktuellen politischen Lage entweder einer der Zeitpunkte ausgewählt werden oder eine Interpolation auf einen Zeitpunkt dazwischen durchgeführt werden.

4.9 Zeitaspekte bezüglich Zusammenhang von Ökofaktoren und Einwirkungen

Die Methode der ökologischen Knappheit geht für die Bestimmung der Ökofaktoren von der heutigen Situation aus. Wie ist nun mit Angaben aus den Sachbilanzen umzugehen, welche bereits in weiter Vergangenheit angefallen sind oder erst in ferner Zukunft anfallen werden?

In den Sachbilanzen enthaltene, bereits vor langer Zeit entstandene Einwirkungen können je nach Fragestellung mitbetrachtet werden oder auch nicht. In der Regel ist keine spezielle Anpassung notwendig.

Leicht anders ist die Situation bei Einwirkungen, die durch heutige Prozesse ausgelöst werden, die aber erst in sehr weiter Zukunft (möglicherweise) anfallen werden. Ein Beispiel sind die Langzeitemissionen aus Deponien (in den Daten der UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022 und eco-invent v3 bis 60 000 Jahre in die Zukunft modelliert), die von heute deponierten Abfällen stammen.

Solche Emissionen in ferner Zukunft sollten nicht einfach mit einem Ökofaktor Null bewertet und damit vernachlässigt werden. Andererseits fallen diese Einwirkungen möglicherweise gar nie an: Mit technischem Aufwand sind Deponien praktisch jederzeit sanierbar. Es ist deshalb vertretbar, solche sehr weit in der Zukunft liegenden Emissionen entweder nur teilweise zu berücksichtigen oder aber einen eigenen Ökofaktor zu bestimmen. Die Methode der ökologischen Knappheit orientiert sich grundsätzlich an den gegenwärtigen politischen Vorgaben und umweltrechtlichen Zielen. Damit ist eine abweichende Bewertung von Langzeitemissionen grundsätzlich denkbar, da sich zukünftige Ziele, aber auch die Belastungssituation zum Zeitpunkt des Auftretens der Langzeitemissionen, deutlich von der heutigen Situation unterscheiden können.

In jedem Fall ist sorgfältig zu prüfen, wie die Langzeitemissionen in Sachbilanzdaten erfasst sind. Je nachdem ist eine differenzierende Betrachtung und Bewertung der Langzeitemissionen erforderlich.

4.10 Räumliche Aspekte

Die politischen und gesetzlichen Vorgaben beinhalten manchmal eine räumliche Differenzierung. Dies ist zum Beispiel bei den Grenzwerten für Schadstoffe in Oberflächengewässer und im Grundwasser der Fall. Meistens gelten die Regelungen jedoch unterschiedslos für die ganze Schweiz. Wenn eine relevante Unterscheidung gemacht wird, so sollte dies mit entsprechenden Ökofaktoren abgebildet werden.

Bei regional stark unterschiedlichen Belastungssituationen für Schadstoffe mit einem schweizweit einheitlichen Grenzwert, ist es angezeigt, eine Differenzierung vorzunehmen. Bei Luftschadstoffen sind die Unterschiede meist zu gering oder nicht quantifizierbar. Bei Gewässerschadstoffen können hingegen relevante und quantifizierbare Belastungsunterschiede auftreten (z. B. bei Phosphor in Seen, siehe Teil 3, Kap. 10.3). In solchen Fällen sollen regionalisierte Ökofaktoren angewendet werden, um den gesamtschweizerischen Ökofaktor zu bestimmen (siehe auch Teil 2, Kap. 3.4).

4.11 Auswahl des Ökofaktors bei mehreren Herleitungsmöglichkeiten (Prinzip des höchsten Ökofaktors)

Bei einigen Schadstoffen existieren mehrere mögliche Arten zur Herleitung des Ökofaktors. So können zum Beispiel spezifische Ammoniakemissionen in die Luft aufgrund der politischen Zielvorgabe für Stickstoff, oder aber anhand des Versauerungspotentials bewertet werden. Für die Methode der ökologischen Knappheit gilt der Grundsatz, dass **jeweils der höchste der resultierenden Ökofaktoren** verwendet wird. Die Gewichtung geschieht somit aufgrund der dominierenden bewertbaren Umweltwirkungen.

5 Grundsätze zur Anwendung der Ökofaktoren

5.1 Auswahl der Stoffe

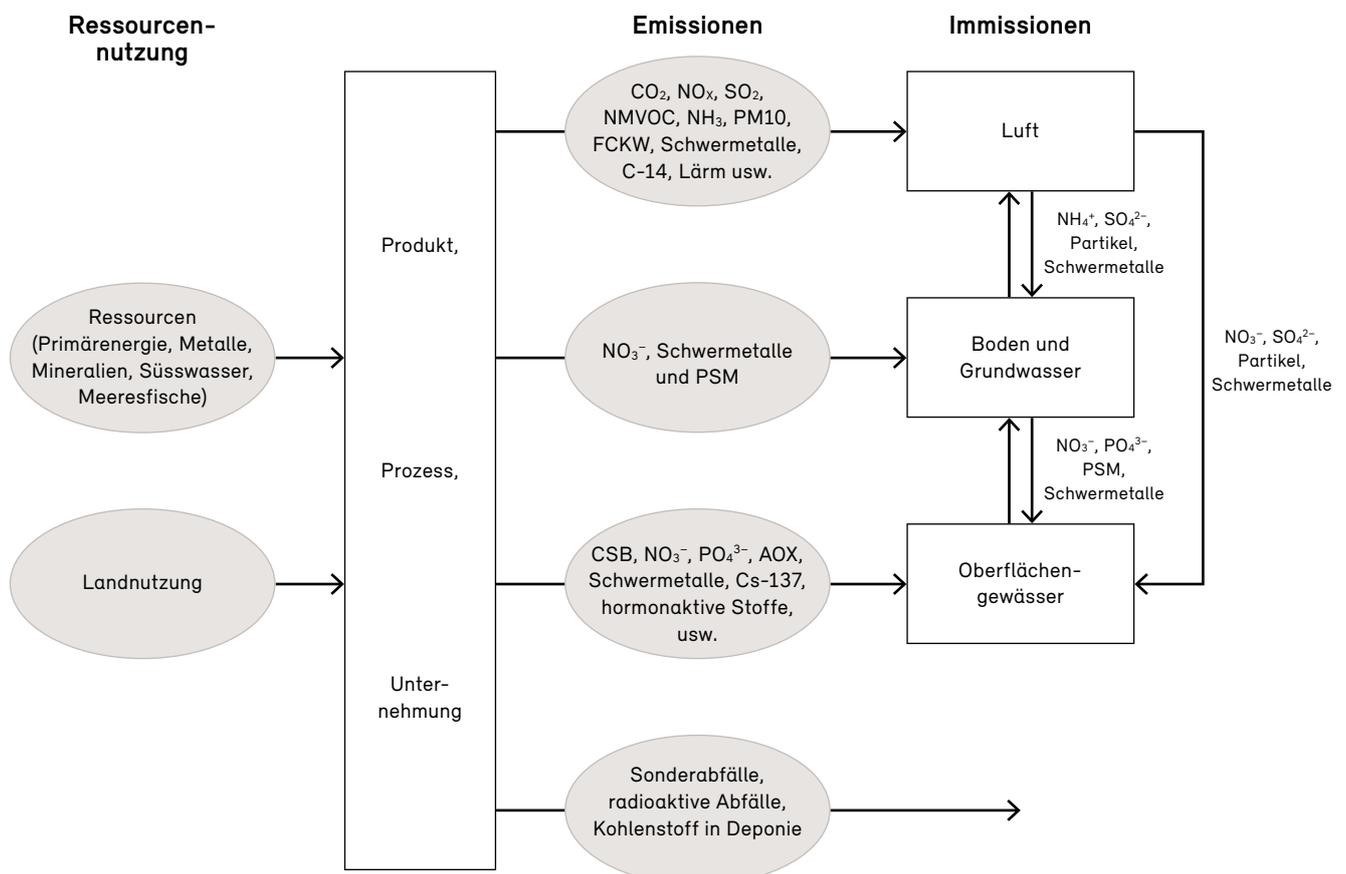
Die ökologische und politische Relevanz ist massgebend dafür, ob für eine Substanz ein Ökofaktor ermittelt wird. Die Liste der gewichtbaren Umwelteinwirkungen ist dadurch begrenzt. Denn die Umweltpolitik setzt bei weitem nicht für alle Stoffe Ziele fest, insbesondere für diejenigen nicht, die in der Schweiz und Europa wenig Umweltrelevanz haben (wie z. B. Emissionen von Sulfat in Gewässer) oder zu denen noch zu wenig bekannt ist (z. B. Nanopartikel). Die Stoffliste konnte jedoch mit jeder Aktualisierung erweitert werden.

Alle Ökofaktoren mit Ausnahme der Dieseleruss-Partikel aus dem bisherigen Bericht (Frischknecht & Büsser Knöpfel 2013b) werden weitergeführt. Mit wenigen Ausnahmen basieren sie auf derselben Herleitung, allerdings mit aktualisierten Werten.

Die Stoffe werden in der Regel am Übergang von der Technosphäre in die Natur erfasst. Diese Grenze ist nicht immer klar definiert – vor allem im Bereich Boden/Grundwasser. Eine detailliertere Erörterung zu dieser Grenze ist im Kapitel «Boden» (Teil 3, Kap. 12.1.2) zu finden. Abbildung 7 zeigt in einer schematischen Übersicht, an wel-

Abbildung 7
Übersicht zur Systemabgrenzung

Die durch Ökofaktoren bewerteten Umwelteinwirkungen sind grau hinterlegt.



chen Orten mit Ökofaktoren Umwelteinwirkungen bewertet werden (grau hinterlegte Felder). Eine Emission soll nur einmal – beim erstmaligen Übertritt von der Technosphäre in die Natur – bewertet werden. Weitere Stoffflüsse innerhalb der Natur, auch von ursprünglich anthropogenen Substanzen, werden nicht berücksichtigt, um Doppelzählungen zu vermeiden.

Reguliert (limitiert) der Gesetzgeber einen Fluss, der die Technosphäre nicht verlässt, wird der Ökofaktor darauf angewendet. In der vorliegenden Fassung ist dies für folgende Flüsse der Fall:

- Kohlenstoffgehalt von Abfällen, die in eine Deponie eingelagert werden;
- Masse der Abfälle, die im Ausland in einer Untertagedeponie eingelagert werden;
- Radiotoxizitätsindex der in Tiefenlagern entsorgten radioaktiven Abfälle.

5.2 Räumliche und zeitliche Gültigkeit der Ökofaktoren

Sachbilanzen von Produkt-Systemen beinhalten meist global verteilte Emissionen und Ressourcennutzungen. In der Anwendung der Ökofaktoren ist deshalb zu berücksichtigen, dass jede Emission so gewichtet wird, wie wenn sie in der Schweiz stattfände (ausser Süsswasserverbrauch, Landnutzung, radioaktive Emissionen und Ölemissionen in die Nordsee). Das führt dazu, dass eine Prozessverlagerung in ein anderes Land bei gleichen spezifischen Emissionen eine Ökobilanz nicht beeinflusst. Während bei global einheitlich wirkenden Umwelteinwirkungen, wie z. B. Treibhausgasen, die Ökofaktoren für alle Emissionen global verwendbar sind, können die Umweltauswirkungen einer Emission oder einer Ressourcennutzung bei einzelnen Schadstoffen regional unterschiedlich sein (z. B. die Emission von Wasserschadstoffen oder die Nutzung von Wasserressourcen). Die im vorhergehenden Kapitel vorgestellte Regionalisierung der Ökofaktoren erlaubt es, solche Unterschiede zu berücksichtigen.

In der Praxis können jedoch für eine Produkt-Ökobilanz die jeweiligen spezifischen regionalen Verhältnisse – in der Regel mangels Informationen über die spezifische Umweltsituationen und die dortigen umweltpolitischen

Ziele – nur mit grossem Aufwand systematisch berücksichtigt werden. Dies würde eine eigenständige systematische Definition von Ökofaktoren für eine andere Region voraussetzen. Denkbar ist jedoch, dass ein in einer Ökobilanz besonders relevanter Ökofaktor im Sinne einer Sensitivitätsanalyse auf die spezifischen regionalen Knappheiten angepasst wird (z. B. spezifische Schadstoffemissionen ins Wasser in einem sehr stark oder einem sehr schwach belasteten Gebiet). Solche fallspezifischen oder wissenschaftlich basierten Ökofaktoren müssen aber mit der gebührenden Vorsicht interpretiert werden.

Möglich ist dieses Vorgehen auch bei der Interpretation einer Standort-Ökobilanz im Umweltmanagement eines Unternehmens oder bei der Beurteilung der vor-Ort-Einwirkungen eines standortgebundenen Projekts (wie z. B. dem Bau eines Tiefenlagers für radioaktive Abfälle).

Da die Ökofaktoren die gegenwärtigen Umweltziele widerspiegeln, nimmt die Aussagekraft mit der Zeit ab. Wie ein Vergleich der Ökofaktoren 1990 mit denjenigen von 1997, 2006, 2013 und 2021 zeigt, haben sich die Belastungssituation, d. h. die aktuellen Flüsse, und die politischen Zielvorgaben, d. h. die kritischen Flüsse, zum Teil deutlich verändert.

Bis ein Umweltproblem in politische Ziele umgesetzt ist, vergeht Zeit. Die Zielwerte enthalten deshalb kaum die aktuellsten wissenschaftlichen Erkenntnisse. Auch die aktuellen Flüsse repräsentieren oft extrapolierte Vergangenheitswerte. Deshalb sind die Ökofaktoren auch in Zukunft in regelmässigen Abständen zu überarbeiten.

6 Datenqualität

Die Angaben zur Datenqualität beziehen sich auf die Grundlagendaten. Für die aktuellen Flüsse wird die Genauigkeit der verfügbaren Daten beschrieben. Für die kritischen Flüsse richtet sich die Einteilung in verschiedene Qualitätsstufen nach der Verbindlichkeit der rechtlichen bzw. politischen Abstützung.

Die Qualität respektive Verbindlichkeit der Daten wird im erläuternden Teil des Berichtes gemäss nachfolgender Tabelle dargestellt:

Tabelle 4

Indikatoren zu Qualität und Verbindlichkeit der Daten

Qualitäts-Indikator	Unsicherheit beim aktuellen Fluss
A	< 20 %
B	20 bis 40 %
C	> 40 %

Verbindlichkeits-Indikator	Herleitung des kritischen Flusses
a	Berechnung oder Ableitung aus Emissions-/ Immissionszielen und/oder politischen Absichtserklärungen
b	Expertenempfehlung/Expertenschätzung
c	Modellannahme Begleitgruppe

7 Charakterisierungen

Charakterisierungsfaktoren beschreiben die relative Umweltwirkung von Stoffen gegenüber einer Referenzsubstanz. Die charakterisierte Grösse wird üblicherweise in Referenzsubstanz-Äquivalenten ausgedrückt. Im Falle der Treibhausgase heisst die Referenzsubstanz Kohlendioxid und die Einheit der charakterisierten Grösse ist kg CO₂-Äquivalente (kg CO₂-eq).

Die Charakterisierungsfaktoren basieren auf wissenschaftlichen Kenntnissen zur relativen Wirksamkeit von Schadstoffen hinsichtlich einer bestimmten Umweltwirkung. Bei den Treibhausgasen bedeutet zum Beispiel der Charakterisierungswert für Lachgas (N₂O) von 265 kg CO₂-eq/kg N₂O, dass 1 kg N₂O die gleiche Treibhauswirksamkeit entfaltet wie 265 kg CO₂.

Abbildung 8
 Grundschemata der Methode der ökologischen Knappheit (Ökofaktoren Schweiz 2021) mit den Schritten Sachbilanzergebnis, Charakterisierung und Gewichtung

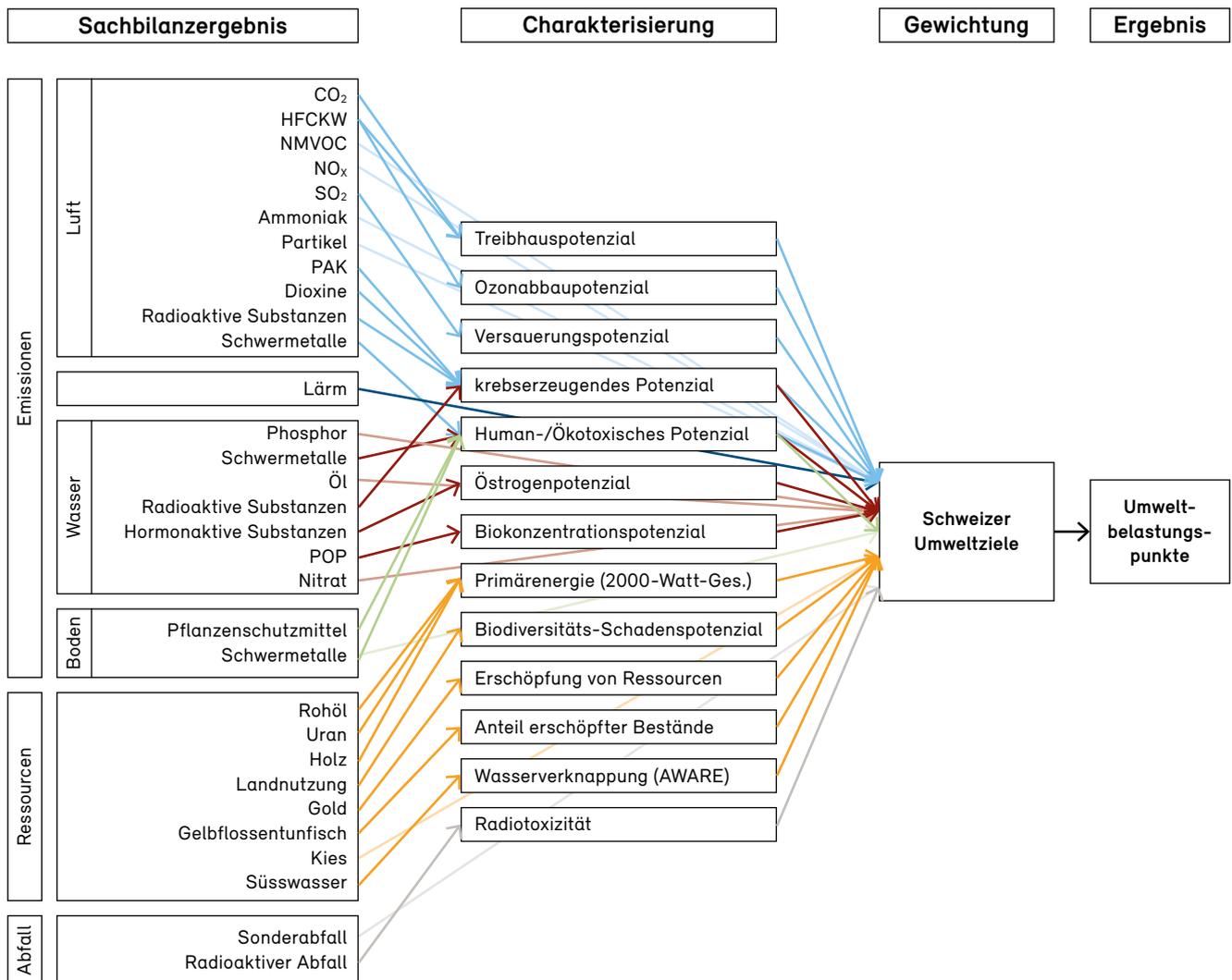


Tabelle 5
Charakterisierungsmethoden, die in UBP 2021 und UBP 2013 verwendet werden

	Abk.	Bezugs-Einheit	Implementierung in der Methode der ökologischen Knappheit		
			2013	2021	Quelle 2021
Treibhauspotenzial (Global Warming Potential)	GWP	kg CO ₂ -eq	Ja	Kap. 9.2	IPCC 2013a
Ozonabbaupotenzial (Ozone Depletion Potential)	ODP	kg R11-eq	Ja	Kap. 9.3	UNEP 2007
Versauerungspotenzial (Acidification Potential)	AP	kg SO ₂ -eq	Ja	Kap. 9.7.6	Guinée et al. 2001a
Humantoxisches Potential von Schwermetall-Emissionen in Luft		kg Cd-eq		Kap. 9.11	Fantke et al. 2018
Ökotoxisches Potential von Schwermetall-Emissionen in Luft		kg Cd-eq		Kap. 9.11	Fantke et al. 2018
Krebs erzeugendes Potential von PAK-, Dioxin- und Furan- sowie Benzolemissionen in Luft	CTU	CTUh	Ja	Kap. 9.10	Fantke et al. 2018
Krebs erzeugendes Potential radioaktiver Emissionen in Luft		kBq C-14-eq	Ja	Kap. 9.12	Frischknecht et al. 2000
Humantoxisches Potential von Schwermetall-Emissionen in Oberflächengewässer		kg As-eq		Kap. 10.5	Fantke et al. 2018
Ökotoxisches Potential von Schwermetall-Emissionen in Oberflächengewässer		kg As-eq		Kap. 10.5	Fantke et al. 2018
Krebs erzeugendes Potential radioaktiver Emissionen in Oberflächengewässer		kBq U-235-eq	Ja	Kap. 10.6	Frischknecht et al. 2000
Krebs erzeugendes Potential radioaktiver Emissionen in Meere		kBq C-14-eq	Ja	Kap. 10.7	Frischknecht et al. 2000
Östrogenes Potential hormonaktive Substanzen		kg E2-eq	Ja	Kap. 10.11	Rutishauser et al. 2004
Biokonzentrationsfaktor von persistenten organischen Schadstoffen	POP	2,4,6-Tribromphenol-eq	Ja	Kap. 10.12	Ruiz et al. 2012
Humantoxisches Potential von Schwermetall-Emissionen in den Boden		kg Zn-eq		Kap. 12.2	Fantke et al. 2018
Ökotoxisches Potential von Schwermetall-Emissionen in den Boden		kg Zn-eq		Kap. 12.2	Fantke et al. 2018
Humantoxisches Potential von Pflanzenschutzmitteln		kg Glyphosat-eq		Kap. 12.3	Fantke et al. 2018
Ökotoxisches Potential von Pflanzenschutzmitteln		kg Glyphosat-eq		Kap. 12.3	Fantke et al. 2018
2000W-Gesellschaft Primärenergie-Ressourcen		MJ Öl-eq	Ja	Kap. 13.2	–
Biodiversitäts-Schadenspotenzial durch Landnutzung (Biodiversity Damage Potential)	BDP	m ² Siedlungsflächen-eq	Ja	Kap. 13.3	Chaudhary et al. 2015; Chaudhary & Brooks 2018
Wasserknappheit durch Wasserverbrauch	AWARE	m ³ Wasser-eq		Kap. 13.6	Boulay et al. 2017
Erschöpfung abiotischer Primärressourcen (Abiotic Depletion Potential), ultimative Reserven (Gehalt in Erdkruste)	ADP	kg Sb-eq	Ja	Kap. 13.4	van Oers et al. 2019
Anteil erschöpfter Bestände (Depleted Stock Fraction)	DSF	kg PS-eq		Kap. 13.7	Hélias et al. 2018
Radiotoxizität radioaktiver Abfälle	RTI	cm ³ HAA-eq	Ja	Kap. 14.4	NAGRA (2014)

Die Quellenangaben beziehen sich auf UBP 2021

Bei der Methode der ökologischen Knappheit ist die Anwendung der Charakterisierung dann zulässig, wenn die entsprechende Umweltwirkung bei der Festlegung des Ziels eine massgebliche Rolle gespielt hat. So ist im aktuellen CO₂-Gesetz gesetzlich verankert, dass alle Treibhausgase berücksichtigt werden müssen. Deshalb ist die Verwendung der Treibhauspotentiale möglich und angezeigt.

Die Charakterisierung ist jedoch nicht in jedem theoretisch möglichen Fall angezeigt. Sie ist dann nicht zu verwenden, wenn die Umweltwirkung der Charakterisierung nicht mit der Absicht des Gesetzgebers in Bezug auf die Festlegung des Reduktionszieles (beziehungsweise des Grenz- oder Zielwertes) übereinstimmt. So hat der Gesetzgeber eine einheitliche VOC-Abgabe erlassen. Eine Charakterisierung einzelner NMVOC gemäss deren photochemischen Oxidationspotenzialen (POCP) ist deshalb nicht angezeigt.

Die Ökofaktor-Formel enthält einen expliziten Charakterisierungsterm (K). Tabelle 5 und Abbildung 8 listen die im vorliegenden Bericht verwendeten Charakterisierungen auf und stellen sie zudem denjenigen von UBP 2013 gegenüber. Neu dazu gekommen sind eine Charakterisierung der Schwermetallemissionen in Luft, Wasser und Boden. Für Pflanzenschutzmittel in den Boden wird ein neuer Ansatz der Charakterisierung angewendet. Die Biodiversitätsverluste durch die Landnutzung werden mit dem aktuellsten und umfassendsten Ansatz charakterisiert.

8 Gruppierung nach Umweltthemen

Im Sinne einer Annäherung an das Konzept von sogenannten Midpoint-Indikatoren wurden die Ökofaktoren 2013 erstmals für die Verwendung in Ökobilanz-Werkzeugen weitgehend nach Umweltwirkungen beziehungsweise Umweltthemen gruppiert.

Die Umweltthemen und die Zuordnung von Ressourcen und Schadstoffen sind in Tabelle 6 aufgelistet. Aus

praktischen Gründen ist die Liste eine Kombination aus wirkungsorientierten Gruppen (Klimawandel, Ozonschichtabbau) und eher themenorientierten Gruppen (Hauptluftschadstoffe und Partikel, Schwermetalle). Oftmals regulieren die Gesetze den Ausstoss einzelner Schadstoffe und nicht direkt deren Wirkung auf Umwelt oder den Menschen. Im Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundes (Schweizerischer Bundes-

Tabelle 6
Zuordnung von Schadstoffen und Ressourcen zu Umweltwirkungen und -themen

Deutsch	Englisch	Schadstoffe, Ressourcen
Wasser-Ressourcen	Water resources	Verbrauchende Nutzung von Oberflächenwasser, Grundwasser und fossilem Wasser aus Aquiferen
Energie-Ressourcen	Energy resources	<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)	Mineral primary resources	dissipative (verbrauchende) Nutzung von Aluminium (in Bauxit), Cadmium, Chrom, Eisenerz, Indium, Kupfer, Dolomit, Kalkstein, Kies, Phosphor, etc.
Biotische Ressourcen	Biotic resources	Meeresfische, Wildfang
Landnutzung	Land use	Landnutzungen verschiedenster Art
Klimawandel	Climate change	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, FKW, PFK, SF ₆ , NF ₃ etc.
Ozonschichtabbau	Ozone layer depletion	FCKW, H-FCKW, Halone, Ether und Etherverbindungen
Hauptschadstoffe und Partikel	Main pollutants and PM	SO ₂ , NO _x , NMVOC, NH ₃ , PM10, PM2.5
Krebserregende Stoffe in Luft	Carcinogenic substances into air	Benzol, Dioxine, PAK
Schwermetalle in Luft	Heavy metals into air	Blei, Cadmium, Quecksilber, Zink, Kupfer, Nickel, Chrom
Wasserschadstoffe	Water pollutants	Stickstoff, Nitrat, Phosphor, CSB, AOX, Chloroform, PAK, hormonaktive Stoffe
Schwermetalle ins Wasser	Heavy metals into water	Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, Eisen, Mangan
POP ins Wasser	POP into water	persistente organische Schadstoffe
Pestizide in den Boden	Pesticides into soil	Pflanzenschutzmittel
Schwermetalle in den Boden	Heavy metals into soil	Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Zink, Nickel, Chrom
Radioaktive Substanzen in die Luft	Radioactive substances into air	Kohlenstoff-14, Cäsium 137, Iod-129, etc.
Radioaktive Substanzen ins Wasser	Radioactive substances into water	Kohlenstoff-14, Cäsium 137, Iod-129, etc.
Lärm	Noise	Lärmemissionen von Lkw, Pkw, Bahn und Flugzeugen
Abfälle, nicht radioaktiv	Waste, non radioactive	In Untertagedeponien gelagerte Sonderabfälle, Deponierung C-haltiger Abfälle, Landschaftsveränderung durch Deponierung, Makro- und Mikroplastik
Radioaktive Abfälle in Endlager	Radioactive waste to deposit	In Endlager deponierte radioaktive Abfälle

rat 2009) werden beispielsweise die Luftreinhalteziele in Form von tolerierbaren Jahresfrachten der Luftschadstoffe NO_x , SO_2 , NMVOC, NH_3 und Partikel beschrieben.

Auf eine konsequent und durchgängig eingesetzte Charakterisierung wird weiterhin verzichtet. Dies hat in erster Linie fachliche Gründe. Die Ziele der Umweltpolitik beziehen sich in den meisten Fällen auf Einzelsubstanzen. Mit diesen Zielen wird aber oftmals eine Reduktion aller oder mehrerer möglicher negativer Umweltauswirkungen der betreffenden Einzelsubstanz angestrebt. Klassifizierung und Charakterisierung erübrigen sich dadurch. Sie würden sogar zu einer mehrfachen Bewertung führen.

Teil 3

Herleitung der Ökofaktoren für die Schweiz

Teil 3 beschreibt im Detail die Herleitung der Ökofaktoren. Fachleute finden hier die wissenschaftlichen und umweltpolitischen Grundlagen der Bewertung von Emissionen, Ressourcennutzung und weiteren Stoffflüssen mittels der UBP-Methode.

9 Emissionen in die Luft

9.1 Einleitung

9.1.1 Auswahl der Stoffe

Die Auswahl der Luftschadstoffe erfolgte aufgrund ihrer gesamtschweizerischen ökologischen Relevanz und der Verfügbarkeit statistischer Daten. Ergänzend werden mittels Charakterisierung Ökofaktoren für Treibhausgase, und für ozonschichtabbauende, versauernde, kanzerogene und radioaktive Substanzen berechnet.

Aufgrund verschiedener Massnahmen konnten die Emissionen in den vergangenen Jahren in die Luft teilweise deutlich gesenkt werden. Die verbleibenden Emissionen und deren Auswirkungen in der Schweiz sind deshalb zum Teil von untergeordneter Bedeutung. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Ökofaktoren nicht nur für Emissionen schweizerischer Prozesse, sondern auch für diejenigen der im Ausland ablaufenden Prozesse angewendet werden. Für Substanzen, welche in der Schweiz allenfalls unproblematisch, im Ausland aber möglicherweise weiterhin ökologisch relevant sind, wird deshalb ein Ökofaktor beibehalten.

Die mit einem Ökofaktor bewerteten Luftschadstoffe sind in Tabelle 7 zusammengestellt. Es ist zudem in groben Kategorien angegeben, welche Wirkungen die Schadstoffe haben und welche davon für die Festlegung des Ökofaktors massgebend ist.

9.2 CO₂ und weitere Treibhausgase

9.2.1 Umweltwirkung

Die globale Erwärmung um 0,75 bis 0,99 °C in den vergangenen rund 100 Jahren sind mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit durch die menschlich verursachte Verstärkung des Treibhauseffektes mitverursacht (IPCC 2019). Die Erwärmung in der Schweiz fällt doppelt so stark aus wie im globalen Mittel (Schweizerischer Bundesrat 2016) und wird sich fortsetzen. Modellrechnungen zeigen, dass zwischen 1990 und 2100, je nach Entwicklung der Treibhausgasemissionen, eine Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur um 0,3 bis 4,8 °C und ein Anstieg des Meeresspiegels um 26 bis 82 cm zu erwarten sind (IPCC 2013b). Es soll zudem

regional unterschiedlich mehr Niederschlag und Extremereignisse geben. Es ist gut belegt, dass sich die globale Temperatur in den letzten 10 000 Jahren zu keiner Zeit in vergleichbarer Geschwindigkeit verändert hat.

Die Strategie Nachhaltige Entwicklung (Schweizerischer Bundesrat 2016) nennt die Reduktion der CO₂-Emissionen als ein prioritäres umweltpolitisches Ziel. Es sind mehrere Massnahmen in Kraft oder in Vorbereitung (Gebäudeprogramm, Emissionsvorschriften für Personenwagen, CO₂-Abgabe, Emissionshandelssystem, Kompensationspflicht bei Treibstoffen, etc.), die auf eine Reduktion der CO₂-Emissionen hinwirken. Auch die Flugtreibstoffe sollen – über ein internationales Abkommen – künftig miteinbezogen werden.

Die Treibhausgase CO₂, CH₄ (Methan) und N₂O (Lachgas) sind für die Klimaerwärmung am bedeutendsten. Zusätzlich sind verschiedene chlorierte und fluorierte Kohlenwasserstoffe (FCKW, HFCKW, HFKW, PFKW) sowie SF₆ direkt treibhauswirksam. Obwohl die Treibhauswirkung der letztgenannten Substanzen pro Kilogramm einige tausendmal höher liegen kann als diejenige von CO₂, haben sie an der Gesamtbilanz der Schweiz nur einen geringen Anteil von 2 bis 3 % (siehe Tab. 9).

9.2.2 Charakterisierung

Vom Menschen verursachte Treibhausgasemissionen sind die Haupttreiber der globalen Klimaerwärmung. Sobald die Treibhausgase in der Atmosphäre sind, entfalten sie ihre erwärmende Wirkung.

Als Informationsgrundlage für die Treibhauspotentiale (GWP, global warming potential) verschiedener Gase dient die aktuelle Publikation des IPCC (2013a), obwohl in der Schweizer Gesetzgebung und in internationalen Übereinkommen die GWP Werte gemäss IPCC 2007 verwendet werden. Die Referenzsubstanz ist Kohlendioxid (CO₂). Bei Bedarf werden die Potentiale neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen angepasst und neue Substanzen werden beschrieben. Die Werte variieren mit der Zeitperiode, über die man die Effekte summiert. Üblicherweise kommen die GWP₁₀₀ (Integrationszeit 100 Jahre) zur Anwendung (siehe Tab. 8, und die vollständige Liste in Anhang A2), so auch für die

Tabelle 7
Wirkungsmechanismen der bewerteten Luftschadstoffe

	Umwelt								Mensch					Charakterisierung	Bemerkungen
	Treibhauseffekt (GWP)	Ozonabbaupotential (ODP)	Ozonbildungspotential (POCP)	Eutrophierung	Versauerung	Pflanzenschädigungen	Beeinträchtigung Bodenfruchtbarkeit	Schäden an Bauwerken	Atemwegserkrankungen	Kanzerogenität	Erbgutschädigung	Embryoschädigung	andere/weitere Schädigungen		
CO ₂ und weitere Treibhausgase	#	x	x											GWP	
Ozonschichtabbauende Substanzen	x	#	x											ODP	
NMVOCs			#			x		x	x		x	x		-	
Stickoxide (NO _x)			*	*	*	x		x						-	Zielvorgabe soll Mensch, Tier und Pflanzen schützen
Ammoniak (NH ₃)				*	*		x							-	Zielvorgabe soll die Ökosysteme schützen. Alternative Bewertung über AP
SO ₂ und weitere versauernde Substanzen					#	x	x	x						AP	
Partikel								#	x			x		-	Herleitung aus LRV
krebserzeugende Schadstoffe (Benzol, PAK, Dioxine/Furane)			x						#	(x)	x	x		CTUh	Anwendung Vorsorgeprinzip
Blei (Pb)						x	#					x		CTUh/ CTUe	Luftemissionen werden mit dem Gewichtungsfaktor für den Boden bewertet, da dort die grösste Knappheit besteht
Cadmium (Cd)							#	x	x		(x)	x		CTUh/ CTUe	dito
Zink (Zn)						x	#					x		CTUh/ CTUe	dito
Quecksilber (Hg)						x	x		#			x		CTUh/ CTUe	Bewertung via Charakterisierung
Radioaktive Isotope									#	x				C14	

x Wirkung, bzw. Zusammenhang nachgewiesen
(x) Wirkung, bzw. Zusammenhang vermutet
Für die Bestimmung des Ökofaktors massgebende Wirkung
* Mehrere Wirkungen massgebend

Charakterisierung in der in diesem Bericht beschriebenen Methode.

Der aktuelle 5. IPCC Sachstandsbericht (IPCC 2013b) bewertet die relative Treibhauswirksamkeit etwas anders als dies im 4. Sachstandsbericht von 2007 (IPCC 2007) der Fall war. Die Treibhauspotenziale von letzterem bilden die Grundlage für die nationalen Treibhausgasinventare. Die Veränderungen bei den GWPs sind vor allem auf Fortschritte im Strahlungsmodell zurückzuführen.

Die Treibhauswirksamkeit der Emissionen der Luftfahrt wird gemäss der langfristigen Klimastrategie der Schweiz (Schweizerischer Bundesrat 2021) berücksichtigt. Gemäss der genannten Publikation muss ein RFI-Faktor von 2,5 auf den CO₂-Emissionen angewendet werden, um die Treibhauswirksamkeit der Schadstoffemissionen des Flugverkehrs angemessen zu berücksichtigen. Die CO₂-Emissionen von Kerosin, das in Flugzeugen verbrannt wird, werden deshalb mit einem Treibhauspotenzial von 2,5 kg CO₂-eq pro kg CO₂ charakterisiert.

Einige Treibhausgase schädigen auch die Ozonschicht und werden daher auch über ihr Ozonschicht abbauendes Potential beurteilt, wobei jeweils der höhere der resultie-

renden Ökofaktoren verwendet wird. Weitere ökologische Wirkungen der Treibhausgase (beispielsweise die herbizide Wirkung von Abbauprodukten von Fluorkohlenwasserstoffen) werden hier vernachlässigt.

9.2.3 Normierung

Der Normierungsfluss wird mit den aktuellen Treibhauspotenzialen berechnet, da eine Charakterisierung der Treibhausgase mit den aktuellen Treibhauspotenzialen (IPCC 2013b) vorgenommen wird. Die Treibhausgasemissionen gemittelt über die Jahre 2016 – 2018 betragen rund 62 Mio. t CO₂-eq/a (siehe Tab. 9).

9.2.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss ist identisch mit dem Normierungsfluss und liegt bei 61,826 Mio. t CO₂-eq (Tab. 9).

In der Schweiz besteht somit sowohl ein mittel- wie auch eine langfristige Zielvorgabe für eine Reduktion der Treibhausgase. Der Bundesrat hat in seiner Strategie Nachhaltige Entwicklung 2016 – 2019 (Schweizerischer Bundesrat 2012, 2016) festgehalten, dass für die Erreichung des 2 °C Ziels von den Industriestaaten bis 2030 eine Reduktion der Treibhausgase um 50 % im Vergleich zum Emissionsniveau im Jahre 1990 gefordert ist. Weiter hat der Bundesrat am 28. August

Tabelle 8
Treibhauspotenziale der im Kyoto- und Montreal-Protokoll geregelten Substanzen

		GWP100	
		in diesem Bericht verwendet (IPCC 2013a) (kg CO ₂ -eq/kg)	im Kyoto Protokoll verwendet (IPCC 2007) (kg CO ₂ -eq/kg)
Kohlendioxid	CO ₂	1	1
Kohlendioxid und andere klimawirksame Komponenten aus der Luftfahrt	CO ₂ +	2,5 **	1
Methan	CH ₄	30	25
Lachgas	N ₂ O	265	298
Fluorchlorkohlenwasserstoffe *	FCKW/HFCKW	5820 – 13'900	5 – 14 400
teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe	HFKW	< 1 – 12 400	124 – 14 800
Perfluorierte Kohlenwasserstoffe	PFKW	< 1 – 11 100	7390 – 12 200
Schwefelhexafluorid	SF ₆	23 500	22 800
Stickstofftrifluorid	NF ₃	16 100	17 200

* Diese Substanzen sind im Montreal-Protokoll (UNEP 2007) geregelt.

** nicht nach GWP100, die weiteren klimawirksamen Effekte werden gemäss langfristiger Klimastrategie der Schweiz als Vielfaches der CO₂-Wirkung ausgedrückt.

2019 beschlossen, bis 2050 die Treibhausgasemissionen auf Netto Null zu senken. Mit dem Netto-Null-Ziel bis 2050 will die Schweiz zur Erreichung des international vereinbarten Ziels beitragen, die globale Klimaerwärmung auf maximal 1,5 °C gegenüber der vorindustriellen Zeit zu begrenzen.

Für den Ökofaktor für Treibhausgase wird in Absprache mit dem BAFU ein Reduktionsziel für das Jahr 2040 definiert. Es entspricht einer Reduktion von 75 % gegenüber dem Emissionsniveau von 2030 oder einer Reduktion von 87,5 % bis zum Jahr 2040 gegenüber dem Emissionsniveau im Referenzjahr 1990. Die restlichen 25 % der Emissionsreduktion ausgehend vom Emissionsniveau 2030 zur Erreichung des Netto-Null-Ziels bis 2050 sollen zwischen 2040 und 2050 erfolgen.

Eine Reduktion der Treibhausgase um 87,5 % gegenüber 1990 resultiert in einem kritischen Fluss von rund 7,8 Mio. t CO₂-eq für das Jahr 2040. Es sind darin alle Quellen, nicht aber der Sektor Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (z. B. die Senkenwirkung der Wälder) enthalten.

Zusätzlich zur nötigen, massiven Reduktion der Treibhausgasemissionen muss zukünftig CO₂ der Atmosphäre entnommen und dauerhaft gespeichert werden (sog. negative Emissionen), damit die langfristigen Klimaziele erreicht wer-

den können. Heute sind verschiedene Negativemissionstechnologien (NET) bekannt, jedoch entweder in der Praxis noch nicht erprobt oder nicht in einem klimawirksamen Umfang einsatzbereit (*Negativemissionstechnologien*). Die Erforschung und der Aufbau der NET bedeuten zusätzliche Anstrengungen und verursachen entsprechend zusätzliche Emissionen und Belastungen für die Umwelt, die hier nicht adressiert werden. Der hier eingeführte und verwendete Ansatz unterschätzt daher den Ökofaktor für Treibhausgase.

9.2.5 Ökofaktoren für Treibhausgase

Der Ökofaktor für Treibhausgase wird basierend auf dem breit akzeptierten «1,5 Grad Ziel» ermittelt, was einer Reduktion der Treibhausgas-Emissionen der Schweiz von 1990 um 87,5 % bis 2040 entspricht.

Der Ökofaktor hat gegenüber 2013 um mehr als 100 % zugenommen.

9.2.6 Ökofaktoren weiterer Treibhausgase

Die weiteren Treibhausgase tragen zusammen zu rund 17 % der Treibhausgasemissionen der Schweizer Emissionen bei (Tab. 9). Deren Ökofaktoren werden über die Charakterisierung mittels Treibhauspotential (GWP₁₀₀ gemäss IPCC 2013a) bestimmt (vgl. Tab. 11 und die ausführliche Liste in Anhang A2).

Tabelle 9

Emissionen von Treibhausgasen in der Schweiz

gemäss BAFU (2012d, 2020c), gewichtet mit der Treibhauswirksamkeit (GWP₁₀₀) gemäss IPCC (2013a)

	GWP ₁₀₀ (IPCC 2013b) (CO ₂ -eq)	Emissionen 3-Jahresmittel 2016 – 2018 (1000 t CO ₂ -eq)	Prozentualer Anteil an Treibhausgasemissionen
CO ₂	1	38 176	61,7 %
CO ₂ und andere klimawirksame Komponenten aus der Luftfahrt	2,5 *	13 385	21,7 %
CO ₂ Schifffahrt	1	22	0,04 %
CH ₄	30	5856	9,5 %
N ₂ O	265	2663	4,3 %
HFKW	< 1 – 12 400	1503	2,4 %
PFKW	< 1 – 11 100	29	0,05 %
SF ₆	23 500	191	0,3 %
Total		61 826	100 %

* nicht nach GWP100, die weiteren klimawirksamen Effekte werden gemäss langfristiger Klimastrategie der Schweiz als Vielfaches der CO₂-Wirkung ausgedrückt.

Für Substanzen, die sowohl zum Treibhauseffekt beitragen als auch ozonschichtabbauend wirken, werden beide Ökofaktoren berechnet und der jeweils höhere wird verwendet.

9.2.7 Ökofaktoren aus Treibhauswirkung für Kohlenmonoxid (CO)

Das 3-Jahresmittel (2016 – 2018) der Kohlenmonoxid-Emissionen beträgt 159 091 t (BAFU 2020a). IPCC (2001) erwähnt eine Spanne von 1 bis 3 kg CO₂-eq/kg CO für das GWP₁₀₀ von CO. Stöchiometrisch entstehen 1,57 kg CO₂ pro kg CO. Für das GWP₁₀₀ von CO wird dieser Wert angenommen. Daraus ergibt sich ein Ökofaktor von 1,60 UBP/g CO.

9.3 Ozonschichtabbauende Substanzen

9.3.1 Ökologische Wirkung

Die Reduktion der Ozonschicht in der Stratosphäre ist durch flüchtige stabile Verbindungen verursacht, die Chlor- und/oder Bromatome enthalten.

Die Ozonschicht schützt die Biosphäre vor einem Teil der ultravioletten Strahlung der Sonne. Ein Abbau der Ozonschicht vergrössert deshalb beim Menschen und bei Tieren unter anderem die Rate, an Hautkrebs und Augenleiden (Grüner Star) zu erkranken und bei allen Lebewesen die

Tabelle 10
Ökofaktor für CO₂ und weitere Treibhausgase in UBP/g CO₂-Äquivalenten

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (1000 t CO ₂ -eq/a)	61 826	A	Emissionen nach Kyoto gem. Treibhausgasinventar, mit GWP100 gemäss IPCC (2013a)	53 040
Aktueller Fluss (1000 t CO ₂ -eq/a)	61 826	A	Emissionen nach Kyoto gem. Treibhausgasinventar, mit GWP100 gemäss IPCC (2013a)	53 040
Kritischer Fluss (1000 t CO ₂ -eq/a)	7829		Interpolation zwischen Ziel CO ₂ -Gesetz 2030 und Netto Null 2050, Referenzjahr: 2040	10 766
Gewichtung (-)	62,4			24,3
Ökofaktor (UBP/g CO ₂ -eq)	1,00			0,46

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 11
Ökofaktoren für ausgewählte Treibhausgase, berechnet aus dem Ökofaktor für CO₂

	Formel	GWP	Ökofaktor 2021 (UBP/g) 2021	Basis	Ökofaktor 2013 (UBP/g) 2013	Basis
Kohlendioxid	CO ₂	1	1,0	GWP	0,46	GWP
Kohlendioxid + **	CO ₂ +	2,5 ***	2,5	GWP ***	0,46	GWP
Methan	CH ₄	28	28	GWP	12	GWP
Lachgas	N ₂ O	265	270	GWP	140	GWP
HFCKW-22	CHClF ₂	1760	1800	GWP*	830	GWP*
HFCKW-142b	CH ₂ CF ₂ Cl	1980	2000	GWP*	1100	GWP*
HFCKW-125	CHF ₂ CF ₃	3170	3200	GWP	1600	GWP
HFCKW-134a	CH ₂ FCF ₃	1300	1300	GWP	660	GWP
Schwefelhexafluorid	SF ₆	22 800	24 000	GWP	10 000	GWP

Die ausführliche Liste befindet sich im Anhang A2.

* Herleitung des Ökofaktors über GWP und ODP möglich; es wird der Höhere verwendet und ausgewiesen.

** und andere klimawirksame Komponenten aus der Luftfahrt

*** nicht nach GWP100, die weiteren klimawirksamen Effekte werden gemäss langfristiger Klimastrategie der Schweiz als Vielfaches der CO₂-Wirkung ausgedrückt

Mutationsrate. Zudem wird die Alterung bei Kunststoff-Polymeren beschleunigt.

FCKW (Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe), Halone und Tetrachlorkohlenstoff (CCl₄) sind die wichtigsten ozonschichtabbauenden Substanzen. Die HFCKW (teilhalogenierte Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe), welche zunächst als Ersatz für die FCKW dienten, haben ebenfalls eine – wenn auch schwächere – Wirkung auf die Ozonschicht. Die Verwendung der vorgenannten Stoffe ist heute daher weitgehend verboten. Aus Tabelle 12 ist ersichtlich, dass das ozonschichtabbauende Potential der HFCKW deutlich geringer ist als dasjenige der FCKW, weil sie weniger stabil sind, währenddem die Emissionsmengen aus Beständen in der gleichen Grössenordnung liegen.

Gleichzeitig sind die FCKW und HFCKW mitverantwortlich für die anthropogene Verstärkung der Klimaänderung (siehe Teil 3, Kap. 9.2).

9.3.2 Charakterisierung

Die Stärke der ozonschichtabbauenden Wirkung wird durch die dimensionslose Grösse Ozone Depletion Potential (ODP; Ozonabbaupotential) angegeben, wobei das ODP für FCKW-11 (R11) auf 1,0 gesetzt wird. Die ODP-Werte sind im Montrealer Protokoll international verbindlich festgelegt. Eine Auswahl ist in Tabelle 12 zusammengestellt, die gesamte Liste aller ozonschichtabbauenden Substanzen ist in Anhang A2 zu finden. Diese Liste wird bei Bedarf um neue Substanzen erweitert. Für die Charakterisierung wurde der Stand des Jahres 2007 verwendet (UNEP 2007).

Halogenierte Kohlenwasserstoffe ohne Chlor- oder Bromatome, aber mit Fluor (HFCKWs), haben keine ozonschichtabbauende Wirkung. Die meisten ozonschichtabbauenden Substanzen haben zudem ein Treibhauspotential. Die Grundsätze zur Methode schreiben vor, jeweils den höheren der resultierenden Ökofaktoren zu verwenden (siehe Teil 2, Kap. 4.11).

9.3.3 Normierung

Die ozonschichtabbauenden Stoffe werden charakterisiert. Da das Umweltziel auf den charakterisierten Werten beruht, ist der Normierungsfluss identisch zum charakterisierten aktuellen Fluss.

Tabelle 12
Ozonabbaupotentiale (ODP) einiger wichtiger Substanzen

		ODP (kg R11-eq/kg)*
FCKW	FCKW-11 (R11)	1
	FCKW-12	1
	FCKW-115	0,6
HFCKW	HFCKW-22	0,055
	HFCKW-124	0,022
	HFCKW-141b	0,11
Bromierte KW	Brommethan	0,6
	Halon 1211	3
	Halon 1301	10
Chlorierte KW	Tetrachlormethan	1,1
	1,1,1-Trichlorethan	0,1

vgl. auch Anhang A2

* aus Platzgründen wird für die Einheit weiterhin der Kurzbezug R11-eq verwendet, obwohl die Bezeichnung R11 veraltet ist

9.3.4 Gewichtung

Das Montrealer Protokoll über ozonschichtabbauende Stoffe verbietet die Herstellung und den Verbrauch dieser Substanzen. Die Verbote einzelner Substanzen gelten in den Industrieländern seit 1994 und in den Entwicklungsländern seit 2002 und wurden laufend ausgeweitet. Für gewisse begrenzte Anwendungen von FCKW, Tetrachlormethan, Halonen und weiteren Substanzen gelten noch Ausnahmen.

Die Emissionen von ozonschichtabbauenden Substanzen liegen wegen der Lagerbildung in der Vergangenheit deutlich höher als die heutigen Importmengen. Die Emissionen können in vier Quellengruppen eingeteilt werden:

1. Diffuse Emissionen aus bereits bestehenden FCKW- und HFCKW-haltigen Schaumstoffisolationen im Hochbau und in der Kältetechnik.
2. Verluste von FCKW, HFCKW als Kältemittel in Kühl- und Klimaanlage und in Wärmepumpen.
3. Verluste bei der Entsorgung von Dämmmaterialien, Anlagen und Geräten, welche FCKW, Halone oder HFCKW enthalten (z. B. Kälteanlagen, Kühlschränke).
4. Halon-Emissionen als Folge des Einsatzes von entsprechenden Brandbekämpfungsgerätschaften und Anlagen.

Tabelle 13

Schweizerische Emissionen der für die Schweiz relevanten ozonschichtabbauenden Substanzen in t/a und als R11-eq/a in den Jahren 2017 und 2040

		ODP		Emissionen 2017		Emissionen 2040		
		(kg R11-eq/kg)	Verwendung	(t/a)	(t R11-eq/a)	(t/a)	(t R11-eq/a)	Bemerkung/Quelle
FCKW								
FCKW-11 (R11)	CCl ₃ F	1	Schäumung	56	56	55	55	Annahme: Emissionsmenge aus Schäumen bleibt ungefähr auf heutigem Niveau
FCKW-12	CCl ₂ F ₂	1	Kältemittel	13	13	0	0	Annahme: Emissionen aus Kälteanlagen gehen auf 0 zurück
HFCKW								
HFCKW-22	CHClF ₂	0,055	Kältemittel, Schäumung	70	3,85	54	2,97	Annahme: Emissionsmenge aus Schäumen bleibt ungefähr auf heutigem Niveau
HFCKW-141b	CH ₃ CFCl ₂	0,11	Lösemittel, Schäumung	16	1,76	14	1,54	Annahme: Emissionsmenge aus Schäumen bleibt ungefähr auf heutigem Niveau
HFCKW-142b	CH ₃ CF ₂ Cl	0,065	Schäumung	31	2,02	26	1,69	Annahme: Emissionsmenge aus Schäumen bleibt ungefähr auf heutigem Niveau
Bromierte KW								
Brommethan	CH ₃ Br	0,6	Forschung, Analyse, chemische Synthese	3,4	2,0	0	0	Annahme: Anwendungen in Labor und Analyse sowie als Ausgangsprodukt für chemische Synthese gehen kontinuierlich zurück
Halon 1211	CBrClF ₂	3	Löschmittel	3,9	11,8	0	0	Annahme: Emissionen aus Feuerlöschanlagen gehen auf 0 zurück
Halon 1301	CBrF ₃	10	Löschmittel	0,38	3,8	0	0	Annahme: Emissionen aus Feuerlöschanlagen gehen auf 0 zurück
Chlorierte KW								
Tetrachlormethan	CCl ₄	1,1	Forschung, Analyse	0,09	0,099	0,09	0,099	Annahme: 40 – 90 kg p. a., Verwendung ausschliesslich in Labor und Analyse, nicht alles «emittierender» Verbrauch, 90 kg p. a. also konservative Annahme.
Trichlorethan	C ₂ H ₃ Cl ₃	0,1	Lösemittel, chemische Synthese	6,8	0,68	0	0	Annahme: Anwendungen als Lösemittel (emittierend) und als Ausgangsprodukt für chemische Synthese gehen kontinuierlich zurück
Total Luftemissionen					95,0		61,3	

Quelle: schriftliche Mitteilung, Norbert Egli, BAFU, 30.4.2020

Die Emissionen von ozonschichtabbauenden Substanzen wurden von Experten des BAFU⁷ auf Basis von Lagerbestand und jährlichen Abbauraten, Ausnahmebewilligungen, Expertenaussagen, verfügbaren Katastern und

Einfuhrstatistiken ermittelt (siehe Tab. 13). Daraus resultiert ein aktueller Fluss von 95,0 t R11-eq.

Die Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV 2013) verbietet Produktion, Import und Verwendung von ozonschichtabbauenden Substanzen. Ausnahmen bezüg-

⁷ schriftliche Mitteilungen, Norbert Egli, BAFU, März/April 2020

lich Import und Verwendung existieren zurzeit für Halone in bestimmten Bereichen der Landesverteidigung, der Atomkraft und der Luftfahrt sowie für spezielle technische Anwendungen.

Die Regulierungen in der ChemRRV haben zu einer starken Reduktion der Emissionen ozonschichtabbauender Substanzen geführt. Die vor allem als Gebäudeisolationen gebildeten Lager (hauptsächlich FCKW-11) werden allerdings in den nächsten Jahrzehnten noch beträchtliche Mengen freisetzen. Die Emissionen werden deshalb nur langsam zurückgehen.

Die ChemRRV reguliert die Anwendung der ozonschichtabbauenden Substanzen, nicht aber deren Emission. Aus dem weitgehenden Verbot des Verbrauchs ozonschichtabbauender Substanzen lässt sich somit direkt kein kritischer Fluss ableiten.

Für die Bestimmung des kritischen Flusses werden die tolerierten Emissionen betrachtet. Da diese allmählich abnehmen, ist die Wahl des Bezugsjahres entscheidend. Es wird im Folgenden eine Abschätzung für die im Jahr 2040 zu erwartende Emission ozonschichtabbauender Substanzen gemacht (siehe Tab. 13). Die im Jahr 2040 zu erwartenden Emissionen, d. h. der kritische Fluss, belaufen sich demzufolge auf 61,3 t R11-eq.

9.3.5 Ökofaktor für ozonschichtabbauende Substanzen

Der neue Ökofaktor liegt höher als derjenige für 2013. Da der kritische Fluss deutlich tiefer liegt ist der Gewichtungsfaktor grösser geworden, obwohl der aktuelle Fluss ebenfalls deutlich abgenommen hat. Der Normierungsfluss ist noch halb so hoch wie 2013.

Tabelle 14

Ökofaktor für R11-Äquivalente in UBP/g R11-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t R11-eq/a)	95,0	B		191
Aktueller Fluss (t R11-eq/a)	95,0	B	Abschätzung von Experten des BAFU	191
Kritischer Fluss (t R 11-eq/a)	61,3	b	Abschätzung von Experten des BAFU	150
Gewichtung (-)	2,4			1,63
Ökofaktor (UBP/g R11-eq)	25 000			8500

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 15

Ökofaktoren für ozonschichtabbauende Substanzen, angegeben in UBP/g der Substanz

	Formel	ODP (kg R11-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Basis 2021	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Basis 2013
FCKW-11 (R11)	CCl ₃ F	1	25 000	ODP*	8500	ODP*
FCKW-12	CCl ₂ F ₂	1	25 000	ODP*	8500	ODP*
FCKW-111	C ₂ Cl ₅ F	1	25 000	ODP	8500	ODP
HFCKW-123	CHCl ₂ CF ₃	0,02	500	ODP*	170	ODP*
HFCKW-142b	CH ₃ CF ₂ Cl	0,065	2000	GWP*	1100	GWP*
HFCKW-225ca	CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	0,025	630	ODP*	210	ODP*
Methan, Brom-	CH ₃ Br	0,6	15 000	ODP*	5100	ODP*
Halon 1211	CBrClF ₂	3	75 000	ODP*	26 000	ODP*
Halon 1301	CBrF ₃	10	250 000	ODP*	85 000	ODP*

* Daten zu GWP und ODP vorhanden, der höhere Wert wird verwendet

9.3.6 Ökofaktor für weitere ozonschichtabbauende Substanzen

Mit den Charakterisierungswerten für das Ozonabbau-potential (ODP) und dem in Kapitel 9.3.4 hergeleiteten Ökofaktor für R11-Äquivalente kann der Ökofaktor weiterer ozonschichtabbauender Substanzen hergeleitet werden.

Viele ozonschichtabbauende Substanzen tragen gleichzeitig zum Treibhauseffekt bei. Für diese wurde der Ökofaktor aus dem Treibhauseffekt und der ozonschichtabbauenden Wirkung berechnet. Anhang A2 führt alle Substanzen und die jeweils dominierende Wirkung auf.

Für Kältemittelgemische werden keine separaten Ökofaktoren berechnet. Deren Werte können aus den nach Massenanteilen gewichteten Ökofaktoren berechnet werden.

9.3.7 Implementierung in den UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022

Die Substanz «halogenierte Lösungsmittel, chloriert» wird mit dem Ökofaktor von HFCKW-22 bewertet.

9.4 Nichtmethan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)

9.4.1 Ökologische Wirkung

Die flüchtigen organischen Verbindungen (VOC; volatile organic compounds) umfassen ein Spektrum von un-toxischen bis zu hochtoxischen und krebserregenden Ver-bindungen. In der VOC Verordnung (VOCV 2013) werden VOCs als «organische Verbindungen mit einem Dampfdruck von mindestens 0,1 mbar bei 20 °C oder mit einem Siedepunkt von höchstens 240 °C bei 1013,25 mbar» definiert. NMVOC (non methane volatile organic compounds) umfassen VOC ohne das Gas Methan.

Zusammen mit den Stickoxiden sind die NMVOC wichtige Vorläufersubstanzen für Photooxidantien (troposphärisches Ozon/Sommersmog), welche die menschliche Gesundheit und Pflanzen schädigen können. Daneben führen viele VOC zu weiteren unerwünschten Wirkungen beim Menschen und bei Flora und Fauna. Diese sind in der Berechnung des Ökofaktors jedoch nicht berücksich-

tigt, weshalb einzelne VOC (Benzol und Dioxine) mit separaten Ökofaktoren bewertet werden.

9.4.2 Charakterisierung

Das Ozonbildungspotential (photochemical ozone crea-tion potential, POCP) beschreibt, wie stark ein Molekül in der Ozonbildung wirkt und könnte als Ansatzpunkt für die Charakterisierung dienen. Da in der VOCV (2013) bewusst keine Unterscheidung zwischen verschiedenen NMVOC-Substanzen gemacht wird, ist eine Charakterisierung nicht angebracht.

9.4.3 Normierung

Der aktuelle Fluss bezieht sich auf die Gesamtschweiz. Daher ist die Normierung identisch mit dem aktuellen Fluss.

9.4.4 Gewichtung

Die Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen ohne Methan (NMVOC-Emissionen) in der Schweiz stiegen zwischen 1950 und 1985 von 70 000 auf 324 000 Tonnen jährlich. Seit 1985 sind die Emissionen rückläufig. 1995 beliefen sie sich auf 200 000 Tonnen (BAFU 2012c, Table 2-1). Die Einführung der VOC-Abgabe im Jahr 2000 und zunehmend strengere Emissionsvorschriften für Fahrzeuge haben dazu beigetragen, dass die aktuellen Emissionen weiter auf 80 000 t/a reduziert werden konnten (BAFU 2020a; BUWAL 2003).

In der Luftreinhalteverordnung des Bundes sind Immissionsgrenzwerte für Ozon (O₃) festgeschrieben. Diese werden in den Sommermonaten immer noch häufig überschritten, obwohl die NMVOC Emissionen nun leicht unter dem Ziel gemäss Luftreinhaltekonzept liegen. Generell werden auf der Alpensüdseite höhere Ozonspitzen erreicht als auf der Alpennordseite (BAFU 2012b).

Zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte ist gemäss Schweizerischem Bundesrat (2009, Tabelle 2) eine Reduktion der NMVOC-Emissionen um 20 % bis 30 % gegenüber dem Jahr 2005 nötig, um den maximalen 1-Stunden-Mittelwert für O₃ in den Bereich des Grenzwertes zu senken. Dies entspricht dem bisherigen kritischen Fluss für NMVOC von 81 000 t/a.

9.4.5 Ökofaktor für NMVOC

Der Ökofaktor ist im Vergleich zu 2013 zurückgegangen, da die NMVOC Emissionen in der Schweiz und damit der aktuelle Fluss und der Normierungsfluss mit den ergriffenen Massnahmen weiter reduziert werden konnten. Es ist anzunehmen, dass die Emissionen in Zukunft weiter sinken werden.

9.4.6 Situation in ausgewählten europäischen Ländern

Das Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss in ausgewählten europäischen Ländern und in der EU Staaten-gemeinschaft liegt zwischen 1,2 und 1,75 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019). Die Gewichtungsfaktoren dieser Länder liegen somit tendenziell eher höher als der Schweizerische.

den empfindliche Ökosysteme erheblich gefährdet, zudem werden stickstoffliebende Pflanzen gefördert, was zu einer Verarmung der Pflanzenvielfalt und zum Verschwinden ökologisch wertvoller terrestrischer und aquatischer Ökosysteme (z. B. Magerwiesen, offene Unterwasserrasen) führen kann.

Eine negative Auswirkung auf die Gesundheit haben insbesondere die aus Stickoxiden gebildeten sekundären Partikel sowie NO₂. Atemwegserkrankungen und Herzrhythmusstörungen sind die direkte Folge. Längerfristig wirkt sich dies in einer verkürzten Lebenserwartung aus. NO bindet an Hämoglobin und reduziert so die Sauerstofftransportkapazität im Blut. Stickoxide sind zudem eine wesentliche Vorläufersubstanz bei der Bildung von Ozon, welches seinerseits negative gesundheitliche Auswirkungen zur Folge hat.

9.5 Stickoxide (NO_x)

9.5.1 Ökologische Wirkung

Stickoxid-Belastungen führen zu vielfältigen Belastungen und Schädigungen. Über die versauernde Wirkung wer-

NO_x scheint bei der Verursachung von Bauschäden aus biologischen Prozessen (Auflösung von carbonatischen Materialien durch nitrifizierende Mikroflora) zumindest einen fördernden Einfluss zu haben (BUWAL 1996, 2005).

Tabelle 16

Ökofaktor für die flüchtigen organischen Verbindungen (ohne Methan, FCKW) in UBP/g NMVOC

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t NMVOC/a)	79 727	A		89 025
Aktueller Fluss (t NMVOC/a)	79 727	A	(BAFU 2020a)	89 025
Kritischer Fluss (t NMVOC/a)	81 000	a	(Schweizerischer Bundesrat 2009)	81 000
Gewichtung (-)	0,97			1,21
Ökofaktor (UBP/g NMVOC)	12			14

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 17

Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für NMVOC in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)

	aktueller Fluss	kritischer Fluss	Verhältnis	Gewichtung
Deutschland	1006	826	1,22	1,48
Frankreich	1232	702	1,75	3,08
Italien	1286	836	1,54	2,37
Spanien	809	631	1,28	1,64
Grossbritannien	1088	740	1,47	2,16
EU28, gemäss Ahbe S. et al. 2018	7500	6366	1,18	1,39
EU28, gemäss Muhl et al. 2019	6723	5534	1,21	1,48

9.5.2 Normierung

Das Luftreinhaltekonzept zielt auf eine Reduktion der emittierten Menge NO_x (als NO₂) und es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Daher ist der Normierungsfluss identisch mit dem aktuellen Fluss.

9.5.3 Gewichtung

Die NO_x-Emissionen in der Schweiz (gemessen als NO₂) stiegen zwischen 1950 und 1985 von 31 300 t auf 179 000 t jährlich an. Seit 1985 sind die Emissionen rückläufig. Dank den ergriffenen Massnahmen haben sich die NO_x-Emissionen deutlich reduziert. Der aktuelle Fluss (berechnet als 3-Jahresmittel der Jahre 2016 – 2018) beträgt 70 733 t/a (BAFU 2020a).

In der Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) des Bundes sind Immissionsgrenzwerte für Stickstoffdioxid (NO₂) und für Ozon (O₃) festgeschrieben. Diese wurden so festgelegt, dass bei ihrer Einhaltung Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften oder ihre Lebensräume nicht gefährdet sind. Gegenwärtig werden die Grenzwerte für

Stickstoffdioxid in den Stadtzentren überall und zum Teil deutlich überschritten, während sie im ländlichen Raum in der Regel eingehalten werden. Die Immissionsgrenzwerte für Ozon werden hingegen vor allem in ländlichen Gebieten und in Agglomerationen häufig überschritten (Schweizerischer Bundesrat 2009, Tabelle 1).

Zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte sind deshalb deutliche Emissionsreduktionen unumgänglich. Der Schweizerische Bundesrat (2009) strebt eine Reduktion der NO_x-Emissionen um rund 50 % gegenüber dem Stand vom Jahr 2005 (93 036 t, BAFU 2020a) an, um den Immissionsgrenzwert von O₃ und die Limiten für Säuredepositionen einhalten zu können. Mit dieser Reduktion wird auch der Beitrag zur Überdüngung auf ein längerfristig verträgliches Mass abgesenkt (BUWAL 1996). Die Reduktion führt zu einem kritischen Fluss von 46 518 t/a NO_x.

9.5.4 Ökofaktor für NO_x

Der Rückgang des aktuellen Flusses und die Erhöhung des kritischen Flusses (bedingt durch eine aktualisierte

Tabelle 18

Ökofaktor für Stickoxid in UBP/g NO_x als NO₂

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t NO _x als NO ₂ /a)	70 733	A		78 704
Aktueller Fluss (t NO _x als NO ₂ /a)	70 733	A	(BAFU 2020a)	78 704
Kritischer Fluss (t NO _x als NO ₂ /a)	46 518	a	(Schweizerischer Bundesrat 2009)	45 000
Gewichtung (–)	2,31			3,06
Ökofaktor (UBP/g NO _x als NO ₂)	33			39

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 19

Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für Stickoxid in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)

	aktueller Fluss 1000 t	kritischer Fluss 1000 t	Verhältnis –	Gewichtung –
Deutschland	1288	652	1,98	3,90
Frankreich	1430	715	2,00	4,00
Italien	1212	727	1,67	2,78
Spanien	1292	762	1,69	2,87
Grossbritannien	1580	711	2,22	4,94
EU28, gemäss Ahbe S. et al. 2018	9000	6585	1,37	1,87
EU28, gemäss Muhl et al. 2019	7820	4389	1,78	3,17

Datenbasis für die Emissionen im Referenzjahr 2005) führen zu einem um 15 % tieferen Ökofaktor gegenüber der Edition 2013. Durch Veränderungen in der Fahrzeugflotte und generell strengere Abgasvorschriften ist eine weitere Reduktion der Emissionen zu erwarten.

Die Emissionen von NO_x in die obere Troposphäre/untere Stratosphäre haben einen Ökofaktor von Null, da diese Emissionen im UNECE-Inventar nicht enthalten sind und die negativen Auswirkungen von Stickoxiden auf die Ökosysteme und die menschliche Gesundheit im bodennahen Bereich auftreten. Zudem werden die klimawirksamen Effekte der in der oberen Troposphäre/unteren Stratosphäre ausgestossenen Stickoxide im erhöhten Treibhauspotenzial des CO₂ aus Kerosin berücksichtigt (siehe Abschnitt 9.2.2).

9.5.5 Situation in ausgewählten europäischen Ländern

Das Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss in ausgewählten europäischen Ländern und in der EU Staaten-gemeinschaft liegt zwischen 1,7 und 2,2 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019). Mit Ausnahme Italiens und Frankreichs (und der EU28 gemäss Ahbe et al. (2018)) liegen die Gewichtungsfaktoren teilweise zum Teil deutlich höher.

9.6 Ammoniak (NH₃)

9.6.1 Quellen und ökologische Wirkung

Die Hauptquelle von Ammoniak-Emissionen ist die Landwirtschaft (92 %). Einerseits entsteht Ammoniak bei der Nutztierhaltung (Haltung der Tiere, Lagerung und Ausbringen des Hofdüngers) und andererseits entwickelt es sich beim Einsatz von stickstoffhaltigem Mineraldünger. Insgesamt fällt vor allem die Viehhaltung mit einem Anteil von 62 % ins Gewicht (BAFU 2012c).

Ammoniak trägt zur Versauerung und Überdüngung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen bei, was längerfristig direkte und indirekte Veränderungen in den Ökosystemen bewirkt. Wegen der Komplexität sind die Wirkungen erhöhter Stickstoffeinträge nur schwer vorhersehbar. Neben Auswirkungen wie erhöhtes Sprosswachstum und vermehrter Anfälligkeit gegenüber Parasiten werden stickstoffliebende Pflanzen gefördert, bzw. dadurch angestammte Pflanzen verdrängt. Eine Erholung der Öko-

systeme bezüglich Überdüngung sei, wenn überhaupt, nur über sehr lange Zeiträume zu erwarten (BUWAL 1996, 2005).

Ammoniak trägt auch zur Bildung sekundärer Partikel bei, wodurch gesundheitliche Schädigungen entstehen. Zudem fördert Ammoniak in der Luft die Bildung von Schwefelsäure (H₂SO₄) aus Schwefeldioxid (SO₂) (BUWAL 1996, 2005).

9.6.2 Normierung

Das Reduktionsziel bezieht sich sowohl auf die überdüngende wie auf die versauernde Wirkung von Ammoniak. Eine Charakterisierung wird nicht durchgeführt. Deshalb ist der Normierungsfluss identisch mit dem aktuellen Fluss.

9.6.3 Gewichtung

Die Ammoniak-Emissionen stiegen seit Beginn des Jahrhunderts langsam an und erreichten 1980 ein Maximum. Seither gingen die Emissionen zurück. Das 3-Jahresmittel (2016 – 2018) beläuft sich auf 45 378 t NH₃-N/a (entsprechend 55 173 t NH₃/a, BAFU 2020a).

Der Schweizerische Bundesrat (2009, Tabelle 2) strebt eine Reduktion der Ammoniak-Emissionen um 40 % gegenüber dem Stand von 2005 an, um die Belastungsgrenze von Stickstoff einzuhalten. Die Reduktion entspricht einem kritischen Fluss von 28 997 t NH₃-N (d. h. 35 256 t NH₃).

9.6.4 Ökofaktor für NH₃

Der Ökofaktor ist um 34 % tiefer als 2013. Dies ist auf einen tieferen aktuellen Fluss und einen höheren kritischen Fluss zurückzuführen. Der gegenüber 2013 höhere kritische Fluss ist auf eine Anpassung (Erhöhung) der Emissionsmenge im Referenzjahr 2005 zurückzuführen.

Eine weitere Möglichkeit zur Herleitung eines Ammoniak-Ökofaktors ist die Charakterisierung über das Versauerungspotential, was zu einem Ökofaktor von 16 UB/g NH₃ führt (siehe Teil 3, Kap. 9.7.6). Der direkt hergeleitete Ökofaktor liegt höher und kommt daher zur Anwendung.

Bedeutende Reduktionspotentiale liegen unter anderem in der Landwirtschaft mit emissionsarmen Ställen und

Tabelle 20

Ökofaktor für Ammoniak in UBP/g NH₃-N sowie in UBP/g NH₃

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t NH ₃ -N/a)	45 378	A		51 463
Aktueller Fluss (t NH ₃ -N/a)	45 378	A	(BAFU 2020a)	51 463
Kritischer Fluss (t NH ₃ -N/a)	28 997	a	(BAFU & BLW 2008)	25 000
Gewichtung (-)	2,45			4,24
Ökofaktor (UBP/g NH ₃ -N)	54			82
Ökofaktor (UBP/g NH ₃)	44			67

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 21

Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für Ammoniak in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)

	aktueller Fluss 1000 t	kritischer Fluss 1000 t	Verhältnis –	Gewichtung –
Deutschland	563	426	1,32	1,75
Frankreich	661	635	1,04	1,08
Italien	416	395	1,05	1,11
Spanien	365	354	1,03	1,06
Grossbritannien	307	282	1,09	1,18
EU28, gemäss Ahbe S. et al. 2018	3500	3584	0,98	0,95
EU28, gemäss Muhl et al. 2019	3918	3287	1,19	1,42

Güllelagern sowie optimierter Gülleausbringung. Werden diese und weitere technische Möglichkeiten ausgeschöpft, ist eine Reduktion der Emissionen um 30 – 40 % möglich (BUWAL 2004a).

9.6.5 Situation in ausgewählten europäischen Ländern

Das Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss in ausgewählten europäischen Ländern und in der EU Staatengemeinschaft liegt zwischen knapp 1,0 und 1,75 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019). Die Gewichtungsfaktoren der europäischen Länder liegen ausnahmslos und teilweise deutlich tiefer als der Schweizerische.

9.7 Schwefeldioxid (SO₂) und weitere versauernde Substanzen

9.7.1 Ökologische Wirkung

Schwefeldioxid (SO₂) führt zu Erkrankungen der Atemwege und über seine versauernde Wirkung zu einer Schädigung von Pflanzen, empfindlichen Ökosystemen sowie von Bauwerken. SO₂ ist zudem eine wichtige Vorläufersubstanz von sauren Niederschlägen und von Aerosolen (BUWAL 1995, Tab. 2.1).

9.7.2 Charakterisierung

Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x) und Ammoniak (NH₃) sind die bedeutendsten versauernden Luftschadstoffe. Das Versauerungspotential (AP, acidification potential) wird in Bezug auf Schwefeldioxid in SO₂-Äquivalenten angegeben. Als Charakterisierungsfaktoren wurden die «generic AP» aus Guinée et al. (2001b, Stand April 2004) übernommen.

Tabelle 22
Charakterisierungsfaktoren für das Versauerungspotential
gemäss Guinée et al. (2001b, Stand April 2004, «generic AP»)
bezogen auf SO₂

		Versauerungspotential (SO ₂ -eq)
Ammoniak	NH ₃	1,88
Flusssäure	HF	1,6
Phosphorsäure	H ₃ O ₄ P	0,98
Salpetersäure	HNO ₃	0,51
Salzsäure	HCl	0,88
Schwefeldioxid	SO ₂	1,0
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	0,65
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	1,88
Stickoxide	NO _x (als NO ₂)	0,7

9.7.3 Normierung

Das Ziel bei Schwefeldioxid basiert auf dessen versauernden Wirkung. Die weiteren versauernden Substanzen (vgl. Tab. 24 in Teil 3, Kap. 9.7.6) müssten für den Normierungsfluss ebenfalls berücksichtigt werden. Für NO_x und NH₃ bestehen separate Ziele, weshalb diese beiden Substanzen bei der Normierung nicht einbezogen werden. Mangels Datengrundlage konnten die übrigen versauernden Substanzen für die Berechnung des Normierungsflusses jedoch nicht berücksichtigt werden. Es ist aber davon auszugehen dass das Schwefeldioxid mit Abstand den grössten Beitrag liefert und der Normierungsfluss von rund 5200 t SO₂-eq/a die realen Verhältnisse nur geringfügig unterschätzt (siehe Tab. 23).

Tabelle 23
Ökofaktor für Schwefeldioxid in UBP/g SO₂-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t SO ₂ -eq/a)	5208	A	siehe Text	12 861
Aktueller Fluss (t SO ₂ /a)	5208	A	(BAFU 2020a)	12 861
Kritischer Fluss (t SO ₂ /a)	25 000	a	(Schweizerischer Bundesrat 2009)	25 000
Gewichtung (-)	0,043			0,265
Ökofaktor (UBP/g SO₂-eq)	8,3			21

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

9.7.4 Gewichtung

Die SO₂-Emissionen in der Schweiz stiegen zwischen 1950 und 1980 von 46 200 auf 116 000 Tonnen jährlich. Seit 1980 sind die Emissionen stark rückläufig. Das 3-Jahresmittel (2016 – 2018) beträgt nunmehr 5208 t/a (BAFU 2020a).

Der Schweizerische Bundesrat (2009) strebt an, durch vorsorgliche Massnahmen einen Wiederanstieg der SO₂-Emissionen gegenüber dem Stand im Jahr 2005 zu verhindern, um den Immissionsgrenzwert gemäss Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) von SO₂ und die Limiten für Säuredepositionen einhalten zu können. Dies entspricht dem bisherigen kritischen Fluss von 25 000 t/a.

Der Schutz der Ökosysteme vor Versauerung wird auch in den Schwefelprotokollen der UN/ECE (United Nations / Economic Commission for Europe) geregelt. Das Schweizerische Parlament hat 1997 das zweite Schwefelprotokoll ratifiziert. Dort ist im Artikel 2 die Unterschreitung der Critical Loads, d. h. der für Ökosysteme kritischen Einträge von Schwefel als langfristiges Ziel festgelegt (UN/ECE 1994; UNECE 1999).

9.7.5 Ökofaktor für SO₂

Der Ökofaktor für SO₂ ist 60 % tiefer als 2013. Dies ist auf einen deutlich tieferen Normierungs- und aktuellen Fluss zurückzuführen.

9.7.6 Ökofaktoren für weitere Säuren

Nebst dem Schwefeldioxid sind weitere Substanzen für die Versauerung der Ökosysteme verantwortlich. Mit dem Versauerungspotential, welches die relative Versauerungswirkung eines Stoffes bezogen auf SO₂ beschreibt,

kann für weitere Substanzen ein Ökofaktor abgeleitet werden (siehe Teil 3, Kap. 9.7.2).

Die Anbindung an SO₂ über die Charakterisierung führt dazu, dass die Ökofaktoren nur die versauernde Wirkung bewerten. Weitere Effekte einzelner Säuren bleiben unberücksichtigt. Stickoxide und Ammoniak werden über ihr spezifisches Reduktionsziel (vergleiche Teil 3, Kap. 9.5 & 9.6) stärker gewichtet, weshalb der dortige Ökofaktor gilt.

9.7.7 Situation in ausgewählten europäischen Ländern

Das Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss in ausgewählten europäischen Ländern und in der EU Staatengemeinschaft liegt zwischen knapp 1,4 und 3,0 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019). Die Gewichtungsfaktoren der europäischen Länder liegen mit 2,0 bis über 9 deutlich höher als der Schweizerische.

Tabelle 24

Ökofaktoren für Substanzen mit Versauerungspotential in UBP/g Säure, charakterisiert anhand von Schwefeldioxid

		Versauerungspotential (kg SO ₂ -eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Bemerkungen	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Ammoniak	NH ₃	1,88		Ökofaktor aus direkter Herleitung liegt höher (siehe Kap. 9.6)	
Flusssäure	HF	1,6	13		34
Phosphorsäure	H ₃ O ₄ P	0,98	8,1		21
Salpetersäure	HNO ₃	0,51	4,2		11
Salzsäure	HCl	0,88	7,3		18
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	0,65	5,4		14
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	1,88	16		39
Stickoxide	NO _x	0,7		Ökofaktor aus direkter Herleitung liegt höher (siehe Kap. 9.5)	

Gewichtung und Normierung siehe Tabelle 23

Tabelle 25

Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für SO₂ in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)

	aktueller Fluss 1000 t	kritischer Fluss 1000 t	Verhältnis –	Gewichtung –
Deutschland	445	324	1,37	1,89
Frankreich	467	210	2,22	4,94
Italien	403	262	1,54	2,37
Spanien	1282	423	3,03	9,18
Grossbritannien	706	290	2,44	5,95
EU28, gemäss Ahbe S. et al. 2018	5000	3209	1,56	2,43
EU28, gemäss Muhl et al. 2019	3083	1622	1,90	3,61

9.8 Partikel: PM10, PM2.5, PM2.5–10 und Dieselruss

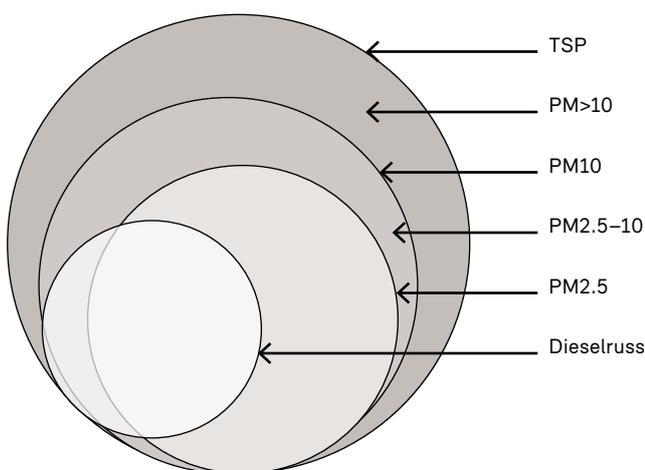
9.8.1 Ökologische Wirkung

Partikel (engl. particulate matter – PM) sind ein physikalisch-chemisch komplexes Gemisch. Sie bestehen unter anderem aus Russ, geologischem Material, Schwermetallen, Abriebpartikeln, biologischem Material (z. B. Sporen) sowie aus Partikeln, die erst sekundär in der Luft gebildet werden (Sulfat, Nitrat, Ammonium, organischer Kohlenstoff, BAFU 2011c).

Die Schädlichkeit der Partikel hängt einerseits von ihrer Grösse und andererseits von ihrer Zusammensetzung ab. Der Grösse wird durch die Bestimmung von Ökofaktoren für PM2.5 und PM2.5 – 10 zusätzlich zum Ökofaktor für PM10 Rechnung getragen. Der Gesetzgeber hat diese Differenzierung bis jetzt noch nicht eingeführt. Auf eine separate Bewertung von Dieselruss wird im Gegensatz zu 2013, aufgrund neuer Erkenntnisse zur Kanzerogenität und Toxizität von Dieselruss, verzichtet.

Abbildung 9

Schematische Darstellung der Partikelgrössen und ihrer Beziehungen zu- und untereinander



TSP: Total suspended Particles – Gesamtschwebstoffe

Epidemiologische Studien zeigen, dass die Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer (**PM10**) stark mit den beobachteten gesundheitlichen Auswirkungen der Luftverschmutzung auf den Menschen

korreliert sind. PM10 sind diejenigen Partikel, welche über den Kehlkopf hinaus in die Lunge gelangen können. PM10 ist eine Mischung von primären Emissionen (Partikel aus Verbrennungsprozessen, aufgewirbeltem Strassen-Staub und Abrieb sowie Reifen-Abrieb) und sekundär gebildeten Aerosolen (BAFU 2011c). Im Nationalen Forschungsprogramm 26, Mensch, Gesundheit, Umwelt wurde beispielsweise gezeigt, dass bei einer Zunahme der langfristigen Belastung um 10 Mikrogramm PM10 pro m³ das Risiko für verschiedene Atemwegbeschwerden um 30 bis 60 % zunimmt.

Die «grobe» Fraktion der Schwebstaubpartikel (**PM2.5 – 10**) ist stärker mit Husten, Asthmaanfällen und anderen Erkrankungen der Atemwege assoziiert. Diese grösseren Aerosole können aus der Lunge herausgehustet werden. Die feinen Anteile (**PM2.5**) korrelieren eher mit Herzrhythmusstörungen und dem Anstieg von Herz-Kreislauf-Erkrankungen. Diese feinen Partikel verbleiben viel länger in der Lunge und reichern sich dort an, weil sie nur schwer wieder ausgehustet werden. Ultrafeine Partikel (PM0.1) können von der Lunge in die Blutbahn und das Lymphsystem gelangen. Sie werden mit der Zeit durch das Immunsystem abgebaut und ausgeschieden (BAFU 2011c).

Aufgrund dieser neueren Erkenntnisse werden nachstehend detailliertere Ökofaktoren für Partikel unterschiedlicher Grösse und Beschaffenheit hergeleitet. Dabei wird in Kauf genommen, dass die bisweilen in Sachbilanzen ausgewiesenen «Gesamtstaub»-Emissionen nicht ohne weiteres in die neuen Kategorien umgerechnet werden.

Im Moment existiert nur ein Reduktionsziel für PM10. Obwohl anzunehmen ist, dass die gesundheitlichen Auswirkungen von PM2.5 schwerwiegender sind als diejenigen von PM10, existiert bis jetzt auf politischer und gesetzgeberischer Ebene keine entsprechende Differenzierung.

9.8.2 Normierung

Eine Charakterisierung wird (mangels gesicherter Grundlagen) nicht durchgeführt. PM2.5 – 10 und PM2.5 sind Untergruppen mit demselben umweltpolitischen Ziel. Daher ist der Normierungsfluss für die gesamten PM10,

Tabelle 26
Ökofaktor für PM10 in UBP/g PM10

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t PM10/a)	14 994	A		20 470
Aktueller Fluss (t PM10/a)	14 994	A	PM10 Emissionen inkl. Dieseleruss (BAFU 2020a)	20 500
Kritischer Fluss (t PM10/a)	9639	a	(Schweizerischer Bundesrat 2009)	12 000
Gewichtung (-)	2,42			2,91
Ökofaktor (UBP/g PM10)	160			140

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 27
Ökofaktor für PM2.5 in UBP/g PM2.5

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t PM2.5/a)	14 994	A	gemäss PM10	20 470
Aktueller Fluss (t PM2.5/a)	7089	A	PM2.5 Emissionen inkl. Dieseleruss (BAFU 2020a)	9741
Kritischer Fluss (t PM2.5/a)	4558	a		5710
Gewichtung (-)	2,42			2,91
Ökofaktor (UBP/g PM2.5)	160			140

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 28
Ökofaktor für PM2.5–10 in UBP/g PM2.5–10

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t PM2.5–10/a)	14 994	A	gemäss PM10	20 470
Aktueller Fluss (t PM2.5–10/a)	7904	A	Differenz zw. PM2.5 und PM10, Emissionen inkl. Dieseleruss	10 729
Kritischer Fluss (t PM2.5–10/a)	5082	a		6290
Gewichtung (-)	2,42			2,91
Ökofaktor (UBP/g PM2.5–10)	160			140

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

wie auch für die Untergruppen PM2.5 – 10 und PM2.5 identisch mit dem aktuellen Fluss von PM10.

9.8.3 Gewichtung

Der aktuelle **PM10**-Fluss von 14 994 t/a basiert auf dem 3-Jahresmittel (2016 – 2018, BAFU 2020a). Die **PM10**-Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung sind schwierig zu quantifizieren. Da die Aktualisierung teilweise auf Schätzwerten beruht, verbleibt hierzu eine gewisse Unsicherheit. Für **PM2.5** beträgt der aktuelle Fluss bzw. das 3-Jahresmittel (2016 – 2018, BAFU 2020a) 7089 t/a. Der aktuelle Fluss für **PM2.5 – 10** ergibt sich aus der Diffe-

renz der Jahresfrachten für PM2.5 und PM10 und beträgt 7904 t.⁸

Die Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) enthält seit 1. März 1998 Immissionsgrenzwerte für **PM10** (Jahresmittelwert 20 µg/m³; 24-h-Mittelwert 50 µg/m³). Diese wurden auf Empfehlung der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene aufgrund der gesundheitlichen Auswirkungen der Feinstaubbelastung aufgenommen (BUWAL 1996b). Gemäss Schweizerischem Bundesrat (2009) ist

⁸ Die Summe der Emissionen PM2.5 und PM2.5 – 10 liegt leicht unter den Emissionen PM10. Dies ist eine Rundungsdifferenz.

das Emissionsziel eine Reduktion der **PM10**-Emissionen um 45 % gegenüber 2005, was dem bisherigen kritischen Fluss von 9639 t/a entspricht.

In der Schweiz gibt es kein separates Emissionsziel für für **PM2.5**. Als Untergruppe von PM10 wird deshalb das gleiche relative Reduktionsziel (minus 45 %) angewendet und der kritische Fluss beträgt somit 4558 t/a.

Auch für die Fraktion **PM2.5 – 10** wird das relative Reduktionsziel von PM10 herangezogen (minus 45 %), d. h. der kritische Fluss beläuft sich auf 5082 t/a.

9.8.4 Ökofaktoren für PM10, PM2.5 und PM2.5 – 10

Für alle Untergruppen (PM10, PM2.5 und PM2.5–10) resultiert ein Ökofaktor von 160 UBP/g. Obwohl die PM10 Emissionen gegenüber der Situation von 2013 abgenommen haben, sind die Ökofaktoren nun etwas höher. Dies ist auf eine Korrektur der PM10-Emissionen aus dem Jahr 2005 (Referenzjahr) zurückzuführen, was zu einem tieferen Emissionsziel und entsprechend einem tieferen kritischen Fluss gegenüber 2013 geführt hat. Die Ökofaktoren für PM2.5 und PM2.5 – 10 sind identisch zu demjenigen von PM10, da jeweils das gleiche (relative) Reduktionsziel zur Anwendung kommt. Der hier beschriebene Ökofaktor für Partikelemissionen gilt auch für die Untergruppe «Dieselruss», der nicht mehr separat bewertet wird.

Die Emissionen von Partikeln in die obere Troposphäre/untere Stratosphäre haben einen Ökofaktor von Null, da diese Emissionen im UNECE-Inventar nicht enthalten sind und die negativen Auswirkungen von Partikeln auf die menschliche Gesundheit im bodennahen Bereich auftreten.

Zudem werden die klimawirksamen Effekte der in der oberen Troposphäre/unteren Stratosphäre ausgestossenen Partikel im erhöhten Treibhauspotenzial des CO₂ aus Kerosin berücksichtigt (siehe Abschnitt 9.2.2).

9.8.5 Situation in ausgewählten europäischen Ländern

Das Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss in ausgewählten europäischen Ländern und in der EU Staatengemeinschaft liegt zwischen knapp 1,1 und 1,6 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019). Die Gewichtungsfaktoren der europäischen Länder liegen meist tiefer als der Schweizerische.

9.9 Kohlenmonoxid (CO)

Kohlenmonoxid ist ein Luftschadstoff, der bei unvollständigen Verbrennungsvorgängen entsteht. CO-Emissionen können auch natürlicherweise bei chemischen Umwandlungsprozessen von Mikroorganismen (z. B. Oxidation von Methan) gebildet werden. Mehr als 60 % der anthropogenen CO-Emissionen sind durch den motorisierten Verkehr verursacht (BAFU 2012c).

CO ist ein farb-, geruch- und geschmackloses Gas. Es ist ein Atemgift, welches bereits bei geringer Konzentration in der eingeatmeten Luft die Sauerstofftransportkapazität im Körper deutlich reduziert (BUWAL 1995).

Gesetzliche Vorgaben gibt es in der Schweiz zwar bezüglich maximal zulässiger Konzentrationen, nicht jedoch bezüglich Frachten. Deshalb erfolgt die Herleitung des Kohlenmonoxid-Ökofaktors aufgrund seines Treibhauspotentials (Teil 3, Kap. 9.2.7).

Tabelle 29

Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für PM2.5 in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)

	aktueller Fluss in 1000 t	kritischer Fluss in 1000 t	Verhältnis	Gewichtung
Deutschland	111	79	1,41	1,97
Frankreich	304	222	1,37	1,88
Italien	166	149	1,11	1,23
Spanien	93	79	1,18	1,38
Grossbritannien	81	57	1,43	2,04
EU28, gemäss Ahbe S. et al. 2018	1350	1173	1,15	1,32
EU28, gemäss Muhl et al. 2019	1214	767	1,58	2,51

9.10 Kanzerogene Schadstoffe: Benzol, Dioxine & Furane (PCDD/PCDF) und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasser- stoffe (PAK)

9.10.1 Quellen und ökologische Wirkung

Benzol, Dioxine & Furane sowie Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind kanzerogene Substanzen und werden in gleicher Weise charakterisiert. Diese Substanzen werden deshalb in einem Kapitel zusammengefasst.

Benzol ist in geringen Mengen im Rohöl vorhanden und entsteht bei der Raffinierung von Erdöl oder bei der unvollständigen Verbrennung von organischer Substanz. Die Emission von Benzol in die Atmosphäre geschieht hauptsächlich bei Verbrennungsprozessen. In der Schweiz verursacht der motorisierte Verkehr etwas mehr als die Hälfte der Benzol-Emissionen. Der Rest ist im wesentlichen auf Emissionen der Industrie sowie auf Holz- und Ölfeuerungen zurückzuführen (Heldstab u. a., 2013). Der wichtigste Aufnahmeweg für Benzol ist die Atmung. Benzol ist fettlöslich und wird daher in fetthaltigen Geweben des Körpers eingelagert. Da Frauen einen höheren Körperfettanteil haben als Männer, sind bei ihnen die Auswirkungen von Benzol bedeutender. Personen, die an stark befahrenen Strassen oder bei Tankstellen wohnen bzw. arbeiten, sind ebenfalls stärker betroffen. Die Aufnahme über die Haut ist nur bei direktem Umgang mit Benzol relevant (BUWAL 2003b). Benzol wirkt toxisch auf die Blutbildung und kann bei chronischer Exposition zu Leukämie führen. Die Kanzerogenität von Benzol ist eindeutig nachgewiesen, zudem gibt es deutliche Hinweise auf benzolverursachte Erbgutschädigungen. Es gibt keine Schwelle für die Benzolexposition, unter der keine Gefahr für die Gesundheit bestehen würde (BUWAL 2003b).

Dioxine und Furane (PCDD und PCDF) sind chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe und für Menschen und Tiere teilweise hoch toxisch. Es gibt insgesamt 76 Dioxine und 135 Furane. Sie entstehen in technischen, aber auch in natürlichen Verbrennungsprozessen bei Anwesenheit von Chlor. Es entsteht dabei stets eine Mischung aus den verschiedenen Einzelsubstanzen, die als Summenparameter «Dioxine und Furane» (PCDD/F) in internationalen

Tabelle 30

Charakterisierung von spezifischen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) gemäss EPA (1993)

	Charakterisierung (g BaP-eq/g)
Benzo(a)pyren	1,000
Benzo(a)anthracen	0,100
Benzo(b)fluoranthen	0,100
Benzo(k)fluoranthen	0,010
Chrysen	0,001
Dibenz(a,h)anthracen	1,000
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,100

Toxizitätsäquivalenten (I-TEQ⁹) ausgewiesen werden. Sie akkumulieren sich in der Nahrungskette und wirken auch embryotoxisch. Dioxine beeinträchtigen die Embryonalentwicklung auf mehrere Arten, insbesondere scheinen sie vorzeitige Aborte, Missbildungen bei (Geschlechts-) Organen und intellektuelle Defizite auszulösen (BUWAL 1995; Lippmann 2000). Dioxine und Furane sind nur wenig flüchtig und werden hauptsächlich an Partikel gebunden transportiert. Der Hauptaufnahmeweg findet über fett-haltige Nahrungsmittel statt. Die WHO (2002) empfiehlt seit 2001 zusammen mit der FAO einen PTMI (provisional tolerable monthly intake) von 70 pg I-TEQ/kg Körpergewicht und Monat. Aus Vorsorgegründen sollte ein Wert unter 1 pg I-TEQ pro Kilogramm Körpergewicht und Tag angestrebt werden. Dies entspricht auch der deutschen Position (UBA 2012).

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, engl.: PAH «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons») ist die Bezeichnung einer Gruppe von verschiedenen Verbindungen. PAKs haben teilweise eine krebserregende Wirkung bei Säugern. Die verschiedenen PAK Substanzen werden, ähnlich wie die Dioxine, mit Toxizitätsäquivalenten (TEQ) aus EPA (1993) aggregiert (siehe Tab. 30). Toxizitätsäquivalente ermöglichen es auch Mischungen verschiedener PAK in Bezug auf ihre Toxizität zu beurteilen. Als Leitsubstanz wird dabei Benzo(a)pyren genutzt. Die

⁹ I-TEQ: International toxicity equivalents ist ein Gewichtungsfaktor, der die verschiedenen Dioxine und Furane gemäss deren Toxizität in Beziehung zueinander setzt. Für Dioxine und Furane wird dem Seveso-Dioxin 2,3,7,8-TCDD dabei der Faktor 1 zugeordnet. Für PAK wird Benzo(a)pyren der Faktor 1 definiert.

se Substanz wird mit Hilfe von USEtox in Bezug auf ihre Toxizität charakterisiert. Die Charakterisierungsfaktoren der übrigen PAK werden mit Hilfe der TEQ gemäss EPA abgeleitet.

9.10.2 Charakterisierung

Für die Charakterisierung der einzelnen Substanzen, siehe Tabelle 31, werden für die drei Klassen PAK, Dioxine und Furane sowie Benzol die Charakterisierungsfaktoren für kanzerogene humantoxische Substanzen (Humantoxizität, carcinogenic effects, recommended+interim) aus USEtox, ausgedrückt als «Comparative Toxic Unit¹⁰ (CTUh)» verwendet. USEtox ist ein Modell, das von der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative mit Hilfe wissenschaftlichen Konsens' zur Charakterisierung der human- und ökotoxikologischen Auswirkungen von Chemikalien entwickelt worden ist (Fantke u. a., 2018). Die Differenzierung der verschiedenen PAKs erfolgte mit den Toxizitätsäquivalenten (TEQ) nach EPA.

9.10.3 Normierung

Der Normierungsfluss entspricht der charakterisierten Emissionsmenge der berücksichtigten PAK Substanzen, Dioxine & Furane und Benzol und ist identisch zum aktuellen Fluss (siehe Tab. 31).

9.10.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht der charakterisierten Emissionsmenge der berücksichtigten PAK Substanzen, Dioxine, Furane und Benzol und beläuft sich auf 4,71 CTUh/a (siehe Tab. 31).

2018 betragen die Benzolemissionen insgesamt 785 t, davon 446 t aus dem Strassenverkehr und 14,5 t von Nonroad-Motoren, 325 t Benzol stammen aus Feuerungen, Treibstoffumschlag und einigen anderen Quellen (EMIS Stand 30.03.2020, (Jenk, 2020b)). Damit beträgt der aktuelle Fluss für Benzol 785 t/a.

Die Emissionen von Dioxinen und Furanen lagen vor 1955 unter 40 g I-TEQ/a. Zwischen 1955 und 1980 nahmen sie auf 485 g I-TEQ/a zu. Seither sind sie aufgrund der verbesserten Abgasreinigung wieder rückläufig, da heute alle Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) mit einer Rauch-

gasreinigungsanlage ausgerüstet sind (BUWAL 2002b). Bis im Jahr 2018 wurden die Emissionen auf jährlich 20 g I-TEQ/a reduziert (FOEN, 2020). Der Jahresmittelwert von 2017 bis 2019 beträgt gemäss FOEN (2018, 2019, 2020) 20 g I-TEQ/a und wird als aktueller Fluss verwendet.

Der Jahresmittelwert von 2017 bis 2019 (FOEN, 2020) beläuft sich für die Benzo(a)pyrene-Emissionen auf 797 kg, die Benzo(b)fluoranthene-Emissionen betragen 843 kg, die Benzo(k)fluoranthene-Emissionen 560 kg und die Indeno(1,2,3-cd)pyrene-Emissionen 503 kg.

Der kritische Fluss wird für jede Substanzgruppe individuell hergeleitet und aufsummiert. Die Summe der charakterisierten kritischen Flüsse ergibt 2,69 CTUh/a.

Für die kanzerogene Wirkung von Benzol gibt es keinen Schwellenwert. Gemäss Minimierungsgebot für die Emissionen krebserzeugender Stoffe (LRV 2010, Anh. 1 Ziff. 82 Abs. 1) soll das Vorsorgeprinzip (Teil 2, Kap. 4.3) zur Anwendung kommen. Somit muss das technisch und betrieblich Machbare sowie wirtschaftlich Tragbare zur Reduktion der Emissionen verlangt werden.

Stand der Technik im Strassenverkehr sind die Motoren gemäss Abgasvorschriften Euro-6. Für benzinbetriebene Kleingeräte gelten in der Schweiz seit 1.1.2011 die Abgasvorschriften der EU. Für Umschlag und Lagerung von Treibstoffen sowie Feuerungen wird der prognostizierte Stand 2035 gemäss der Datenbank EMIS angenommen.

Die neuen Prognosen für die Benzolemissionen des Strassenverkehrs (ohne Tankstellen) sind wesentlich tiefer als bei der letzten Aktualisierung der Ökofaktoren und betragen für das Jahr 2035 noch 153,8 t Benzol. Der Grund liegt darin, dass die Faktoren, mit welchen die HC-Emissionen zur Berechnung der Benzolemissionen multipliziert werden, bei der letzten Aktualisierung der Faktoren überprüft wurden und nun für die heutigen Fahrzeuge wesentlich tiefer liegen als in der Vergangenheit.

Die motorischen Benzolemissionen im Nonroad-Bereich betragen gemäss der Nonroad-Datenbank im Jahr 2035 noch 10,3 t gegenüber ca. 14,5 t im Jahr 2018.

¹⁰ Für Humantoxizität entspricht dies der Wahrscheinlichkeit einer Krebserkrankung pro Kilogramm emittierte Chemikalie.

Tabelle 31

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität, carcinogenic effects, recommended), emittierte Mengen gemäss BAFU (2020) und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	Charakterisierungsfaktor (CTUh/kg)	emittierte Mengen (kg/a)	charakterisierte Menge (CTUh/a)
Benzo(a)pyrene	$4,05 \times 10^{-3}$	796,67	3,23
^a Benzo(b) fluoranthene	$4,05 \times 10^{-4}$	843,33	0,34
^a Benzo(k) fluoranthene	$4,05 \times 10^{-5}$	560,00	0,02
^a Indeno (1,2,3-cd) pyrene	$4,05 \times 10^{-4}$	503,33	0,20
^a Benz(a)anthracene	$4,05 \times 10^{-4}$	n. a. ^b	n. a.
^a Chrysene	$4,05 \times 10^{-6}$	n. a. ^b	n. a.
^a Dibenz(a,h)anthracene	$4,05 \times 10^{-3}$	n. a. ^b	n. a.
Dioxin	35,17	0,02	0,70
Benzol	$2,67 \times 10^{-7}$	785 000	0,20
Total			4,71^c

^a Die Charakterisierungsfaktoren wurden über den Charakterisierungsfaktor in USEtox für Benzo(a)pyrene und den TEQ-Faktoren gemäss EPA (1993) berechnet

^b keine aktuellen Emissionsdaten verfügbar

^c Aufgrund von rundungsunterschieden kann das Total leicht von der Summe abweichen

Tabelle 32

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität, carcinogenic effects, recommended), Zielvorgaben gemäss Text und resultierender charakterisierter kritischer Fluss

Substanz	Charakterisierungsfaktor (CTUh/kg)	Zielvorgabe (kg/a)	charakterisierte kritische Menge (CTUh/a)
Benzo(a)pyrene	$4,05 \times 10^{-3}$	720	2,92
^a Benzo(b) fluoranthene	$4,05 \times 10^{-4}$	780	0,32
^a Benzo(k) fluoranthene	$4,05 \times 10^{-5}$	540	0,02
^a Indeno (1,2,3-cd) pyrene	$4,05 \times 10^{-4}$	470	0,19
^a Benz(a)anthracene	$4,05 \times 10^{-4}$	n/a	n/a
^a Chrysene	$4,05 \times 10^{-6}$	n/a	n/a
^a Dibenz(a,h)anthracene	$4,05 \times 10^{-3}$	n/a	n/a
Dioxin	35,17	0,019	0,67
Benzol	$2,61 \times 10^{-7}$	450 000	0,12
Kritischer Fluss			4,23

^a Die Charakterisierungsfaktoren wurden über den Charakterisierungsfaktor in USEtox für Benzo(a)pyrene und den TEQ-Faktoren gemäss EPA (1993) berechnet

2018 betragen die Benzolemissionen insgesamt 785 t, davon 446 t aus dem Strassenverkehr und 14,5 t von Nonroad-Motoren, d. h. 325 t Benzol stammen aus

Feuerungen, Treibstoffumschlag und einigen anderen Quellen.

Unter der Annahme, dass auch die nichtmotorischen Emissionen noch etwas zurückgehen werden und da Unsicherheiten bei den Prognosen bestehen, wird angenommen, dass die Benzolemissionen für das Jahr 2035 auf insgesamt 450 t Benzol abnehmen und damit der kritische Fluss definiert wird (Jenk, 2020b).

Die Entstehung von Dioxinen und Furanen sollte nach Möglichkeit vermieden werden, da sie sich in der Nahrungskette akkumulieren. Gegenüber der Situation 2006 wurden die Emissionen von 67,6 g I-TEQ/a auf 20 g I-TEQ/a reduziert. Bis 2035 wird eine weitere Abnahme auf 19 g I-TEQ/a erwartet. Der kritische Fluss gemäss Vorsorgeprinzip entspricht deshalb 19 g I-TEQ/a (Jenk, 2020a).

Für die Gruppe der PAK werden analog zu den Dioxinen die prognostizierten Emissionen 2035 gemäss (FOEN, 2020) angewandt. Die entsprechenden Emissionen sind in Tabelle 32 aufgeführt.

Da für Benz(a)anthracene, Chrysene und Dibenz(a,h)anthracene keine Emissionsdaten zur Verfügung standen, wurden diese Stoffe in der Berechnung der charakterisierten Summen nicht berücksichtigt. Mit Hilfe der vorhandenen USEtox lassen sich dennoch Ökofaktoren herleiten, welche in der Tabelle entsprechend ausgewiesen werden.

9.10.5 Ökofaktor für Benzol, Dioxine & Furane und PAK

Die folgende Tabelle 34 zeigt die resultierenden Ökofaktoren in UBP pro Gramm Substanz.

Tabelle 34
Ökofaktoren Benzol, Dioxine & Furane und PAK in UBP/g Substanz

Substanz	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Benzo(a)pyrene	1 100 000	95 000
*Benzo(b) fluoranthene	110 000	9500
*Benzo(k) fluoranthene	11 000	950
*Indeno (1,2,3-cd) pyrene	110 000	9500
*Benz(a)anthracene	1100 000	9500
*Chrysene	1100	95
*Dibenz(a,h)anthracene	1 100 000	95 000
Dioxine und Furane	9,2 × 10 ⁹	7,9 × 10 ¹⁰
Benzol	69	810

Gegenüber 2013 haben sich die Ökofaktoren für PAK deutlich erhöht, während diejenigen für Dioxine und Benzol gesunken sind. Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass sich die Bedeutung der einzelnen Stoffe innerhalb des Summenprodukts zur Bestimmung der charakterisierten Flüsse verschoben hat. Während in der Version 2013 die erwähnte Summe zu gleichen Teilen von Dioxin und Benzol dominiert wurde, ist neu in Version 2021 Benzo(a)pyrene für einen Grossteil des Beitrags verantwortlich, da der Charakterisierungsfaktor rund 100-mal grösser ist. Demgegenüber wurden die Faktoren für Dioxine und Furane nur leicht höher. Der USEtox-Faktor für Benzol ist in der neuen Version sogar gesunken.

Der Ökofaktor 2021 für Dioxine und Furane liegt immer noch sehr hoch. Dies widerspiegelt einerseits die gerin-

Tabelle 33
Ökofaktor Benzol, Dioxine & Furane und PAK in UBP/CTUh

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (CTUh/a)	4,71	C	siehe Text	0,90
Aktueller Fluss (CTUh/a)	4,71	C	siehe Text	0,90
Kritischer Fluss (CTUh/a)	4,23	b	siehe Text	0,58
Gewichtungsfaktor (-)	1,24			2,46
Ökofaktor (UBP/CTUh)	2,6 × 10 ¹¹			2,7 × 10 ¹²

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

gen Emissionsmengen (einige Gramm pro Jahr), aber auch die grosse Schädlichkeit dieser Substanzen. Der Ökofaktor für Benzol ist aufgrund der neuen Verteilung Beiträge im Summenprodukt im Vergleich zu 2013 deutlich zurückgegangen.

9.10.6 Regionenspezifische Ökofaktoren für PAK

Zusätzlich zu den in Kapitel 9.10.5 ausgewiesenen Faktoren wurden spezifische Ökofaktoren für die durchschnittlichen PAK-Emissionen auf den einzelnen Kontinenten

berechnet, sowie ein Ökofaktor für den weltweiten PAK-Durchschnitt ausgewiesen (Yanxu & Shu 2009). Die Ökofaktoren für die regionalen PAK-Zusammensetzungen sind deutlich tiefer als diejenigen der einzeln aufgeführten PAK-Substanzen, da die regionalen PAK-Zusammensetzungen eine Mischung von 16 Substanzen sind, von welchen 9 keinen Charakterisierungsfaktor für kanzerogene Wirkung haben (Charakterisierungsfaktor = 0). Die globalen PAK-Emissionen werden durch die Verbrennung von Biomasse (inkl. Bioenergienutzung und unkontrollier-

Tabelle 35
Charakterisierung und Ökofaktoren von PAK für regionale Durchschnittswerte

		Charakterisierung (g BaP-eq/g)	Ökofaktoren 2021 (UBP/g)	Ökofaktoren 2013 (UBP/g)
Regionale Durchschnittswerte	PAK Weltdurchschnitt	0,014	16 000	1400
	PAK Afrika	0,012	13 000	1100
	PAK Asien	0,017	19 000	1600
	PAK Europa	0,012	13 000	1100
	PAK Nord- & Zentralamerika	0,0067	7300	630
	PAK Ozeanien	0,012	14 000	1200
	PAK Südamerika	0,013	15 000	1300

Tabelle 36
Substanzen, die in der LRV (2020) Tabelle 83 als kanzerogen eingestuft und mit USEtox bewertet werden, sowie deren Charakterisierungs- und Ökofaktoren in UBPG

bewertete Substanzen in LRV Tab 83		CAS	Charakterisierungsfaktor (CTUh/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Acrylnitril	C ₃ H ₃ N	107-13-1	2,02 × 10 ⁻⁶	910	5500
1,3 Butadien	C ₄ H ₆	106-99-0	5,71 × 10 ⁻⁷	300	1600*
1-Chlor-2,3-epoxypropan	C ₃ H ₅ ClO	106-89-8	5,26 × 10 ⁻⁷	120	1400*
1,2-Dibromethan	C ₂ H ₄ Br ₂	106-93-4	1,96 × 10 ⁻⁵	6500	53 000
3,3-Dichlorbenzidin	C ₁₂ H ₁₀ N ₂ Cl ₂	91-94-1	6,31 × 10 ⁻⁶	3400	17 000
1,4 Dichlorbenzol	C ₆ H ₄ Cl ₂	106-46-7	2,15 × 10 ⁻⁷	71	590
1,2-Dichlorethan	C ₂ H ₄ Cl ₂	107-06-2	4,15 × 10 ⁻⁷	140	1100*
1,2 Epoxypropan	C ₃ H ₆ O	75-56-9	2,65 × 10 ⁻⁷	96	720*
Ethylenoxid	C ₂ H ₄ O	75-21-8	8,30 × 10 ⁻⁷	270	2300*
2-Naphthylamin	C ₁₀ H ₉ N	91-59-8	4,84 × 10 ⁻⁷	270	1300
2-Nitrotoluol	C ₇ H ₇ NO ₂	88-72-2	6,03 × 10 ⁻⁶	2200	16000
Vinylchlorid	C ₂ H ₃ Cl	75-01-4	2,75 × 10 ⁻⁶	1300	7500*
N-Vinyl-2-pyrrolidin	C ₆ H ₉ NO	88-12-0	1,25 × 10 ⁻⁶	620	3400

* für diese Substanzen wird ebenfalls ein Ökofaktor über NMVOC hergeleitet (vergleiche Teil 3, Kapitel 9.4), welcher jedoch tiefer liegt als der hier hergeleitete Ökofaktor. Gemäss dem Grundsatz der Methodik wird jeweils der höchste der resultierenden Ökofaktoren angewendet.

te Brände) dominiert. Demgegenüber werden die PAK-Emissionen in Nord- und Zentralamerika vor allem durch die Nutzung von Konsumgütern und durch die Verbrennung von Treibstoffen verursacht (Yanxu & Shu 2009). Diese beiden Prozesse verursachen vor allem Naphthalin-Emissionen. Da Naphthalin in Nord- und Zentralamerika gemäss Yanxu und Shu (2009) einen Anteil von 74 % und einen Charakterisierungsfaktor für kanzerogene Wirkung von null hat, erhalten die durchschnittlichen PAK-Emissionen in dieser Region den tiefsten Charakterisierungs- und damit auch den tiefsten Ökofaktor.

9.10.7 Ökofaktoren für weitere Substanzen nach LRV

In der Luftreinhalteverordnung Anhang 1, Art 3 Abs 1, Tabelle 83 werden weitere krebserzeugende Stoffe aufgeführt (LRV 2010). Für diese Substanzen wird ein Ökofaktor berechnet, sofern in USEtox (Fantke et al. 2018) Charakterisierungsfaktoren ausgewiesen werden (siehe Tab. 36). Für die Normierung und Gewichtung wurden die Faktoren für kanzerogene Substanzen, wie sie in den Kapiteln 9.10.3 und 9.10.4 hergeleitet wurden, verwendet.

9.10.8 Implementierung in den UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2021

Im ecoinvent und UVEK Datenbestand sind folgende PAK-Elementarflüsse in die Luft enthalten:

- Acenaphthen
- Benzo(a)pyren
- PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons

Bei Acenaphthen ist keine kanzerogene Wirkung nachgewiesen, weshalb diese Substanz keinen Ökofaktor erhält (Ökofaktor = 0). PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons sind nicht weiter spezifizierte PAK und werden darum mit dem Ökofaktor für PAK gemäss Weltdurchschnitt bewertet.

9.11 Schwermetallemissionen in die Luft

9.11.1 Ökologische Wirkung und Entwicklung der Emissionen

Belastungen mit Blei führen zu Schädigungen bei Tieren und Pflanzen und stören die Bodenfruchtbarkeit. Blei reichert sich in Nahrungsketten an und kann zur Beeinträch-

tigung der Blutbildung und zu Entwicklungsstörungen bei Kindern führen (BUWAL 1991, S. 29). Die Emissionen von Blei stiegen seit den 50er-Jahren wegen dessen Beimischung zu Benzin stark an. Der Höchstwert wurde 1970 mit 2160 t/a erreicht. Seither sind die Emissionen, wegen des aufkommenden bleifreien Benzins, gesunken. Weitere Verwendungszwecke von Blei sind Batterien, Farben und Schiessblei. Die Gesamtemissionen beliefen sich 2018 auf 15 t/a (BAFU 2020a). Der Ausstoss dieser 15 Tonnen ist zum grössten Teil auf die Nutzung von Treibstoffen, Abfallverbrennungsanlagen und industriellen Verbrennungsprozessen zurückzuführen.

Cadmium ist für Mensch und Tier bei chronischer Belastung bereits in geringen Mengen toxisch. Gebunden an Aerosole wird Cadmium in den Lungen besonders gut resorbiert. Es ist bioakkumulierend und stört zudem die Speicherung von essentiellen Metallen im Körper. Cadmium ist auch krebserregend. Atemwegserkrankungen, Nierenschäden und Blutarmut aufgrund von Eisenmangel können die Folgen chronischer Cadmium-Belastung sein. Ausserdem ist es giftig für Pflanzen und Mikroorganismen und stört die Bodenfruchtbarkeit (BUWAL 1991, S. 30). Die Cadmium-Emissionen erreichten um 1970 mit 7 t/a einen Höchststand. Seit 1980 ist als Folge der Massnahmen bei der Abfallverbrennung und der Metallindustrie eine deutliche Reduktion festzustellen. Die Hauptverwendungsgebiete von Cadmium sind Legierungen sowie die Herstellung von Trockenbatterien und Farbpigmenten. 1995 beliefen sich die Emissionen auf ca. 2,5 t/a (BUWAL 1995, S. 90). Gemäss BAFU (FOEN, 2020), betragen die Cadmium Emissionen im Jahr 2018 noch 1,2 t/a.

Quecksilber ist für Mensch und Tier hoch toxisch. Es wird über die Atmung aufgenommen und akkumuliert sich in verschiedenen Organen. Es ist giftig für Pflanzen und Mikroorganismen und beeinträchtigt die Bodenfruchtbarkeit (BUWAL 1995). Die Hauptquelle von Quecksilber-Emissionen sind Kehrlichtverbrennungsanlagen und Nicht-metallproduzierende Betriebe wie die Zementindustrie. Im Jahr 2018 betragen die Quecksilber-Emissionen gemäss BAFU (BAFU 2020a) 670 kg/a.

Belastungen mit Zink beeinträchtigen das Pflanzenwachstum (BUWAL 1991, S. 29). Die Emissionen von Zink stammten bis zu den 70er-Jahren im Wesentlichen

aus Stahlwerken und aus der offenen Abfallverbrennung. Die Gesamtemissionen erreichten 1970 ein Maximum (1750 t/a). 1995 wurden noch ca. 630 t emittiert, wobei die rückläufige Tendenz bei der Gruppe Industrie und Gewerbe durch steigende Zink-Emissionen aus dem Strassenverkehr (Reifen- und Strassenabrieb) teilweise kompensiert wird. Im Jahr 2018 betragen die Zink-Emissionen gemäss (BAFU 2020a) 399 t/a, wobei der Verkehr mit über 80 % die Hauptquelle ist. Der Trend der zunehmenden Zink-emissionen aus dem Verkehr scheint anzuhalten, weshalb wieder mit höheren Gesamtzinkemissionen zu rechnen ist, da weitere signifikante Reduktionen bei der Industrie nicht zu erwarten sind (Bass 2020).

9.11.2 Charakterisierung

In der Edition 2013 wurde keine Charakterisierung der Schwermetalle vorgenommen, sondern für jedes einzelne der vier Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber und Zink eine Gewichtung hergeleitet. Neu werden die Schwermetalle als Gruppe behandelt, d. h. der aktuelle und der kritische Fluss werden über die ganze Gruppe der Metalle ermittelt und daraus ein Gewichtungsfaktor für die Gruppe der Schwermetalle hergeleitet. Die einzelnen Schwermetalle werden bezüglich ihrer toxischen Schädigung gemäss USEtox Version 2 charakterisiert (Fantke et al. 2018), siehe Tab. 48 bis Tab. 51. Dabei wird als Leitsubstanz Cadmium verwendet und entsprechend der

Tabelle 37

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	DALY/kg	In Cd-Äquivalenten (kg Cd-eq/kg)	Emittierte Menge (kg/a)	charakterisierte Menge (Cd-eq/a)
Blei	0,0 45176264	0,22	15 100	3303,45
Cadmium	0,2 06499487	1,00	1200	1200,00
Kupfer	0,0 00020352	0,00	–	–
Zink	0,0 16517084	0,08	398 000	31 834,46
Quecksilber	3,7 28447913	18,06	670	12 097,17
Nickel	0,0 01292665	0,01	–	–
Chrom (III)	0,0 00000001	0.0 00000004	–	–
Chrom (VI)	0,0 38923899	0,19	–	–
Total				48 515,07

Tabelle 38

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss (FOEN 2019) und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	PDF.m ³ × day/kg	In Cd-Äquivalenten (kg Cd-eq/kg)	Emittierte Menge (kg/a)	charakterisierte Menge (Cd-eq/a)
Blei	2724	0,004	15 100	54,65
Cadmium	752 616	1,00	1200	1 200,00
Kupfer	20 980	0,03	–	–
Zink	59 321	0,08	398 000	31 449,33
Quecksilber	10 699	0,01	670	9,52
Nickel	66 113	0,09	–	–
Chrom (III)	2885	0,004	–	–
Chrom (VI)	37 120	0,05	–	–
Total				32 713,51

toxischen Wirkung als Cd-Äquivalente/kg ausgedrückt. Für die Humantoxizität stellt USETox Faktoren für kanzerogene und nicht kanzerogene Substanzen (Humantoxizität, cancer and non cancer effects, recommended+interim) zur Verfügung. Diese werden entsprechend ihrer gesundheitlichen Schädigungen gemessen in DALYs addiert. Zudem werden Toxizitätsfaktoren für die ökotoxische Wirkungen zur Verfügung gestellt, wobei diese nicht mit denjenigen der Humantoxizität verrechenbar sind. Daher wurde mit den Charakterisierungsfaktoren für Human-toxizität und Ökotoxizität je ein Set von Ökofaktoren ermittelt und aus diesen zwei Sets der jeweils höhere Faktor je Schwermetall verwendet, siehe Tabelle 37 bis Tabelle 40. Mit Hilfe der USetox-Faktoren für Kupfer, Chrom und Nickel können auch Ökofaktoren für diese Metalle hergeleitet werden, auch wenn für diese Metalle keine Emissionsmengen oder Zielvorgaben bekannt sind. Dies führt zu leicht überschätzten Ökofaktoren für Schwermetalle, da der Normierungsfluss die drei Metalle Kupfer, Chrom und Nickel mangels entsprechender Daten zu den Flüssen nicht enthält. Dies wird aber dennoch als sinnvoller angesehen, als diese gar nicht zu berücksichtigen.

9.11.3 Normierung

Der Normierungsfluss entspricht der charakterisierten Emissionsmenge der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink da nur für diese Emissionsflüsse vorliegen (siehe Tabelle 37 für die Humantoxizität und Tabelle 38 für die Ökotoxizität).

9.11.4 Gewichtung

Die Luftreinhalteverordnung (LRV 2010) enthält Immissionsgrenzwerte (Jahresmittelwerte) für Blei, Cadmium und Zink im Staubniederschlag. Daraus lässt sich jedoch kein kritischer Fluss ableiten. Ein theoretischer kritischer

Fluss lässt sich hingegen aus dem Gewichtungsfaktor für den Boden herleiten, wie nachfolgend beschrieben.

Der Zweck der LRV ist «[...] Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume sowie den Boden vor schädlichen oder lästigen Luftverunreinigungen schützen.» (LRV, Art. 1). Bodenschutz ist somit ein Ziel der LRV. Daher ist es möglich die Ziele für den Boden auch auf die Luftemissionen anzuwenden, d. h. die Gewichtungsfaktoren für die Bodenemissionen zu verwenden. Wird vom Boden als eigenständigem Schutzziel ausgegangen, muss das Verhältnis von aktuellem zu kritischem Fluss für Schwermetallemissionen in die Luft, die über Deposition schliesslich ebenfalls in den Boden gelangen, gleich gross sein, wie für solche direkt in den Boden. Es werden daher die Gewichtungsfaktoren für Schwermetallemissionen in den Boden gemäss Teil 3, Kapitel 12.2 verwendet. Diese betragen für die Humantoxizität 1,94 und für die Ökotoxizität 1,97, siehe Tabelle 39 und Tabelle 79.

9.11.5 Ökofaktoren Schwermetalle

Die folgende Tabelle 39 zeigt die Berechnung der Ökofaktoren pro kg Cd-eq und Tabelle 40 fasst die berechneten Ökofaktoren für alle Schwermetalle in UBP pro Gramm zusammen, dabei wird jeweils aus den Kategorien Human- und Ökotoxizität der höhere Faktor gewählt.

Der neue Ansatz zur Charakterisierung der Schwermetalle mit Hilfe der USetox-Faktoren führt gegenüber der Edition 2013 mit einer Ausnahme zu deutlich tieferen Ökofaktoren für Schwermetalle in Luft. Der Grund liegt v. a. darin, dass nicht mehr jedes Schwermetall für sich betrachtet wurde und somit über die Gruppenbildung der Normierungsfluss wesentlich grösser ist. Zudem zeigen sich Unterschiede zwischen der relativen Bewertung der

Tabelle 39
Ökofaktoren Schwermetalle in Luft, in Cd-eq/a

	Humantoxizität	Ökotoxizität	Q	Bemerkungen
Normierungsfluss (kg Cd-eq/a)	4,85 × 10 ⁴	3,27 × 10 ⁴	C	
Gewichtungsfaktor (-)	1,94	1,97		Übernommen aus der Gewichtung Boden, siehe Kapitel 12.2.4
Ökofaktor (UBP/ kg Cd-eq))	4,00 × 10 ⁷	5,93 × 10 ⁷	-	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

verschiedenen Schwermetalle. Der Grund dafür ist die Verwendung der Methode USEtox, welche die toxische Schädigung der verschiedenen Schwermetalle beurteilt. Dies führt z. B. dazu, dass Quecksilber relativ zu den anderen Schwermetallen stärker bewertet wird und als einziges Schwermetall aufgrund des sehr hohen Charakterisierungsfaktors bei USEtox einen höheren Ökofaktor erhält als in der Edition 2013.

Tabelle 40
Ökofaktoren Schwermetalle in Luft, in UBP/g

Substanz	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Blei	8700	22 000
Cadmium	59 000	460 000
Kupfer	1700	–
Zink	4700	5600
Quecksilber	720 000	550 000
Nickel	5200	–
Chrom (III)	230	–
Chrom (VI)	7500	–

9.12 Radioaktive Emissionen in Luft

9.12.1 Einführung

Obwohl die radioaktiven Emissionen in die Luft von Kernanlagen in der Schweiz deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte liegen, ist es wichtig diese in der Methode der ökologischen Knappheit zu bewerten. Seit der Edition 2013 werden diese Emissionen der Bewertung zugeführt.

9.12.2 Ökologische Wirkung

Radioaktive Strahlung transferiert Energie in das menschliche Gewebe und kann dabei mit der Struktur der Moleküle interferieren. Dies kann in lebenden Organismen die Zellfunktionen stören oder zerstören (somatische Effekte, das heisst tödliche oder nicht-tödliche Krebserkrankungen). Auch kann sie den genetischen Code der Zellen verändern (mutagene Effekte).

Die Charakterisierungsfaktoren tragen diesen beiden Effekten Rechnung. Die Wirkung radioaktiver Strahlung auf Ökosysteme bleibt hier unberücksichtigt. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben die potenziellen Auswirkungen

einer unfallbedingten Freisetzung grosser Mengen radioaktiver Substanzen.

9.12.3 Charakterisierung

Die Umweltwirkung der Emission radioaktiver Elemente wird gemäss ihrer krebserregenden Wirkung auf den Menschen charakterisiert. Auswirkungen auf Ökosysteme werden nicht berücksichtigt.

Die Charakterisierung der Emissionen in die Luft basiert auf den Arbeiten von ExternE (1999). Als Referenzsubstanz dient Kohlenstoff-14. In Tabelle 41 sind die Charakterisierungsfaktoren gemäss Frischknecht et al. (2000) aufgelistet.

Tabelle 41
Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Emissionen in die Luft, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq C-14-eq/kBq)
Karbon-14	C-14	1,0
Kobalt-58	Co-58	0,002
Kobalt-60	Co-60	0,076
Cäsium-134	Cs-134	0,057
Cäsium-137	Cs-137	0,062
Tritium	H-3	$6,7 \times 10^{-5}$
Iod-129	I-129	4,5
Iod-131	I-131	0,00076
Iod-133	I-133	$4,5 \times 10^{-5}$
Krypton	Kr-85	$6,7 \times 10^{-7}$
Blei-210	Pb-210	0,0071
Polonium-210	Po-210	0,0071
Plutonium-alpha	Pu alpha	0,40
Plutonium-238	Pu-238	0,32
Radium-226	Ra-226	0,0043
Radon-222	Rn-222	0,00011
Thorium-230	Th-230	0,21
Uran-234	U-234	0,46
Uran-235	U-235	0,10
Uran-238	U-238	0,039
Xenon-133	Xe-133	$6,7 \times 10^{-7}$

9.12.4 Normierung

Angaben zu den Emissionen von radioaktiven Substanzen aus Kernanlagen werden in BAG (2020) und ENSI (2020) gemacht. Die Charakterisierung der entsprechenden Nuklide gemäss Teil 3, Kapitel 9.12.3 ergibt für das Jahr 2019 eine totale charakterisierte Emissionsmenge von 0,91 TBq C-14-eq. Im vorliegenden Fall der radioaktiven Emissionen in die Luft entspricht der aktuelle Fluss dem Normierungsfluss.

9.12.5 Gewichtung

Die charakterisierten Emissionen radioaktiver Substanzen aus Schweizer Kernanlagen betragen im Jahr 2019 0,91 TBq C-14-eq (BAG 2020; ENSI 2020).

Die Emissionslimiten radioaktiver Substanzen aus Schweizer Kernanlagen sind einerseits festgelegt für die einzelnen Anlagen, andererseits werden sie unterschieden in Edelgase, Aerosole und Iod-131 für Kernkraftwerke und β -/ γ -Aerosole, α -Aerosole, sowie Tritium und Kohlenstoff-14 für das Zwischenlager (ZZL). Die Abgabelimiten entsprechen der Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Für Kernkraftwerke ist die Limite so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung unter 0,3 mSv/Jahr liegt. Für das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) liegt die entsprechende Grenze für die Jahresdosis bei 0,05 mSv/Jahr und für das Paul Scherrer Institut (PSI) bei 0,15 mSv/Jahr (ENSI 2020). Spitäler emittieren keine Isotope in die Luft.

Das Nuklid C-14 ist aufgrund der deutlich höheren Emissionen gegenüber den restlichen Nukliden ausschlaggebend für die Bestimmung des Ökofaktors. Für das Nuklid

C-14 aus Kernkraftwerken ist keine separate Limite festgelegt (ENSI 2020). Ausgehend von den tatsächlichen Emissionen werden die Limiten der einzelnen Kernanlagen in einer ersten Näherung entsprechend dem Verhältnis der zugelassenen Jahresdosis zu den tatsächlichen Jahresdosen gesetzt. Die tatsächlichen Jahresdosen erreichen je nach Kernanlage (ohne PSI) zwischen 0,3 % und 2,0 % der zugelassenen Jahresdosen.

Mittels Charakterisierung und Addition der Emissionen aller Anlagen werden die Limiten zu einem einzigen Wert zusammengefasst. Dies ergibt einen charakterisierten kritischen Fluss von 89,2 TBq C-14-eq pro Jahr.

9.12.6 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in die Luft

Der Ökofaktor für radioaktive Emissionen in die Luft hat im Vergleich zur Version von 2013 deutlich zugenommen. Dies ist vor allem auf einen Berechnungsfehler der C-14-Emissionslimiten in der Version von 2013 zurückzuführen, wodurch der Ökofaktor 2013 um den Faktor 100 unterschätzt wurde.

9.12.7 Ökofaktoren für einzelne Isotope

Mithilfe der in Teil 3, Kapitel 9.12.3 beschriebenen Charakterisierungsfaktoren können Ökofaktoren für ausgewählte Isotope berechnet werden. Diese sind in Tabelle 43 aufgelistet. Sie gelten für die Emission dieser Substanzen in die Luft. Die vorliegenden Ökofaktoren sollen nicht für Einträge in andere Kompartimente verwendet werden. Für Einleitungen in Binnengewässer und Meere werden in Kap. 10.6 und 10.7 Ökofaktoren hergeleitet.

Tabelle 42

Ökofaktor für radioaktive Emissionen in die Luft in UBP/GBq C14-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (TBq C-14-eq/a)	0,91	A	Emissionen aus Kernanlagen (ENSI 2020)	1,08
Aktueller Fluss (TBq C-14-eq/a)	0,91	A	Emissionen aus Kernanlagen (ENSI 2020)	1,08
Kritischer Fluss (TBq C-14-eq/a)	89,2	b	Basierend auf Jahresdosis für Personen in der Umgebung (ENSI 2020)	1164
Gewichtungsfaktor (-)	$1,1 \times 10^{-4}$			$8,6 \times 10^{-7}$
Ökofaktor (UBP/GBq C-14-eq)	110 000			800

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 43

Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in die Luft, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq C-14-eq/kBq)	Ökofaktor 2021 (UBP/kBq)
Karbon-14	C-14	1,0	0,11
Kobalt-58	Co-58	0,0020	0,00022
Kobalt-60	Co-60	0,076	0,0084
Cäsium-134	Cs-134	0,057	0,0063
Cäsium-137	Cs-137	0,062	0,0068
Tritium	H-3	0,000067	0,0 000074
Iod-129	I-129	4,5	0,50
Iod-131	I-131	0,00076	0,000084
Iod-133	I-133	0,000045	0,0 000050
Krypton	Kr-85	0,0 0000067	7,40 × 10 ⁻⁸
Blei-210	Pb-210	0,0071	0,00078
Polonium-210	Po-210	0,0071	0,00078
Plutonium-alpha	Pu alpha	0,40	0,044
Plutonium-238	Pu-238	0,32	0,035
Radium-226	Ra-226	0,0043	0,00047
Radon-222	Rn-222	0,00011	0,000013
Thorium-230	Th-230	0,21	0,023
Uran-234	U-234	0,46	0,051
Uran-235	U-235	0,10	0,011
Uran-238	U-238	0,039	0,0043
Xenon-133	Xe-133	0,0 0000067	7,40 × 10 ⁻⁸
Radioactive species, other beta emitters	*	0,027	0,0030
Noble gases, radioactive, unspecified	*	0,0 0000016	1,70 × 10 ⁻⁸
Aerosols, radioactive, unspecified	*	0,029	0,0032

* Erklärung siehe Teil 3, Kap. 9.12.8

9.12.8 Anwendungsanweisung betreffend UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2021

Im aktuellen UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022 werden Emissionen einzelner Nuklide summarisch angegeben. Die Zusammensetzung der Gemische wird mit den Angaben zu radioaktiven Emissionen aus europäischen Kernkraftwerken und Wiederaufbereitungsanlagen (Van der Stricht & Janssens 2005, 2010) ermittelt. Über die Ökofaktoren der Einzelnuklide wird der Ökofaktor für das Gemisch bestimmt (siehe Tab. 43). Die resultierenden Ökofaktoren sind konservative Werte, da nicht alle Bestandteile der Gemische charakterisiert sind.

10 Emissionen in die Oberflächen- gewässer

10.1 Einleitung

10.1.1 Vorbemerkungen

Die Ökofaktoren für die Gewichtung von Emissionen in die Gewässer basieren auf gesamtschweizerischen Frachten und bilden deshalb eine «durchschnittliche» schweizerische Situation ab. Regionale Gegebenheiten werden nur beim Phosphor berücksichtigt. So können beispielsweise Substanzen, die in einzelnen Kleingewässern ein Problem darstellen, im Rhein den Konzentrations-Anforderungswert für Gewässer wegen der Verdünnung trotzdem unterschreiten. Im Idealfall müsste deshalb ein je nach Gewässersituation abgestufter Ökofaktor bereitgestellt werden. Dies wurde aus Aufwandsgründen nicht durchgeführt, kann aber gemäss Methodenbeschreibung (Teil 2, Kap. 4) bei Bedarf jederzeit nachgeholt werden.

Die Herleitung der Ökofaktoren für Emissionen in die Gewässer beruht auf Vereinfachungen, die den ökologischen Gegebenheiten nicht vollständig Rechnung tragen. Ziel der Bestimmung von Ökofaktoren ist nicht die ökologische Beurteilung der einzelnen Schadstoffemissionen in einem spezifischen Gewässer, sondern die vergleichende Gewichtung über alle Umweltmedien im Rahmen von Ökobilanzen.

Wie im Kapitel über das Grundwasser dargelegt (siehe Teil 3, Kap. 11), sollen die Ökofaktoren für Oberflächen-
gewässer *nicht* auf Schadstoffe angewendet werden, die ins Grundwasser emittiert werden.

10.1.2 Auswahl der Stoffe

Aufgrund der Massnahmen im Bereich der Abwasserreinigung konnten die Emissionen verschiedener Substanzen in die Oberflächengewässer deutlich reduziert werden. Die verbleibenden Emissionen sind deshalb teilweise für die Ökologie der schweizerischen Gewässer von untergeordneter Bedeutung. Es stellt sich damit die Frage, inwieweit für solche Substanzen noch ein Ökofaktor bereitgestellt werden soll. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Ökofaktoren nicht nur für Emissionen in der Schweiz, son-

dern auch auf solche im Ausland angewendet werden. Für Substanzen, welche in der Schweiz allenfalls unproblematisch, im Ausland aber möglicherweise ökologisch relevant sind, wird deshalb nach Möglichkeit ein Ökofaktor bereitgestellt. So werden z. B. auch für Pflanzenschutzmittel, deren Anwendung in der Schweiz verboten ist, Ökofaktoren bereitgestellt.

Gemäss Umweltbericht des Bundesrates (Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2018) ist der Zustand vieler Oberflächen-
gewässer noch ungenügend. Vor allem kleine Gewässer sind mit Nährstoffen und Pestiziden aus der Landwirtschaft belastet und die mittleren und grösseren Gewässer zusätzlich durch Mikroverunreinigungen aus Haushalten und Industrie. Für Nährstoffe wie auch für eine Auswahl von ökotoxischen Stoffen und Mikroverunreinigungen werden in diesem Kapitel Ökofaktoren hergeleitet. Dabei ist zu beachten, dass die Liste der erarbeiteten Ökofaktoren nicht abschliessend ist, so konnten im Rahmen dieser Überarbeitung z. B. keine Faktoren für verschiedene Medikamente wie Diclofenac oder Ibuprofen hergeleitet werden, obwohl diese für die Gewässerbelastung als relevant angesehen werden, siehe dazu auch Kapitel 17. Für Pflanzenschutzmittel (PSM) werden im Kapitel Boden Ökofaktoren hergeleitet. Der Grund dafür ist, dass der Eintrag von PSM über den Boden erfolgt und entsprechend die Ökobilanz-Inventare die Emissionen in den Boden ausweisen. Die Herleitung der Ökofaktoren basiert neu auf der Methode USEtox, welche auch die Verfrachtung in das Wasser und die dadurch entstehenden Beeinträchtigungen berücksichtigt. Damit wird diesem aktuellen Gewässerproblem Rechnung getragen, auch wenn es nicht direkt in diesem Kapitel behandelt wird.

In Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung (GSchV 1998, Stand 2020) sind die Anforderungen an die Wasserqualität der Fliessgewässer formuliert. Die Liste der numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2, Ziffer 11 und 12 in der GSchV ist Ausgangspunkt für die Diskussion der Auswahl der Ökofaktoren für gewässerbelastende Stoffe. Sie wird ergänzt durch den Nährstoff Phosphor,

der für die Wasserqualität der Seen eine wichtige Rolle spielt, durch PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe), AOX (halogenierte organische Substanzen), hormonaktive Substanzen, radioaktive Emissionen (in der Schweiz und aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente), Ölemissionen ins Meer und persistente organische Schadstoffe (POP).

Die mit einem Ökofaktor gewichteten Wasserschadstoffe sind in Tabelle 44 zusammengestellt. Zudem werden grob die Wirkungen der Schadstoffe angegeben, und welche davon für die Festlegung des Ökofaktors massgeblich sind.

In vielen Fällen wurde die Zielvorgabe der IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) verwendet, welche sich nicht allein auf die ökologische Wirkung zurückführen lässt.

10.1.3 Anwendungsanweisung

Aus der Schweiz gelangen Stoffe via Rhein, Rhone, Ticino und Inn in verschiedene Meere. Zwei Drittel des aus der Schweiz abfliessenden Wassers gelangt via den Rhein in die Nordsee. Durch die Einfuhr von Produkten aus Meeranliegerstaaten werden weitere direkte Emissionen in die Meere ausgelöst. Die Ökofaktoren für Stickstoff, radio-

Tabelle 44
Wirkungsmechanismen der bewerteten Wasserschadstoffe

	Umwelt				Mensch				Charakterisierung	Bemerkungen
	Eutrophierung	Sauerstoffzehrung	Fischtoxizität	Bioakkumulation	Stoffwechselfstörungen	Kanzerogenität	Erbgutschädigung	Embryoschädigung andere/weitere Schädigungen		
Stickstoff	#		(x)						–	OSPAR-Ziel: Reduktion des Exports in die Nordsee um 50% gegenüber 1986.
Phosphor	#								–	
Organische Stoffe (BSB, CSB, DOC, TOC)	#								–	
Schwermetalle und Arsen				x	x	x	(x)		As-eq	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR Charakterisierung mit USETox
Radioaktive Emissionen in Binnengewässer						x	x		U235-eq	Emissionslimiten gemäss BAG
Radioaktive Emissionen in Meere						x	x		C14-eq	Reduktion auf natürliche Hintergrundbelastung
Ölemissionen ins Meer			x						–	Zielvorgabe gemäss OSPAR
AOX				x	x	(x)		x	HCCl ₃ -eq	Zielvorgabe Rhein gemäss IAWR Charakterisierung mit USETox
PAK						x			–	Zielvorgabe Rhein gemäss IKSR
Hormonaktive Stoffe					#			x	E2-eq	EU-Richtlinie, 2018
Persistente organische Stoffe (POP)			x	#		x	x		2,4,6-T-eq	Charakterisierung mit USETox

x Wirkung, bzw. Zusammenhang nachgewiesen
(x) Wirkung, bzw. Zusammenhang vermutet
Für die Bestimmung des Ökofaktors massgebliche Wirkung

aktive Emissionen und Öl beruhen ohnehin teilweise auf Meeresschutzzielen, welche von der Schweiz mitgetragen werden. Daher sollen die in diesem Kapitel hergeleiteten Ökofaktoren auch auf Emissionen in die Meere angewendet werden. Eine Ausnahme bildet der Ökofaktor zu Ölemissionen ins Meer. Dieser bezieht sich ausschliesslich auf Emissionen ins Meer und darf nicht auf andere Wasserkompartimente (z. B. Fluss etc.) angewendet werden.

10.2 Stickstoff (N)

10.2.1 Ökologische Wirkung

Über 90 % des anthropogen verursachten Gesamtstickstoffgehaltes in Oberflächengewässern bestehen aus Nitrat und Ammonium bzw. Ammoniak. Quelle für Stickstoff in den Gewässern sind u. a. Dünger aus der Landwirtschaft, Ammoniakemissionen und Abwässer aus Industrie, Gewerbe und Haushalten. Die Ökofaktoren in diesem Kapitel bewerten nur die Stickstoff-Einträge in die Oberflächengewässer. Stickstoffverbindungen (insbesondere Nitrat), welche erst ins Grundwasser eingetragen werden und von dort in die Oberflächengewässer gelangen, werden im Kapitel über das Grundwasser (siehe Teil 3, Kap. 11.2) gesondert bewertet.

Auch wenn bezüglich Stickstoff weiterhin lokale Probleme bestehen können und es Hinweise gibt, dass das N:P Verhältnis problematische Auswirkungen haben kann, so ist jedoch vor allem die Belastung der Nordsee und anderer flacher Meere mit Gesamtstickstoff hinsichtlich Eutrophierung von grosser Bedeutung. Es wird daher auf eine deutliche Reduktion des Stickstoffeintrags in die Nordsee hingearbeitet; unter anderem mittels Reduktion der Stickstoff-Frachten im Rhein (BAFU 2010).

10.2.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Die Stickstofffracht im Rhein wurde aus Messungen der Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein bei Basel ermittelt. Für das Rheineinzugsgebiet belief sich der anthropogene Stickstoff-Eintrag im Jahre 2019 auf 44 364 t N/a. Der Wasserabfluss über den Rhein beläuft sich im langjährigen Mittel auf rund 33 Mia. m³/a, und der gesamtschweizerische auf 47 Mia. m³/a. Daraus ergibt sich extrapoliert auf

die gesamte Abflussmenge ein Eintrag von 64 000 t N/a für die ganze Schweiz.

10.2.3 Gewichtung

Da das Reduktionsziel nur auf die Emissionen im schweizerischen Rheineinzugsgebiet Bezug nimmt (siehe nächster Abschnitt zu kritischem Fluss), muss der aktuelle Fluss dasselbe Gebiet umfassen. Gemäss den Messungen der Rheinüberwachungsstation beträgt der aktuelle Fluss 44 364 t N/a.

Die Nordseeanliegerstaaten haben als Folge der im Laufe der 80er-Jahre deutlich gewordenen Überdüngungserscheinung bereits 1987 eine Absichtserklärung¹¹ verabschiedet. Diese hatte zum Ziel bis 1995 die Phosphor- und Stickstoffeinträge um 50 % gegenüber 1985 zu reduzieren. Obwohl der Anteil der Schweiz an der Gesamtbelastung des Rheins klein ist, hat auch die Schweiz entsprechende Bestrebungen unternommen (BUWAL 1996, S. 36) und (BAFU & BLW, 2016). Das Ziel konnte beim Stickstoff bis heute nicht erreicht werden. Bis im Jahr 2019 betrug die Reduktion 34 %.

Diese Zielsetzung wird als Basis für die Festlegung des kritischen Flusses für den Gesamtstickstoff (N_{tot}) verwendet. Da für das Jahr 1985 keine kontinuierlichen Messwerte im Rhein bei Basel für N_{tot} vorliegen, musste der Stickstofffluss aus Modellierungen bestimmt werden. Diese Modellierung wurde 2013 aktualisiert. Dabei hat es sich gezeigt, dass die Stickstofffracht 1985 beträchtlich höher war als der Wert, der zuvor verwendet wurde. Sie beträgt neu 58 227 t N/a, siehe Seite 90 in (Heldstab et al. 2013). Der kritische Fluss beträgt damit 29 113 t N/a. Die Ableitung des kritischen Flusses aus der GSchV würde einen deutlich höheren kritischen Fluss ergeben¹² und wird daher nicht verwendet.

10.2.4 Ökofaktor für Stickstoff in Oberflächengewässern

Der Ökofaktor für Stickstoff ist gegenüber der Edition 2013 um knapp 40% zurückgegangen. Der wesentliche Grund liegt daran, dass die kontinuierlichen Messungen

¹¹ Second International Conference on the Protection of the North Sea, London, 24–25 November 1987

¹² Unter der Annahme eines mittleren Abflusses im Rhein von 1000 m³/s und dem Anforderungswert von 5,6 mg NO₃-N/l ergäbe sich allein für das Rheineinzugsgebiet ein kritischer Fluss von 176 600 t NO₃-N/a.

Tabelle 45

Ökofaktor für Gesamtstickstoff in Oberflächengewässern in UBP/g N

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (t N/a)	64 000	B	Hochrechnung auf die Schweiz auf der Basis von Messungen im Rhein.	36 197
Aktueller Fluss (t N/a)	44 364	A	nur Rheineinzugsgebiet Messungen im Rhein in Basel	28 656
Kritischer Fluss (t N/a)	29 113	a	50 % Reduktionsziel im Rheineinzugsgebiet gegenüber 1985 (Heldstab et al. 2013)	19 875
Gewichtungsfaktor (-)	2,32			2,08
Ökofaktor (UBP/g N)	36			57

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

der Rheinüberwachungsstation in Basel gezeigt haben, dass der Stickstoffeintrag im Rheineinzugsgebiet wesentlich höher ist als der Wert, der in der letzten Edition verwendet wurde. Entsprechend ist der Normierungsfluss wesentlich stärker angestiegen als der Gewichtungsfaktor, der nur leicht angestiegen ist. Die Anpassung des kritischen Flusses ist darauf zurückzuführen, dass die Stickstoff-Emissionen aus diffusen Quellen des Jahres 1985 neu berechnet wurden und nun 58'227 t N/a (Heldstab et al. 2013), S. 90) betragen. Dieser Wert liegt rund 50% höher als derjenige aus früheren Modellierungen, welcher in der Edition 2013 verwendet wurde.

10.3 Phosphor (P)

10.3.1 Ökologische Wirkung

Der Phosphor-Eintrag ist für Seen (und gewisse Meeres-teile) kritischer als für Fliessgewässer, da in stehenden Gewässern meist der verfügbare Phosphor der limitierende Faktor für das Algenwachstum ist. Ein durch Phosphor erhöhtes Algenwachstum kann über die Sedimentation und den vermehrten aeroben Abbau dieser Biomasse zu Sauerstoffmangel und Fischsterben im Tiefenwasser von Seen führen (BLW & BUWAL 1998).

Die Belastung der Seen variiert sehr stark nach deren Lage. Seen mit alpiner Prägung (z. B. Vierwaldstättersee, Thunersee) weisen sehr geringe Phosphorkonzentrationen auf, wohingegen Seen in Gebieten intensiver landwirtschaftlicher Nutzung durch Phosphor, welcher mit Hof- und Kunstdünger auf die Felder ausgetragen wird, immer noch stark belastet sein können. Auch die

Erosion von Böden und der Phosphor-Eintrag aus der Siedlungsentwässerung können zu einer erhöhten Phosphorbelastung beitragen. Der Anschluss von Haushalten und Gewerbe an Kläranlagen und das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln brachte eine deutliche Reduktion des Phosphor-Eintrages in den 80er- und 90er-Jahren (BLW & BUWAL 1998; BUWAL 2004b).

Phosphor wird als an Partikel gebundenes Phosphat vor allem durch die Erosion und in gelöster Form durch Abwaschung vom Ackerland in die Gewässer eingetragen. Der immer noch massgebliche Anteil der Landwirtschaft an den Belastungen ist auch eine Folge reichlicher Düngung in der Vergangenheit. So weisen Grünland und Ackerboden in der Schweiz Phosphorgehalte auf, die den jährlichen Bedarf der Pflanzen weit übersteigen. Das Gewässerschutzgesetz (GSchG, Stand 2020) verlangt eine ausgeglichene Düngerbilanz, damit die Gewässer durch Abschwemmung und Auswaschung von Düngern nicht beeinträchtigt werden. Somit darf nur soviel Phosphor ausgebracht werden, wie von den Kulturen aufgenommen werden kann. Auch die ChemRRV (2005, Stand 2013) enthält Vorschriften bezüglich Düngerausbringung. Dabei müssen Düngungsrichtlinien, der Pflanzenbestand, die Bodenvorräte, die Witterung, etc. berücksichtigt werden.

10.3.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der gesamtschweizerische Eintrag von Phosphor in die Oberflächengewässer kann nur abgeschätzt werden, da sich der bedeutende Anteil des aus landwirtschaftlichen Flächen eingetragenen Phosphors einer direkten Messung entzieht. Der Eintrag wird daher mit dem Austrag via Fliessgewässer

gleichgesetzt. Eingetragener Phosphor wird von Algen und Wasserpflanzen in den Gewässern aufgenommen, durch Sedimentierung der Biomasse in Seen abgelagert oder beim Abbau der Biomasse wieder ins Wasser freigesetzt.

Tabelle 46

Berechnung des Gewichtungsfaktors für Schweizer Seen aus der aktuellen Konzentration und der kritischen Konzentration

Es sind nur diejenigen Seen berücksichtigt, die für die Jahre 2016 bis 2018 einen aufgrund der Messfrequenz verlässlichen Messwert aufweisen.

	See- volumen	Gesamt P Konz.	herge- leiteter Zielwert*	Gewich- tungs- faktor
	Mio. m ³	mg/m ³	mg/m ³	(-)
Lac Léman	89 900	19,0	20	0,90
Bodensee	48 000	8,0	8,0	1,00
Lac de Neuchâtel	14 170	8,3	8,3	1,00
Lago Maggiore	37 100	12,7	12,7	1,00
Vierwaldstättersee	11 800	4,5	4,5	1,00
Zürichsee	3900	24,3	20	1,48
Lago di Lugano nord	4690	69,7	20	12,13
Lago di Lugano sud	1140	45,0	20	5,06
Thunersee	6500	2,0	2,0	1,00
Bielensee	1240	11,0	11,0	1,00
Zugersee	3210	82,3	20	16,95
Brienzersee	5170	3,3	3,3	1,00
Walensee	2490	3,7	3,7	1,00
Murtensee	600	14,0	14,0	1,00
Sempachersee	660	25,3	20	1,60
Hallwilensee	215	12,0	12,0	1,00
Greifensee	149	46,7	25	3,48
Baldeggersee	178	23,3	20	1,36
Pfäffikersee	57	16,0	25	0,41
Schweizerischer Gewichtungsfaktor				1,44

* Die GSchV fordert einen Nährstoffgehalt, der höchstens eine mittlere Produktion von Biomasse zulässt. Daher wird für Seen mit einer mittleren Phosphorkonzentration von über 20 mg P/m³ als Zielwert das Umweltziel Landwirtschaft gewählt, für die anderen Seen entspricht der Zielwert der mittleren Konzentration der vorangegangenen 3 Jahre (2016 – 2018), ausser es gibt einen spezifischen Zielwert für den betreffenden See.

Quelle: Datei Phosphorgehalt in Seen_BAFU_14.02.2020.xlsx¹³

¹³ Daten «Phosphor in Seen» erhalten vom Bundesamt für Umwelt, am 14.2.2020. Die Daten sind durch Internationale Gewässerschutzkommissionen (CIPEL, CIP AIS, IGKB), Kantonale Gewässerschutzfachstellen, Eawag und Wasserversorgung Zürich (WVZ, für Zürich- und Walensee) erhoben worden. Diese Daten wurden ergänzt für den Greifensee, Baldeggersee und Pfäffikersee durch Angaben der Abteilung Gewässerschutz des Kantons Zürich.

Zur Ermittlung der gesamten Phosphorfracht wurden Messwerte der P-Konzentrationen in den Flüssen Rhein, Rhone, Tessin und Inn am Ausfluss der Schweiz verwendet und mit den jeweiligen Abflussmengen multipliziert. Dabei wurden Daten der letzten Jahre 2017 bis 2019 verwendet. Daraus ergibt sich ein gesamtschweizerischer Phosphoraustrag via die Fliessgewässer von 1485 t P/a.

10.3.3 Gewichtung: Schutz der Nordsee

Der aktuelle Fluss unterscheidet sich vom Normierungsfluss, da sich das Reduktionsziel nur auf das Rheineinzugsgebiet bezieht. Der Mittelwert der Phosphorfracht im Rhein bei Basel der letzten Jahre betrug im Rhein 979 t P/a. Wobei die Werte abnehmend sind. Im Jahre 2019 betrug die Fracht rund 40 % weniger als im Jahre 2015.

Die Nordseeanrainer-Staaten haben in einer Ministererklärung vereinbart, die Phosphor- und Stickstoffeinträge um 50 % gegenüber dem Stand von 1985 zu reduzieren. Die Schweiz hat diese Erklärung ebenfalls unterzeichnet. Das Ziel konnte beim Phosphor zwischenzeitlich gut erreicht werden. Der kritische Fluss liegt für das Rheineinzugsgebiet mit 1502 t P/a (OSPAR Commission 2008b) wesentlich über dem aktuellen Fluss. Daraus ergibt sich ein Gewichtungsfaktor von 0,42.

10.3.4 Gewichtung: Phosphorgehalt Schweizer Seen

Der numerische Anforderungswert in der Gewässerschutzverordnung bezieht sich nicht auf Phosphor, sondern auf den für die Organismen zentralen Sauerstoff. Das allgemeine Umweltziel für die Seen ist ein Sauerstoffgehalt von 4 mg pro Liter in jeder Seetiefe (GSchV 1998, Stand 2011, Anhang 2 Ziffer 13). Im Weiteren darf der Nährstoffgehalt höchstens eine mittlere Produktion von Biomasse zulassen (GSchV, Stand 2020, Anhang 2 Ziffer 13). Jeder See ist aufgrund seiner Morphologie und seiner geographischen Lage bzw. Wetterexposition ein Sonderfall. Die Anforderungen an den Nährstoffgehalt für eine höchstens mittlere Produktion kann deshalb nicht mit einem einzigen Wert, der für alle Seen gleichermaßen gilt, festgelegt werden. Gemäss (BAFU & BLW, 2016) ergibt sich daraus die Anforderung, dass der mittlere Gehalt bzw. der Konzentrationswert der Frühjahrszirkulation während mehrerer Jahre unter 20 mg Gesamtposphor pro Kubikmeter (20 µg P pro Liter) liegen muss. Zu beachten ist, dass dies ein Zwischenziel ist, da damit ein Sauerstoffgehalt von 4 mg pro Liter in jeder Seetiefe noch

Tabelle 47
Ökofaktor für Phosphor in UBP/g P

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (t P/a)	1490	B	Hochrechnung des Mittelwerts der Abflussdaten in den Jahren 2015, 2018 und 2019 der vier Flüsse Rhein, Rhone, Ticino und Inn	1854
Aktueller Fluss (t P/a)	–			–
Kritischer Fluss (t P/a)	–			–
Gewichtungsfaktor (–)	1,44		Berechnet aus Schutzziel See	1,65
Ökofaktor (UBP/g P)	970			890

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

nicht garantiert wird (Kiefer u. a., 2021). Dies wird bei der Berechnung des Ökofaktors berücksichtigt.

Der Gewichtungsfaktor (und daraus folgend der Ökofaktor) für Phosphor wird für jeden Schweizer See separat berechnet (Tab. 46). Der Zielwert entspricht für Seen mit einer mittleren Phosphorkonzentration über 20 mg/m³ dem Umweltziel Landwirtschaft¹⁴ und für Seen mit einer Konzentration unter 20 mg P/m³ der durchschnittlichen Phosphorkonzentration der Jahre 2016 bis 2018. Für den Greifensee und den Pfäffikersee wird der Zielwert des Kantons von 25 mg P/Liter verwendet. Die in Seen gemessenen Werte liegen zum Teil deutlich unter 20 mg/m³ (Walensee) andererseits auch zum Teil sehr deutlich darüber (nördlicher Luganersee und Zugersee). Die ökologische Knappheit der grossen Schweizer Seen ist bezüglich Phosphor also stark unterschiedlich.

Für das Bestimmen einer durchschnittlichen ökologischen Knappheit von Phosphor in Schweizer Gewässern sind einerseits die aktuellen Phosphorkonzentrationen der Seen und andererseits das jeweilige Seevolumen relevant. Die Phosphor-Aufnahmekapazität der Seen ist on diesen beiden Parametern abhängig. Da der Gewichtungsfaktor quadratisch auf das Verhältnis von aktueller zu kritischer Konzentration reagiert, wird der durchschnittliche Gewichtungsfaktor auf der Basis der mit dem Seevolumen gewichteten Summe der Gewichtungsfaktoren der einzelnen Seen bestimmt (siehe Tab. 46).

10.3.5 Ökofaktor für Phosphor

Die Gewichtung ist in den Kapiteln 10.3.3 und 10.3.4 auf zwei verschiedene Arten hergeleitet worden. Einerseits aus dem 50 % Reduktionsziel der Einträge in die Nordsee und andererseits aus hergeleiteten Zielwerten (Umweltziel Landwirtschaft und mittlere P-Konzentration der vorangegangenen 3 Jahre) für die Schweizer Seen. Die Berechnung des Ökofaktors aus den hergeleiteten Zielwerten für die Schweizer Seen führt zu höheren Werten. Der Ökofaktor aus dem 50 % Reduktionsziel wird daher in Tabelle 47 nicht weiter mitaufgeführt.

Der tiefere Gewichtungsfaktor widerspiegelt die leichte Entspannung beim Phosphor-Problem und das Wirken der getroffenen Massnahmen. Jedoch sind einzelne Seen, wie in Tabelle 46 dargestellt, immer noch sehr starker Belastung ausgesetzt. Da die gesamte Phosphorfracht und damit der Normierungsfluss stärker zurückgegangen ist als der Gewichtungsfaktor, ergibt sich ein um knapp 10 % höherer Ökofaktor.

¹⁴ Ausnahmen bilden der Greifensee und der Pfäffikersee für welche von den kantonalen Behörden ein Ziel von 25 mg P/m³ festgelegt wurde (Gewässerschutz Kt. Zürich, 2019a, 2019b).

10.4 Organische Stoffe (BSB, CSB, DOC, TOC)

10.4.1 Ökologische Wirkung

Der BSB (Biologischer Sauerstoffbedarf¹⁵), der CSB (CSB, Chemischer Sauerstoffbedarf¹⁶), der DOC (gelöste organische Kohlenstoffe¹⁷) und der TOC (Total organischer Kohlenstoffe¹⁸) sind Parameter für die Konzentration an organischen Substanzen in Gewässern. Diese organischen Stoffe stammen zu einem Teil aus natürlichen Quellen und zum anderen aus Abwässern. Grundsätzlich belasten alle organischen Stoffe die Gewässer durch Sauerstoffzehrung und die damit verbundene Einschränkung des Lebensraumes der Fauna. Viele Stoffe können zusätzlich spezifische toxische Wirkungen haben (wie z. B. chlororganische Verbindungen, endokrine Stoffe), die separat erfasst werden müssten (Kummert & Stumm 1989; Sigg & Stumm 1989). Für diese Stoffe werden entsprechend separate Ökofaktoren ermittelt.

Aufgrund der Massnahmen zur Abwasserreinigung ging die Belastung der schweizerischen Gewässer mit organischen Substanzen in den letzten Jahrzehnten zurück. Die Gesetzgebung (GSchV) verlangt zudem, dass die im Abwasser anfallenden organischen Stoffe durch Massnahmen soweit reduziert werden, dass für die Gewässer keine ökologischen Nachteile entstehen. Die Restbelastung aus Kläranlagen ist in Anbetracht des gesamthaft vorhandenen Sauerstoffs in den meisten Fällen unkritisch. Ökologisch relevant sind daher in erster Linie persistente, bioakkumulierbare und giftige organische Substanzen (siehe POPs, Teil 3, Kap. 10.12). Diese spezifischen Wirkungen von Stoffen, die im Summenparameter «organische Stoffe» enthalten sind, können hier aber nicht berücksichtigt werden.

Die Erfassung der Konzentration an organischen Substanzen in Gewässern kann mittels der erwähnten Parameter CSB, DOC und gegebenenfalls TOC erfolgen.

- **BSB (Biochemischer Sauerstoffbedarf)**

Der BSB_x gibt die Menge an Sauerstoff an, die innerhalb von x Tagen durch die biologische Aktivität im Wasser aufgebraucht wird. Die Inkubation geschieht im Dunkeln, bei 20 °C und normalerweise während 5 Tagen (BSB₅). Damit wird der Anteil an leicht abbaubaren Kohlenwasserstoffen, v. a. durch mikrobiellen Abbau, bestimmt. Der BSB liegt immer tiefer als der CSB-Wert. Üblicherweise wird der BSB₅ bestimmt.

- **CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf)**

Der CSB gibt die Menge an Sauerstoff an, die benötigt wird, um die organischen Verbindungen zu oxidieren. In der Schweiz wird der CSB vor allem zur Bestimmung der Qualität des Auslaufes von Kläranlagen eingesetzt («Abwasserparameter»). Im Ausland wird die Belastung der Gewässer durch organische Substanzen mehrheitlich durch den CSB beurteilt. Viele Sachbilanzen enthalten Angaben zu CSB-Emissionen.

- **DOC (gelöste organische Kohlenstoffe)**

Der DOC misst den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff aus gelösten organischen Verbindungen. Die Messung liefert bei tiefen Konzentrationen, wie sie in schweizerischen Fliessgewässern vorliegen, genauere Resultate als die CSB-Messung («Reinwasserparameter»).

- **TOC (Total organischer Kohlenstoffe)**

Der TOC umfasst den gesamten in organischen Molekülen gebundenen Kohlenstoff. Er setzt sich aus dem gelösten organischen Kohlenstoff und dem partikulär gebundenen organischen Kohlenstoff zusammen.

Da viele Sachbilanzen CSB ausweisen, wird ein Ökofaktor für CSB bestimmt. Eine allenfalls benötigte Umrechnung von DOC zu CSB kann mit dem Schätzfaktor CSB (in g) \approx 3 DOC (in g) vorgenommen werden. Eine untere Schätzung für den CSB kann auch aus dem BSB, mit CSB (in g) = BSB (in g), hergeleitet werden. Wurde als einziger Wert der TOC gemessen, kann dieser Wert im Sinne einer groben Näherung mit dem DOC gleichgesetzt werden, bzw. der CSB mit CSB (in g) \approx 3 TOC (in g) abgeschätzt werden (Brand et al. 1998).

¹⁵ engl. BOD – biochemical oxygen demand

¹⁶ engl. COD – chemical oxygen demand

¹⁷ engl. DOC – dissolved organic carbon

¹⁸ engl. TOC – total organic carbon

Tabelle 48

Ökofaktor für CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) in UBP/g CSB

Mit den groben Faustregeln $BSB \approx CSB$, $CSB \approx 3 DOC$ und $DOC \approx TOC$ können die Ökofaktoren für BSB, DOC und TOC berechnet werden, wenn keine Sachbilanzdaten für CSB vorliegen – siehe auch Text bezüglich Doppelzählungen.

	Edition 2021 ¹⁹	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (t CSB/a)	37 002	B	Abflussfrachten gesamte Schweiz (VSA 2011)	37 002
Aktueller Fluss (t CSB/a)	37 002	B	Abflussfrachten gesamte Schweiz (VSA 2011)	37 002
Kritischer Fluss (t CSB/a)	73 527	b	Abgeleitet aus GSchV 2011	73 527
Gewichtungsfaktor (-)	0,25			0,25
Ökofaktor (UBP/g CSB)	6,8			6,8
Ökofaktor (UBP/g BSB)	6,8		Grobe Näherung: $BSB \approx CSB$	6,8
Ökofaktor (UBP/g DOC)	21		Abgeleitet aus dem Ökofaktor für CSB mit $CSB \approx 3 DOC$	21
Ökofaktor (UBP/g TOC)	21		Grobe Näherung: $CSB \approx 3 DOC \approx 3 TOC$	21

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

10.4.2 Datengrundlagen

Üblicherweise macht das BAFU alle 5 bis 6 Jahre eine Erhebung dieser Parameter. Aufgrund der Umstellung auf GIS-Daten hat sich die Erhebung verzögert und es liegen frühestens im Jahre 2021 neue Daten vor²⁰. Aus diesem Grunde wurden die Werte aus der Edition 2013 verwendet.

10.4.3 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Die Gesamtmenge kann nicht aus den CSB-Konzentrationen beim Abfluss der grossen Flüsse aus der Schweiz hochgerechnet werden, da einerseits ein Teil der organischen Substanzen natürlichen Ursprungs ist und andererseits organische Substanzen in den Fliessgewässern zum Teil relativ schnell abgebaut werden und nicht bis zu den Messstellen beim Abfluss aus der Schweiz gelangen.

Die Datenerhebung des VSA (2011) deckt über 80 % der an die Abwasserentsorgung angeschlossenen Einwohner der Schweiz ab und bietet daher eine gute Datengrundlage für die Hochrechnung der Emissionen organischer Stoffe aus Abwasser-Reinigungsanlagen (ARA) auf die ganze Schweiz. Die jährlichen Ablauffrachten von CSB belaufen sich auf 37 000 Tonnen. Auch dazu lagen keine

aktuelleren Daten vor und es wurden diejenigen aus der Edition 2013 verwendet.

10.4.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss ist identisch zum Normierungsfluss, da das Reduktionsziel ebenfalls auf der gesamtschweizerischen Menge beruht.

Die Gewässerschutzverordnung (GSchV 1998, Stand 2011) legt für die Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer eine Reinigungsleistung von 85 % für gelöste organische Kohlenstoffe fest. Angewendet auf eine jährliche Zulauffracht von 490 180 Tonnen CSB ergibt dies einen kritischen Fluss von 73 527 Tonnen CSB pro Jahr.

10.4.5 Ökofaktoren für BSB, CSB, DOC und TOC

Da all diese Faktoren das Gleiche – den organischen Kohlenstoff – messen, muss auf die Vermeidung von Doppelzählungen geachtet werden. Vorzugsweise wird nur der CSB bewertet, für den der Ökofaktor direkt aus aktuellem und kritischem Fluss hergeleitet wurde. In Sachbilanzen fehlende CSB-Werte können dann mit den in Teil 3, Kap. 10.4.1 beschriebenen Faustregeln aus den anderen Messwerten hergeleitet werden.

Da keine neuen Messwerte vorlagen wurden die bestehenden Werte übernommen und entsprechend ergibt sich keine Veränderung des Ökofaktors.

¹⁹ Werte aus der Edition 2013 übernommen, da keine neuen Messwerte vorlagen, siehe Kapitel 10.4.2.

²⁰ Mündliche Mitteilung von P. Fischer, Sektion Gewässerschutz des BAFU, am 4. Februar 2020.

Die Gewichtung von spezifischen Wirkungen bioakkumulativer, persistenter Substanzen ist mit dem Ökofaktor für CSB nicht möglich. Diese Substanzen werden separat bewertet (siehe Teil 3, Kap. 10.12).

10.5 Schwermetalle und Arsen

10.5.1 Ökologische Wirkung

Schwermetalle und Arsen schädigen das Ökosystem Wasser, indem sie sich in Organismen anreichern und Wachstumshemmungen und Stoffwechselstörungen verursachen können. Über die Nahrungskette erreichen sie eine weite Verbreitung.

Zink und Kupfer stammen unter anderem aus der Dachentwässerung, der Verwendung entsprechender Rohre der Trinkwasserversorgung und Fahrleitungen. Zink stammt zudem aus Pneubetrieb und gelangt über die Strassenabschwemmung in die Gewässer. Kupfer wird auch als Fungizid im Wein- und Obstbau sowie Kartoffelanbau eingesetzt und als Futterzusatz in der Schweinezucht verwendet.

Cadmium ist Bestandteil von Phosphordüngern und Pestiziden. Daher ist auch die Landwirtschaft eine Schwermetallquelle. Chrom stammt vor allem aus der Korrosion von Chromstahlprodukten. Durch den Rückgang bei der Verwendung von verbleitem Benzin und der Sanierung von industriellen Abwassereinleitungen überwiegen zwischenzeitlich die diffusen Schwermetallquellen (BUWAL 2002a).

Die Rolle von Chrom(III) (Cr^{3+} -Ionen) im menschlichen Körper wird zurzeit kontrovers diskutiert. Es gibt Hinweise darauf, dass Chrom(III) eine Bedeutung im Kohlenhydrat- und Fettstoffwechsel von Säugetieren haben könnte. Diesen Hinweisen wird zurzeit nachgegangen. Frühere Hinweise, dass das beliebte Nahrungsergänzungsmittel Chrom(III)-picolinat einen günstigen Einfluss auf den Körperaufbau hat, konnten in späteren Studien nicht bestätigt werden. In einer Studie mit Hamsterzellen konnte gezeigt werden, dass Chrom(III)-picolinat mutagen ist und Krebs auslösen kann.

Die aktuell zur Verfügung stehenden Daten weisen darauf hin, dass es extrem unwahrscheinlich ist, eine Chromunterversorgung zu erleiden. Einen toxischen Effekt lösen auch höhere Dosen Chrom(III) nur schwer aus, da das Löslichkeitsprodukt von Chrom(III)-hydroxid extrem niedrig ist ($6,7 \times 10^{-31}$). Es wird deshalb im menschlichen Darm vermutlich nur sehr schwer aufgenommen. In den USA wurde die empfohlene Aufnahmemenge Chrom(III) bei 50 – 200 $\mu\text{g}/\text{Tag}$ auf 35 $\mu\text{g}/\text{Tag}$ bei erwachsenen Männern und auf 25 $\mu\text{g}/\text{Tag}$ bei erwachsenen Frauen herabgesetzt.

Chrom(VI)-Verbindungen sind äusserst giftig. Sie sind mutagen und schädigen die DNA. Sie gelangen über die Atemwege in den Körper und schädigen das Lungengewebe. Menschen, die chronisch solchen Verbindungen ausgesetzt sind, haben ein erhöhtes Risiko für Lungenkrebs.

Arsen ist kanzerogen für den Menschen (IARC Gruppe 1). Durch chronische Exposition über das Trinkwasser werden insbesondere Haut- und Blasenkrebs, aber auch andere Krebsformen, durch Arsen gefördert (IARC 1987). Arsen entsteht als Nebenprodukt in der Metallgewinnung, wird aber auch in industriellen Prozessen verwendet (z. B. Glasherstellung oder als Galliumarsenid in elektronischen Geräten). In gewissen Ländern (z. B. Bangladesch und Vietnam) können bereits die natürlichen Quellen zu gesundheitsschädlichen Konzentrationen im Trinkwasser führen (Lippmann 2000).

10.5.2 Charakterisierung

In der Edition 2013 wurde keine Charakterisierung der Schwermetalle vorgenommen, sondern für jedes einzelne Schwermetall eine Gewichtung auf der Basis der Zielwerte der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) hergeleitet. Neu werden die Schwermetalle als Gruppe behandelt, d. h. der aktuelle und der kritische Fluss werden über die ganze Gruppe der Metalle ermittelt und daraus ein Gewichtungsfaktor für die Gruppe der Schwermetalle hergeleitet. Die einzelnen Schwermetalle werden bezüglich ihrer toxischen Schädigung gemäss USEtox Version 2 charakterisiert (Fantke et al. 2018), siehe Tabelle 49 bis Tabelle 52. Dabei wird als Leitsubstanz Arsen verwendet und entsprechend die toxische Wirkung als As-Äquivalente/kg ausgedrückt. Für die Humantoxizität stellt USEtox Faktoren für kanzerogene und nicht

kanzerogene Substanzen (Humantoxizität, cancer and non cancer effects, recommended+interim) zur Verfügung. Diese werden entsprechend ihrer gesundheitlichen Schädigungen gemessen in DALYs²¹ addiert. Zudem werden Toxizitätsfaktoren für die ökotoxische Wirkungen zur Verfügung gestellt, wobei diese nicht mit denjenigen der Humantoxizität verrechenbar sind. Daher wurde mit den Charakterisierungsfaktoren für Humantoxizität sowie mit den Ökotox-Faktoren je ein Set von Ökofaktoren ermittelt und aus diesen zwei Sets der jeweils höhere Faktor je Schwermetall verwendet, siehe Tabelle 54. Mit Hilfe der USEtox-Faktoren für Mangan, Chrom und Eisen können auch Ökofaktoren für diese Metalle hergeleitet werden, auch wenn für diese Metalle keine Emissionsmengen oder Zielvorgaben bekannt sind. Dies führt zu leicht überschätzten Ökofaktoren für Schwermetalle, da der Normierungsfluss die drei Metalle Mangan, Chrom und Eisen mangels entsprechender Daten zu den Flüssen nicht enthält. Dies wird aber dennoch als sinnvoller angesehen, als diese gar nicht zu berücksichtigen.

10.5.3 Normierung

Da eine Charakterisierung vorgenommen wird, entspricht der Normierungsfluss damit neu der Summe der charakterisierten Mengen an Schwermetallemissionen. Der Normierungsfluss entspricht für Humantoxizität der charakterisierten Emissionsmenge der berücksichtigten Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber, Kupfer, Zink sowie Arsen und ist identisch zum aktuellen Fluss (siehe Tab. 53). Für die Charakterisierung nach USEtox gemäss Ökotoxizität werden zusätzlich Eisen und Mangan bei der Herleitung des Normierungsflusses berücksichtigt.

10.5.4 Gewichtung

In Weil am Rhein werden einerseits Schwermetall-Konzentrationen im Wasser gemäss NADUF-Vorgaben (BAFU 2011b) und andererseits die Schwermetallgehalte der Schwebstoffphase gemäss Rheinschutzkommission (AUE 2017) bestimmt. Für die Bestimmung der Normierung wird auf die Werte aus NADUF zurückgegriffen, da diese Werte auch den gelösten Anteil umfassen. Um die zum Teil starken Konzentrationsschwankungen zwischen einzel-

nen Jahren auszugleichen und repräsentativere Werte zu erhalten, wird jeweils der Mittelwert der Jahre 2013 bis 2017 verwendet (BAFU 2020d) sowie Daten der Rheinüberwachungsstation (RÜS), welche direkt abgefragt wurden.

Folgende Faktoren könnten eine Abweichung der realen Verhältnisse zum hochgerechneten Fluss begründen:

- Die Gesamtkonzentration an Schwermetallen steigt mit der Konzentration an Schwebstoffen, da sich die Metalle dort anreichern. In der Rhone, die vergleichsweise hohe Partikelkonzentrationen aufweist, dürften die Konzentrationen an Schwermetallen daher über denjenigen im Rhein liegen.
- Die Schwermetalle erfahren zwischen dem Eintrag ins Gewässer und der Messung in Basel teilweise einen Austausch mit dem Sediment. Je nach Konzentrationsverhältnissen im Fluss und im Sediment werden Netto Schwermetalle gelöst oder abgelagert.

In der Gewässerschutzverordnung GSchV 1998, Stand 2020 sind sieben umweltrelevante Schwermetalle aufgeführt. Es sind dies Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd), Blei (Pb), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Nickel (Ni). In der GSchV werden Qualitätsanforderungen für Fließgewässer und auch für die Einleitung von Abwässern in Kanalisation und Gewässer festgelegt.

Im Jahr 2003 trat zudem das 1999 erneuerte «Übereinkommen zum Schutz des Rheins», welches auch die Schweiz mitunterzeichnet hat, in Kraft (IKSR 1999). Die IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) legt ebenso wie die GSchV Gewässerqualitätsziele in Form von Konzentrations-Anforderungswerten – u. a. auch für Schwermetalle – fest.

Das Verhältnis der Schwermetallgehalte in den Schwebstoffen zu dessen Zielwerten gemäss AUE (2009) ist deutlich höher als das Verhältnis der Gesamtkonzentration der Schwermetalle im Wasser zu den Anforderungswerten gemäss Gewässerschutzverordnung. Für die Gewichtung werden deshalb die strengerer Ziele und somit höheren Ökofaktoren gemäss IKSR verwendet. Für den Gewichtungsfaktor werden direkt die Konzentrationen in den Schwebstoffen (statt der Flüsse) zueinander ins Verhält-

²¹ DALY: Disability adjusted life years – behinderungsbereinigte Lebensjahre. 1 DALY entspricht dem Verlust von 1 Lebensjahr, respektive einer Lebensqualitätseinbusse über eine entsprechende Zeit z. B. 20 % Behinderung über 5 Jahre.

nis gesetzt. Die Daten zu den aktuellen Konzentrationen stammen aus den RÜS-Jahresberichten 2013 bis 2017 (AUE Basel Stadt 2013a;AUE Basel Stadt 2013b;AUE Basel Stadt 2014a;AUE Basel Stadt 2014b;AUE

Basel Stadt 2015a;AUE Basel Stadt 2015b;AUE Basel Stadt 2016a;AUE Basel Stadt 2016b;AUE Basel Stadt 2017b;AUE Basel Stadt 2017a), welche die aktuellsten Daten ausweisen.

Tabelle 49

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss BAFU 2020a und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	DALY/kg	In As-Äquivalenten (kg As-eq/kg)	Aktueller Fluss RÜS (Messwert) kg/a	charakterisierte Menge (As-eq/a)
Arsen (As)	0,0 721229	1,00	12 051	12 050,95
Blei (Pb)	0,0 001376	0,002	31 012	59,16
Cadmium (Cd)	0,0 128527	0,18	382	67,99
Chrom (Cr)	0,0 0000000006	0,000000008	61 109	0,00
Chrom VI (Cr VI)	0,1 139507	1,58	0	n/a
Eisen II (Fe II)	–	–	–	n/a
Eisen III (Fe III)	–	–	–	n/a
Eisen (Fe)	–	–	26 285 600	n/a
Kupfer (Cu)	0,0 000004	0,0 0001	47 420	0,24
Mangan (Mn)	–	–	885 760	n/a
Nickel (Ni)	0,0 013857	0,02	40 513	778,38
Quecksilber (Hg)	0,0 501849	0,70	204	142,21
Zink (Zn)	0,0 007126	0,01	162 847	1608,88
Total				14 707,82

Tabelle 50

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss BAFU 2020a und berechnete charakterisierte kritische Menge

Substanz	DALY/kg	In As-Äquivalenten (kg As-eq/kg)	Kritischer Fluss RÜS kg/a	charakterisierte Menge (As-eq/a)
Arsen (As)	0,0 721229	1,00	44 794	44 794
Blei (Pb)	0,0 001376	0,002	111 984	214
Cadmium (Cd)	0,0 128527	0,18	1 120	200
Chrom (Cr)	0,0 0000000006	0,000000008	111 984	0
Chrom VI (Cr VI)	0,1 139507	1,58	0	n/a
Eisen II (Fe II)	–	–	–	n/a
Eisen III (Fe III)	–	–	–	n/a
Eisen (Fe)	–	–	0	n/a
Kupfer (Cu)	0,0 000004	0,0 0001	55 992	0,29
Mangan (Mn)	–	–	0	n/a
Nickel (Ni)	0,0 013857	0,02	55 992	1076
Quecksilber (Hg)	0,0 501849	0,70	560	390
Zink (Zn)	0,0 007126	0,01	223 969	2213
Total				48 885

Tabelle 51

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss BAFU 2020a und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	PDF × m ³ × day/kg	In As-Äquivalenten (kg As-eq/kg)	Aktueller Fluss RÜS (Messwert) kg/a	charakterisierte Menge (As-eq/a)	Normierungsfluss (As-eq/a)
Arsen (As)	40 291	1,00	12 051	10 784	12 051
Blei (Pb)	6607	0,16	31 012	5085	5085
Cadmium (Cd)	2 093 661	51,96	382	19 824	19 824
Chrom (Cr)	8095	0,20	61 109	12 277	12 277
Chrom VI (Cr VI)	104 329	2,59	–	n/a	0
Eisen II (Fe II)	13 433	0,33	–	n/a	0
Eisen III (Fe III)	345 012	8,56	–	n/a	0
Eisen (Fe)	241 042	5,98	26 285 600	n/a	157 253 697
Kupfer (Cu)	56 312	1,40	47 420	66 275	66 275
Mangan (Mn)	16 411	0,41	885 760	n/a	360 780
Nickel (Ni)	181 732	4,51	40 513	182 732	182 732
Quecksilber (Hg)	22 079	0,55	204	112	112
Zink (Zn)	154 294	3,83	162 847	623 615	623 615
Total				921 971	158 536 448

Tabelle 52

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss BAFU 2020a und berechnete charakterisierte kritische Menge

Substanz	PDF × m ³ × day/kg	In As-Äquivalenten (kg As-eq/kg)	Kritischer Fluss RÜS kg/a	charakterisierte Menge (As-eq/a)
Arsen (As)	40 291	1,00	44 794	44 794
Blei (Pb)	6607	0,16	111 984	18 362
Cadmium (Cd)	2 093 661	51,96	1120	58 191
Chrom (Cr)	8095	0,20	111 984	22 498
Chrom VI (Cr VI)	104 329	2,59	–	n/a
Eisen II (Fe II)	13 433	0,33	–	n/a
Eisen III (Fe III)	345 012	8,56	–	n/a
Eisen (Fe)	241 042	5,98	–	n/a
Kupfer (Cu)	56 312	1,40	55 992	78 256
Mangan (Mn)	16 411	0,41	–	n/a
Nickel (Ni)	181 732	4,51	55 992	252 550
Quecksilber (Hg)	22 079	0,55	560	307
Zink (Zn)	154 294	3,83	223 969	857 679
Total				1 332 636

Tabelle 53

Ökofaktoren Schwermetalle ins Wasser, in As-eq/a

	Humantoxizität	Ökotoxizität	Q	Edition 2013
Normierungsfluss (kg As-eq/a)	1,47 × 10 ⁴	1,59 × 10 ⁸	C	Daten nicht direkt vergleichbar, da unterschiedlicher Ansatz
Aktueller Fluss (kg As-eq /a)	1,47 × 10 ⁴	9,21 × 10 ⁵	C	
Kritischer Fluss (kg As-eq /a)	4,89 × 10 ⁴	1,33 × 10 ⁶	a	
Gewichtungsfaktor (-)	0,09	0,48		
Ökofaktor (UBP/kg As-eq)	6,15 × 10⁶	3,02 × 10³	-	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Bezüglich Humantoxizität entspricht der aktuelle Fluss der charakterisierten Emissionsmenge der berücksichtigten Metalle und beläuft sich auf rund 14 700 As-eq/a (siehe Tab. 49).

Der kritische Fluss entspricht der charakterisierten Emissionsmenge der Zielvorgaben und beläuft sich auf rund 48 900 As-eq/a (siehe Tab. 50).

Bezüglich Ökotoxizität entspricht der aktuelle Fluss der charakterisierten Emissionsmenge und beläuft sich auf rund 922 000 As-eq/a (siehe Tab. 51).

Der Normierungsfluss beläuft sich aufgrund der grossen Menge an Eisen und Mangan auf rund 159 000 000 As-eq/a.

Der kritische Fluss entspricht der charakterisierten Emissionsmenge der berücksichtigten Metalle Blei, Kupfer, Cadmium und Zink und beläuft sich auf rund 1 333 000 As-eq/a (siehe Tab. 52).

10.5.5 Ökofaktoren für Schwermetalle und Arsen in Oberflächengewässern

Die folgende Tabelle 54 fasst die berechneten Ökofaktoren für alle Schwermetalle in UBP pro Gramm zusammen, dabei wird jeweils aus den Kategorien Human- und Ökotoxizität der höhere Faktor gewählt.

Der neue Ansatz zur Charakterisierung der Schwermetalle mit Hilfe der USEtox-Faktoren führt gegenüber der Edition 2013 zu deutlich tieferen Ökofaktoren für Schwermetalle im Wasser. Der Grund liegt v. a. darin, dass nicht mehr jedes Schwermetall für sich betrachtet wurde und somit

über die Gruppenbildung der Normierungsfluss wesentlich grösser ist. Zudem zeigen sich Unterschiede zwischen der relativen Bewertung der verschiedenen Schwermetalle. Der Grund dafür ist die Verwendung der Methode USE-Tox, welche die toxische Schädigung der verschiedenen Schwermetalle beurteilt.

Tabelle 54

Ökofaktoren für Schwermetalle in Oberflächengewässern in UBP/g des entsprechenden Schwermetalls

	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Arsen (As)	6200	10 000
Blei (Pb)	12	4 200
Cadmium (Cd)	1100	250 000
Chrom (Cr)	1	12 000
Chrom VI (Cr VI)	9700	-
Eisen II (Fe II)	1	-
Eisen III (Fe III)	26	-
Eisen (Fe)	18	-
Kupfer (Cu)	4	13 000
Mangan (Mn)	1	-
Nickel (Ni)	120	11 000
Quecksilber (Hg)	4300	860 000
Zink (Zn)	61	6200

Der neue Faktor für Eisen ist eher hoch, höher als für Kupfer und Blei. Die Literatur scheint dies zumindest für einige aquatische Spezies zu bestätigen (Cadmus et al. 2018). Neu werden für Eisen Ökofaktoren für beide Oxidationsstufen II und III ausgewiesen. Gemäss (Didukh et al. 2017;

Udall 1962) findet in Oberflächengewässern eine relativ rasche Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) statt, weshalb für die unspezifischen Eisenemissionen eine Verteilung von 69 % Fe(III) und 31 % Fe(II) angenommen wurde. Die Faktoren für die unspezifischen Eisenemissionen ins Wasser wurden mit Hilfe der Angaben in (Yan et al. 2000) ermittelt. In anoxischen Verhältnissen, wie beispielsweise in vereinzelt Grundwasservorkommen, kann sich dieses Verhältnis aber durchaus umkehren (Yan et al. 2000; S. 1884).

10.6 Radioaktive Emissionen in Binnen-gewässern

10.6.1 Einführung

Die Kernkraftwerke und Spitäler in der Schweiz emittieren radioaktive Substanzen in Flüsse, die deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte liegen. Dennoch ist es wichtig, die radioaktiven Emissionen in Flüsse abzubilden. Seit der UBP 2013 werden sie bewertet.

10.6.2 Ökologische Wirkung

Radioaktive Strahlung transferiert Energie in das menschliche Gewebe und kann dabei mit der Struktur der Moleküle interferieren. Dies kann in lebenden Organismen die Zellfunktionen stören oder zerstören (somatische Effekte, das heisst tödliche oder nicht-tödliche Krebserkrankung). Oder es kann den genetischen Code der Zellen verändern (mutagene Effekte).

Die Charakterisierungsfaktoren tragen diesen beiden Effekten Rechnung. Die Wirkung radioaktiver Strahlung auf Ökosysteme bleibt hier unberücksichtigt. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben die potenziellen Auswirkungen einer unfallbedingten Freisetzung grosser Mengen radioaktiver Substanzen.

10.6.3 Charakterisierung

Die Umweltwirkung der Emission radioaktiver Elemente wird gemäss ihrer krebserregenden Wirkung auf den Menschen charakterisiert. Auswirkungen auf Ökosysteme werden nicht berücksichtigt. Als Referenzsubstanz dient Uran-235. In Tabelle 55 sind die Charakterisierungsfaktoren gemäss Frischknecht et al. (2000) aufgelistet.

Tabelle 55

Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Emissionen in Flüsse, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement U-235

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq U-235-eq/kBq)
Silber-110m	Ag-110m	0,22
Kobalt-58	Co-58	0,018
Kobalt-60	Co-60	19
Cäsium-134	Cs-134	61
Cäsium-137	Cs-137	74
Tritium	H-3	1,91 × 10 ⁻⁴
Iod-131	I-131	0,22
Mangan-54	Mn-54	0,13
Radon-226	Ra-226	0,056
Antimon-124	Sb-124	0,35
Uran-234	U-234	1,04
Uran-235	U-235	1,0
Uran-238	U-238	1,0

10.6.4 Normierung

Angaben zu den Emissionen von radioaktiven Substanzen aus Kernanlagen und Spitälern werden vom Bundesamt für Gesundheit und dem Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorat gemacht (BAG 2020; ENSI 2020). Die Charakterisierung der entsprechenden Nuklide gemäss Teil 3, Kapitel 10.6.2 ergibt für das Jahr 2019 eine totale Emissionsmenge von 36,2 GBq U-235-eq. Im vorliegenden Fall der radioaktiven Emissionen in Flüsse entspricht der aktuelle Fluss dem Normierungsfluss.

10.6.5 Gewichtung

Die Emissionen aus Schweizer Kernanlagen und Spitälern betrug im Jahr 2019 gemäss BAG (2020) 36,2 GBq U-235-eq.

Die Emissionslimiten radioaktiver Substanzen aus Schweizer Kernanlagen und Spitälern sind einerseits festgelegt für die einzelnen Anlagen, andererseits werden sie unterschieden nach Tritium und dem Nuklidgemisch ohne Tritium für die Kernanlagen und Iod-131 für die Spitäler. Die Abgabelimiten entsprechen der Bewilligung der

jeweiligen Kernanlage. Für Kernkraftwerke ist die Limite so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung unter 0,3 mSv/Jahr liegt. Für das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) liegt die entsprechende Grenze für die Jahresdosis bei 0,05 mSv/Jahr und für das Paul Scherrer Institut (PSI) bei 0,15 mSv/Jahr (ENSI 2020). Das Abwasser aus Spitälern darf die Aktivitätskonzentration von 1/50 der Freigrenze von Iod-131 im Wochenmittel nicht überschreiten (BAG 2020). Mittels Charakterisierung und Zusammenfassung aller Anlagen werden die Limite zu einem einzigen Wert zusammengefasst. Dies ergibt

einen charakterisierten kritischen Fluss von 35,38 TBq U-235-eq pro Jahr, ist also rund 1000 mal grösser als der aktuelle Fluss.

10.6.6 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Oberflächengewässer

Der Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Binnengewässer hat im Vergleich zu 2013 stark abgenommen. Dies ist auf deutlich tiefere Emissionsfrachten zurückzuführen, während der kritische Fluss beinahe konstant geblieben ist.

Tabelle 56

Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Oberflächengewässer in UBP/GBq U235-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (TBq U235-eq/a)	0,036	A	Emissionen der Kernanlagen der Schweiz	0,289
Aktueller Fluss (TBq U235-eq/a)	0,036	A	(BAG 2020)	0,289
Kritischer Fluss (TBq U235-eq/a)	35,38	a	(BAG 2020)	36,14
Gewichtungsfaktor (-)	$1,05 \times 10^{-6}$			$6,37 \times 10^{-5}$
Ökofaktor (UBP/GBq U235-eq)	29 000			220 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 57

Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Flüsse, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq U-235-eq/kBq)	Ökofaktor 2021 (UBP/kBq)
Silber-110m	Ag-110m	0,22	0,0063
Kobalt-58	Co-58	0,018	0,00053
Kobalt-60	Co-60	19	0,55
Cäsium-134	Cs-134	61	1,8
Cäsium-137	Cs-137	74	2,1
Tritium	H-3	$1,91 \times 10^{-4}$	0,0 000055
Iod-131	I-131	0,22	0,0063
Mangan-54	Mn-54	0,13	0,0039
Radon-226	Ra-226	0,056	0,0016
Antimon-124	Sb-124	0,35	0,010
Uran-234	U-234	1,04	0,030
Uran-235	U-235	1,0	0,029
Uran-238	U-238	1,0	0,029
Radioactive species, nuclides, unspecified	*	13	0,37
Radioactive species, alpha-emitters	*	0,014	0,00039

* Erklärung siehe Teil 3, Kapitel 10.6.8

10.6.7 Ökofaktoren für einzelne Isotope

Mithilfe der in Teil 3, Kapitel 10.6.2 beschriebenen Charakterisierung können Ökofaktoren für ausgewählte Isotope berechnet werden. Diese sind in Tabelle 57 aufgelistet. Sie gelten für den Eintrag dieser Substanzen in Oberflächengewässer. Aufgrund der Herleitungsweise dürfen die Ökofaktoren für Einträge in andere Kompartimente nicht verwendet werden.

10.6.8 Anwendungsanweisung betreffend UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022

In Sachbilanzen zur Kernenergie werden die Emissionen einzelner Nuklide summarisch angegeben. Die Zusammensetzung des Gemischs «radioactive species, nuclides, unspecified» wird im ecoinvent-Bericht spezifiziert (Dones 2007, S. 209). Das Gemisch «radioactive species, alpha-emitters» umfasst die Emissionen von Alpha-Strahlern aus Kernkraftwerken. Auf Basis verfügbarer Informationen zu den radioaktiven Emissionen aus Europäischen Kernkraftwerken (Van der Stricht & Janssens 2010) wird die Zusammensetzung dieser Gemische bestimmt.

Die Charakterisierung und die Ökofaktoren für die Summenparameter wurden auf der Basis der Ökofaktoren der emittierten Einzelnuclide gemittelt. Die resultierenden Ökofaktoren der Gemische sind konservativ, da nicht für alle Einzelnuclide eine Charakterisierung vorliegt. Dies betrifft vor allem das Gemisch der Alpha-Emitter.

10.7 Radioaktive Emissionen in Meere

10.7.1 Einführung

Der Grund weshalb radioaktive Emissionen in die Meere einer Bewertung zugeführt werden, liegt in den Vereinbarungen der OSPAR zum Schutze der Nordsee. Die Mitgliedstaaten der OSPAR haben sich darauf geeinigt, die Einträge radioaktiver Substanzen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen in die Irische See und die Nordsee deutlich zu verringern.

Der Ökofaktor wird auf Basis von im Ausland stattfindenden Emissionen hergeleitet. Die Reduktionsziele basieren auf internationalen, von der Schweiz mitgetragenen Vereinbarungen.

Das seit 1. Juli 2006 geltende Moratorium für die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente hat auf die hier formulierte Knappheit keinen Einfluss. Es ist eine spezielle Situation, die von befristeter Dauer ist. Das Wegfallen der Wiederaufarbeitung und der damit verbundenen Emissionen radioaktiver Elemente in die Meere wird sich jedoch auf künftige Sachbilanzen der Stromerzeugung in Schweizer Kernkraftwerken auswirken. Allerdings bleiben die Sachbilanzen beispielsweise der französischen Kernenergie davon unbeeinflusst, entsprechend der dortigen Entsorgungsstrategie für abgebrannte Brennelemente. Die Emissionen der französischen Kernenergie bleiben wegen der Stromimporte auch für die Schweiz relevant.

10.7.2 Ökologische Wirkung

Radioaktive Strahlung transferiert Energie in das menschliche Gewebe und kann dabei mit der Struktur der Moleküle interferieren. Dies kann in lebenden Organismen die Zellfunktionen stören oder zerstören (somatische Effekte, das heisst, tödliche oder nicht-tödliche Krebserkrankung). Oder es kann den genetischen Code der Zellen verändern (mutagene Effekte).

Die Charakterisierungsfaktoren tragen diesen beiden Effekten Rechnung. Die Wirkung radioaktiver Strahlung auf Ökosysteme bleibt hier unberücksichtigt. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben die potenziellen Auswirkungen unfallbedingter Freisetzung grosser Mengen radioaktiver Substanzen.

10.7.3 Charakterisierung

Die Umweltwirkung der Emission radioaktiver Elemente wird gemäss ihrer krebserregenden Wirkung auf den Menschen charakterisiert. Auswirkungen auf Ökosysteme werden nicht berücksichtigt. Im Rahmen der OSPAR wurden Reduktionsziele für die Einleitungen in die Irische See und die Nordsee definiert. Deshalb interessieren hier die Charakterisierungswerte der Schadstoffeinträge in Meere. Als Referenzsubstanz wird Kohlenstoff-14 gewählt. Die Charakterisierungsfaktoren werden auf der Grundlage von Frischknecht et al. (2000) ermittelt und sind in Tabelle 58 aufgelistet.

10.7.4 Normierung

Die jährlichen Emissionen aufgeschlüsselt nach Isotopen sind in OSPAR Commission (2014, 2015, 2016, 2017b) dokumentiert. Die dort aufgeführten Radionuklide werden mit den Charakterisierungsfaktoren gemäss Tabelle 58 charakterisiert. Die charakterisierte Emissionsmenge beträgt im Durchschnitt der Jahre 2014 bis 2017 167 TBq C-14-eq/a.

Tabelle 58

Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Einleitungen in Meere, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14

		Krebserregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq C-14-eq/kBq)
Americium-241	Am-241	26
Karbon-14	C-14	1,0
Curium-alpha	Cm alpha	47
Kobalt-60	Co-60	0,33
Cäsium-134	Cs-134	0,067
Cäsium-137	Cs-137	0,067
Tritium	H-3	$5,79 \times 10^{-5}$
Iod-129	I-129	84
Plutonium-alpha	Pu alpha	6,1
Ruthenium-106	Ru-106	0,12
Antimon-125	Sb-125	0,012
Strontium-90	Sr-90	0,0033
Uran-234	U-234	0,019
Uran-235	U-235	0,021
Uran-238	U-238	0,019

Der Schweizer Anteil an der Europäischen Stromproduktion aus Kernkraftwerken beträgt rund 2,4 % (BFE 2018; ENTSO-E 2018). Dieser Anteil wird für die Normierung verwendet, was in einem Normierungswert von 4,02 TBq C-14-eq/a resultiert.

In den beiden Wiederaufarbeitungsanlagen von La Hague und Sellafield werden jährlich rund 2500 Tonnen abgebrannte Brennstäbe wiederaufgearbeitet (Select Committee on Science and Technology 1999). Da die OSPAR das

Ziel absolut definiert, ist die Menge wiederaufgearbeiteter, abgebrannter Brennstäbe nicht berechnungsrelevant.

10.7.5 Gewichtung

Die OSPAR Zielsetzung ist für alpha- und beta-Strahler getrennt festgelegt (siehe nächster Abschnitt). Die beiden Teilziele werden hier mittels Charakterisierung zu einem einzigen Ziel zusammengefasst. Da die französische Anlage in La Hague keine quantitativen Ziele angibt, wird angenommen, dass das Ziel der Sellafield-Anlage auch für die französische Anlage gültig ist. Für die Bestimmung des Gewichtungsfaktors genügt es unter dieser Annahme, die Emissionen der Wiederaufbereitungsanlage in Sellafield zu betrachten und mit deren Zielsetzung zu vergleichen.

Die Emissionen der Anlage in Sellafield schwanken von Jahr zu Jahr (siehe OSPAR Commission 2008a, 2009, 2010, 2011, 2014, 2015, 2016, 2017b). Um Zufallswerte auszuschliessen, wird ein gleitendes Mittel über vier Jahre (2014 – 2017) verwendet. Dieser Vierjahresmittelwert der heutigen Emissionen in Sellafield beträgt 36,5 Bq C14-eq (1,42 TBq C14-eq alpha- und 35,0 TBq C14-eq beta-Emitter).

Mit der OSPAR Decision 2000 wird das Ziel verfolgt, die Verschmutzung der Nordsee durch ionisierende Strahlung zu verhindern, indem substanzielle Reduktionen von Entsorgung, Emission und Verlust radioaktiver Substanzen angestrebt werden. Ziel ist es, die Konzentrationen in den Meeren bei natürlichen Isotopen auf das Niveau der Hintergrundbelastung und bei künstlichen Isotopen praktisch auf null zu senken (OSPAR Convention 2000).

Diese allgemeine Anforderung wurde in einem Progress Report konkretisiert (OSPAR Convention 2003, p. 15). Während für Frankreich keine konkreten Zielvorgaben gemacht werden, sind die Emissionsziele der britischen Anlage summarisch quantifiziert. Bis im Jahr 2020 sollten die Emissionen von alpha-Emittern auf 0,2 TBq pro Jahr, und die beta-Emitter auf 50 TBq pro Jahr reduziert werden (OSPAR Convention 2003). Daraus resultiert eine charakterisierte Emissionsmenge von total 46,6 TBq C14-eq (2,32 TBq C14-eq alpha- und 44,3 TBq C14-eq beta-Emitter, siehe Frischknecht & Büsser Knöpfel 2013a).

10.7.6 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere

Der Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere ist fast doppelt so hoch wie der Ökofaktor 2013. Dies beruht auf der charakterisierten Menge, der ins Meer emittierten radioaktiven Isotope. Zwar liegt die Gesamtmenge noch immer unter dem Emissionsziel (kritischer Fluss), ist aber gegenüber des in der Edition 2013 verwendeten Mittelwerts der Gesamtmenge 2006 – 2009 angestiegen. Hauptverantwortlich für diesen Anstieg sind gegenüber

den Vorjahren deutlich höhere Mengen emittierten radioaktiven Iods (I-129).

10.7.7 Ökofaktoren für einzelne Isotope

Mithilfe der in Teil 3, Kapitel 10.7.3 beschriebenen Charakterisierung können Ökofaktoren für ausgewählte Isotope berechnet werden. Diese sind in Tabelle 60 aufgelistet. Sie gelten für den Eintrag dieser Substanzen in Meere.

Tabelle 59

Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere in UBP/kBq C14-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (TBq C14-eq/a)	4,02	C		3,85
Aktueller Fluss (TBq C14-eq/a)	36,5	B	Vierjahresmittel (2014 – 2017) der Emissionen an alpha- und beta-Emittern aus der Anlage in Sellafield	26,0
Kritischer Fluss (TBq C14-eq/a)	46,6	b	Charakterisiertes Emissionsziel 2020 der Anlage in Sellafield (OSPAR Convention 2003)	46,6
Gewichtungsfaktor (-)	0,61			0,31
Ökofaktor (UBP/kBq C14-eq)	150			81

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 60

Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Meere, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)

		Krebserrregendes Potential radioaktiver Elemente (kBq C-14-eq/kBq)	Ökofaktor 2021 (UBP/kBq)
Americium-241	Am-241	25,8	3900
Karbon-14	C-14	1	150
Curium-alpha	Cm alpha	47,5	7200
Kobalt-60	Co-60	0,325	50
Cäsium-134	Cs-134	0,066	10
Cäsium-137	Cs-137	0,066	10
Tritium	H-3	$5,75 \times 10^{-5}$	0,0088
Iod-129	I-129	83,3	13 000
Plutonium-alpha	Pu alpha	6,17	940
Ruthenium-106	Ru-106	0,117	18
Antimon-125	Sb-125	0,0125	2
Strontium-90	Sr-90	0,0033	0,5
Uran-234	U-234	0,0192	3
Uran-235	U-235	0,0208	3
Uran-238	U-238	0,0192	3
Actinides, radioactive, unspecified	*	10,25	1500
Radioactive species, nuclides, unspecified	*	4,06	1200

* Erklärung siehe Teil 3, Kap. 10.7.8

10.7.8 Anwendungsanweisung betreffend UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022

In Sachbilanzen zur Kernenergie werden die Emissionen radioaktiver Isotope mit Ausnahme von Tritium, Cäsium-134 und 137 und Strontium-90 nur summarisch angegeben. Die Alpha-Strahler (Am-241, Cm-alpha, Pu-alpha und Uran) werden unter «Actinides, radioactive, unspecified» zusammengefasst. Kobald, Cäsium, Antimon, Strontium und weitere Isotope bilden das Gemisch «Radioactive species, Nuclides, unspecified».

Innerhalb dieser beiden Gruppen sind Isotope sehr unterschiedlicher Wirkung aggregiert. Die Ökofaktoren für die beiden genannten Summenparameter wurden auf der Basis der Ökofaktoren der emittierten Isotope gemittelt, wobei die einzelnen Ökofaktoren mit den jeweiligen Dreijahresmittelwerten der Emissionen in Sellafeld plus La Hague gewichtet wurden.

Bei den Aktiniden prägt das Plutonium den Ökofaktor, bei den übrigen Substanzen ist das Emissionsverhältnis von Iod-129 zu den weiteren Isotopen für die Höhe des durchschnittlichen Ökofaktors entscheidend.

10.8 Ölemissionen ins Meer

10.8.1 Ökologische Wirkung

Durch die Havarie einer Förderplattform im Golf von Mexiko im Jahr 2010 und die damit verbundene Ölpest wurde das Thema Meeresverschmutzung durch Rohöl wieder aktuell. Aber auch im sogenannten Normalbetrieb emittieren Offshore-Plattformen der Öl- und Gasindustrie sowie Tankschiffe Öl ins Meer.

Im Meer verklebt das Öl das Gefieder von Seevögeln und das Fell von Säugern. Die Tiere können ertrinken und erfrieren. Es verklebt Korallen, Pflanzen (Blätter und Wurzeln) und die Kiemen von Fischen. Die Photosynthese wird gehemmt oder unterbunden und Fische ersticken. Wird Öl verschluckt, eingeatmet oder filtriert (Muscheln, Garnelen) ist es akut toxisch. Einzelne Öl-Bestandteile können auch beim Menschen allergische Reaktionen (Ausschlag, Brennen) auslösen, wenn sie auf die Haut gelangen. Flüchtige Komponenten (Benzol, Toluol etc.) können Augen- und Atemwegreizungen bewirken sowie

beim Einatmen zu Übelkeit und Kopfweh führen. Fettliebende Komponenten reichern sich in der Nahrungskette an und können z. B. über den Verzehr von Fischen vom Menschen aufgenommen werden (Kienle & Bryner 2010).

10.8.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der Normierungsfluss setzt sich zusammen aus den Ölemissionen der Offshore-Plattformen, der Hochseetanker und anderen Quellen (meeresnahe Raffinerien, Sportboote, etc) für welche die Schweiz verantwortlich ist, d. h. proportional zum Anteil am Verbrauch. Dabei werden sowohl die betrieblichen wie auch teilweise die Emissionen von unvorhersehbaren Ereignissen berücksichtigt.

Tabelle 61
Abschätzung der Ölemissionen aller OSPAR Mitglieder ins Meer
Angaben in Tonnen pro Jahr.

	Ölemissionen (t/a)	Bemerkungen
Offshore-Plattformen	9377	(OSPAR Commission 2019)
Schiffe	184 373	GESAMP (2007), EUROSTAT (2017) und UNCTAD
Weitere Quellen (küstennahe Raffinerien, Sportboote, etc.)	44 054	(GESAMP 2007)
Total	237 804	

Die OSPAR Kommission (OSPAR Commission 2019) berichtet in regelmässigen Abständen über Ölemissionen von Offshore-Plattformen im Nordost-Atlantik. Im Jahr 2017 wurden insgesamt rund 9400 Tonnen Öl ins Meer emittiert, wobei Unfälle weniger als 5 % ausmachten. Im Jahre 2007 hat GESAMP (2007) eine Erhebung der weltweiten Ölemissionen der Schifffahrt durchgeführt. Da keine neueren Daten zu Verfügung standen, wurde auf dieser Basis und der Entwicklung der umgesetzten Gütermengen in den Häfen der OSPAR Region (ca. 3,15 Mia. Tonnen im Jahre 2018 (<https://ec.europa.eu/eurostat/web/transport/overview>)) eine Ölfracht von 184 000 Tonnen Öl abgeschätzt. Aus «weiteren Quellen» werden in der OSPAR Region 44 000 Tonnen Öl emittiert (OSPAR Commission

2019). Daraus resultieren total knapp 240 000 Tonnen Öl, welche in der OSPAR Region durch unterschiedliche Quellen emittiert werden. Tabelle 61 zeigt die von OSPAR Mitgliedern verursachten Ölemissionen.

Der Anteil der Schweiz am Erdölbedarf aller OSPAR Mitglieder beträgt 2,3 %. Damit beträgt der Normierungsfluss 5467 Tonnen.

10.8.3 Gewichtung

Für die Gewichtung wird das Ziel der OSPAR-Kommission bezüglich der Reduktion der Ölemissionen durch produziertes Wasser von Ölplattformen verwendet. Dieser Fluss umfasst nur einen Teil der verschiedenen Ölemissionen, welche für den Normierungsfluss verwendet werden. Jedoch liegen für die gesamten Ölemissionen keine Zielsetzungen vor, welche für die Gewichtung verwendet werden können.

Der aktuelle Fluss beläuft sich für das Jahr 2017 auf 9377 Tonnen (OSPAR Commission 2019). Dieser Wert bezieht sich wie das Ziel (siehe unten) auf die Ölemissionen aus produziertem Wasser, welches beim Fördern von Rohöl auf Offshore-Plattformen ins Meer geleitet wird.

Die Schweiz ist Vertragspartei der OSPAR-Kommission und unterstützt damit deren Beschlüsse, Empfehlungen und Abkommen. Die OSPAR hat sich zum Ziel gesetzt, die Ölemissionen aus produziertem Wasser gegenüber den Emissionen im Jahr 2000 um 15 % zu reduzieren (OSPAR

Convention 2001). Aus OSPAR Commission (2003) wird berechnet, dass sich die Ölemissionen aus produziertem Wasser im Jahr 2000 auf 8709 Tonnen beliefen. Eine Reduktion um 15 % bedeutet somit eine kritische Jahresfracht von 7403 Tonnen Öl.

10.8.4 Ökofaktor für Ölemissionen ins Meer

Tabelle 62 zeigt den resultierenden Ökofaktor für Ölemissionen ins Meer auf Grund der Schifffahrt und der Erdölförderung.

Im Vergleich zur letzten Version der Methode hat sich der Ökofaktor geringfügig erhöht.

Dieser Ökofaktor wird auf alle Ölemissionen ins Meer angewendet. Er sollte jedoch aufgrund der Herleitung nicht für Ölemissionen in andere Gewässer (Seen, Fließgewässer, etc.) verwendet werden.

10.9 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)

10.9.1 Ökologische Wirkung

Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX, englisch adsorbable organic halogenated compounds) sind Stoffe anthropogenen und natürlichen Ursprungs wie chlorierte nicht aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. Chloroform), chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Biphenyle (PCB) sowie gewisse Pestizide.

Tabelle 62
Ökofaktor für Ölemissionen ins Meer in UBP/g Öl

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (t Öl/a)	5467	B	Emissionen aus Offshore Plattformen, Schiffen und weiteren Quellen bezogen auf die Schweiz	6210
Aktueller Fluss (t Öl/a)	9377	A	Emissionen mittels produziertem Wasser aller OSPAR-Staaten	9596
Kritischer Fluss (t Öl/a)	7403	a	Reduktion der Ölemissionen im produzierten Wasser um 15 % im Vergleich zum Jahr 2000 (8709 Tonnen)	7403
Gewichtungsfaktor (-)	1,60			1,68
Ökofaktor (UBP/g Öl)	290			270

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Die Toxizität und Umweltwirkung der unter AOX zusammengefassten Verbindungen ist sehr unterschiedlich. Ein Kriterium für die Toxizität ist die Fähigkeit der Substanz, sich im Organismus anzureichern. Dies ist für fettlösliche Substanzen möglich. In der vorherigen Version (Edition 2013) wurde der Ökofaktor in Bezug auf das Chlor festgelegt, da ein höherer Chlorgehalt die Fettlöslichkeit und damit Bioverfügbarkeit erhöht. Um die toxischen Eigenschaften der AOX besser abzubilden, wurde in dieser Überarbeitung eine Charakterisierung der Stoffe mit USEtox (Fantke et al. 2018) vorgenommen. Dabei wird auch Chloroform im Rahmen dieser Stoffgruppe bewertet und nicht mehr wie in der Edition 2013 ein separater Faktor für Chloroform hergeleitet. Dieses Vorgehen ist heute auch daher sinnvoll, weil die Belastung der Oberflächengewässer in der Schweiz durch AOX und Chloroform in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen ist und bezüglich Gewässerschutz stark an Bedeutung verloren hat. Auch in der internationalen Rheinschutzkommission wird AOX nicht mehr als Parameter auf der Rheinstoffliste geführt. Für persistente organische Schadstoffe wird ein separater Ökofaktor hergeleitet (Teil 3, Kap. 10.12). Auch da ist die Belastung wegen Verwendungsverböten zwischenzeitlich deutlich zurückgegangen.

10.9.2 Charakterisierung

Eine Charakterisierung der verschiedenen Substanzen wird über deren toxischen Eigenschaften mit der Methode USEtox vorgenommen. Dabei werden die Charakterisierungsfaktoren für die ökotoxische Wirkung verwendet. Zur einfacheren Verständlichkeit wurden die relativen toxischen Eigenschaften als Chloroform Äquivalente angegeben. Der Charakterisierungsfaktor für den Summenparameter AOX wurde über die Anteile der verschiedenen Substanzen im Rhein gemäss Messungen der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS) im Jahre 2019 ermittelt. Dieser Wert wurde ebenfalls für diejenigen Substanzen verwendet, für welche kein USEtox Faktor gefunden wurde (Tab. 63). Zudem konnte aus den Messwerten die Summe an Chlor in diesen organischen Verbindungen im Rhein bestimmt werden. Sie beträgt 15,3 t Cl⁻ pro Jahr. In der Edition 2013 wurden die AOX als Cl⁻ angegeben. Für die Zusammensetzung im Rhein in Basel gilt: 1 g AOX als Cl⁻ entspricht 16,9 g Chloroform Äquivalenten.

Tabelle 63
Charakterisierungsfaktoren für AOX

	Charakterisierungsfaktoren	
	Chloroform (HCCl ₃) Äquiv.	USEtox PDF.m ³ × day/kg emitted
AOX	9,37	
Chlorierte Lösungsmittel, unspezifisch	9,37	
Trichlorfluormethan	9,37	
1,1-Dichlorethen	0,76	15,6
Dichlormethan	0,35	7,3
trans-1,2-Dichlorethen	0,49	10,0
1,1-Dichlorethan	0,22	4,6
cis-1,2-Dichlorethen	0,49	10,0
Dichlorfluormethan	9,37	
Chloroform	1,00	20,6
1,1,1-Trichlorethan	0,53	10,8
Tetrachlormethan	1,59	32,7
1,2-Dichlorethan	0,37	7,6
Trichlorethen	2,02	41,5
1,2-Dichlorpropan	1,11	22,9
Bromdichlormethan	0,52	10,7
trans-1,3-Dichlorpropen	17,30	355,9
cis-1,3-Dichlorpropen	17,30	355,9
1,1,2-Trichlorethan	1,06	21,7
Tetrachlorethen	14,75	303,4
Dibromchlormethan	2,64	54,2
Chlorbenzol	12,19	250,8
Bromoform	4,60	94,7
1,1,2,2-Tetrachlorethan	7,87	161,8
1,3-Dichlorbenzol	12,11	249,2
1,4-Dichlorbenzol	23,89	491,5
1,2-Dichlorbenzol	14,26	293,3
Hexachlorethan	45,63	938,8
Chlorethen	9,37	
1,3,5-Trichlorbenzol	42,28	869,9
1,2,4-Trichlorbenzol	53,48	1100,3
Hexachlorbutadien	186,12	3829,0
1,2,3-Trichlorbenzol	180,95	3722,7

10.9.3 Normierung

Als Normierung wurde das mit den Charakterisierungsfaktoren gewichtete Mittel der Messungen bei der Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein (AUE Basel Stadt 2020) verwendet. Bei dieser Messstation werden praktisch alle in Tabelle 63 aufgeführten Stoffe täglich gemessen. Nicht gemessen wird der Summenparameter AOX, die unspezifischen chlorierten Lösungsmittel, Chlormethan und Dichlorfluormethan. Bei vielen Messungen lagen die Werte unterhalb der Nachweisgrenze. Für die Berechnung des Normierungsflusses wurde angenommen, dass bei diesen Messungen die Mengen 20 % unterhalb der Nachweisgrenze liegen.

10.9.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht der Chloroform-Menge hochgerechnet auf die Schweiz, da als Zielwerte das Qualitätsziel für Chloroform verwendet wird.

Die Gewässerschutzverordnung (GSchV 1998, Stand 2020) enthält verschiedene Bestimmungen für AOX, z. B. Anforderungen für die Trinkwassernutzung aus Grundwasser. Hingegen existiert in der Schweiz keine numerische Anforderung für die AOX-Konzentration in Oberflächengewässern.

Folgende Zielwerte für Oberflächengewässer wurden jedoch von der Internationalen Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR) für AOX auf 25 g/l und für Chloroform auf 0,6 g/l festgelegt (IAWR 2003). Dieses Ziel entspricht den Anforderungen der Trinkwasserversorgung. Dabei handelt es sich um eine

Empfehlung, welche keinen rechtsverbindlichen Charakter besitzt. Für beide Zielwerte wurden die Ökofaktoren bestimmt. Dabei hat es sich gezeigt, dass der Chloroform-Zielwert zu höheren Ökofaktoren führt. Entsprechend wurde dieser für die Bestimmung der Ökofaktoren verwendet. Nimmt man dieses Qualitätsziel als Basis für die Bestimmung eines kritischen Flusses für Chloroform (HCCl₃) für die Schweiz, so ergibt sich ein kritischer Chloroform-Fluss von ca. 1 t/a. Dies entspricht ca. 370 t HCCl₃ Äquiv./a. Aufgrund des Abbauverhaltens handelt es sich hier um eine untere Grenze.

10.9.5 Ökofaktor für AOX

AOX besteht aus verschiedenen Einzelsubstanzen, deren Umweltauswirkungen stark unterschiedlich sind. Daher wurden über die Charakterisierung nach USEtox Ökofaktoren für die einzelnen Substanzen ermittelt. Der Ökofaktor für AOX bildet eine durchschnittliche Zusammensetzung im Rhein ab. Er kann verwendet werden, wenn nur dieser Summenparameter vorliegt. Persistente organische Substanzen die ebenfalls den AOX angehören, werden im Kapitel über die POP (persistent organic pollutants, Teil 3, Kap. 10.12) einer Bewertung zugeführt.

Beim Vergleich der Ökofaktoren in den Ausgaben 2021 und 2013 ist zu beachten, dass diese unterschiedliche Einheiten aufweisen. Bei der AOX-Zusammensetzung im Rhein gilt: 1 g AOX als Cl⁻ entspricht 16,9 g CHCl₃ Äq. Entsprechend ist der neue Ökofaktor um rund einen Faktor 3 kleiner als derjenige in der Edition 2013. Dies entspricht auch der Tatsache, dass AOX nicht mehr ein grosses Gewässerproblem darstellen.

Tabelle 64

Ökofaktor für AOX in UBP/g CHCl₃ Äquivalenten

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013	Bemerkungen
Normierungsfluss (t CHCl ₃ Äq./a)	370	C	Messungen RÜS 2019 hochgerechnet auf die CH	250	Normierungsfluss (t Cl ⁻ /a)
Aktueller Fluss (t CHCl ₃ /a)	0,97	C	Messungen RÜS 2019	250	Aktueller Fluss (t Cl ⁻ /a)
Kritischer Fluss (t CHCl ₃ /a)	28,0	α	Qualitätsziel Oberflächengewässer ([IAWR, 2003])	1200	Kritischer Fluss (t Cl ⁻ /a)
Gewichtungsfaktor (-)	0,0012			0,043	Gewichtungsfaktor (-)
Ökofaktor (UBP/g CHCl ₃ Äq.)	3,20		54 (UBP/g AOX als Cl ⁻)	170	Ökofaktor (UBP/g AOX als Cl ⁻)

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 65
Ökofaktor für verschiedene chlorierte Substanzen in UBP/g

	CAS	Charakterisierung (g CHCl ₃ /g)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
AOX als Cl ⁻		16,90	54,0	170
Benzol, chlor-	000108-90-7	12,20	39,0	54
Chlorierte Lösungsmittel, unspezifisch als Cl ⁻		16,90	54,0	170
Chloroform	000067-66-3	1,00	(3,2)*	(150)*
Ethan, 1,1,1-trichlor-, HCFC-140	000071-55-6	0,53	1,7	140
Ethan, 1,2-dichlor-	000107-06-2	0,37	(1,2)*	(120)*
Ethan, hexachlor-	000067-72-1	45,60	150,0	150
Ethen, chlor-	000075-01-4	16,90	54,0	97
Ethen, tetrachlor-	000127-18-4	14,70	(47,0)*	(150)*
Ethen, trichlor-	000079-01-6	2,02	(6,5)*	140
Methan, dichlor-, HCC-30	000075-09-2	0,36	(1,1)*	140
Methan, dichlorfluor-, HCFC-21	000075-43-4	16,90	54,0	-
Methan, tetrachlor-, CFC-10	000056-23-5	1,59	5,1	120
1,1-Dichlorethen	0 000075-35-4	0,76	2,4	-
1,1,1-Trichlorethan	0 000071-55-6	0,53	1,7	-
Trichlorethen	0 000079-01-6	2,02	6,5	-
1,2-Dichlorpropan	0 000078-87-5	1,11	3,6	-
1,1,2,2-Tetrachlorethan	0 000079-34-5	7,87	(25,0)*	
1,2-Dichlorbenzol	0 000095-50-1	14,30	46,0	
Hexachlorethan	0 000067-72-1	45,60	150,0	
1,2,4-Trichlorbenzol	0 000120-82-1	53,50	170,00	
1,2,3-Trichlorbenzol	0 000087-61-6	181,00	580,00	

* Herleitung über POP (siehe Teil 3, Kap. 10.12) resultiert in höheren Faktoren

10.9.6 Ökofaktor für einzelne chlorierte Substanzen

Für die im ecoinvent-Datenbestand Version 3 enthaltenen individuellen AOX-Substanzen wird mit der Charakterisierung nach USEtox ein Ökofaktor hergeleitet (Tab. 65).

10.10 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

10.10.1 Ökologische Wirkung

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, engl.: PAH «Polycyclic Aromatic Hydrocarbons») ist die Bezeichnung einer Gruppe von verschiedenen Verbindungen. PAKs haben teilweise krebserregende Wirkung bei Säugern. Sie kommen hauptsächlich anhaftend an Schwebstoffen vor.

Die Konzentration an PAKs ist daher abhängig von der Konzentration an Schwebstoffen in den Gewässern. Quellen sind Verbrennungsprozesse und Abschwemmung von Strassen. Die häufigsten PAKs (inkl. CAS-Nr. und Synonymen) sind im Anhang A3 zusammengestellt.

10.10.2 Normierung

Eine Charakterisierung wird nicht vorgenommen. Die Berechnung des gesamtschweizerischen Eintrags in die Gewässer wird aus der Konzentration im Rhein bei der Station Weil am Rhein hochgerechnet. Seit 2007 werden an der Station Weil am Rhein 16 PAKs²² gemessen (AUE

²² Acenaphten, Acenaphtylen, Anthracene, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(ghi)perylen, Chrysene, Dibenz(a,h)anthracen, Fluoranthren, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalin, Phenanthren, Pyren.

Basel Stadt 2020). Meist liegen die PAK-Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze und können nur in einzelnen Proben bestimmt werden. Pro Jahr werden 13 Proben gezogen. Für die Mittelwertbildung werden die Konzentrationen der PAK, welche unter der Bestimmungsgrenze liegen, gleich Null gesetzt. Es wird ein Mittelwert der Messwerte von 2019 verwendet. Daraus wurde eine Fracht von 515 kg/a für den Rhein berechnet. Hochgerechnet auf den schweizerischen Abfluss von 47,5 Mia. m³/a ergibt diese eine Fracht für die Schweiz von 744 kg/a.

10.10.3 Gewichtung

Der Gewichtungsfaktor wird aus den gemessenen Konzentrationen und den Zielwerten bestimmt. Die gemessene Konzentration für PAKs beträgt 0,0119 µg/l. Die Zielvorgabe gemäss IKSR (2011) liegt bei 0,1 µg/l und ist somit deutlich höher.

10.10.4 Ökofaktor für PAK

Der neu hergeleitete Ökofaktor ist etwas höher als in der Edition 2013. Dies liegt vor allem an höheren gemessenen Konzentrationen im Jahr 2019.

Für eine Charakterisierung der PAK-Einzelsubstanzen fehlt die Grundlage. Deshalb sind die Einzelsubstanzen mit dem gleichen Ökofaktor zu bewerten. Für diejenigen PAK's, welche auch zur Klasse der POP's gehören, wurde der PAK-Ökofaktor mit demjenigen verglichen, der für diese Substanz als POP berechnet wurde. Danach wurde der höhere Wert verwendet. Im Anhang A3 findet sich eine nicht abschliessende Liste weiterer PAK-Substanzen.

10.10.5 Benzo(a)pyren (BaP)

Benzo(a)pyren (BaP) gehört zu der Gruppe der PAKs (siehe Teil 3, Kap. 10.10). BaP wird nicht kommerziell hergestellt, ist aber trotzdem verbreitet, da es bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material – z. B. in Öfen und Motoren, aber auch in Zigaretten – entstehen kann. Die Kanzerogenität von BaP ist in Tierversuchen seit langem erwiesen und beim Menschen wahrscheinlich (Gruppe 2A gemäss IARC Klassifikation, EPA 2006; IARC 1983; UGZ 2003).

Für die Gewässer als Quellen relevant sind die teerölhaltigen Holzschutzanstriche, z. B. von Bahnschwellen. Das Teeröl enthält Benzo(a)pyren, welches mit der Zeit ausgewaschen und in die Gewässer eingetragen wird. Die ChemRRV verbietet zwischenzeitlich die Verwendung von Teerölen in Holzschutzmitteln für private Zwecke. Für die gewerbliche Nutzung ist Teeröl erlaubt, sofern der Benzo(a)pyren-Gehalt kleiner als 50 mg/kg ist.

Schon in der Edition 2013 wurde Benzo(a)pyren über die persistenten organischen Stoffe (POPs) (vergleiche Teil 3, Kap. 10.12.6) bewertet, da daraus ein höherer Ökofaktor für Benzo(a)pyrene resultierte als durch die Bewertung des Einzelstoffes. Daher wurde auch in der aktuellen Version der Ökofaktor für Benzo(a)pyren in der Gruppe der POPs hergeleitet.

Tabelle 66

Ökofaktor für PAK in UBP/g PAK

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (kg PAK/a)	744	B		328
Aktuelle Konzentration (µg PAK/l)	0,0119	B	Berechnet aus Konzentrationsmessungen (AUE 2007, 2008, 2009, 2010)	0,0068
Kritische Konzentration (µg PAK/l)	0,1	a	Zielvorgabe Oberflächengewässer (IKSR 2009)	0,1
Gewichtungsfaktor (-)	0,0142			0,0047
Ökofaktor (UBP/g PAK)	19 000			14 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

10.11 Hormonaktive Stoffe

10.11.1 Ökologische Wirkung

Stoffe mit endokriner Wirkung (endocrine disruptors) wie die hormonaktiven Stoffe auch genannt werden, sind Fremdstoffe, welche störend in eines der verschiedenen Hormonsysteme von Menschen oder Tieren eingreifen. Hormone sind Botenstoffe zwischen Geweben und Zellen, die Prozesse im Körper regulieren. Geschlechtshormone spielen für die Fortpflanzung und die Entwicklung des Organismus eine bedeutende Rolle. Hormonaktive Stoffe sind bereits in sehr geringen Konzentrationen wirksam (BUWAL 1999; SNF 2002). Beim Menschen werden insbesondere Substanzen, die mit dem Geschlechtshormonsystem interferieren, mit Entwicklungsstörungen des Embryos im Mutterleib, mit reduzierter Fruchtbarkeit sowie Brust-, Hoden- und Prostatakrebs in Verbindung gebracht. Nachgewiesen sind Fruchtbarkeitsstörungen bei einer Vielzahl von Tierarten – aquatischen wie terrestrischen (BUWAL 1999; SNF 2002). So existieren Hinweise, dass zu hohe Mengen hormonaktiver Substanzen (insbesondere PCBs) in den Beutefischen beim Fischotter zu Fortpflanzungsproblemen geführt haben, welche ein langfristiges Überleben dieser Art in der Schweiz verunmöglichten (BUWAL 1999).

Hormonaktive Stoffe können auf zwei Arten wirken:

1. Sie binden an die Hormonrezeptoren und imitieren (oder behindern) so die Wirkung der körpereigenen Hormone
2. Sie stören den Auf- oder Abbau der körpereigenen Hormone oder deren Transport

Weibliche und männliche Geschlechtshormone (Östrogene und Androgene) können in das Geschlechtshormonsystem eingreifen. Dabei sind östrogene und androgene sowie anti-östrogene und anti-androgene Wirkungen von Stoffen möglich (BUWAL 1999).

Hormonaktive Substanzen können beim Menschen prinzipiell über den Verdauungstrakt, die Haut oder die Lunge aufgenommen werden. Bei Wasserorganismen steht die Aufnahme aus dem Wasser im Vordergrund. Da gewisse Typen von Hormonrezeptoren im ganzen Tierreich vorkommen, können sehr viele Arten von einem einzelnen hormonaktiven Stoff betroffen sein (SNF 2002).

Insbesondere in der Nähe von Wassereinleitungen aus Abwasserreinigungsanlagen konnten Konzentrationen hormonaktiver Substanzen festgestellt werden, die genügend hoch sind, um östrogene (verweiblichende) Effekte bei männlichen Fischen auszulösen (BUWAL 1999).

Bei folgenden Stoffen, bzw. Stoffgruppen wurden hormonelle Wirkungen nachgewiesen (Nies et al. 2017):

- natürliche (z. B. 17β -Estradiol, Estron) und künstliche Östrogene (z. B. 17α -Ethinylestradiol)
- Phyto- und Mykoöstrogene (z. B. Isoflavone)
- Alkylphenolpolyethoxylate (APE) und Abbauprodukte (z. B. Nonylphenol, Octylphenol)
- Verschiedene Pestizide: Organochlorverbindungen, Dithiocarbamate, Triazolverbindungen (z. B. DDT, Methoxychlor, Lindan, Kepon, Thiram, Amtrol, Zineb)
- gewisse Industriechemikalien, die in Kunststoffen verwendet werden (z. B. PCBs, Bisphenol A, Octamethylcyclotetrasiloxan)
- gewisse Phthalate, die u. a. als Weichmacher in Kunststoffen eingesetzt werden oder wurden (z. B. Benzylbutylphthalat BBP, Dibutylphthalat DBP, Bis-(2-Ethylhexyl)phthalat DEHP)
- gewisse Duftstoffe (z. B. nitrierte Moschusverbindungen)
- Verschiedene polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Furane (PCDD/F)
- Organozinn-Verbindungen, die u. a. in Antifouling-Anstrichen für Schiffe eingesetzt werden (z. B. Tributylzinn (TBT) und Triphenylzinn (TPT))
- Benzophenone als UV-Filtersubstanzen in Sonnencremes (z. B. Benzophenon 1 und 2)
- Parabene, welche als Konservierungsmittel in Kosmetika und Pharmazeutika verwendet werden (z. B. Butylparaben, Methylparaben)

Hier gilt es anzumerken, dass eine Vielzahl der sich heute auf dem Markt befindlichen Chemikalien nicht auf derartige Effekte geprüft wurden.

10.11.2 Charakterisierung

Für die Charakterisierung wurde der Ökotoxizitätsfaktor via USEtox berücksichtigt und ins Verhältnis zu 17β -Estradiol (Abkürzung E2) gesetzt. Für weitere hormonaktive Substanzen, für die ein USEtox-Wert nicht vorhanden war,

wurde das Östrogen-Potential gemäss Rutishauser et al. (2004) verwendet. Dieses listet für einige hormonaktive Substanzen deren Östrogen-Potential auf. Diese Grösse beschreibt die Stärke der Wirkung eines hormonaktiven Stoffs im Verhältnis zu 17β-Estradiol (Abkürzung E2). Die Äquivalenzfaktoren wurden unter Verwendung von YES (yeast estrogene screening) bestimmt (andere Methoden können leicht abweichende Faktoren liefern). Das YES-Verfahren ist in Fachkreisen gut akzeptiert.

Für Stoffe, die sowohl das Östrogen-Potential nach Ruthishauser wie auch USEtox-Werte aufweisen, wurde der jeweils höhere Charakterisierungsfaktor verwendet.

Die Charakterisierungsfaktoren sind in Tabelle 68 aufgelistet.

10.11.3 Normierung

Die durchschnittliche Menge hormonaktiver Substanzen aus anthropogenen Quellen, welche über den Auslauf von Kläranlagen und direkt in Oberflächengewässer eingetragen werden, beträgt pro Einwohner und Tag 1 µg E2-Äquivalente (BAFU 2009a). Dieser Wert basiert auf repräsentativen Messungen in Schweizer Oberflächengewässern und einer gesamtschweizerischen Stoffmodellierung (Ort et al. 2007). Bei 8,57 Mio. Einwohnern (Bundesamt für Statistik 2019) ergibt dies eine jährliche schweizerische Fracht von 3,1 kg E2-Äquivalenten. Da in der Stoffmodellierung nicht alle hormonaktiven Substanzen gemessen wurden, dürfte die jährliche Fracht eher unterschätzt sein.

10.11.4 Gewichtung

Da sich das Ziel beim kritischen Fluss auf die Gesamtschweiz bezieht, ist der aktuelle Fluss identisch zur Normierung, d. h. 3,1 kg E2-eq/a.

Gesetzliche Grenz- oder Anforderungswerte für einen Summenparameter hormonaktive Stoffe existieren bis jetzt nicht. Gemäss dem Vorschlag der EU-Richtlinie soll in Binnengewässern eine jährliche Durchschnittskonzentration von 0,4 ng E2/l nicht überschritten werden (European Commission 2018). Dieser Wert zusammen mit dem gesamtschweizerischen Abfluss von 47,5 Mia. m³/a ergibt einen kritischen Fluss von 19,0 kg E2-eq/a.

10.11.5 Ökofaktor für hormonaktive Substanzen

Der aktuelle Fluss ist im Vergleich zur Edition 2013 beinahe unverändert. Der leichte Anstieg lässt sich allein durch den Anstieg der Bevölkerung erklären. Insgesamt ist damit der neu hergeleitete Ökofaktor um 10 % höher als der bisherige.

10.11.6 Ökofaktor für einzelne hormonaktive Substanzen

Die in Teil 3, Kapitel 10.11.2 beschriebene Methode der Charakterisierung mittels USEtox wird im Folgenden zur Berechnung weiterer Ökofaktoren einzelner hormonaktiver Substanzen verwendet. Als Ausgangspunkt dient der Ökofaktor aus Tabelle 67.

Tabelle 67

Ökofaktor für hormonaktive Stoffe in UBP/g E2-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (kg E2-eq/a)	3,1	C		2,9
Aktueller Fluss (kg E2-eq/a)	3,1	C	Basierend auf Messungen in Oberflächengewässern und Stoffflussmodellierung (BAFU 2009a)	2,9
Kritischer Fluss (kg E2-eq/a)	19,0	a	Vorgeschlagener Umweltqualitätsstandard für Gewässer (European Commission, 2018)	19,2
Gewichtungsfaktor (-)	0,026			0,022
Ökofaktor (UBP/g E2-eq)	8,7 × 10⁶		E2 = 17β-Estradiol	7,8 × 10 ⁶

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 68

Ökofaktor einiger hormonaktiver Substanzen in UBP/g Substanz, berechnet mittels Östrogen-Potential als Charakterisierungsfaktor

Substanz-Name	Charakterisierungsfaktor (kg E2-eq-/kg) nach USEtox	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
3,4-Dichloranilin	$4,66 \times 10^{-5}$	$4,0 \times 10^2$	
Benzyl-n-butylphthalat	$2,52 \times 10^{-5}$	$2,2 \times 10^2$	
Bisphenol A	$3,72 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^2$	$9,6 \times 10^2$
Di(2-ethylhexyl) phthalate DEHP	$1,43 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^1$	
Diethyl phthalate DEP	$1,88 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^1$	
Dimethyl phthalate (DMP)	$7,43 \times 10^{-7}$	$6,4 \times 10^0$	
E1 Estrone	$1,05 \times 10^{-4}$	$9,1 \times 10^2$	$3,3 \times 10^6$
E2 Estradiol	$1,00 \times 10^0$	$8,7 \times 10^6$	$8,7 \times 10^6$
E2-Val Estradiol Valerate	$2,10 \times 10^{-1}$	$1,8 \times 10^6$	$1,8 \times 10^6$
E3 Estriol	$2,40 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^4$	
EE2 Ethinylestradiol	$1,40 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^5$	$1,0 \times 10^7$
Ethylenthioharnstoff	$9,39 \times 10^{-8}$	$8,2 \times 10^{-1}$	
Fentinacetat	$1,56 \times 10^{-1}$	$1,4 \times 10^6$	
Hexachlorbenzol	$4,56 \times 10^{-4}$	$4,0 \times 10^3$	
Hydroxybenzoesäure	$9,56 \times 10^{-7}$	$8,3 \times 10^0$	
Mestranol MES	$1,30 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^5$	$1,1 \times 10^5$
Methyl-tert-butylether	$2,96 \times 10^{-8}$	$2,6 \times 10^{-1}$	
Nonylphenol	$7,14 \times 10^{-5}$	$6,2 \times 10^2$	$2,2 \times 10^2$
Octamethylcyclotetrasiloxan	$2,39 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^4$	
Octylphenol	$7,80 \times 10^{-6}$	$6,8 \times 10^1$	$6,8 \times 10^1$
Pentachlorphenol	$4,03 \times 10^{-4}$	$3,5 \times 10^3$	
Resorcinol	$1,68 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^1$	
Styrol	$8,25 \times 10^{-7}$	$7,2 \times 10^0$	
Tetrabutylzinn	$8,76 \times 10^{-7}$	$7,6 \times 10^0$	
Tetramethylbutylphenol	$1,55 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^3$	
Tributylstannan	$6,07 \times 10^{-4}$	$5,3 \times 10^3$	
Triclosan	$5,88 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^3$	
Trifluralin	$4,79 \times 10^{-4}$	$4,2 \times 10^3$	
Trippropylzinnchlorid	$6,83 \times 10^{-2}$	$5,9 \times 10^5$	

10.12 Persistente organische Schadstoffe (POP)

10.12.1 Vorbemerkung

In der Edition 2013 wurde in enger Zusammenarbeit mit der Gruppe für Sicherheits- und Umwelttechnologie²³ der ETH Zürich das Vorgehen entwickelt, um die persistenten organischen Stoffe (persistent organic pollutants, POP) in der Methode der ökologischen Knappheit zu bewerten. Die wissenschaftlichen Grundlagen und die Charakterisierungsfaktoren wurden durch Ruiz et al. (2012) quantifiziert. Die aktuelle Version verwendet dieselbe Methode. Falls neuere Daten zu Konzentrationen im Rhein vorlagen, so wurden diese entsprechend aktualisiert.

10.12.2 Ökologische Wirkung

Persistente organische Schadstoffe (POPs) sind äusserst schlecht abbaubare, toxische Substanzen. Sie können sich nach ihrer Freisetzung via Luft und Wasser, aber auch über die Nahrungskette, global ausbreiten und fernab des Ortes ihres Eintrags Mensch und Umwelt belasten. So können sie zum Beispiel Krebs erregen, zu hormonellen Störungen führen und die Fortpflanzung beeinträchtigen.

Die Schweiz hat die Stockholmer Konvention im Jahr 2003 ratifiziert. Das Stockholmer Übereinkommen zu persistenten organischen Schadstoffen (Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants POPs) hat zum Ziel, die Umwelteinträge solcher Stoffe zu minimieren (UNEP 2009).

POPs werden in verschiedenen Gesetzen und Verordnungen erwähnt, z. B. in der Chemikalienverordnung (ChemV 2013), der Biozidprodukteverordnung (VBP 2013), der Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV 2010), der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA 2011), und anderen mehr. Eine vollständige Übersicht gibt der «Swiss National Implementation Plan of POP Convention» (BAFU 2006).

Die hier hergeleiteten Ökofaktoren basieren auf der Arbeit der Gruppe für Sicherheits- und Umwelttechnologie der ETH Zürich (Ng et al. 2012; Ruiz et al. 2012). Total werden 227 Substanzen der Gruppen PCB (Polychlorierte

Biphenyle), FKW (Fluorkohlenwasserstoffe), PBDE (Polybromierte Diphenylether), industrielle Chemikalien und Kunststoffadditive berücksichtigt, die in Gewässer eingeleitet werden. Die Substanzen werden entweder in der Stockholmer Konvention als POP definiert, sind unter REACH als persistente, bioakkumulierende und toxische Substanzen klassifiziert oder auf der Liste der besonders besorgniserregenden Stoffe erwähnt (Candidate List of Substances of Very High Concern, SVHC).

Gemäss Ruiz et al. (2012) werden Substanzen mit besonders hohem Bioakkumulierungspotential in geringeren Mengen in Schweizer Oberflächengewässer emittiert als Substanzen mit einem vergleichsweise geringeren Bioakkumulierungspotential.

10.12.3 Charakterisierung

Die Charakterisierung basiert auf dem Biokonzentrationsfaktor (bioconcentration factor, BCF). Dieser drückt das Verhältnis zwischen der Konzentration eines Stoffes in Fisch und der Konzentration desselben Stoffes in Wasser aus. Der BCF ist zugleich ein Indiz für die Basistoxizität einer Substanz, da sich die Substanzen im Fettgewebe, d. h. auch in den Zellmembranen, festsetzen und dort den Stoffwechsel behindern. Damit ist der BCF ein einfacher Indikator für die ökotoxische Wirkung von Substanzen.

Die US EPA führt eine Datenbank mit BCF Werten (EPA 2013). Je höher der BCF desto höher die ökotoxische Wirkung einer Substanz. Der BCF wird in Liter Wasser pro kg Körpergewicht ausgedrückt und liegt bei den hier berücksichtigten Substanzen zwischen 10^{-1} und 10^5 l/kg. PCBs weisen hohe BCFs zwischen 4×10^3 und 2×10^5 l/kg auf, ebenso Brandschutzmittel und Polymeradditive. Als Referenzsubstanz wird 2,4,6-Tribromphenol gewählt mit einem BCF von 245 l/kg. Die Charakterisierungsfaktoren wurden von Ruiz et al. (2012) ermittelt.

10.12.4 Normierung

Die persistenten organischen Schadstoffe werden charakterisiert. Der Normierungsfluss ist identisch zum charakterisierten aktuellen Fluss. POP Emissionen in Schweizer Oberflächengewässer werden für jede Substanz mit verschiedenen Modellen (direkte Emissionen, Extrapolation über POP-Konzentrationen in den Gewässern von Zürich, Extrapolation über POP-Emissionen in die Luft in Zürich,

²³ Sandi Ruiz, Carla Ng, Martin Scheringer, Konrad Hungerbühler, Safety and Environmental Technology Group, Institute for Chemical and Bioengineering, ETH Zürich

Extrapolation über POP-Emissionen in die Luft in Schweden) bestimmt. Die Modelle werden in Ruiz et al. (2012) erläutert und beziehen sich auf die Jahre 2006 bis 2010. Gewisse POPs, wie Chloroform, Trichlorethne und Trichlorbenzene werden in der Rheinüberwachungsstation gemessen (AUE Basel Stadt 2020). Für diese Substanzen wurden die gemessenen Werte verwendet.

Es resultiert neu ein Normierungsfluss von 306 t 2,4,6-Tribromphenol-eq pro Jahr.

10.12.5 Gewichtung

Der aktuelle Fluss ist identisch mit dem Normierungsfluss und beläuft sich auf 306 t 2,4,6-Tribromphenol-eq pro Jahr.

Die Schweiz ist Signatarstaat der Stockholm-Konvention. Deshalb sind in der Schweiz die Herstellung, das Inverkehrbringen, die Einfuhr und die Verwendung der in der Stockholmer Konvention gelisteten Substanzen, ausser PFOS (Perfluorooctansulfonsäure), verboten. Die Gewässerschutzverordnung (GSchV 1998, Stand 2020, Artikel 1) regelt die Wasserqualität und liefert damit die Basis für den Vollzug.

REACH sieht für Stoffe mit persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Eigenschaften (PBT-Stoffe, vPvB-

Stoffe) eine Zulassungspflicht vor. Grenzkriterium ist ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) von über 2000 l/kg für B-Stoffe bzw. über 5000 l/kg für vB-Stoffe (ECHA 2012). Die Umsetzung der EU-Regelungen über zulassungspflichtige Stoffe hat zum Ziel, in der Schweiz dasselbe Schutzniveau für Mensch und Umwelt sicherzustellen wie in der EU (BAFU 2013).

Daneben gibt es in der Schweiz keine quantitativen politischen Ziele bezüglich POP-Emissionen in Oberflächengewässer, die hier direkt angewendet werden können. Es wird daher von folgendem Ansatz ausgegangen:

- Der kritische Fluss von Substanzen, die unter die Stockholm-Konvention fallen, wird auf 0 gesetzt.
- Der kritische Fluss von Substanzen, die einen BCF von über 2000 l/kg haben, wird auf 0 gesetzt.
- Der kritische Fluss aller übrigen POP-Substanzen wird dem heutigen, aktuellen Fluss gleichgesetzt.

Damit wird für alle 227 Substanzen ein kritischer Fluss definiert und charakterisiert. Der charakterisierte kritische Fluss beträgt 72 t 2,4,6-Tribromphenol-eq/a.

10.12.6 Ökofaktor für POPs

Die folgende Tabelle 69 zeigt den resultierenden Ökofaktor für POP-Emissionen in Gewässer.

Tabelle 69

Ökofaktor für POP-Emissionen in Oberflächengewässer in UBP/g 2,4,6-Tribromphenol-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (t 2,4,6-Tribromphenol-eq/a)	306	A	(Ruiz et al. 2012)	294
Aktueller Fluss (t 2,4,6-Tribromphenol-eq/a)	306	A	(Ruiz et al. 2012)	294
Kritischer Fluss (t 2,4,6-Tribromphenol-eq/a)	72,2	a	(Ruiz et al. 2012)	72,2
Gewichtungsfaktor (-)	18			16,6
Ökofaktor (UBP/g 2,4,6-Tribromphenol-eq)	59 000			57 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Quelle: Datei BCF based eco-factors_Sandi_Ruiz.xlsx²⁴

²⁴ Datei übermittelt von Sandi Ruiz, ETHZ, am 26.3.2013

Tabelle 70

Ökofaktor ausgewählter POP Substanzen in UBP/g Substanz

Name	CAS-Nr.	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromophenol-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	1746-01-6	56	3 300 000	3 200 000
Anthracene	120-12-7	11	660 000	640 000
Pentabromodiphenyl ether	32534-81-9	62	3 600 000	3 500 000
Benzol, pentabromomethyl-	87-83-2	78	4 600 000	4 400 000
Antioxidant MD-1024	32687-78-8	13	780 000	750 000
Benzo(a)pyrene	50-32-8	34	2 000 000	1 900 000
Toluol	108-88-3	0,1	6100	5800
Xylol	1330-20-7	0,24	14 000	13 000

Komplette Liste im Anhang A4

Der aktuelle Fluss ist im Vergleich zur Edition 2013 beinahe unverändert. Der leichte Anstieg resultiert aus der Tatsache, dass für gewisse Substanzen die aktuellen Messwerte heute etwas höhere Emissionen zeigen. Dies führt zu einem geringfügig höheren Normierungs- und aktuellen Fluss.

10.12.7 Ökofaktor für einzelne POP-Substanzen

Die in Teil 3, Kapitel 10.12.3 beschriebene Methode der Charakterisierung mittels BCF wird zur Berechnung weiterer Ökofaktoren einzelner POP-Substanzen verwendet. Als Ausgangspunkt dient der Ökofaktor aus Tabelle 69. Eine vollständige Liste aller Substanzen ist im Anhang A4 zu finden. Tabelle 70 zeigt Ökofaktoren ausgewählter POP-Substanzen.

Der direkt hergeleitete Ökofaktor für Benzo(a)pyrene (vergleiche Teil 3, Kapitel 10.10.5) ist tiefer als derjenige, welcher über die POPs ermittelt wird. Gemäss dem Grundsatz der Methodik wird jeweils der höchste der resultierenden Ökofaktoren angewendet (siehe Teil 2, Kap. 4.11).

11 Emissionen ins Grundwasser

11.1 Einleitung

Die schweizerische Trinkwasserversorgung basiert zu über 80 % (1 Mia. m³/a) auf Grundwasser (Kozel 2013). Dazu kommen weitere 0,5 Mia. m³/a, die als Brauchwasser eingesetzt werden. Grundwasser ist deshalb von besonderem Interesse und rechtfertigt nutzungsorientierte Qualitätsanforderungen.

Die Grenzen zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer sind sehr durchlässig. Wasser, welches über Niederschlag und Versickerung in einem ersten Schritt zu Grundwasser wird, gelangt früher oder später entweder durch natürliche Prozesse oder über die Grundwassernutzung in Oberflächengewässer. Umgekehrt werden die wichtigsten Grundwasservorkommen der Schweiz massgebend durch Flusswasserinfiltrat gespiesen. Somit ist in vielen Fällen auch die Qualität des Flusswassers für die Grundwasserqualität mitentscheidend.

Für den Stickstoffeintrag in die Oberflächengewässer und damit den Export in die Meere (OSPAR-Übereinkommen) spielt nicht nur der N-Eintrag aus der Landwirtschaft, sondern der Gesamtstickstoffeintrag (also auch Stickstoff aus Abwasser) eine Rolle.

Es wird nur Nitrat bewertet, weil zurzeit einzig für diesen Stoff entsprechende Emissionsdaten verfügbar sind.

Die Gewässerschutzverordnung (GSchV 1998, Stand 2020) legt u. a. Grenzwerte bezüglich Konzentrationen für Pflanzenschutzmittel (PSM) und VOC im Grundwasser fest. Der Grenzwert für PSM wurde in rund einem Sechstel der Messstellen in von Ackerbau bzw. von Siedlung und Verkehr dominierten Einzugsgebieten überschritten. PSM gelangen über den Boden ins Grundwasser und werden in Ökobilanzen als Emissionen in den Boden (siehe Teil 3, Kap. 12.3) erfasst und bewertet. Bei rund 2 % der im NAQUA-Netz untersuchten Messstellen wurde die numerische Qualitätsanforderung der VOC-Konzentration mindestens einmal pro Jahr überschritten (NAQUA, 2019). Die VOC-Konzentrationen im Grundwasser werden in Teil 3, Kapitel 17.1 diskutiert.

11.2 Nitrat (NO₃)

11.2.1 Ökologische Wirkung

Mit Nitrat belastetes Grundwasser, welches als Trinkwasser eingesetzt wird, kann zu Gesundheitsproblemen führen (Vorläufersubstanz von krebserzeugenden Nitrosaminen, BUWAL 2016, sowie neuere Studien siehe z. B. Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen BLV, 2021). Die Nitratkonzentrationen im Grundwasser liegen vor allem in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft oft über dem für genutztes sowie zur Nutzung vorgesehenes Grundwasser festgelegten Anforderungswert und vereinzelt auch über dem Höchstwert für Trinkwasser. Je nach Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und Bodenbearbeitung, entsteht im Boden ein Nitratüberschuss, der ins Grundwasser ausgewaschen werden kann. Dabei sind die Bewirtschaftungsweise (Ackerbau, Kulturwahl/Fruchtfolgen, Umbruch, vegetationslose Flächen im Winter usw.), die Bodeneigenschaften und die Grundwasserneubildungsrate entscheidend.

11.2.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Gemäss BAFU (Heldstab et al. 2013) beläuft sich der Eintrag von Nitrat aus der Landwirtschaft ins Grundwasser auf 34 000 t N/a (Hochrechnung für 2020, Seite 43). Da der Anteil weiterer Stickstoffverbindungen gering ist, kann dieser Normierungsfluss nicht nur für Nitrat, sondern auch für Stickstoffeinträge im Allgemeinen verwendet werden.

Die in BAFU (Heldstab et al. 2013) gezeigten Flüsse beziehen sich auf Modellrechnungen und älteren Abschätzungen. Diese zeigen, dass der Nitrataustrag in die Hydrosphäre seit 2005 nur marginal zurückgegangen ist.

Neben Landwirtschaftsböden wird Nitrat auch aus Wald- (7000 t N/a) und anderen Böden (10 000 t N/a) in die Hydrosphäre ausgewaschen (Heldstab et al. 2013). Diese Einträge werden hier nicht berücksichtigt, da sie zum grossen Teil auf die Deposition zurückzuführen sind und nicht auf die Ausbringung von Stickstoffdünger.

11.2.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss ist identisch zum Normierungsfluss (34 000 t N/a), da sich das Reduktionsziel für Nitrat ebenfalls auf die Gesamtschweiz bezieht.

Da rund 250 von 18 000 Grundwasserfassungen den Nitratgrenzwert überschreiten, ergibt sich aus der Trinkwassernutzung ein tieferes Ziel als durch das OSPAR-Ziel für die Oberflächengewässer, siehe Kapitel 10.2 zur Reduktion um 50 %. Entsprechend wird dieses stärkere Ziel verwendet. Daraus ergibt sich ein kritischer Fluss von Nitrat ins Grundwasser von 17 000 t NO₃-N/a.

11.2.4 Ökofaktor für Nitrat in Grundwasser

Da sich weder am aktuellen noch am kritischen Fluss etwas geändert hat, ist der Ökofaktor für Nitrat in Grundwasser gegenüber dem bisherigen Ökofaktor von Edition 2013 unverändert. Er liegt weiterhin über dem Ökofaktor für einen Eintrag in Oberflächengewässer. Dies entspricht der Tatsache, dass Nitrat im Grundwasser – im Gegensatz zu Oberflächengewässern – immer noch ein Problem darstellen kann.

Tabelle 71

Ökofaktor für Nitrat-N in Grundwasser in UBP/g NO₃-N sowie für Nitrat in Grundwasser in UBP/g NO₃⁻

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (t N/a)	34 000	B		34 000
Aktueller Fluss (t N/a)	34 000	B	(BAFU 2010)	34 000
kritischer Fluss (t N/a)	17 000	a	(BUWAL 1996, S. 37) (BUWAL 1996c, S. 37)	17 000
Gewichtungsfaktor (-)	4,0			4,0
Ökofaktor (UBP/g NO ₃ -N)	120		Ökofaktor für Nitrat-N ins Grundwasser	120
Ökofaktor (UBP/g NO ₃ ⁻)	27,1		Ökofaktor für Nitrat ins Grundwasser	27,1

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

12 Emissionen in den Boden

12.1 Einleitung

12.1.1 Grundlagen

Die Qualität der Böden in der Schweiz wird durch verschiedene stoffliche Einwirkungen beeinträchtigt (Säurebildung, Überdüngung, Belastung durch Schwermetalle und organische Schadstoffe). Die Belastung folgt einerseits aus dem direkten Eintrag von Stoffen in den Boden (Pflanzenschutz, Düngung, Deponierung von Abfällen), andererseits aber auch indirekt als Deposition in die Luft emittierter Schadstoffe.

Die Verordnung über die Belastungen des Bodens (VBBo 2016) ist nicht auf alle Flächen anwendbar. So fallen dauerhaft versiegelte Böden, Gewässersedimente und Böden als Teile von Anlagen, deren bestimmungsgemässe Nutzung den Bodenschutz ausschliesst (z. B. Fussballfelder, Motocrosspisten, Versickerungsanlagen, Sickerstreifen entlang von Strassen), nicht unter die Verordnung. Hingegen gilt sie auch für Gesteins- und Felsrohböden, sofern zumindest eine geringe Vegetation darauf gedeiht oder gedeihen kann (BUWAL 2001a, S. 9). Aus diesem Grund wird dem Bodenschutz nicht nur in der Verordnung über die Belastungen des Bodens (VBBo), sondern auch bei weiteren Verordnungen mit indirekter Relevanz für den Boden, wie z. B. in der Luftreinhalteverordnung oder der ChemRRV, Rechnung getragen (USG 2018, Art. 33, Abs. 1). Dabei muss die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit jeweils berücksichtigt werden (BUWAL 2001).

Ebenso bedeutsam für die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist die teilweise oder vollständige Bodenzerstörung durch Versiegelung, durch Erosion und durch mechanische Bodenbelastung (Bodenverdichtung). Diese Einwirkungen lassen sich teilweise über die Landnutzung bewerten und werden im Teil 3, Kapitel 13.3 separat behandelt.

Im vorliegenden Kapitel wird die Bewertung der wichtigsten stofflichen Belastungen diskutiert.

12.1.2 Abgrenzung der Kompartimente Boden und Grundwasser

Die Methode der ökologischen Knappheit beurteilt Stoffflüsse bei ihrem Eintritt in die Umwelt, d. h. dann, wenn sie die Anthroposphäre verlassen. Während bei Emissionen in die Luft und in die Oberflächengewässer die Schnittstelle zwischen Anthroposphäre und Umwelt relativ einfach zu definieren ist («end of pipe»-Konzept: Ende des Kamins, Auslauf der Kläranlage), ist im Bereich Boden und Grundwasser die Systemabgrenzung schwieriger: So sind die Nährstoffe aus Düngern für landwirtschaftliche Nutzpflanzen verfügbar und werden von diesen auch teilweise aufgenommen, solange sie die Durchwurzelungszone des Bodens nicht verlassen. Von Pflanzen aufgenommene Nährstoffe verlassen damit das landwirtschaftliche Produktionssystem nicht.

Hingegen sind Schwermetalle, die in die obersten Bodenschichten eingetragen werden und sich dort anreichern, nicht Teil der gewollten landwirtschaftlichen Kreisläufe. Die Richtwerte für Schadstoffgehalte des Bodens in der VBBo (Verordnung über Belastungen des Bodens) beziehen sich auf die obersten 20 cm des Bodens. Im Sinne der VBBo gehört damit diese Bodenschicht bezüglich Schwermetallen zur «Umwelt».

Die Grenze zwischen Anthroposphäre und dem Kompartiment Boden/Grundwasser wird deshalb dort gezogen, wo Stoffe nicht mehr Teil der landwirtschaftlichen Nutzung sind. Aktuelle und kritische Flüsse werden deshalb für Nährstoffe beim Verlassen des produktiven Systems der Landwirtschaft und damit bei Auswaschung ins Grundwasser (Nitrat), bei Erosion oder Abschwemmung in die Oberflächengewässer (Phosphat) bzw. bei der Emission in die Luft (Ammoniak und Lachgas) bilanziert. Schwermetalle hingegen sind bereits beim Eintrag in den Boden Schadstoffe und werden an dieser Stelle bilanziert.

12.1.3 Auswahl der Stoffe

Bei der stofflichen Bodenbelastung sind verschiedene Eintragswege zu unterscheiden:

- Diffuser Eintrag von Nährstoffen, Säurebildnern und Schwermetallen aus der Atmosphäre
- Eintrag über Dünger (kann Spuren von unerwünschten Stoffen, wie Schwermetalle und Fluor enthalten)
- Eintrag über Pflanzenschutzmittel

Der diffuse Eintrag von Schadstoffen geschieht entweder in flüssiger Form (nasse Deposition) oder gebunden an Staubpartikel (trockene Deposition).

Zu den wichtigsten diffus eingetragenen Schadstoffen gehören:

- Schwermetalle: Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink
- Säurebildner: SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ . Mit Ausnahme von SO_4^{2-} tragen sie zudem zur Überdüngung von Ökosystemen bei.

Die diffusen Einträge aus der Luft in den Boden (atmosphärische Deposition) werden am Ort ihrer Emission in

die Luft erfasst und bewertet (vgl. Teil 3, Kap. 9). Spezielle Ökofaktoren für diffuse Einträge in den Boden werden deshalb nicht benötigt. Es werden deshalb nur die in Tabelle 72 zusammengestellten direkten Bodeneinträge bewertet. Die diffusen Einträge in den Boden werden aber benötigt für die Bestimmung des Normierungsflusses.

12.2 Schwermetalle im Boden

12.2.1 Ökologische Wirkung

Schwermetalle beeinträchtigen das Pflanzenwachstum, stören die Bodenfruchtbarkeit und können sich in Nahrungsketten anreichern. Eine langandauernde hohe Zufuhr verschiedener Schwermetalle mit der Nahrung (Pflanzen bauen vorhandenes Schwermetall in ihre Biomasse ein) kann zu chronischen Vergiftungen führen (BUWAL 1995). Mit Schwermetallen belastete Böden bedingen zudem grossen Aufwand für die Sanierung.

Tabelle 72
Wirkungsmechanismen der bewerteten Bodenschadstoffe

	Umwelt			Mensch					Charakterisierung	Bemerkungen
	Pflanzenschädigungen	Beeinträchtigung Bodenfruchtbarkeit	Bioakkumulation	Stoffwechselfstörungen	Kanzerogenität	Erbgutschädigung	Embryoschädigung	Andere/weitere Schädigungen		
Schwermetalle	x	#	x	x	x		(x)		Zn-eq	Zielvorgabe nach VBBO Charakterisierung USETox
Pflanzenschutzmittel (PSM)	x	x	x	x	x	x	x	x	Glyphosat-eq	Ein einzelnes PSM weist normalerweise nur einen Teil der gelisteten Auswirkungen auf. Pflanzenschädigung ist bei Herbiziden zudem eine beabsichtigte Wirkung.
Plastik	?	?	(x)	?	?	?	?	(x)	-	

x Wirkung, bzw. Zusammenhang nachgewiesen
 (x) Wirkung, bzw. Zusammenhang vermutet
 # Für die Ermittlung des Ökofaktors massgebliche Wirkung

12.2.2 Charakterisierung

Die Charakterisierung der Schwermetallemissionen in den Boden wird über Faktoren gemäss USEtox Version 2 vorgenommen (Fantke et al. 2018), indem die einzelnen Schwermetalle bezüglich ihrer toxischen Schädigung charakterisiert werden, siehe Tabelle 75 und Tabelle 76. Dabei wird als Leitsubstanz Zink verwendet und entsprechend die toxische Wirkung in Zn-Äquivalente / kg ausgedrückt. Für die Humantoxizität stellt USEtox Faktoren für kanzerogene und nicht kanzerogene Substanzen (Humantoxizität, cancer and non cancer effects, recommended+interim) zur Verfügung. Diese werden entsprechend ihrer gesundheitlichen Schädigungen gemessen in DALYs²⁵ addiert. Zudem werden Toxizitätsfaktoren für die ökotoxischen Wirkungen zur Verfügung gestellt, wobei diese nicht mit denjenigen der Humantoxizität verrechenbar sind. Daher wurde mit den Charakterisierungsfaktoren für Humantoxizität sowie mit den Ökotox-Faktoren je ein Set von Ökofaktoren ermittelt und aus diesen zwei Sets der jeweils höhere Faktor je Schwermetall verwendet, siehe Tabelle 73. Mit Hilfe der USEtox-Faktoren für Quecksilber, Chrom und Nickel können auch Ökofaktoren für diese Metalle hergeleitet werden, auch wenn für diese Metalle keine Emissionsmengen bekannt sind.

12.2.3 Normierung

Da eine Charakterisierung vorgenommen wird, entspricht der Normierungsfluss der Summe der charakterisierten Emissionen der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink auf die Bodenfläche gemäss VBBo (2016). Diese vier Schwermetalle wurden verwendet, da nur für diese entsprechende Stoffflüsse vorlagen. Dadurch fällt der Normierungsfluss zu klein aus. Es ist daher zu erwarten, dass dies zu leicht überschätzten Ökofaktoren für die Schwermetalle führt. Dies wird aber als sinnvoller angesehen als die weiteren Schwermetalle (Quecksilber, Nickel und Chrom) nicht zu berücksichtigen. Für den Normierungsfluss wurde als Referenzfläche die ganze Schweiz verwendet. Der Normierungsfluss setzt sich zusammen aus der Deposition sowie den direkt auf Landwirtschaftsflächen durch Pflanzenschutzmittel, organische und mineralische Dünger ausgebrachten Schwermetalle.

²⁵ DALY: Disability adjusted life years – behinderungsbereinigte Lebensjahre. 1 DALY entspricht dem Verlust von 1 Lebensjahr, respektive einer Lebensqualitätseinbusse über eine entsprechende Zeit z. B. 20 % Behinderung über 5 Jahre.

Tabelle 73

Normierungsfluss in kg Zn-eq: Berechnet aus Deposition und direktem Eintrag von Schwermetallen in den Boden, siehe auch Tab. 74

	Charakterisiert nach USEtox Humantoxizität kg Zn-eq	Charakterisiert nach USEtox Ökotoxizität kg Zn-eq
Blei (Pb)	5724	1269
Cadmium (Cd)	33 883	25 490
Kupfer (Cu)	62	43 412
Zink (Zn)	834 004	834 004
Total	873 673	904 175

12.2.4 Gewichtung

Aus den Richtwerten in der VBBo lassen sich keine kritischen Flüsse herleiten. Jedoch wird in Art. 1 als Zweck dieser Verordnung die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit erwähnt (gilt nur für Bodentypen, welche unter die VBBo fallen – siehe Abschnitt 12.1.1). Um diese zu erreichen, darf keine Akkumulierung von Schwermetallen im Boden stattfinden, d. h. der Eintrag darf maximal so gross sein wie der Austrag. Da sich diese Zielsetzung auf die Landwirtschaftsflächen bezieht, wurde als Referenzfläche zur Bestimmung des aktuellen und des kritischen Flusses die landwirtschaftliche Nutzfläche bestimmt (BFS 2011). Diese umfasst rund 1,5 Mio. ha. Damit unterscheidet sich die Referenzfläche für den aktuellen Fluss von derjenigen des Normierungsflusses.

Durch das Nationale Beobachtungsnetz (NABO) werden acht Schwermetalle sowie Fluor an 105 verschiedenen Standorten erfasst. Von den Schwermetallen, welche in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo 2016) geregelt sind, wird Molybdän vom NABO nicht gemessen. Die Messungen erlauben die Erfassung und Beurteilung der aktuellen Belastung der Böden mit Schwermetallen (BUWAL 2000). Keller et al. (2005) haben für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink im Zusammenhang mit dem NABO-Messprogramm detaillierte Stoffbilanzen auf 48 repräsentativ ausgewählten Flächen erhoben. Von diesen Werten wurde der Median²⁶ für die jährlichen Schwermetalleinträge und

²⁶ Die Verwendung des Medians reduziert den Einfluss einzelner Extremwerte (z. B. wegen der Ausbringung von Kupfer als PSM auf Rebflächen) auf die Berechnung des aktuellen Flusses im Vergleich zum Mittelwert.

Tabelle 74

Angaben der kritischen und aktuellen Flüsse für Schwermetalleintrag in den Boden pro ha

	Austrag, bzw. kritischer Fluss nach Keller et al (2005) g/(ha*a)	Deposition (g/(ha*a))	Direkter Eintrag (g/(ha*a))
Blei (Pb)	19,4	3,66	8,25
Cadmium (Cd)	1,3	0,29	0,55
Kupfer (Cu)	58,0	5,05	68,4
Zink (Zn)	303,0	65,4	376

Tabelle 75

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	DALY/kg	In Zn-Äquivalenten (kg Zn-eq/kg)	Eingetragene Menge (kg/a) Deposition	Eingetragene Menge (kg/a) Direkter Eintrag	charakterisierte Menge (Zn-eq/a)
Blei	$8,13 \times 10^{-5}$	0,21	5486	12 375	3721
Cadmium	$6,53 \times 10^{-3}$	16,73	436	83	21 100
Kupfer	$1,95 \times 10^{-7}$	0,0005	7575	102 600	55
Zink	$3,90 \times 10^{-4}$	1,00	98 100	564 000	662 100
Quecksilber	$3,54 \times 10^{-2}$	90,79	–	–	–
Nickel	$7,14 \times 10^{-4}$	1,83	–	–	–
Chrom(III)	$2,81 \times 10^{-11}$	$7,19 \times 10^{-8}$	–	–	–
Chrom(VI)	$5,72 \times 10^{-2}$	146,6	–	–	–
Total					686 976

Tabelle 76

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	PDF × m ³ × day/kg	In Zn-Äquivalenten (kg Zn-eq/kg)	Eingetragene Menge (kg/a) Deposition	Eingetragene Menge (kg/a) Direkter Eintrag	charakterisierte Menge (Zn-eq/a)
Blei	3905	0,05	5486	12 375	825
Cadmium	1 064 054	12,59	436	825	15 873
Kupfer	29 726	0,35	7575	102 600	38 744
Zink	84 532	1,00	98 100	564 000	662 100
Quecksilber	15592	0,184	–	–	–
Nickel	93 616	1,107	–	–	–
Chrom(III)	4065	0,048	–	–	–
Chrom(VI)	52 397	0,62	–	–	–
Total					717 542

-austräge verwendet. Für die atmosphärische Deposition werden die aktuelleren Werte von (BAFU 2020a) übernommen. Die entsprechenden aktuellen und kritischen Flüsse pro ha sind in siehe Tabelle 74 zusammengestellt. Aus diesen Daten wird der aktuelle Fluss von Schwermetallen in den Boden über den diffusen atmosphärischen Eintrag sowie den direkten Eintrag auf die Landwirtschaftsfläche und den Charakterisierungsfaktoren aus USEtox in der Einheit Zn-eq/a bestimmt. Dabei werden die Metalle Blei, Kupfer, Cadmium und Zink berücksichtigt, da nur für diese die entsprechenden Flüsse vorliegen. Der aktuelle Fluss beläuft sich gemäss USEtox (Humantoxizität) auf 686 976 Zn-eq/a (siehe Tab. 75) oder auf 717 542 Zn-eq/a

wenn die Ökotoxizitäts-Charakterisierungsfaktoren verwendet werden (siehe Tab. 76).

Keller et al. (2005) bilanzieren nur den Austrag über Pflanzen, was als erste Näherung für den kritischen Fluss verwendet wird, siehe auch Tabelle 74. Verlagerung der Schwermetalle ins Grundwasser oder Abtransport über Erosion wurden nicht untersucht. Ausser bei Antimon und Chrom VI ist dieser Effekt jedoch kaum relevant. Zur Definition des kritischen Flusses wurde ausschliesslich die Landwirtschaftsfläche berücksichtigt, da der Austrag von Schwermetallen in erster Linie über diese Fläche erfolgt. Bei der Charakterisierung über die Humantoxizität ergibt

Tabelle 77

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	DALY/kg	In Zn-Äquivalenten (kg Zn-eq/kg)	Zielvorgabe (kg/a)	charakterisierte Menge (Zn-eq/a)
Blei	$8,13 \times 10^{-5}$	0,21	29 100	6062,60
Cadmium	$6,53 \times 10^{-3}$	16,73	1950	32 628,52
Kupfer	$1,95 \times 10^{-7}$	0,0005	87 000	43,41
Zink	$3,90 \times 10^{-4}$	1,00	454 500	454 500,00
Quecksilber	$3,54 \times 10^{-2}$			
Nickel	$7,14 \times 10^{-4}$			
Chrom(III)	$2,81 \times 10^{-11}$			
Chrom(VI)	$5,72 \times 10^{-2}$			
Total				493 234,54

Tabelle 78

Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge

Substanz	PDF × m ³ × day/kg	In Zn-Äquivalenten (kg Zn-eq/kg)	Zielvorgabe (kg/a)	charakterisierte Menge (Zn-eq/a)
Blei	3905	0,05	29 100	1344,39
Cadmium	1 064 054	12,59	1950	24 545,93
Kupfer	29 726	0,35	87 000	30 594,23
Zink	84 532	1,00	454 500	454 500,00
Quecksilber	15 592			
Nickel	93 616			
Chrom(III)	4065			
Chrom(VI)	52 397			
Total				510 984,54

Tabelle 79

Ökofaktoren Schwermetalle in Boden, in kg Zn-eq/a

	Humantoxizität	Ökotoxizität	Q	Edition 2013
Normierungsfluss (kg Zn-eq/a)	873 673	904 175	C	Daten nicht direkt vergleichbar, da unterschiedlicher Ansatz
Aktueller Fluss (kg Zn-eq /a)	686 976	717 542	C	
Kritischer Fluss (kg Zn-eq /a)	493 235	510 985	a	
Gewichtungsfaktor (-)	1,94	1,97		
Ökofaktor (UBP/ kg Zn-eq))	2,82 × 10⁶	2,75 × 10⁶	-	

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

sich ein kritischer Fluss von 493 235 Zn-eq/a, siehe Tabelle 77. Bei der Charakterisierung über Ökotoxizität beläuft sich der kritische Fluss auf 510 985 Zn-eq/a, siehe Tabelle 78.

12.2.5 Ökofaktoren Schwermetalle in Boden

Die Ökofaktoren wurden sowohl bezüglich Humantoxizität wie auch bezüglich Ökotoxizität ermittelt, wobei jeweils der höhere Faktor je Schwermetall gilt.

Die folgende Tabelle 80 fasst die berechneten Ökofaktoren in UBP pro Gramm Schwermetall zusammen.

Tabelle 80

Ökofaktoren Schwermetalle in Boden, in UBP/g

Substanz	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Blei	460	17 000
Cadmium	37 000	270 000
Kupfer	770	14 000
Zink	2200	2800
Quecksilber	200 000	
Nickel	4100	
Chrom (III)	100	
Chrom (VI)	330 000	

Der neue Ansatz zur Charakterisierung der Schwermetalle mit Hilfe der USEtox-Faktoren führt gegenüber der Version von 2013 mit der Ausnahme von Zink zu deutlich tieferen Ökofaktoren für Schwermetalle im Boden. Der Grund liegt v. a. darin, dass nicht jedes Schwermetall für

sich betrachtet wurde und somit über die Gruppenbildung der Normierungsfluss wesentlich grösser ist. Zudem haben sich relative Veränderungen unter den Schwermetallen ergeben. So werden z. B. Blei und Kupfer im Vergleich zu Cadmium wesentlich schwächer bewertet als in der Edition 2013. Der Grund dafür ist die neue Bewertung mit USEtox, welche die toxische Schädigung der Schwermetalle beurteilt.

12.3 Pflanzenschutzmittel (PSM)

12.3.1 Ökologische Wirkung

Pflanzenschutzmittel (PSM) sind gemäss Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV 2010) Schutzmittel, Regulatoren für die Pflanzenentwicklung und Mittel zum Schutz von Erntegütern. Dies können Stoffe, Organismen und Zubereitungen sein, die unter anderem dazu bestimmt sind, unerwünschte Pflanzen oder Pflanzenteile zu vernichten. Safener²⁷ und Synergisten²⁸ gelten ebenfalls als Pflanzenschutzmittel. Die mit ihrer Anwendung verbundenen Umweltprobleme sind abhängig von der primären Wirkung, der ausgebrachten Menge, der Abbaugeschwindigkeit und dem Transportverhalten (Mobilität) der Wirkstoffe und von der Art und dem Verhalten der Abbauprodukte und Rückstände.

Pflanzenschutzmittel werden vor allem auf offenen Ackerflächen, im Gemüsebau sowie in den Spezialkultu-

²⁷ Stoffe oder Zubereitungen, die einem Pflanzenschutzmittel beigefügt werden, um die phytotoxische Wirkung des Pflanzenschutzmittels auf bestimmte Pflanzen zu unterdrücken oder zu verringern.

²⁸ Stoffe oder Zubereitungen, die keine oder nur eine schwache Wirkung nach Absatz 1 der PSMV aufweisen, aber die Wirkung des Wirkstoffs oder der Wirkstoffe in einem Pflanzenschutzmittel verstärken.

ren Obst- und Weinbau angewendet. Auf Grünlandflächen ist der Einsatz gering (BLW 2020c).

Die Verfrachtung von Bodenpartikeln mit dem Wind und atmosphärischer Transport von Pflanzenschutzmitteln hat dazu geführt, dass die Wirkstoffe zwischenzeitlich auch in Bergseen und im Regen nachweisbar sind. Für den Menschen problematisch werden die Pflanzenschutzmittel insbesondere bei der Nutzung von Grundwasser als Trinkwasser. In der Schweiz wird mit den bestehenden NAQUA-Messkampagnen zwar eine grosse Anzahl an Pestiziden regelmässig im Grundwasser analysiert, Messungen von einigen besonders mobilen Pestizid-Abbauprodukten fehlen jedoch.

12.3.2 Charakterisierung

Die Charakterisierung wird neu mittels der Toxizität nach USEtox (Fantke et al. 2018) vorgenommen. Dabei wurde einerseits die Charakterisierung bezüglich Ökotoxizität und andererseits bezüglich Humantoxizität durchgeführt. Pflanzenschutzmittel, welche noch nicht in USEtox integriert waren, wurden mit dem gewichteten Mittelwert der in USEtox vorhandenen Pflanzenschutzmittel angenähert.

Der wesentliche Grund der Charakterisierung mit USEtox ist, dass diese Methode von UNEP empfohlen wird, um die toxischen Auswirkungen von Substanzen zu bewerten. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass mit diesem Vorgehen auch in der Schweiz nicht verwendete Pflanzenschutzmittel mitberücksichtigt werden können.

Als Bezugsgrösse zur Charakterisierung wird Glyphosat verwendet. Glyphosat wird in der Schweiz verbreitet als PSM (Herbizid) eingesetzt. Alle in der Schweiz verkauften Wirkstoffe sowie diejenigen Pflanzenschutzmittel, welche in gebräuchlichen Datenbanken enthalten sind, werden charakterisiert. Es soll darauf hingewiesen werden, dass nur Pflanzenschutzmittel berücksichtigt werden, die auf landwirtschaftliches Nutzland ausgebracht werden. Pflanzenschutzmittel, die ausschliesslich im Hausgarten, auf Golfplätzen oder in der Forstwirtschaft zugelassen sind, werden nicht berücksichtigt. Tabelle 82 zeigt für ausgewählte Pflanzenschutzmittel die Charakterisierungsfaktoren. Die vollständige Liste ist im Anhang A5 zu finden.

12.3.3 Normierung

Da eine Charakterisierung vorgenommen wird, entspricht der Normierungsfluss der Summe der charakterisierten Mengen der in der Schweiz im Jahr 2018 verkauften Pflanzenschutzmittel (BLW 2020b). Substanzen, die in der Schweiz nicht verkauft werden, sind deshalb vom charakterisierten Normierungsfluss ausgeschlossen. Dies ergibt einen jährlichen Fluss von 9761 t Glyphosat-eq bezüglich Humantoxizität und 22 643 t Glyphosat-eq bezüglich Ökotoxizität.

12.3.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht dem Normierungsfluss.

Als Ziel wurde vom Aktionsplan Pflanzenschutzmittel (Aktionsplan PSM 2017) eine Reduktion des Risikos durch das Ausbringen von Pflanzenschutzmitteln um 50 % bezüglich dem Zeitraum 2012 – 2015 definiert. Das Risiko wird dabei mit der Umweltwirkung gleichgesetzt. Der kritische Fluss entspricht somit rund 5854 t Glyphosat-eq bezüglich Humantoxizität und 14 574 t Glyphosat-eq bezüglich Ökotoxizität.

12.3.5 Ökofaktor für Leitsubstanz Glyphosat

Der Ökofaktor wurde jeweils mittels der Charakterisierung Humantoxizität und Ökotoxizität hergeleitet. Dabei wird der höhere erhaltene Ökofaktor in der Methode verwendet.

Der neue Faktor ist knapp doppelt so hoch wie 2013. Der Grund liegt in erster Linie an der neuen Herleitung via USEtox und dem strengeren Ziel des Aktionsplans Pflanzenschutzmittel im Vergleich zum früheren Ziel.

12.3.6 Ökofaktoren weiterer Pflanzenschutzmittel

Mit der in Kapitel 12.3.2 beschriebenen Charakterisierung mit USEtox können Ökofaktoren für einzelne PSM berechnet werden. Tabelle 82 zeigt Ökofaktoren ausgewählter Substanzen im Vergleich zu denjenigen in der Edition 2013. Die vollständige Liste befindet sich im Anhang A5.

Die Charakterisierung nach USEtox führt dazu, dass für rund zwei Dutzend PSM ein mehr als 100 Mal höherer Ökofaktor als Glyphosat ausgewiesen wird. Darunter fallen viele der mittlerweile in der CH, EU oder weltweit verbotenen Substanzen. Erste Testrechnungen zeigten, dass die Umweltbelastung von landwirtschaftlichen Pro-

Tabelle 81

Ökofaktor für die Emission von Pflanzenschutzmitteln in den Boden in UBP/g Glyphosat-eq

	Edition 2021 Humantox: verwendet	Edition 2021 Ökotox: nicht verwendet	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t Glyphosat-eq/a)	9761	22 643	C		8241
Aktueller Fluss (t Glyphosat-eq/a)	9761	22 643	C	Bezugsjahr 2018, BLW (2020b)	2208 (t PSM/a)
Kritischer Fluss (t Glyphosat-eq/a)	5854	14 574	a	Reduktion Umweltwirkung gegenüber 2012 – 2015 um 50 %, Aktionsplan PSM, 2017)	1995 (t PSM/a)
Gewichtung (-)	2,8	2,4			1,22
Ökofaktor (UBP/g Glyphosat-eq.)	280	107			150

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

dukten ausserhalb der EU teilweise sehr stark von der PSM-Bewertung dominiert wurden. Auch wenn die Toxizitätsbestimmung nach USETox unbestritten die beste heute verfügbare Herangehensweise darstellt, so sind diese dennoch mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet. Dazu kommt die ebenfalls relativ hohe Unsicherheit der Sachbilanzdaten bezüglich der eingesetzten und in die Umwelt gelangten PSM. Um zu verhindern, dass in Ökobilanzauswertungen die Resultate von der mit sehr hoher Unsicherheit behafteten PSM-Bewertung dominiert werden, wurde eine Deckelung mit Faktor 100 eingeführt. Dieses Vorgehen wurde auch bei der Bewertung der Wasserknappheit mit der Methode AWARE angewendet, indem auch bei dieser Methode der Charakterisierungsfaktor für die Wasserknappheit bei 100 limitiert wurde (siehe Kapitel 13.6.3). Diese Deckelung bewirkt, dass den rund zwei Dutzend PSM, welche einen mehr als 100 Mal höheren Ökofaktor als Glyphosat aufweisen, der Ökofaktor auf 44 000 UBP/g limitiert wurde. Der Einfluss auf die Resultate dieser PSM ist auch mit dieser Deckelung immer noch relevant.

Tabelle 82

Ökofaktoren ausgewählter PSM

Wirkstoff	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)
Herbizide		
Atrazin	11 000	360
Glyphosat	280	150
Metsulfuron-methyl	1100	63 000
Terbutylazin	11 000	500
Insektizide		
Bifenthrin	2000	20 000
Chlorpyrifos-ethyl	19 000	920
Mineralöl	11	69
Fungizide		
Folpet	5000	140
Chlorothalonil	11 000	300
Metconazol	2800	4200

Die vollständige Tabelle befindet sich in Anhang A5

Die neuen Ökofaktoren unterscheiden sich stark von den Alten. Einige sind wesentlich höher, andere wesentlich tiefer. Der Hauptgrund liegt darin, dass die Charakterisierung neu über die Toxizität gemäss USEtox vorgenommen wurde, während in 2013 die Charakterisierung umgekehrt proportional zur empfohlenen Spritzmenge gemacht wurde. Dahinter stand die Annahme, dass «je weniger appliziert werden muss, desto stärker ist die Wirkung und damit auch die Schädigung». Es zeigt sich jedoch, dass die Wirksamkeit nicht mit der Toxizität korreliert. Ein anschauli-

ches Beispiel ist Terbutylazin, von dem eher viel appliziert werden muss, um seine Wirksamkeit als Herbizid zu entfalten, das jedoch sehr toxisch auf die aquatische Flora und Fauna wirkt.

12.4 Plastik im Boden

12.4.1 Ökologische Wirkung

Inwiefern Mikro- und Makroplastik Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen, Flora und Fauna haben, ist im Moment noch unklar. Belegt sind direkte Auswirkungen von Makroplastik in Form von Verletzungen des Verdauungstraktes von Tieren oder in Form von Verheddern und Ersticken in Fischernetzen und Plastiksäcken in den Meeren (Erny et al. 2020). Abgesehen von der physikalischen Gefahr, die von Kunststoff ausgeht, besteht auch die Sorge, dass Organismen durch die Aufnahme gefährlicher Chemikalien, die sich im Kunststoff befinden oder an seiner Oberfläche adsorbiert sind, gefährdet sind (UNEP and GRID-Arendal 2016).

12.4.2 Charakterisierung

Es findet aufgrund fehlender Grundlagen keine Differenzierung zwischen Mikro- und Makroplastik statt. Es wird im Moment davon ausgegangen, dass die Auswirkung auf die Umwelt gleich ist. Der grösste Teil wird in den Boden eingetragen. Nur ein kleiner Teil wird ins Wasser eingetragen (Kawecki & Nowack 2019). Es wurde keine Differenzierung zwischen dem Eintrag in den Boden und Wasser vorgenommen, sondern beide als gleichwertig eingestuft.

12.4.3 Normierung

Der Normierungsfluss entspricht dem aktuellen Fluss und repräsentiert den gesamten jährlichen Plastikeintrag in die Umwelt in der Schweiz. Die Menge dieses Eintrages liegt bei 16 285 t. Als Grundlage diente die Studie über Plastikeinträge in der Schweiz (Erny et al. 2020), die um Einträge aus Abfallentsorgung, Kompost und Gärgut mit Daten aus Schleiss (2017a) ergänzt wurde. Dabei entfallen 47 % auf den Reifenabrieb, 17 % auf Littering, 24 % stammen von Strassen, Gebäuden, Sportplätzen, 5 % von Haushalten und 4 % von Industrie und Gewerbe. Einträge aus der Landwirtschaft und Abfallentsorgung machen 3 % aus (siehe Tab. 83).

Tabelle 83

Plastikeinträge in die Umwelt in der Schweiz gemäss Erny et al. (2020) ergänzt mit Schleiss (2017a)

	Plastikeintrag in t/Jahr	Anteil in %
Reifenabrieb	7696	47 %
Littering	2700	17 %
Strassen	1502	9 %
Gebäude und Baustellen	1320	8 %
Sportplätze	1120	7 %
Haushalte	850	5 %
Abfallentsorgung	474	3 %
Industrie und Gewerbe	620	4 %
Landwirtschaft	3	0 %
Total	16 285	100 %

12.4.4 Gewichtung

Für die Gewichtung wurde nur der Plastikeintrag via Kompost- und Gärgut betrachtet auf Basis der ChemRRV Anhang 2.6.2.2.1 2b. Für weitere Einträge sind momentan keine gesetzlichen Grundlagen verfügbar.

Der durchschnittliche Gehalt an Kunststoffen in Kompost- und Gärgut liegt gemäss Schleiss (Schleiss 2017a) bei 0.07 % pro TS. Bei einer jährlichen Menge von rund 1,37 Mio t organischen Abfällen (extrapoliert aus Schleiss (2017b)) entspricht dies einem aktuellen Fluss von rund 474 t pro Jahr.

Die ChemRRV Anhang 2.6.2.2.1 2b. besagt, dass organische Abfälle, die ausgebracht werden, nicht mehr als 0,1 % Kunststoffe pro TS beinhalten dürfen. Bei einer jährlichen Menge von rund 1,37 Mio. t organischen Abfällen (extrapoliert aus Schleiss (2017b)) entspricht dies einem kritischen Fluss von 687 t pro Jahr.

12.4.5 Ökofaktor

In der bisherigen Version 2013 gab es noch keinen Ökofaktor für Plastik in den Boden.

Tabelle 84

Ökofaktor für Plastik in Umwelt (Boden oder Wasser)

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t Plastik/a)	16 285	A	Erny et al. 2020	–
Aktueller Fluss (t Plastik/a)	474	A	Schleiss 2017a	–
kritischer Fluss (t Plastik/a)	687	a	Berechnet aus Schleiss 2017b und ChemRRV Anhang 2.6.2.2.1 2b	–
Gewichtung (–)	0,476			–
Ökofaktor (UBP/g Plastik)	29			–

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

12.4.6 Anwendungsanweisung betreffend Datenbanken wie ecoinvent oder UVEK

Wir empfehlen die beiden Stoffflüsse plastic micro und plastic macro mit den Ausprägungen «to soil» und «to water» in den entsprechenden Inventaren zu ergänzen. Es bietet sich an, gleich zwischen Mikro- und Makroplastik auf Stoffflussebene zu unterscheiden. Damit ist die Grundlage geschaffen für eine zukünftige Differenzierung zwischen Mikro- und Makroplastik, sobald es die wissenschaftlichen Grundlagen ermöglichen.

13 Ressourcen

13.1 Übersicht

Die Nutzung natürlicher Ressourcen wird ebenfalls mit einem Ökofaktor gewichtet. Bisher wurde im Konzept der ökologischen Knappheit der Verbrauch beziehungsweise die Nutzung von energetischen Ressourcen, Wasser, Kies, mineralischen Primärressourcen und von Land gewichtet. Bei den Energieressourcen (Teil 3, Kap. 13.2) wird zwischen einem Ökofaktor für erneuerbare (begrenzte Erneuerungsrate) und nicht-erneuerbare Energien (begrenzter Vorrat) unterschieden. Dadurch wird bei der Energie den unterschiedlichen Nachhaltigkeitsaspekten dieser Energiearten Rechnung getragen. Darüber hinaus werden Ökofaktoren für die Landnutzung (Teil 3, Kap. 13.3), für die dissipative Nutzung von mineralischen Primärressourcen (Teil 3, Kap. 13.4), für den Abbau von natürlichem Kies (Teil 3, Kap. 13.5) sowie von Süsswasser (Teil 3, Kap. 13.6) definiert, da diese zunehmend als ökologisch knapp beurteilt werden. Neu aufgenommen werden Ökofaktoren für die Nutzung von Meeresfischen (Teil 3, Kap. 13.7).

13.2 Energieressourcen

13.2.1 Ökologische Bedeutung

In der Bundesverfassung (2012, Art. 89) wird das Ziel der rationellen und umweltverträglichen Energieversorgung mit der Sicherheit und Wirtschaftlichkeit der Versorgung im selben Satz genannt: *«Bund und Kantone setzen sich im Rahmen ihrer Zuständigkeiten ein für eine ausreichende, breit gefächerte, sichere, wirtschaftliche und umweltverträgliche Energieversorgung sowie für einen sparsamen und rationellen Energieverbrauch.»*

Es sind nicht nur die nicht-erneuerbaren Energieträger wie Öl, Gas und Uran in begrenzten Mengen vorhanden, sondern auch die erneuerbaren. Die Sonne als treibende Kraft der meisten erneuerbaren Energien liefert nur eine begrenzte Menge Energie pro Zeit auf die Erde. Zudem wird ein Teil dieser Energie benötigt, um das Ökosystem Erde in Betrieb zu halten wie z. B. die biogene Produktion von Sauerstoff, die Bestäubung und den Transport von

Samen mittels Wind, den Wasserkreislauf oder die Bereitstellung von Tageslicht. Auch ist der Wirkungsgrad der Umwandlung von solarer Energie in erneuerbare Energieträger relativ tief. Welcher Anteil der erneuerbaren Energie nachhaltig technisch genutzt werden kann, ist deshalb unbekannt. Zumindest aber lässt sich folgern, dass eine obere Nutzungsgrenze auch für erneuerbare Energien existiert. Es ist deshalb sinnvoll, dass erneuerbare ebenso wie die nicht-erneuerbaren Energieträger einen Ökofaktor erhalten.

Erneuerbare Energien weisen bei der Umwandlung in Endenergie zwar oft einen tiefen technischen Wirkungsgrad auf insbesondere, wenn Sonnenstrahlung in Form von Biomasse genutzt wird. Auf Grund des verbleibenden ökologischen Nutzens verpufft die technisch nicht genutzte Energie jedoch nicht nutzlos. Deshalb wird bei erneuerbaren Energien die geerntete Primärenergie beurteilt.

Bei den nicht-erneuerbaren Energieträgern, die keinen weiteren ökologischen Nutzen haben, soll möglichst die gesamte in der Ressource enthaltene Energie genutzt werden, weshalb hier der Ökofaktor auf den Primärenergiegehalt angewendet wird.

Bei erneuerbaren wie bei nicht-erneuerbaren Energieressourcen entspricht die bewertete Energie der geernteten Energiemenge: dem Energieinhalt der geernteten Biomasse, der Rotationsenergie bei Wind- und Wasserkraftwerken, der an den Inverter gelieferten elektrischen Energie bei Photovoltaikanlagen, der an den Wärmespeicher gelieferten Wärmeenergie vom Solarkollektor beziehungsweise der der Geosphäre entnommenen Energiemenge in Form von Rohöl, Rohsteinkohle, Braunkohle, Erdgas, Erdwärme und spaltbarem Uran. Damit steht ein konsistentes Konzept zur Beurteilung des Primärenergiebedarfs zur Verfügung.

Der Ökofaktor für den Energieverbrauch bewertet die Knappheit der Energieressource; die über Emissionen verursachten Umweltauswirkungen der Energienutzungen werden durch die entsprechenden Ökofaktoren für Luft-, Gewässer- und Bodenbelastungen berücksichtigt.

13.2.2 Charakterisierung

Ein Ziel der 2000-Watt-Gesellschaft (vgl. auch Teil 3, Kapitel 13.2.4) ist, nebst der Reduktion des Energieverbrauchs auch die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energieträger: Das Zwischenziel 2040 der 2000-Watt-Gesellschaft (siehe Kapitel 13.2.4) beziffert den Anteil erneuerbarer Energien auf 75 % (EnergieSchweiz für Gemeinden 2020). Als Referenz gilt die heute übliche Energieversorgung mit nicht-erneuerbaren Energieträgern (d. h. Charakterisierungsfaktor von 1 MJ Öl-eq/MJ nicht-erneuerbare Energie). Erneuerbare Energieträger sollen drei Mal mehr Energie bereitstellen als die nicht-erneuerbaren, woraus ein politisch begründeter Charakterisierungsfaktor von $\frac{1}{3}$ MJ Öl-eq/MJ resultiert (Tab. 85). Mit anderen Worten werden 3 MJ Energie aus erneuerbaren Quellen gleich bewertet wie 1 MJ aus nicht-erneuerbarer Quelle.

Tabelle 85

Charakterisierungsfaktoren für erneuerbare und nicht-erneuerbare Energieträger, basierend auf EnergieSchweiz für Gemeinden (2020)

	Charakterisierungsfaktor (MJ Öl-eq/MJ)
nicht-erneuerbare Energie	1
erneuerbare Energie	$\frac{1}{3}$

13.2.3 Normierung

Die Gesamtenergiestatistik (BFE 2020) weist die Energiebilanz der Schweiz nach Energieträgern aus. Sie umfasst die inländische Erzeugung sowie die Importe und Exporte. Durch die Verwendung von Energieträger-Zusammensetzungen und Brennwert-Umrechnungsfaktoren und Primärenergiefaktoren aus Stolz & Frischknecht (2017) wird dieser Endverbrauch an Energieträgern in den Primärenergieverbrauch der Schweiz umgerechnet. Als Normierung wird das 3-Jahresmittel 2017 – 2019 des totalen, charakterisierten Primärenergiebedarfs der Schweiz verwendet (siehe Tab. 86). Dies resultiert in einem Normierungsfluss von 1295 PJ Öl-eq/a, welcher sowohl für erneuerbare als auch für nicht-erneuerbare Energieresourcen verwendet wird.

13.2.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht dem charakterisierten Primärenergieverbrauch der Schweiz (3-Jahresmittel der Jahre 2016 – 2018) und beläuft sich auf insgesamt 1295 PJ Öl-eq/a (siehe Tab. 86), wovon 58 PJ Öl-eq/a aus erneuerbaren und 1237 PJ Öl-eq/a aus nicht-erneuerbaren Energiequellen stammen.

Zur Bestimmung des Gewichtungsfaktors und des kritischen Flusses wird das Ziel der 2000-Watt-Gesellschaft verwendet (Schweizerischer Bundesrat 2016). Die Operationalisierung dieser langfristigen Vision wird auf Basis des neuen Leitkonzepts der 2000-Watt-Gesellschaft vorgenommen (EnergieSchweiz für Gemeinden 2020).

Gemäss Leitkonzept soll der Primärenergiebedarf bis 2030 auf 3000 Watt und bis 2050 auf 2000 Watt Dauerleistung pro Person reduziert und diese Dauerleistung mit 50 % (2030), 75 % (2040) beziehungsweise 100 % (2050) erneuerbarer Primärenergie gedeckt werden.

Bezogen auf das Referenzjahr 2040, welches auch zur Bestimmung des Ökofaktors von CO₂ und der weiteren Treibhausgase verwendet wird, sind die Zielwerte 2500 Watt Dauerleistung pro Person (Mittelwert der Ziele 2030 und 2050) und 75 % Anteil erneuerbare Energien, also 1875 Watt Dauerleistung aus erneuerbaren Quellen und 625 Watt Dauerleistung aus nicht-erneuerbaren Quellen. Diese Dauerleistung wird in einen Jahresenergieverbrauch umgerechnet und mit den in Kap. 13.2.2 eingeführten Charakterisierungsfaktoren multipliziert. Für die prognostizierte schweizerische Gesamtbevölkerung von 10,044 Mio. im Jahr 2040 (BFS 2015) entspricht dies einem kritischen Fluss von 396 PJ Öl-eq/a.

13.2.5 Ökofaktoren für Primärenergie

Die Ökofaktoren für erneuerbare und für nicht-erneuerbare Primärenergie unterscheiden sich um einen Faktor 3, entsprechend den eingeführten Charakterisierungsfaktoren (siehe Kap. 13.2.2). Der Zeithorizont des verwendeten Zwischenziels entspricht demjenigen der Treibhausgase (siehe Kap. 9.2).

Tabelle 86

Verbrauch von Endenergie nach Energieträgern in der Schweiz in den Jahren 2017 bis 2019 gemäss Energiestatistik 2018 (BFE 2019) und 2019 (BFE 2020), dessen Umrechnung in den erneuerbaren und nicht erneuerbaren Primärenergieverbrauch (jeweils in TJ) und den charakterisierten Primärenergieverbrauch, total (in TJ Öl-eq)

	Energieverbrauch (unterer Heizwert) (TJ)	Zusammensetzung	Verhältnis Heizwert/ Brennwert	Energieverbrauch (Brennwert) (TJ)	Primärenergiefaktor, erneuerbar	Primärenergiefaktor, nicht-erneuerbar	Primärenergieverbrauch, erneuerbar (TJ)	Primärenergieverbrauch, nicht-erneuerbar (TJ)	Primärenergieverbrauch, total (TJ Öl-eq)
Total	840 350						174 295	1 236 571	1 294 670
Fossile Energieträger									
Heizöl extra-leicht	114 543		0,94	121 855	0,01	1,23	1100	149 811	150 178
Heizöl mittel und schwer	53		0,94	57	0,01	1,23	1	70	70
Petrolkoks	773		0,94	823	0,01	1,45	11	1196	1199
übrige Erdölbrennstoffe	3253		0,94	3461	0,01	1,23	31	4255	4265
Gas	115 453		0,90	128 281	0,00	1,06	573	136 387	136 578
Benzin	98 277		0,93	105 674	0,00	1,27	448	134 286	134 436
Diesel	115 540		0,94	122 915	0,00	1,21	386	148 368	148 497
Flugtreibstoffe	79 103		0,94	84 152	0,00	1,20	257	101 238	101 324
Propan/Butan	0		0,92	–	0,01	1,15	0	0	–
Kohle	4237								
Steinkohle		72,7 %	0,96	3208	0,01	1,20	27	3838	3847
Braunkohlebriketts		19,4 %	0,96	857	0,01	1,20	7	1025	1028
Steinkohlekoks		7,9 %	0,96	348	0,01	1,45	5	506	507
Biomasse									
Holz	39 407								
Stückholz		45,0 %	0,92	19 275	0,99	0,12	19 159	2244	8630
Holzschnitzel		50,0 %	0,90	21 893	1,05	0,06	23 010	1374	9044
Pellets		5,0 %	0,91	165	1,04	0,16	2247	341	1090
Biogas	8770		0,90	9744	0,03	0,30	313	2917	3022
Sonne/Wind/Geothermie									
Sonnenenergienutzung	2570			2570	1,61	0,22	4132	568	1945
Umweltwärmenutzung	17 003								
Wärmequelle: Luft		40 %		6801	0,82	0,91	5561	6174	8028
Wärmequelle: Sole oder Wasser		60 %		10 202	0,87	0,67	8872	6785	9742
Weitere Energieträger									
Industrieabfälle	11 070			11 070	0,01	0,05	103	558	593
Fernwärme CH Durchschnitt	20 257			20 257	0,33	0,55	6598	11 127	13 326
Elektrizität CH Verbrauchermix	207 993			207 993	0,49	2,52	101 455	523 503	557 322

Tabelle 87

Ökofaktor für nicht erneuerbare Energieressourcen, Zwischenziel 2040 gemäss Leitkonzept 2000-Watt-Gesellschaft (EnergieSchweiz für Gemeinden 2020), in UBP/MJ Öl-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Charakterisierung (MJ Öl-eq/MJ)	1			1
Normierung (PJ Öl-eq/a)	1295	A	Charakterisierte Energiemenge	1428
Aktueller Fluss (PJ Öl-eq/a)	1295	A	Primärenergieverbrauch nicht erneuerbar der Schweiz (3-Jahresmittel der Jahre 2016 – 2018)	
Kritischer Fluss (PJ Öl-eq/a)	396	b	Berechnet aus Interpolation Ziele 2050 und 2030 auf 2040 und Anteil erneuerbar 2040 gemäss Leitkonzept 2000-Watt-Gesellschaft 2020	
Gewichtung (–)	10,7			4,92
Ökofaktor (UBP/MJ Öl-eq)	8,3			3,4

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 88

Ökofaktor für erneuerbare Energieressourcen, Zwischenziel 2040 gemäss Leitkonzept 2000-Watt-Gesellschaft (EnergieSchweiz für Gemeinden 2020), in UBP/MJ Öl-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Charakterisierung (MJ Öl-eq/MJ)	0,33			0,33
Normierung (PJ Öl-eq/a)	1295	A	Charakterisierte Energiemenge	1428
Aktueller Fluss (PJ Öl-eq/a)	1295	A	Primärenergieverbrauch erneuerbar der Schweiz (3-Jahresmittel der Jahre 2016 – 2018)	
Kritischer Fluss (PJ Öl-eq/a)	396	b	Berechnet aus Interpolation Ziele 2050 und 2030 auf 2040 und Anteil erneuerbar 2040 gemäss Leitkonzept 2000-Watt-Gesellschaft 2020	
Gewichtung (–)	10,7			4,92
Ökofaktor (UBP/MJ Öl-eq)	2,8			1,1

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Der Ökofaktor 2021 für 1 MJ Öl-eq nicht erneuerbare Primärenergie ist als Folge der strengeren Zielvorgabe der 2000-Watt-Gesellschaft knapp 150 % höher als der Ökofaktor 2013.

Der Ökofaktor für 1 MJ Öl-eq erneuerbare Primärenergie liegt wie der Ökofaktor für 1 MJ Öl-eq nicht erneuerbare Primärenergie aus demselben Grund rund 150 % höher als der Ökofaktor 2013.

13.2.6 Anwendungsanweisung betreffend UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022

Die Ergebnisse der Anwendung der beiden Energie-Ökofaktoren auf die in den UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022 ausgewiesenen Energieressourcen ist in Tabelle 89 zusammengestellt.

Liegen einer Sachbilanz andere Annahmen in Bezug auf Energiegehalt und/oder Erntegrad von Primärenergieressourcen zu Grunde, müssen die Ökofaktoren nach dem gleichen Schema an die eigenen Bedürfnisse angepasst werden.

Tabelle 89

Ökofaktoren für den Verbrauch von Primärenergieressourcen. Berechnung mit den Ökofaktoren aus Tab. 87 und Tab. 88 und den Energiewerten gemäss Hischier et al. (2010)

	Energiegehalt	Ökofaktor Primärenergie 2021
Fossile Energie		
Rohöl (vor Aufbereitung)	45,8 MJ/kg	380 UBP/kg
Erdgas (vor Aufbereitung)	38,3 MJ/Nm ³	320 UBP/Nm ³
Grubengas	39,8 MJ/Nm ³	330 UBP/Nm ³
Steinkohle (in Mine)	19,1 MJ/kg	160 UBP/kg
Braunkohle (in Mine)	9,9 MJ/kg	80 UBP/kg
Kernenergie		
Uran (im Erz)	560 000 MJ/kg	4 600 000 UBP/kg
Biomasse		
Energie in Biomasse	1 MJ/MJ	2,8 UBP/MJ
Energie in Biomasse, Kahlschlag Primärwald	1 MJ/MJ	8,3 UBP/MJ
Laubholz, im Wald ^{a)}	19,6 MJ/kg	55 UBP/kg
Nadelholz, im Wald ^{a)}	20,4 MJ/kg	57 UBP/kg
Wasser		
Potentielle Energie des Wassers im Staubecken ^{b)}	0,95 MJ _e /MJ	2,6 UBP/MJ
Weitere erneuerbare Energien		
kinetische Energie in Wind ^{b)}	0,93 MJ _e /MJ	2,6 UBP/MJ
Solarenergie in Sonnenstrahlung ^{b)}	0,91 MJ _{e.u.t} /MJ	2,5 UBP/MJ
geothermische Energie ^{b)}	1,00 MJ _t /MJ	2,8 UBP/MJ

^{a)} Holz darf nur bewertet werden, wenn es nicht bereits als Energie in Biomasse berücksichtigt ist, da sonst eine Doppelzählung erfolgt.

^{b)} Der Erntegrad (geerntete Menge Primärenergie) beträgt gemäss KBOB Ökobilanzdaten DQRv2:2022

Wasser = 0,95; Wind = 0,93; Sonne = 0,91 (Durchschnitt aus Photovoltaik (0,935) und Sonnenkollektoren (0,885)); Geothermie = 1,00.
e u. t = elektrisch und thermisch

13.3 Landnutzung

13.3.1 Einführung

Die Fläche der Schweiz (41 285 km²) kann basierend auf den Informationen aus der BfS F, also BFS Arealstatistik und den dazu erstellten Auswertungen Bodennutzung und Bodenbedeckung 2004/2009 (Bundesamt für Statistik 2009a) in vier grobe Nutzungsarten aufgeteilt werden:

1. 7,5 % Siedlungsflächen (Gebäude, Verkehrsflächen, Erholungs- und Grünanlagen, Deponien, Baustellen)
2. 35,9 % Landwirtschaftsflächen (Wiesen, Ackerland, Obstgärten)
3. 31,3 % bestockte Flächen (Wald, Gebüschwald, Gehölze)
4. 25,3 % unproduktive Flächen (Fels, Eis, Seen, Flüsse, Gletscher)

Gemäss dem Raumplanungsgesetz (RPG 2012) soll Boden haushälterisch genutzt und der Zersiedlung entgegengewirkt werden. Trotzdem dehnte und dehnt sich die Siedlungsfläche weiter aus, vor allem auf Kosten von Landwirtschaftsflächen. Gemäss Arealstatistik Schweiz 2004/09 wächst die Siedlungsfläche um rund einen Quadratmeter pro Sekunde, zumeist auf Kosten von Landwirtschaftsland im Mittelland. In abgelegenen Gegenden wandelt sich ungenutztes Landwirtschaftsland wieder in bestockte Flächen um. Obwohl die unproduktiven Flächen dauernden Veränderungen ausgesetzt sind, bleibt ihre Gesamtfläche in etwa konstant (BFS 2011).

Die Siedlungsfläche der Schweiz (3079 km²) setzt sich gemäss der BFS Arealstatistik (Bundesamt für Statistik 2009b) wie folgt zusammen:

- 49 % Gebäudeareale
- 31 % Verkehrsflächen
- 8 % Industrie und Gewerbe
- 6 % besondere Siedlungsflächen (Ver- und Entsorgungsanlagen, Abbau- und Deponieflächen, Baustellen)
- 6 % Erholungs- und Grünanlagen

Die Siedlungsfläche wächst, weil die Flächenansprüche pro Person zunehmen und die in der Schweiz lebende Bevölkerung zunimmt. Der Bundesrat hat in der «Strategie Nachhaltige Schweiz 2002» das Ziel festgelegt, den zusätzlichen Bedarf möglichst durch eine Entwicklung nach innen, das heisst mit einer besseren Ausnützung der bestehenden Siedlungsfläche, zu decken (Schweizerischer Bundesrat 2012).

Die Landwirtschaftsflächen der Schweiz (14 816 km²) setzt sich gemäss BFS Arealstatistik (Bundesamt für Statistik 2009c) wie folgt zusammen:

- 69 % Wiesen und Alpwirtschaft
- 27 % Ackerland
- 3 % Obst-, Reb- und Gartenbau

Auch im Bereich der landwirtschaftlichen Flächen wächst der Druck auf genutzte Flächen mit der zunehmenden Intensivierung bei der Bewirtschaftung und der damit einhergehenden Monotonisierung und Ausräumung biotischer und abiotischer Strukturen. Die Strategie zum Erhalt der Biodiversität enthalten u. a. Massnahmen zur Aufwertung und Schaffung von Schutz- und Förderflächen.

13.3.2 Ökologische Wirkung

Boden ist eine knappe, nicht erneuerbare Ressource. Quantitativer Bodenverlust, Versiegelung, Verdichtung, Überdüngung, Schadstoffeinträge und Verlust an organischer Substanz sind die Hauptprobleme, die zur Verarmung der biologischen Vielfalt im und über dem Boden in der Schweiz führen. Natürlich gewachsene Böden bilden die Grundlage der Biodiversität (BAFU 2012a).

Die Biodiversität erbringt unverzichtbare Leistungen für Gesellschaft und Wirtschaft, sogenannte Ökosystemleistungen. Die Vielfalt dieser Leistungen ist immens: Unter anderem liefert Biodiversität Nahrung, beeinflusst das

Klima, erhält die Wasser- und Luftqualität, ist Bestandteil der Bodenbildung und bietet nicht zuletzt dem Menschen Raum für Erholung. Eine Verschlechterung des Zustands der Biodiversität führt zu einer Abnahme dieser Leistungen und somit zu einer Gefährdung einer nachhaltigen Entwicklung von Wirtschaft und Gesellschaft (BAFU 2012a).

13.3.3 Charakterisierung Biodiversität

Zur Charakterisierung des Einflusses der Landnutzung auf die Biodiversität werden Faktoren von Chaudhary und Brooks (Chaudhary & Brooks, 2018a) verwendet, welche abhängig von der Intensität der Landnutzung die Speziesverluste beschreiben. Dabei werden die verschiedenen Landnutzungstypen aufgrund ihrer Intensität beurteilt, die damit verursachten Speziesverluste in unterschiedlichen Ökoregionen beziffert und aufgrund der Verletzlichkeit des Ökosystems der betreffenden Region der Verlust gewichtet. Die Faktoren werden in mehreren Schritten ermittelt:

- Reduktion der Artenzahl im Vergleich zum natürlichen Zustand gemäss de Baan et al. (2012) Biodiversitätsmonitoring Schweiz und der Globio3 Datenbank (Alkemede et al. 2009)
- Vorhersage absoluter Speziesverluste auf der Basis der Beziehung zwischen Flächennutzung und Arten einer Region (species-area-relationship (SAR)).
- Gewichtung der Verluste aufgrund der Verletzlichkeit der betreffenden Ökoregion (endemischer Reichtum).

Auf diesem Weg leitet Chaudhary sogenannte Charakterisierungsfaktoren für den potentiellen Anteil an verschwindenden Arten (potential disappeared fraction PDF) für fünf verschiedene Landnutzungstypen mit jeweils drei Intensitätsstufen in 804 Ökoregionen und rund 200 Ländern her. Diese widerspiegeln die erwarteten absoluten Artenverluste durch die Landnutzung unter Berücksichtigung der Vulnerabilität der Ökosysteme und Gefährdung der Spezies.

Als Referenzzustand bezüglich Biodiversität wählt Chaudhary gemäss de Baan et al. (2012) natürliche Systeme wie Wälder. Somit ist für die Bestimmung des Rückgangs der Artenvielfalt die Differenz zwischen der Biodiversität einer bestimmten Landnutzung und der Biodiversität der Landnutzung «natürlicher Wald» massgebend. Als

Referenz-«Substanz» zur Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren wird die Landnutzung «Siedlungsgebiet Schweiz» gewählt. Die Nutzung von 1 m² Siedlungsgebiet während eines Jahres entspricht somit 1 m²a Siedlungsgebiet-Äquivalent.

Um einen für Ökobilanzen geeigneten Detaillierungsgrad zu erhalten, werden die bisher verwendeten Landnutzungskategorien aus der Version 2013 (Frischknecht & Büsser Knöpfel, 2013) übernommen, deren Auswahl auf Köllner & Scholz (2007a, b) basiert. Die Charakterisierungsfaktoren von Chaudhary und Brooks (Chaudhary & Brooks, 2018b) liegen jedoch nicht so detailliert vor. Fehlende Datenpunkte werden mit Hinweisen aus der Empfehlung «Umsetzung zur Gleichsetzung der Nutzungsintensität» mit ähnlichen Landnutzungstypen oder Interpolationen geschätzt. Details können dem Anhang A6 und dem Kapitel 13.3.10 entnommen werden.

Die Nutzung von *Wasserflächen* und *vegetationslosen Flächen* (z. B. Fels) kann nicht mit dem gleichen Ansatz charakterisiert werden. Für Ökobilanzen sind diese Typen mit wenigen Ausnahmen, wie z. B. Fließgewässer, bedeutungslos, weshalb die Vernachlässigung nicht stark ins Gewicht fallen sollte. Eine Beurteilung der Beeinträchtigung durch Wasserkraft wird geprüft.

Für eine *unbekannte Nutzung*, welche ab und zu in Sachbilanzen anzutreffen ist, wird dem Kontext entsprechend empfohlen, den mit der Flächennutzung des Landes oder Kontinentes ermittelten Faktor für Landwirtschaft oder Siedlungen zu verwenden.

Der pro Land ermittelte Faktor für *landwirtschaftliche Landnutzung* wird für intensive Nutzungsarten verwendet, da der Anteil biologisch bewirtschafteter Landwirtschaftsflächen aus globaler Sicht gering ist.

Tabelle 90

Schweiz spezifische Charakterisierungsfaktoren ausgewählter Landnutzungstypen (in m²a CH-Siedlungsflächen-Äquivalenten) beurteilt mit Landnutzungsklassen von Chaudhary & Brooks 2018

CORINE+	Landnutzung	Zuordnung Landnutzungs-kategorie Charakterisierung Chaudhary	CH Siedlungsflächen-Äquivalente m ² a (PDF 7.48E-14)
Siedlungsfläche			
111	Siedlung, zusammenhängend	Urban, intense use	1
112	Siedlung, unterbrochen	Urban, light use	0,9
121a	Industriereal, zusammenhängend > 80 % versiegelt	Urban, intense use	1
121b	Industriereal, unterbrochen < 80 % versiegelt	Urban, light use	0,9
Landwirtschaftliche Nutzflächen			
211b	Ackerland, unbewässert, konventionell	Cropland, intense use	0,83
221	Dauerkultur, Wein	Cropland, light use	0,81
231a	Wiesen und Weiden, intensiv	Pasture, intense use	0,84
231a	Wiesen und Weiden	Pasture, light use	0,76
Wald			
244	Agro-forstwirtschaftliche Flächen	Crop, minimal use	0,7
311a	Wald, Laubwald, Plantagen	Plantation, minimal use	0,98
311a	Wald, Laubwald, intensiv	Managed forests, clear-cut (patches)	0,86
311a	Wald, Laubwald	Managed forests, selective logging	0
311a	Wald, Laubwald, naturnah	Managed forest, reduced impact logging	0
312	Wald, Nadelwald	Managed forests, selective logging	0

Komplette Liste und Herleitung der Faktoren im Anhang A6

¹ Herleitung siehe Teil 3, Kap. 13.3.4

Die Charakterisierungsfaktoren einiger Flächenkategorien sind in Tabelle 93 für unterschiedliche Länder dargestellt, die komplette Liste der Länder und Kontinente befindet sich im Anhang A5. Gegenüber den bisher verwendeten Faktoren für 12 Biome können neue Faktoren für Länder und Kontinente sowie über 800 Ökoregionen mit Angaben zu Charakterisierungsfaktoren von Chaudhary und Brooks (Chaudhary & Brooks 2018) hergeleitet werden. Die Faktoren für die über 800 Ökoregionen werden in einem Excelfile zur Verfügung gestellt.

13.3.4 Charakterisierung Waldnutzung

Chaudhary & Brooks (2018) weisen PDF's für drei Nutzungsintensitäten der Landnutzungs-kategorie «genutzter Wald» sowie weitere drei Nutzungsintensitäten für «Plantagen» aus, wobei natürlicher Wald als Referenz verwendet wird. Entsprechend hat dieser einen PDF von Null, d. h. keine Beeinträchtigung. Der durchschnittliche Schweizer Wald muss hinsichtlich der Intensitätsstufen «genutzter Wald» beurteilt werden.

Die Ergebnisse des Landesforstinventars (Brändli 2010) zeigen, dass der Schweizer Wald ein relativ naturnahes Ökosystem ist. Anhand eines Biotopwertmodells werden im Landesforstinventar verschiedene Indikatoren kombiniert, um eine ganzheitliche, räumlich differenzierte relative Beurteilung des Zustandes und der Entwicklung des Schweizer Waldes aus ökologischer Sicht zu ermöglichen. Aus diesen Untersuchungen folgt, dass 53,9 % der Schweizer Waldfläche einen hohen Biotopwert aufweist. Deshalb werden 53,9 % der Waldfläche das PDF für einen «naturnahen Wald» (entspricht reduced impact logging mit PDF = 0) und den restlichen 46,1 % das PDF für einen «genutzten Wald» (entspricht selective logging mit PDF = 0) zugewiesen. Intensivere Formen der Bewirtschaftung von Waldflächen mit Clear-Cut sowie eine Bewirtschaftung mit kurzen Umtriebszeiten im Sinne einer Plantage treten bei der aktuellen Form der Schweizer Waldbewirtschaftung nicht auf. Verbleibende Anteile naturferner Flächen sind stark abnehmend und werden als Zeitzeugen vergangener Bewirtschaftungsformen für die Beurteilung der Situation in der Schweiz nicht berücksichtigt.

Der Wald übt verschiedene Funktionen aus. Einerseits ist unser Wald ein Holzlieferant und andererseits erfüllt er an

vielen Orten eine Schutzfunktion. Zudem werden Wälder auch für Freizeitaktivitäten genutzt. Diese Multifunktionalität sollte in den Inventaren berücksichtigt werden. In eco-invent Inventaren wird dies für den Schweizer Wald über die Sachbilanz mit einer ökonomischen Allokation für die Schutzfunktion und Erträgen der Holzproduktion gelöst. Bei anderen Inventaren muss geprüft werden, ob eine entsprechende Allokation erfolgt ist, bzw. ob eine solche notwendig ist. Für die Bewertung der Schweizer Waldnutzung ergeben sich keine Konsequenzen, da der durchschnittliche Schweizer Wald eine mehrheitlich naturnahe Bewirtschaftung aufweist und damit ein Wert von Null PDF bzw. Siedlungsflächen-Äquivalenten ausweist.

13.3.5 Normierung

Der Normierungsfluss entspricht dem aktuellen Fluss. Er wird berechnet, indem die heutigen Landnutzungsflächen mit den jeweiligen Charakterisierungsfaktoren in Siedlungsflächenäquivalenten (SF eq.) multipliziert und anschliessend aufsummiert werden. Dies ergibt einen Normierungsfluss von rund $1,5E+10$ m²a Siedlungsflächen-Äquivalenten.

13.3.6 Gewichtung

Der aktuelle Fluss wird gleich wie der Normierungsfluss berechnet und hat damit auch einen Wert von rund $1,5E+10$ m²a Siedlungsflächen-Äquivalenten.

Eine Beurteilung erfolgt auf der Basis der Planetary Boundaries gemäss Steffen et al. (2015) mit der Größenordnung des natürlichen Hintergrundsterbens als Zielgrösse. Daraus abgeleitet wird das Ziel, den Artenverlust im Bereich des natürlichen Hintergrundsterbens von $1 - 10$ E/MSY²⁹ zu stabilisieren. Als Zielgrösse wird der Mittelwert von $5,5$ E/MSY verwendet. Daraus wurde der weltweite Artenverlust pro Jahr errechnet. Aus diesem konnte über die Bevölkerung der Anteil der Schweiz bestimmt werden. Aus der Kenntnis des Artenverlustes pro Siedlungsfläche (Chaudhary & Brooks 2018) konnte daraus der kritische Fluss in von $4,9E+09$ m²a Siedlungsflächen-Äquivalenten bestimmt werden.

²⁹ E/MSY: extinction rate per million species year (Ausgestorbene Arten pro Million Arten)

13.3.7 Ökofaktor für die Landnutzung in der Schweiz

Tabelle 91

Ökofaktor für die Landnutzung der Siedlungsfläche in UBP/m²a

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (km ² *a SF-eq)	15 045	A	Siedlungs-, Landwirtschafts- und Waldflächen Schweiz mit Charakterisierungsfaktoren gemäss Chaudhary	2437
Aktueller Fluss (km ² *a SF-eq)	15 045	A	Siedlungs-, Landwirtschafts- und Waldflächen Schweiz mit Charakterisierungsfaktoren gemäss Chaudhary	3027
kritischer Fluss (km ² *a SF-eq)	4900	a	Planetary boundaries basierter Ansatz kritischer Fluss natürliches Hintergrundsterben Schweiz Charakterisierungsfaktor Siedlungen von Chaudhary	3535
Gewichtungsfaktor (-)	9,43			0,73
Ökofaktor (UBP/m ² *a SF-eq)	630		Ökofaktor für Siedlungsgebiet	300

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6;
SF-eq = Siedlungsflächen-Äquivalent

13.3.8 Landnutzung in Abhängigkeit der Ökoregionen und Länder

Menschliche Aktivitäten der Landnutzung unterscheiden sich in der Intensität der Nutzung. Mit der steigenden Intensität steigt der Verlust an Biodiversität. Die bisher auf die schweizerische Situation fokussierte Bewertung der Landnutzung wurde so ergänzt, dass auch vorgängig beschriebene Landnutzungen in unterschiedlichen Ländern und Ökoregionen bewertet werden können. Die Unterteilung nach Ländern und Ökoregionen ersetzt die bisher verwendeten Biome. Die Umweltauswirkungen der unterschiedlichen Landnutzungsarten werden auf der Basis der Arbeit von Chaudhary und Brooks (2018) über Unterschiede in der beobachteten Biodiversität und Vulnerabilität abgebildet.

Als Referenzsysteme werden von Chaudhary der natürliche Zustand in über 804 Ökoregionen definiert. Die Unterteilung orientiert sich unter anderem an Grundlagen wie in de Baan et al. (2012). Unterschiede ergeben sich in der Beurteilung Speziesverluste Ökoregionen aufgrund unterschiedlicher natürlicher Spezieszahl und deren Vulnerabilität. Das nachfolgende Bild zeigt dies beispielhaft mit dem vorausgesagten Ausmass am Aussterben von Wirbeltieren (siehe Abbildung 10).

Eine Extrapolation der länderspezifischen und kontinentalen Charakterisierungsfaktoren erfolgt über die darin enthaltenen Ökoregionen.

Tabelle 92

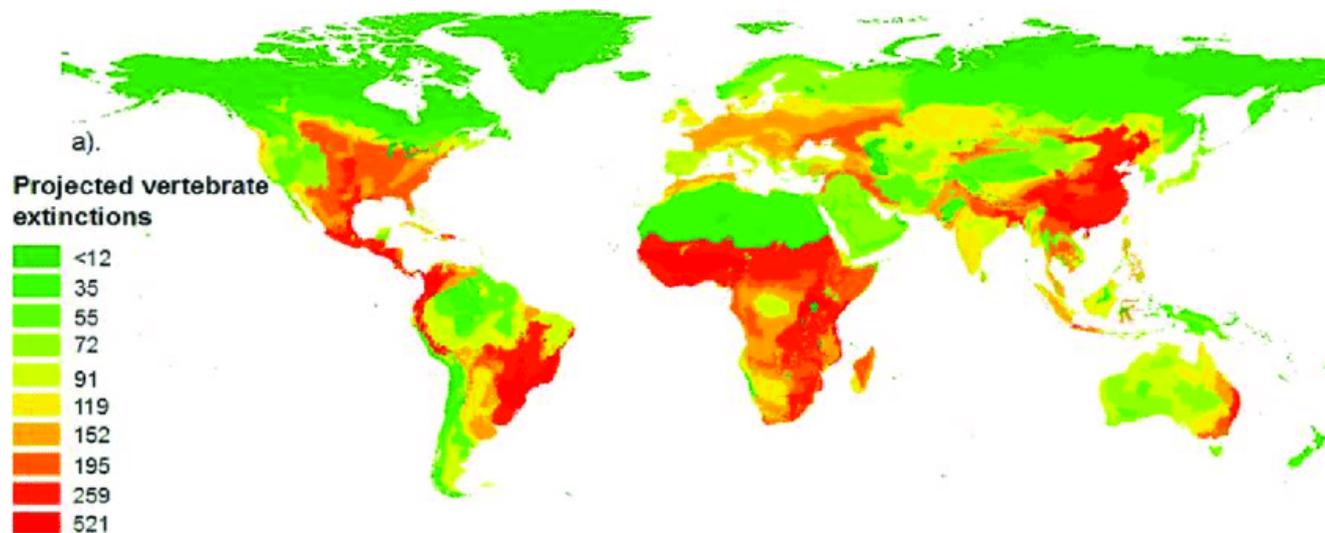
Charakterisierungsfaktoren der Speziesverluste von Flächen, als Verhältnis im Vergleich zur Schweiz abhängig von Speziesdichten und Vulnerabilität

Auswahl Länder	Verhältnis im Vergleich zu Charakterisierungsfaktoren CH-Siedlungsflächen
Brasilien	3,34
Indien	3,69
Schweiz	1
Frankreich	0,74
Schweden	0,16

Die Ökofaktoren einiger Flächenkategorien für unterschiedliche Länder sind in Tabelle 93 dargestellt, die komplette Liste befindet sich im Anhang A6. Es zeigt sich, dass eine Landnutzung in Ländern mit tropischen Regionen mit hoher Spezieszahl und Vulnerabilität einen höheren Ökofaktor aufweisen. Zum Beispiel zeigt Indien für Siedlungsflächen einen 3,7 höheren Ökofaktor als dieje-

Abbildung 10

Vorausgesagtes Aussterben von Wirbeltieren bei der heutigen Landnutzung nach Chaudhary und Brooks (2018)



nige in der Schweiz. Zu beachten ist, dass dieser Faktor nicht nur von den Ländern, sondern auch von der Landnutzung abhängt.

Die neuen Ökofaktoren 2021 für die Landnutzung in der Schweiz können mit den bisherigen Ökofaktoren für Biom 5 verglichen werden. Es zeigt sich, dass die neuen Ökofaktoren der Schweiz, abgesehen von der Waldnutzung, um einen Faktor 1,5 bis 3 höher sind. Die neuen Ökofaktoren für Waldnutzung sind deutlich tiefer als in der Edition 2013, höhere Werte ergeben sich für eine intensive Form der Waldnutzung und Plantagen.

13.3.9 Anwendungsanweisung: Bewertung spezieller Landnutzungsarten

Bei Landnutzungen, die mit der erweiterten CORINE-Nomenklatur nicht abgedeckt werden, sind zwei Lösungsansätze möglich (vgl. auch Tab. 94 und Teil 3, Kap. 16.1):

1. **Erhöhung der Detaillierung:** Eine Landnutzung kann anteilmässig in definierte Stufen der Nutzungsintensität eingeteilt und die betroffene Ökoregion berücksichtigt werden. Dadurch lässt sich das Bewertungsproblem bezüglich der Intensität auf die einfacher lösbare Sachbilanzebene übertragen (z. B. für die Bewertung von Holz aus spezifischen Gebieten über die anteilmässige Bilanzierung von intensiv genutztem Flächen

und naturnah bewirtschaftetem Flächen Wald in der Sachbilanz).

2. **Analogieschluss:** Eine Landnutzung ist einer bereits bestehenden Nutzungsart ähnlich (z. B. Anwendung des Ökofaktors für städtische Grünflächen für begrünte Hausdächer).

13.3.10 Implementierung im ecoinvent Datenbestand v3 beziehungsweise UVEK

Charakterisierungsfaktoren von Chaudhary liegen für die folgenden Landnutzungstypen vor. Sie decken diese mit jeweils drei Intensitätsstufen der Nutzung ab:

- Bewirtschaftete Wälder (managed forests: minimal, light and intense use)
- Plantagen (Plantation: minimal, light and intense use)
- Ackerland (Cropland: minimal, light and intense use)
- Wiesen und Weiden (Pasture and meadow: minimal, light and intense use)
- Siedlungen (Urban: minimal, light and intense use)

Die Elementarflüsse in ecoinvent werden gemäss der Zusammenstellung im Anhang A6 diesen Landnutzungen und Intensität der Bewirtschaftung zugeordnet. Die Landnutzung für Nutzwald «occupation, forest» im ecoinvent Datenbestand v3 beziehungsweise UVEK wird dem Landnutzungstyp «managed forest, light use» zugeordnet.

Tabelle 93

Ökofaktoren ausgewählter Landnutzungstypen in UBP/m²a für verschiedene Länder (Beispiele für Rohstoffimporte wie zum Beispiel Soja, Holz, Getreide und Baumwolle im Fokus)

CORINE+	Landnutzung (Zuordnung Intensität Landnutzungsklassen Chaudhary)	Brasilien (UBP/m ² a)	Frankreich (UBP/m ² a)	Schweiz (UBP/m ² a)	Indien (UBP/m ² a)	Schweden (UBP/m ² a)	Edition 2013 Schweiz
Siedlungsfläche							
111	Siedlung, zusammenhängend (urban, intense use)	2090	460	630	2310	100	300
112	Siedlung, unterbrochen (urban, light use)	2040	410	560	2140	100	180
121a	Industrieareal, zusammenhängend >80% versiegelt (urban, intense use)	2090	460	630	2310	100	300
121b	Industrieareal, unterbrochen <80% versiegelt (urban, intense use)	2040	410	560	2140	100	180
Landwirtschaftliche Nutzflächen							
211b	Ackerland, unbewässert, konventionell (crop, intense use)	2040	390	520	1940	80	420
221	Dauerkultur, Wein (crop, light use)	2040	380	510	1910	80	290
231a	Wiesen und Weiden (pasture, light use)	2030	380	480	2100	90	230
Wald							
244	Agro-forstwirtschaftliche Flächen (crop, minimal use)	1990	330	(440)	1690	70	140
311a	Wald, Laubwald, Plantagen (Plantation, minimal use)	1960	440	(610)	2170	100	120
311a	Wald, Laubwald (managed forests, selective logging)	1780	0	0	1890	0	30
312	Wald, Nadelwald (managed forests, selective logging)	1780	0	0	1890	0	30

Komplette Liste sowie Details zur Zuordnung Landnutzungsklassen im Anhang A6
Werte in Klammern bezeichnen Landnutzungen, welche in diesem Land nicht vorkommen.

Tabelle 94

Empfehlung für die Charakterisierung von «FSC-Wald» und «begrüntes Dach»

Landnutzungsart	Empfehlung für Zuordnung	Bemerkungen
Wald, FSC-Bewirtschaftung	a) je nach Art des Waldes und der Bewirtschaftung: 1) 311: Wald, Laubwald 2) 312: Wald, Nadelwald 3) 313: Wald, Mischwald bei Plantagen ist die Unterkategorie 311a, 312a oder 313c zu verwenden b) und gemäss den Gegebenheiten anteilmässig naturbelassener Wald 1) 311b: Wald, Laubwald, naturnah 2) 312b: Wald, Nadelwald, naturnah 3) 313: Wald, Mischwald	Die schweizerischen FSC-Regeln schreiben eine ökologische Bewirtschaftungsweise und min. 5 % Naturwaldreservat vor (BUWAL 1999a). Die Vorschriften werden national festgelegt und können daher in anderen Ländern davon abweichen. Die Bilanzierung von FSC-Wald sollte in der Sachbilanz gelöst werden.
begrüntes Dach	1) 113: Siedlungsgebiet, Brache 2) 141: Grünflächen, städtische	bei ökologisch wertvoller Begrünung, z. B. Magerwiese auf grossem Flachdach bei einfacher Dachbegrünung Hinweis: Flächen werden nur einmal gezählt, entweder als normales Siedlungsgebiet oder als begrüntes Dach

Dies entspricht den bewirtschafteten Wäldern mit selective logging gemäss der Kategorisierung von Chaudary (vergleiche Tab. 93 sowie weitere Zusammenstellungen in Anhang A6) und widerspiegelt die schweizerische Waldnutzung. In anderen Ländern kann die Intensität anders sein. Entsprechend muss für Holz aus anderen Ländern mit intensiveren Bewirtschaftungsformen die Sachbilanz ggf. angepasst werden.

Für die Elementarflüsse betreffend Ackerbauflächen wird empfohlen, die Kategorie «Nutzung, Ackerland» oder «Nutzung, Ackerland, unbewässert» des jeweiligen Landes zu verwenden, ausser bei biologisch und extensiv bewirtschafteten Flächen und bei Brachen. Tabelle 95 zeigt die Zuordnung der Landnutzungskategorien zu den Elementarflüssen im ecoinvent Datenbestand 3 beziehungsweise UVEK.

Tabelle 95
Empfohlene und verwendete Zuordnung von Landnutzungsklassen und Elementarflüssen für Wald und landwirtschaftliche Flächen im ecoinvent Datenbestand v3 beziehungsweise UVEK

Elementarfluss ecoinvent Datenbestand v3	Zuordnung Landnutzungsklasse Chaudhary
Wald/Plantagen	
Nutzung, Wald, Laubwald	managed forests, light use (selective logging)
Nutzung, Wald, intensiv	managed forest, intense use (clear-cut patches)
Nutzung, Wald, Laubwald, Plantagen	plantation, minimal use
Nutzung, Wald, Laubwald, naturnah	managed forests, reduced impact logging
Landwirtschaftliche Flächen	
Nutzung, Ackerbau, bewässert	crop land, intense use
Nutzung, Ackerbau, unbewässert	crop land, intense use
Nutzung, Ackerbau, unbewässert, monotonintensiv	crop land, intense use
Nutzung, Dauerkultur	crop land, intense use
Nutzung, Ackerbau, Bio	crop land, light use
Nutzung, Dauerkultur, extensiv	crop land, minimal use
Nutzung, Ackerland, extensiv	crop land, minimal use
Nutzung, Ackerbau, unbewässert, Brache	crop land, minimal use

13.4 Mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)

13.4.1 Einleitung

Das Bewerten von mineralischen Primärressourcen ist umstritten. Ökonomen argumentieren, dass eine Verknappung der Ressourcen sich automatisch in deren Preisen widerspiegeln werde und deshalb die Ressourcen per se keine externen Effekte verursachen. Sie seien deshalb auch in Ökobilanz-Bewertungsmethoden nicht separat zu bewerten. Dagegen wird argumentiert, dass die heutigen Ressourcenpreise lediglich durch die Nachfrage der heute lebenden Generationen beeinflusst sind; die zukünftigen Generationen sind bei der Preisbildung ausgeschlossen. In diesem Sinne sei die intertemporale Verteilungsgerechtigkeit in Bezug auf mineralische und metallische Ressourcen heute nicht erfüllt, weshalb diese Ressourcen in die Bewertung aufgenommen werden müssten.

In der Cleantech Strategie des Bundesrates (Schweizerischer Bundesrat 2011, S. 10) wird die Vision formuliert, dass die Schweiz ihren Ressourcenverbrauch auf ein naturverträgliches Mass reduzieren soll (Fussabdruck «eins»). In der Strategie Nachhaltige Entwicklung des Bundesrates (Schweizerischer Bundesrat 2012, S. 20) wird innerhalb der neuen Massnahme 4 – 2 (Informations- und Kommunikationstechnologien und Nachhaltige Entwicklung) ein Ausbau von Recyclingaktivitäten im Bereich Informations- und Kommunikationstechnologien auf ein Schliessen der Materialkreisläufe hin postuliert. Innerhalb der bestehenden Massnahme 4b (Integrierte Produktpolitik) fördert der Bund Massnahmen zur Schliessung der Materialkreisläufe. Es geht also darum, Materialressourcen durch Schliessen von Materialkreisläufen zu schonen. In aktuellen Dokumenten des Bundes zur Kreislaufwirtschaft wie beispielsweise der Postulatsantwort zur Förderung der Kreislaufwirtschaft (Schweizerischer Bundesrat 2020) oder zu Massnahmen des Bundes für eine ressourcenschonende, zukunftsfähige Schweiz (BAFU 2020b) sind keine quantitativen Ziele enthalten oder ableitbar.

Deshalb werden stoffliche Ressourcen auch in der Edition 2021 auf dem Hintergrund der beiden vorgenannten Strategien aus den Jahren 2011 und 2012 in die Bewertung einbezogen. Von den verschiedenen, in wissenschaftlichen Publikationen präsentierten und verglichenen

Tabelle 96

Charakterisierungsfaktoren für ausgewählte metallische und mineralische Ressourcen gemäss ihrer Knappheit, Referenzsubstanz ist Antimon (Sb). Komplette Liste im Anhang A7.

Substanz	Spezifikation	Charakterisierungsfaktor (kg Sb-eq/kg)
Antimon		1,00
Chrom	25,5 % in Chromite, 11,6 % in Roherz	0,00079
Gips		
Indium	0,005 % in Sulfid, In 0,003 %, Pb, Zn, Ag, Cd, in Erz	0,11
Blei	5,0 % in sulfide, Pb 3,0 %, Zn, Ag, Cd, In, in ground	0,019
Zinn	79 % in Cassiterit, 0,1 % in Roherz	0,082
Gold	Au 2,1 E-4 %, Ag 2,1 E-4 %, in Erz	1370
Zink	9,0 % in Sulfid, Zn 5,3 %, Pb, Ag, Cd, In, in Erz	0,0028
Silber	3,2 ppm in Sulfid, Ag 1,2 ppm, Cu und Te, in Roherz	8,6
Cadmium	0,30 % in Sulfide, Cd 0,18 %, Pb, Zn, Ag, In, in Erz	3,6

Ansätzen wird für die Charakterisierung ein Reichweiten-Ansatz (jährlicher Abbau zu Reserven) verwendet. Dieser Ansatz quantifiziert die Knappheit einer bestimmten Ressource und ist damit dem Grundprinzip der Methode der ökologischen Knappheit sehr ähnlich.

13.4.2 Charakterisierung

Die Umweltwirkung der verbrauchenden Nutzung von Metallen und Mineralien wird gemäss dem Verhältnis des kumulierten weltweiten Abbauvolumens zwischen 1970 und 2015 zu den ultimativ verfügbaren Reserven (Gehalt in der Erdkruste) im Quadrat charakterisiert (Guinée et al. 2001a). Die verwendeten Werte stammen aus van Oers et al. (2019). Der hier verwendete Ansatz wurde von den Expertinnen und Experten im Rahmen eines Projekts der Life Cycle Initiative von UN Environment zur Harmonisierung von Umweltindikatoren empfohlen (Frischknecht & Jolliet 2019). Angewendet auf Sachbilanzen beantwortet der Indikator die Frage nach dem Beitrag, den ein Produkt und seine Lieferketten zur Erschöpfung mineralischer Primärressourcen beisteuert (Berger 2020).

Als Referenzsubstanz dient Antimon (Sb). In Tabelle 96 ist eine Auswahl der Charakterisierungsfaktoren aufgelistet. Die komplette Liste aller bewerteten Metalle und Mineralien ist im Anhang A7 zu finden.

13.4.3 Normierung

Der Normierungsfluss wird basierend auf der Weltproduktion an Mineralien und Metallen und mit dem Verhältnis der Bevölkerung in der Schweiz zur Weltbevölkerung ermittelt. Weltweit wurden im Jahr 2018 insgesamt 6 010 000 Tonnen Sb-eq produziert. Gemäss der UN Bevölkerungsabteilung betrug die Weltbevölkerung im Jahr 2018 7 631,09 Millionen.³⁰ In der Schweiz lebten im Jahr 2018 8 544 500 Personen. Daraus ergibt sich ein Normierungsfluss von insgesamt 6733 Tonnen Sb-eq pro Jahr.

13.4.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht dem Normierungsfluss.

Der kritische Fluss wird in einer ersten, am Minimalziel orientierten Festlegung mit dem aktuellen Fluss gleichgesetzt. Als qualitatives Ziel hat der Bundesrat eine Reduktion des Ressourcenverbrauchs, eine Steigerung der Ressourcennutzungseffizienz und das verstärkte Schliessen von Stoffkreisläufen beschlossen (Schweizerischer Bundesrat 2012, S. 20). Noch nicht verbindlich festgelegt sind jedoch quantitative Ziele, ein Zeitplan für die Zielerreichung sowie das Messsystem zur Überprüfung der Zielerreichung. In dieser Situation wird als verbindliches Minimalziel für die Festlegung des kritischen Flusses «keine weitere Verschlechterung» festgelegt, also

³⁰ http://esa.un.org/unpd/wpp/unpp/panel_population.htm
(Zugriff am 09.01.2020)

Tabelle 97

Ökofaktor für metallische und mineralische Ressourcen, Leitsubstanz ist Antimon; in UBP/g Sb-eq

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (t Sb-eq/a)	6733	A	Produktion Welt, Anteil Schweiz	904
Aktueller Fluss (t Sb-eq/a)	6733	A	Produktion Welt, Anteil Schweiz	904
kritischer Fluss (t Sb-eq/a)	6733	c		904
Gewichtungsfaktor (-)	1,00			1,00
Ökofaktor (UBP/g Sb-eq)	150		Charakterisierungsfaktor = 1	1100

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 98

Ökofaktoren für ausgewählte metallische und mineralische Ressourcen

Substanz	Spezifikation	Charakterisierung (kg/kg Sb-eq)	Ökofaktor (UBP/kg)
Metalle			
Kupfer	1,18 % in Sulfid, Cu 0,39 % und Mo 8,2 E-3 % in Roherz	0,021	3200
Chrom	25,5 % in Chromit, 11,6 % in Roherz	0,00079	120
Blei	5,0 % in Sulfid, Pb 3,0 %, Zn, Ag, Cd, In	0,019	2 800
Tantal	81,9 % in Tantalite, 1,6 E-4 % in Roherz	0,0013	190
Silber	3,2 ppm in Sulfid, Ag 1,2 ppm, Cu und Te, in Roherz	8,6	1 300 000
Gold	4,9 E-5 % in Erz	1371	200 000 000
Mineralien			
Gips			
Phosphor	18 % in Apatit, 4 % in Roherz	0,000071	11,0
Schwefel		0,00016	23,0

Komplette Liste im Anhang A7

das Beibehalten des Status quo.³¹ Der kritische Fluss entspricht somit dem aktuellen Fluss.

13.4.5 Ökofaktor für Mineralien und Ressourcen, Leitsubstanz Antimon

Der Ökofaktor für die Ressourcennutzung der Leitsubstanz Antimon (siehe Tab. 97) liegt 86 % tiefer als der Ökofaktor 2013. Grund dafür ist ein Methodenwechsel (von ökonomisch abbauwürdigen Ressourcen zu ultimativen Reserven) gegenüber der Edition 2013.

13.4.6 Ökofaktoren weiterer Metalle und Mineralien

Die Ökofaktoren weiterer Metalle und Mineralien werden über die Charakterisierung mittels Knappheits-

ansatz bestimmt (vgl. Tab. 96 und die ausführliche Liste in Anhang A7).

13.4.7 Anwendungsweisung für Ökobilanz-Datenbanken und -fallstudien

Das Ziel der bundesrätlichen Strategie ist ein Schliessen der Materialkreisläufe (siehe Abschnitt 13.4.1). Daraus lässt sich ableiten, dass bei der stofflichen Nutzung von Ressourcen nicht die Ressourcenentnahme entscheidend ist, sondern die Tatsache, wieviel der entnommenen und verarbeiteten Ressource dissipativ verloren geht und damit für eine künftige Nutzung nicht mehr zur Verfügung steht. Der restliche Anteil, welcher stofflich wiederverwertet beziehungsweise wiederverwendet werden kann, wird lediglich «ausgeliehen» und steht damit zukünftigen Nutzern wieder zur Verfügung. Das Deponieren minerali-

³¹ Schriftliche Mitteilung, Norbert Egli, BAFU, 12.9.2013

scher Primärressourcen wird hier als dissipative Nutzung qualifiziert. Für eine vertiefte Diskussion dieses Themas verweisen wir auf den Aufsatz von Beylot et al. (2020).

So wie die jetzigen Ökofaktoren dargestellt und die Entnahme mineralischer Primärressourcen in Sachbilanzen modelliert sind, wird die Ressourcenentnahme und nicht die dissipative Nutzung bewertet.

Der Ökofaktor von mineralischen und metallischen Ressourcen soll auf der Differenz zwischen Ressourcenentnahme und stofflich rezyklierter Ressource angewendet werden. Alternativ kann er auch auf den Anteil der dissipativ genutzten mineralischen beziehungsweise metallischen Ressource angewendet werden (was theoretisch im Ergebnis auf dasselbe herauskommt). Diese Vorgehensweise soll auch auf den separat abgeleiteten Ökofaktor für Kies angewendet werden.

Eine ähnliche Bewertung soll auch bei den stofflich genutzten organischen Ressourcen (Holz, nachwachsende Rohstoffe) angewendet werden. Die Ressourcenentnahme (Holz und andere nachwachsende Rohstoffe) werden weiterhin mit dem Primärenergie-Ökofaktor bewertet werden. Neu soll derjenige Anteil des Rohstoffs, der stofflich rezykliert wird, mit einem negativen Primärenergiefaktor bewertet. Damit wird auch hier die «ausleihende» Nutzung stofflicher Ressourcen nicht bewertet, sondern lediglich die «verbrauchende». Bei Produkten aus organischen Materialien (beispielsweise Holz) gilt die thermische Behandlung am Ende der Lebensdauer als verbrauchende Nutzung.

Bei Ökobilanz-Fallstudien, in welchen die Nutzung der Primärressourcen von Bedeutung ist, soll sichergestellt werden, dass nur die dissipative Nutzung bewertet wird.

13.5 Kiesabbau

13.5.1 Einleitung

Kies (und Sand) ist eine Ressource *sui generis*: Einerseits ein Baumaterial und andererseits ein für den Schutz und die Bildung von Grundwasser wichtiges Material. Nicht alle physisch vorhandenen Kiesvorkommen sind abbaubar, die zulässige Landnutzung setzt Grenzen.

Kies und Sand werden hauptsächlich in der Bauwirtschaft verwendet, insbesondere als Betonzuschlagsstoff und in Strassen- und Eisenbahntrassees. Sand findet sich zudem auch in Mobiltelefonen, Kosmetik und Chips. Kieslagerstätten können von sehr unterschiedlicher Qualität sein. Hochwertige Alluvialkiese sind insbesondere im Talgrund zu finden, währenddem Moränenhügel oft eine uneinheitliche Zusammensetzung aufweisen und daher der Kiesabbau aufwändiger ist (Jäckli & Schindler 1986; Kündig et al. 1997). Sand wird nicht nur entnommen, um zu bauen, sondern auch um (neue) Strände aufzuschütten. Sand ist nach Wasser der massenmässig am meisten nachgefragte Rohstoff überhaupt. Folgen von unlimitiertem Sandabbau sind Verluste von Flussbetten und Lebensräumen für Tiere (Chaton 2013).

Kiesvorkommen erneuern sich nur sehr langsam. Der in Flüssen jährlich neu gebildete Kies entspricht nur etwa 1 % des hiesigen Kiesverbrauchs. Die geologischen Kiesvorkommen werden zudem durch konkurrierende Nutzungsansprüche wie Siedlungsbau, Grundwasserschutz sowie teilweise auch Waldschutz und Erhalt der Artenvielfalt vermindert, d. h. die abbaubare Kiesmenge ist deutlich geringer als das Vorkommen (Jäckli & Schindler 1986). Im Kanton Zug beispielsweise wird davon ausgegangen, dass die nutzbaren Kiesreserven bei gleichbleibender Abbauintensität noch für 18 Jahre reichen (Raumplanungsamt Kt. Zug 2005). In die behördlich festgelegten «abbaubaren Kiesmengen» fliessen die oben genannten Schutzgüter ein. Deshalb kann die ökologische Knappheit dieser Form der Landnutzung über die Kiesmenge bestimmt werden.

Gemäss Chaton (2013) wird zurzeit so viel Sand entnommen, wie alle Flüsse der Welt in einem Jahr produzieren.

13.5.2 Normierung

Der Normierungsfluss ist identisch zum aktuellen Fluss, da sich jener auf die Gesamtschweiz bezieht. Es wird keine Charakterisierung vorgenommen.

13.5.3 Gewichtung

Der Kiesausstoss der schweizerischen Kieswerke ist abhängig von der Baukonjunktur und pendelte in den letzten 20 Jahren zwischen 30 und 40 Mio. Tonnen. mit einem Maximum um 1990. Im Jahr 2017 wurden 36,1 Mio t Sand

Tabelle 99

Ökofaktor für den Abbau von Kies in UBP/g Kies

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (Mio. t Kies/a)	36,0	A		34,0
Aktueller Fluss (Mio. t Kies/a)	36,0	A	(BFS 2017)	34,0
Kritischer Fluss (Mio. t Kies/a)	36,0	c		34,0
Gewichtung (-)	1,00			1,00
Ökofaktor (UBP/g Kies)	0,028			0,030

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

und Kies abgebaut (BFS 2017), was als aktueller Fluss verwendet wird.

Die Bewilligung von Kiesabbau ist eine kantonale raumplanerische Aufgabe. Daher existieren, wenn überhaupt, nur kantonale Abbauvorgaben. Seit längerem ist erkannt, dass die Kiesreserven in absehbarer Zukunft zur Neige gehen dürften (siehe z. B. Kündig et al. 1997; Raumplanungsamt Kt. Zug 2005). Die Reichweite der für den Abbau ausgeschiedenen Kiesreserven beträgt gesamtschweizerisch seit längerer Zeit immer ca. 15 bis 20 Jahre. Obwohl die Ressource grundsätzlich endlich ist, wird die momentane Abbausituation folglich toleriert. Deshalb wird der kritische Fluss gleich dem aktuellen Fluss angesetzt.

13.5.4 Ökofaktor für Kiesabbau

Der Ökofaktor für Kies hat leicht abgenommen. Er widerspiegelt die momentan tolerierte Abbaumenge.

13.5.5 Anwendungsanweisung

Der Ökofaktor für Kies soll angewendet werden für Kies und Sand aus alluvialen Kiesgruben. Kies und Sand, welches durch Brechen aus dem Felsen (Steinbrüche, Tunnelbau) oder durch Entnahme von Geschiebe aus Flüssen und Seen gewonnen wird, soll mit diesem Ökofaktor nicht bewertet werden.

Bezüglich der Bewertung von Kies und Sand, welche durch Recycling einer weiteren Nutzung zugeführt werden, siehe Abschnitt 13.4.7.

13.6 Süsswasserverbrauch

13.6.1 Einleitung

Süsswasser ist in manchen Regionen der Erde knapp, in anderen hingegen im Überfluss vorhanden. Die Schweiz ist in der komfortablen Lage, mehr als genug sauberes Wasser zur Verfügung zu haben. Dies kann sich in Zukunft auf Grund der Klimaveränderungen jedoch ändern. Trotzdem verlangt der Bundesrat (Schweizerischer Bundesrat 2002, S. 9), dass «[...] die natürlichen Ressourcen mit Rücksicht auf die zukünftigen Generationen genutzt werden» und konkretisiert dies unter anderem mit «[...] den Verbrauch erneuerbarer Ressourcen (z. B. nachwachsende Rohstoffe, Wasser) unter dem Regenerationsniveau bzw. dem natürlichen Anfall zu halten». Im selben Dokument wird, die OECD zitierend, auch auf die weltweite Süsswasser-Problematik verwiesen. In der aktuellen Strategie Nachhaltige Entwicklung des Bundesrates (Schweizerischer Bundesrat 2016) zielt eine der Massnahmen auf eine Stärkung des internationalen Umweltregimes ab, auch mit einem besonderen Fokus auf den Bereich «Wasser». Vor diesem Hintergrund wurde erstmals 2006 in der MöK eine Bewertung der Wasserknappheit aufgenommen. Diese basierte auf der Knappheit des Süsswasserangebotes ausgedrückt durch das Verhältnis von Bruttoentnahme zum erneuerbaren Wasserangebot (Niederschlag plus Zuflüsse aus Nachbarstaaten minus natürliche Verdunstung).

In der Zwischenzeit wurde in Bezug auf die Bewertung von Wasserknappheit viel Forschung betrieben und neue Ansätze wurden entwickelt. Im Besonderen ist dabei die WULCA-Arbeitsgruppe zu nennen, welche im August

2007 unter der Schirmherrschaft der UNEP³²/SETAC³³ Life Cycle Initiative gegründet wurde. Sie arbeitet als internationale Arbeitsgruppe, die sich mit der Bewertung der Wassernutzung und der Erstellung von Wasser-Fussabdrücken aus der Perspektive des Lebenszyklus befasst. Siehe dazu auch «www.wulca-waterlca.org». Im Rahmen dieser Arbeitsgruppe wurden verschiedene Ansätze weiterentwickelt und evaluiert. Daraus resultierte die Empfehlung, für die Bewertung der Wasserknappheit die Methode AWARE (Available WAter REMaining pro Fläche) zu verwenden, siehe dazu Kapitel 5 in (Frischknecht & Jolliet 2016). Neu wurde diese Methode für die Charakterisierung der Wasserknappheit verwendet und damit für Süsswasser die folgenden Arten von Ökofaktoren hergeleitet:

1. Länderspezifisch (für die Schweiz und für alle übrigen Staaten der Welt)
2. für die OECD & BRIC³⁴-Staaten (verbrauchsgewichteter Durchschnitt) als Näherung, wenn in einer Sachbilanz die Wasserverbräuche nicht differenziert ausgewiesen sind
3. für die Kontinente Afrika, Asien, Europa, Australien, Nord- und Mittelamerika, Südamerika sowie separat für die OAPEC-Staaten

Für die sechs Knappheitssituationen (tief, moderat, mittel, hoch, sehr hoch und extrem) werden keine Ökofaktoren mehr hergeleitet, wie dies in der Edition 2013 der Fall war. Dafür wird in Kapitel 13.6.6 beschrieben, wie für ein spezifisches Wassereinzugsgebiet die Ökofaktoren bestimmt werden können. Diese Daten erlauben es auch nach Monaten differenzierte Ökofaktoren abzuleiten und damit die saisonalen Schwankungen zu berücksichtigen. Zudem werden die Ökofaktoren der Wasserknappheit pro Land und Provinz als Monats und Jahresdurchschnitt in Form eines Excelfiles zur Verfügung gestellt.

Mit dieser Differenzierung nach Ländern oder Wassereinzugsgebieten kann – zum Beispiel in Ökobilanzen von Nahrungsmitteln oder anderen Produkten mit hohem Wasserbedarf – zwischen der Herkunft aus ariden Gebieten mit Wasserknappheit und aus solchen mit reichlichen

Wasserressourcen differenziert und damit dem unter Umständen relevanten Aspekt der Wasserknappheit Rechnung getragen werden. Bei spezifischen Fragestellungen beziehungsweise geographisch genau bekannten Orten können regionale oder lokale Ökofaktoren selbst hergeleitet werden.

Tabelle 100 zeigt die in diesem Bericht verwendeten Begriffe bezüglich Wasserentnahme, Wasserverbrauch, und erneuerbaren Wasserressourcen.

Während der Wasserstressindex das Verhältnis von Wasserentnahme zu Wasserangebot ausdrückt, wird der hier entwickelte Ökofaktor bei Produkt- und Betriebsökobilanzen auf die verbrauchende Nutzung von Wasser angewendet.

13.6.2 Normierung

Als Normierungsfluss wird die Schweizer Süsswassermenge von 2,61 km³/a (rund 350 m³ pro Kopf und Jahr oder 1000 Liter pro Kopf und Tag) wie in der Edition 2013 verwendet. Dieser basierte auf Angaben der FAO und gemäss dem aktuellsten Jahrbuch der FAO ist die Wassernutzung zwischen 2007 und 2017 in der Schweiz konstant geblieben (FAO 2018).

Diese Normierung wird für alle spezifischen Ökofaktoren der Länder oder Wassereinzugsgebiete verwendet. Die Berücksichtigung der spezifischen Wasserverhältnisse erfolgt über die Charakterisierung.

13.6.3 Charakterisierung

Als Charakterisierung werden die Charakterisierungsfaktoren von AWARE verwendet. Siehe dazu auch <https://wulca-waterlca.org/aware/>. Der Charakterisierungsfaktor ist ein Mass für das relative verfügbare Restwasser pro Fläche in einem Wassereinzugsgebiet, nachdem der Bedarf von Menschen und Ökosystemen gedeckt wurde. Er bewertet das Schadenspotential des Wasserentzuges, entweder für den Menschen oder für Ökosysteme, und basiert auf der Annahme, dass die Wahrscheinlichkeit, dass ein anderer Nutzer benachteiligt wird, umso grösser ist, je weniger Wasser pro Fläche verfügbar bleibt.

Bei der Methode AWARE wird zuerst die Wasserverfügbarkeit abzüglich des Bedarfs von Menschen und Öko-

³² UN Environmental Programme

³³ Society for Environmental Toxicology and Chemistry

³⁴ Brazil, Russia, India and China

Tabelle 100
Begriffsdefinitionen gemäss FAO (2012)

Begriff	Definition	Definition gemäss FAO (2012)	Begriff gemäss FAO (2012)
Wasserentnahme	Die Wasserentnahme enthält nicht nur die Wasserentnahme zur Nutzung als Trinkwasser, sondern auch Wasserentnahmen für die Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen und für industrielle Prozesse. Nutzungen (in stream uses), welche durch eine sehr geringe Netto-Konsumrate charakterisiert werden, sind nicht berücksichtigt. Dazu gehören turbiniertes Wasser, Schifffahrt, Freizeitaktivitäten, Fischfang, etc.	Annual quantity of water withdrawn for agricultural, industrial and municipal purposes. It includes renewable freshwater resources as well as potential over-abstraction of renewable groundwater or withdrawal of fossil groundwater and potential use of desalinated water or treated wastewater. It does not include in stream uses, which are characterized by a very low net consumption rate, such as recreation, navigation, hydropower, inland capture fisheries, etc.	Total water withdrawal
Wasserverbrauch (verbrauchende Wassernutzung)	Der Wasserverbrauch entspricht demjenigen Anteil des Wassers, welcher entweder während seiner Nutzung verdunstet (Evaporation oder Evapotranspiration), in Produkten verwendet wird oder aus dem ursprünglichen Wassereinzugsgebiet weg in einem anderen Wassereinzugsgebiet geleitet wird.	The part of water withdrawn from its source for use in a specific sector (e.g, for agricultural, industrial or municipal purposes) that will not become available for reuse because of evaporation, transpiration, incorporation into products, drainage directly to the sea or evaporation areas, or removal in other ways from freshwater resources.	Water consumption, consumptive water use
erneuerbares Wasserangebot, erneuerbare Wasserressourcen	Erneuerbare Wasserressourcen beinhalten den langfristigen durchschnittlichen Abfluss von Flüssen (Oberflächenwasser) und die Anreicherung von Aquiferen (Grundwasser) durch Niederschlag. Grundwasseraquifere, welche vom natürlichen Wasserkreislauf praktisch vollständig isoliert sind und deshalb nur eine vernachlässigbar geringe Anreicherungsrate haben (bezüglich menschl. Zeitmassstab), werden als nicht erneuerbar eingestuft.	Total Natural Renewable Water Resources (TRWR_natural): The long-term average sum of internal renewable water resources (IRWR) and external natural renewable water resources (ERWR_natural). It corresponds to the maximum theoretical yearly amount of water actually available for a country at a given moment.	Water resources: total renewable (natural)

systemen (Availability Minus the Demand AMD) relativ zur Fläche (m³/m² Monat) berechnet. In einem zweiten Schritt wird der Wert mit dem Ergebnis des Weltdurchschnitts normalisiert (AMD = 0,0136 m³/m² Monat). Der invertierte Wert 1/AMD kann als Mass für Wasserknappheit in dieser Region interpretiert werden. Der Indikator ist auf einen Bereich von 0,1 bis 100 beschränkt, wobei ein Wert von 1 dem Weltdurchschnitt entspricht und ein Wert von 10 z. B. eine Region repräsentiert, in der pro Fläche zehnmal weniger Wasser als im Weltdurchschnitt verfügbar ist. Die Schweiz hat einen Charakterisierungsfaktor von 0,965 und liegt somit praktisch im Weltdurchschnitt.

13.6.4 Gewichtung

Die Gewichtung erfolgt gleich wie in der Edition 2013. Da sich gemäss FAO (2018) weder die erneuerbaren Wasserressourcen noch der Wasserbedarf verändert hat, bleibt der Gewichtungsfaktor konstant. Der **aktuelle Fluss**, d. h. die Süsswassermenge, welche in der Schweiz jährlich genutzt wird, beträgt gemäss (FAO 2018) 2,61 km³/a. Gemäss derselben Quelle stehen der Schweiz jährlich 53,5 km³ erneuerbare Wasserressourcen zur Verfügung.

Ein tolerabler Druck auf die erneuerbaren Wasserressourcen (water stress) liegt gemäss OECD (2003) bei einer Entnahme von 20 % des erneuerbaren Wasserangebotes.

Die **kritische Menge** der Süsswassernutzung beträgt für die Schweiz demzufolge 10,7 km³/a.

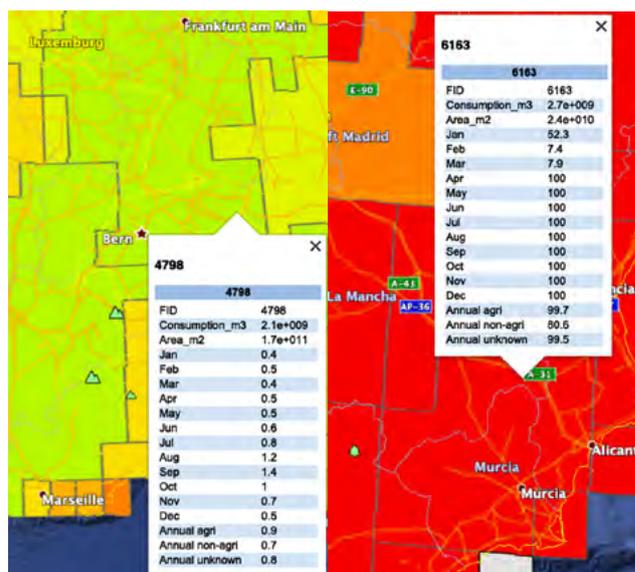
Der Gewichtungsfaktor ist durch das Verhältnis von Wasserentnahme zu erneuerbarem Wasserangebot (ohne die absoluten Werte kennen zu müssen) und der Annahme des kritischen Flusses bei 20 % des Wasserangebots gegeben als:

$$\begin{aligned}
 \text{Gewichtung} &= \left(\frac{\text{aktueller Fluss}}{\text{kritischer Fluss}} \right)^2 \\
 &= \left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{(\text{Wasserangebot}_{\text{erneuerbar}} \times 20\%)} \right)^2 \\
 &= \left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{\text{Wasserangebot}_{\text{erneuerbar}}} \right)^2 \times \left(\frac{1}{20\%} \right)^2 \\
 &= \left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{\text{Wasserangebot}_{\text{erneuerbar}}} \right)^2 \times \left(\frac{1}{0,2} \right)^2 \\
 &= \left(\frac{\text{Wasserentnahme}}{\text{Wasserangebot}_{\text{erneuerbar}}} \right)^2 \times 25 \\
 &= \text{das Knappheits-Verhältnis} \times 25
 \end{aligned}$$

13.6.5 Ökofaktor für Schweizerisches Süsswasser

Dieser Ökofaktor soll in Produkt- und Betriebsökobilanzen für die verbrauchende Süsswassernutzung in der Schweiz angewendet werden. In der Schweiz herrscht keine Wasserknappheit. Trotzdem kann es in den Sommermonaten an gewissen Orten zur Wasserverknappung kommen. Diese zeitlich und örtlich begrenzten Situationen werden mit diesem Ökofaktor nicht abgebildet. Eine Auflösung der Ökofaktoren nach Monaten und Provinzen, in der Schweiz Kantonen, wird in einem Excelfile zur Verfügung gestellt. Diese können verwendet werden, wo solche Situationen beurteilt werden müssen. Zudem können Ökofaktoren gemäss den Vorgaben in Kapitel 3.4 und 3.5 sowie 13.6.6 selbst hergeleitet werden.

Abbildung 11
Beispiel von zwei Wassereinzugsgebieten: Rheineinzugsgebiet in der Schweiz und Murcia in Spanien mit den entsprechenden CF von AWARE



13.6.6 Herleitung regionenspezifischer und saisonaler Ökofaktoren

Auf der Homepage der WULCA <<https://wulca-waterlca.org/aware/>> ist ein Google Earth Layer erhältlich, der für alle Wassereinzugsgebiete die entsprechenden Charakterisierungsfaktoren angibt, siehe Abbildung 11. Durch Auswählen des entsprechenden Wassereinzugsgebietes erscheint eine Tabelle mit den AWARE Charakterisierungsfaktoren (CF) dieses Gebietes. Zuerst erscheint die Nummer des Wassereinzugsgebietes, anschliessend sind die CF für alle Monate sowie die Jahresdurchschnittswerte aufge-

Tabelle 101
Ökofaktor für den Verbrauch von schweizerischem Süsswasser in UBP/m³ Süsswasser

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Charakterisierungsfaktor	0,965			–
Normierung (km ³ /a)	2,61	A		2,61
Aktueller Fluss (km ³ /a)	2,61	A	(FAO 2011)	2,61
Kritischer Fluss (km ³ /a)	10,7	b	20 % des erneuerbaren Wasserangebotes gem. FAO (2011)	10,7
Gewichtung (–)	0,0597		Verhältnis Wasserentnahme zu -angebot: 0,049	0,0597
Ökofaktor (UBP/m ³)	22			23

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

führt. Um den Ökofaktor für das betreffende Gebiet, ggf. die spezifische Saison/Monat zu erhalten, muss der entsprechende Werte mit dem uncharakterisierten Ökofaktor der Schweiz von 23 UBP/m³ multipliziert werden. Für den durchschnittlichen Ökofaktor eines Gebietes über das Jahr muss der Wert von «Annual unknown» verwendet werden. Damit können für alle Wassereinzugsgebiete der Welt regionenspezifische Ökofaktoren berechnet werden.

13.6.7 Anwendungsanweisung betreffend der Ökofaktoren

Im Unterschied zu früheren Versionen wird seit der Edition 2013 mit den Ökofaktoren für Süsswasser nicht mehr die *Wasserentnahme* bewertet, sondern die *verbrauchende* Wassernutzung. Bei der verbrauchenden Wassernutzung können drei Arten unterschieden werden. Erstens kann das Wasser in die Produkte eingebunden werden. Zweitens kann das genutzte Wasser verdampfen/verdunsten (durch Pflanzen oder durch industrielle Prozesse). Und drittens kann das Wasser aus einem Wassereinzugsgebiet abgeleitet und einem anderen Wassereinzugsgebiet zugeführt werden. Bei allen drei Arten der Wassernutzung steht das Wasser im betroffenen Einzugsgebiet für weitere Anwendungen nicht mehr zur Verfügung. Anwendungen, bei denen das Wasser nach Gebrauch demselben Einzugsgebiet zugeführt wird, wie es entnommen wurde, sind von der Bewertung mit dem Süsswasser-Ökofaktor ausgenommen. Eine allfällige Verunreinigung des entnommenen, genutzten und wieder eingeleiteten Wassers wird durch die Bewertung von Wasserschadstoffen (siehe Teil 3, Kap. 10) berücksichtigt.

Anzuwenden ist der Ökofaktor für die verbrauchende Süsswassernutzung, insbesondere – jedoch nicht abschliessend – auf:

- Evaporation bei Trinkwassernutzung
- Bewässerung in der Landwirtschaft (Anteil Wassergehalt in den geernteten Pflanzen plus Evapotranspiration, ohne Anteil Regenwasser)
- Verdampfung bei industriellen Prozessen

Die Ökofaktoren für alle Länder und verschiedene Regionen sind in Anhang A8 aufgeführt. Auf der Homepage der WULCA <https://wulca-waterlca.org/aware/> sind die Charakterisierungsfaktoren von AWARE öffentlich zugänglich.

13.6.8 Anwendungsanweisung betreffend Sachbilanzdaten

Hier wird erläutert, wie die verbrauchende Wassernutzung von Inventardaten (Einheitsprozesse) quantifiziert werden kann (siehe auch Flury et al. 2012). Die Sachbilanzdaten sollen die gesamte Wasserbilanz (inkl. Regenwasser) enthalten. Dafür müssen neue Elementarflüsse eingeführt werden, die mit Ländercodes versehen sind, um eine regionale Bewertung zu ermöglichen. Der Wasserinput wird dabei nicht mehr nach Quelle unterschieden, sondern unter einem Elementarfluss zusammengefasst. Im Produkt eingebundenes Wasser (embodied water) wird ebenfalls als Wasserinput betrachtet.

Tabelle 102 gibt eine Übersicht über die zu erhebenden Elementarflüsse beispielhaft für einen Industrie- und landwirtschaftlichen Prozess. Der Wasserinput (1 + 2) soll dem Wasseroutput (Summe 3 bis 7) entsprechen. Wird das Regenwasser ebenfalls erfasst, so muss es outputseitig ebenfalls berücksichtigt werden.

Im Minimum sind für eine vollständige Bilanzierung und eine flexible Bewertung von Prozessen folgende Informationen erforderlich:

- Wasserentnahme, länderspezifisch (1)
- Evaporation: Emission von Wasser in die Luft, länderspezifisch (3)
- Wasser, enthalten im Produkt, länderspezifisch (2, 7)

13.6.9 Anwendungsanweisung betreffend UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022

Die Sachbilanzdaten in den UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022 enthalten lediglich Daten zur Wasserentnahme und nicht zur verbrauchenden Wassernutzung. Eben erwähntes Vorgehen ist für die UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022 mit vertretbarem Aufwand nicht machbar. Für eine Bewertung der verbrauchenden Wassernutzung wird deshalb folgendes vereinfachte Verfahren empfohlen: In der Bewertungsmethode werden Korrekturfaktoren eingeführt. Diese quantifizieren für jeden einzelnen Elementarfluss den durchschnittlichen Anteil der verbrauchenden Wassernutzung (beispielsweise durch Verdampfung) an der Wasserentnahme.

Tabelle 102
Elementarflüsse für eine vollständige Wasserbilanz von Prozessen

Nr	Elementarfluss	Industrieprozess	Landwirtschaftlicher Prozess
Input			
1	Wasser, unspezifisch natürlicher Ursprung, Land XY	Wasser für Herstellungsprozess (z. B. Reinigung von Geräten, Behältern, etc.)	Wasser für Bewässerung
–	Wasser, Regen	nicht berücksichtigt	berücksichtigt für vollständige Bilanz
2	Wasser, eingebunden, Land XY	in Rohmaterialien eingebundenes Wasser	in Samen eingebundenes Wasser
Output			
3	Wasser, Land XY (in die Luft emittiert)	Emission: verdunstetes Wasser während des Herstellungsprozesses	Emission: verdunstetes Wasser aus den bewirtschafteten Feldern
4	Wasser, Fluss/See	direkter Ablauf aus der Industrie in ein Oberflächengewässer	Abfluss von den Feldern in ein Oberflächengewässer
5	Wasser, Meer	direkter Ablauf aus der Industrie ins Meer	Abfluss von den Feldern ins Meer
6	Wasser, Boden	direkte Infiltration in den Boden	Infiltration von den Feldern in den Boden
7	Wasser, eingebunden, Land XY	im Produkt eingebundenes Wasser	im Produkt eingebundenes Wasser
Summe			
	Wasserentnahme	1	
	Verbrauchende Wassernutzung	3 + 7 – 2	

Tabelle 103
Korrekturfaktoren für den Anteil verbrauchender Wassernutzung, anzuwenden auf bestehende Elementarflüsse in den UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022

Elementarfluss in den UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022	Korrekturfaktor	Quelle
Wasser, Kühl-, allgemein	5 %	(Muñoz et al. 2010, Rosiek et al. 2010, Jefferies et al. 2011, Gleick 1994, Shaffer 2008, Stiegel & al. 2008, Scown & al. 2011)
Wasser, See-	10 %	(Shaffer 2008, Statistics Canada 2010)
Wasser, Fluss-	10 %	
Wasser, Grund-	10 %	
Wasser, allgemein	10 %	
Wasser, Salz-, Meer	0	
Wasser, Salz-, Sole	0	
Wasser, Turbinier-, allgemein	0	

13.7 Marine Fischressourcen

13.7.1 Einleitung

Wie viele andere Nutzungen natürlicher Ressourcen ist auch die Fischerei seit 1950 kontinuierlich und stark gewachsen. So werden heute im Vergleich zu 1950 rund viermal mehr Fische und Meeresfrüchte aus den Meeren gefischt (FAO 2020b). Während die Zunahme der weltweiten Fischerei zwischen 1950 und 1990 vorwiegend auf gesteigerte Wildfangmengen zurückzuführen war, hat seit 1990 insbesondere die Aquakultur an Bedeutung gewonnen (FAO 2020b). Heute werden gut 50 % der Fische und Meeresfrüchte in Zucht produziert. Weltweit werden pro Person jedes Jahr durchschnittlich rund 20 kg Fisch konsumiert³⁵. Die daraus resultierende intensive Fischereitätigkeit hat dazu geführt, dass heute 70 % der kommerziell genutzten Fischbestände an der Grenze zur nachhaltigen Nutzung stehen und 25 % der Fischbestände überfischt sind (FAO 2020b). Die Überfischung stellt so eine der wichtigsten Gefahren für marine Ökosysteme dar (Costello et al. 2010).

Die Fischerei spielt eine zentrale Rolle bei der direkten Beeinflussung von marinen Ökosysteme durch den Menschen, einerseits durch den induzierten Druck auf die marinen Fischbestände und andererseits durch die Auswirkungen der Fischereitechniken auf die marine Ökosystemqualität, z. B. durch die Grundschleppnetzfisherei. Ebenfalls wird die Artenzusammensetzung in marinen Ökosystemen durch die Ausbreitung von invasiven Arten durch Menschen beeinflusst.

Der vorgeschlagene Ansatz zur Bewertung von marinen Fischressourcen fokussiert auf den vom Menschen durch Fischerei induzierten Druck auf die unterschiedlichen marinen Fischressourcen. Auswirkungen auf die Ökosystemqualität wie auch durch die Ausbreitung von invasiven Arten werden mit diesem Ansatz nicht wiedergegeben.

13.7.2 Charakterisierung

Die Charakterisierung folgt dem Charakterisierungsmodell von Hélias et al. (2018). Dieses unterscheidet sowohl Fischart als auch Fangregion unter Berücksichtigung von Bestandsgrösse und Fischereidruck. Nach dem Charak-

terisierungsmodell von Hélias et al. (2018) wird der Charakterisierungsfaktor für die unterschiedlichen marinen Fischressourcen aus dem Verhältnis aus der aktuellen Fangmenge und der Bestandsgrösse im Quadrat multipliziert mit der intrinsischen Wachstumsrate berechnet. Der Charakterisierungsfaktor wird durch folgende Formel beschrieben:

$$CF_x = \frac{C_x}{r_x \times B_x^2}$$

CF_x: Charakterisierungsfaktor für Fangregion X
 B_x: Aktueller Bestand in Tonnen in Fangregion X
 C_x: Fangmenge in Tonnen pro Jahr in Fangregion X
 r_x: intrinsische Wachstumsrate pro Jahr in Fangregion X

Die Bestandsgrösse sowie die sogenannte «intrinsische Wachstumsrate» basieren auf Modellierungen zur Populationsdynamik von marinen Fischbeständen, aufbauend auf Froese et al (2017) und Hélias et al. (2018). Die jährlichen Fangmengen stammen aus Fangstatistiken der FAO für das Referenzjahr 2015 (FAO 2020a).

Als Leitfischressource («Referenzsubstanz») wird die peruanische Sardelle (Peruvian Anchovy, *Engraulis Ringens*) verwendet. Die peruanische Sardelle ist die Fischart mit der weltweit höchsten jährlichen Fangmenge. Trotz der hohen Fangmenge ist die peruanische Sardelle aufgrund der Grösse des Bestandes aktuell nicht gefährdet. Die Wahl der Leitfischressource dient zur Veranschaulichung der Charakterisierung und hat keine Auswirkungen auf die weiteren Berechnungen, da die Charakterisierung nur die relative «Eingriffsintensität» zwischen den Fischarten ausdrückt. Das ursprüngliche Charakterisierungsmodell von Hélias et al. (2018) verwendet keine Leitfischressource. Alle Anpassungen am Charakterisierungsmodell von Hélias et al. (2018) sind durch Itten & Stucki 2021 detailliert beschrieben.

Die Charakterisierung nach dem Ansatz von Hélias et al. (2018) führt dazu, dass für manche Fischarten mit kleinem Bestand ein weit über 1000 Mal höherer Charakterisierungsfaktor im Vergleich zur Leitfischressource (peruanischen Sardelle) ausgewiesen wird. Solche Fischarten weisen meist geringe Fangmengen auf, da sie gar nicht intensiv befischt werden können. Um zu verhindern, dass in Ökobilanzauswertungen die Resultate für den Faktor Fischfang von Fischarten mit kleinem Bestand und

³⁵ www.fao.org/in-action/globefish/fishery-information/world-fish-market/en/ (accessed 10.12.2020)

geringer Fangmenge dominiert werden, wurden die Charakterisierungsfaktoren auf das 1000-fache der Leitfischressource «peruanische Sardelle» begrenzt. (Dies gleicht dem Vorgehen bei der Charakterisierung von Pflanzenschutzmitteln, und bei der Charakterisierung der Wasserknappheit mit der Methode AWARE; siehe Kapitel 13.6).

Die Charakterisierungsfaktoren von ausgewählten Fischressourcen sind in Tabelle 104 dargestellt. Die artspezifischen Charakterisierungsfaktoren für Fischarten, welche in mehreren Fangregionen gefischt werden, werden durch das nach der Fangmenge gewichtete geometrische Mit-

tel über verschiedene Fangregionen gebildet. Hélias et al. (2018) verwenden denselben Ansatz zur Bildung von artenspezifischen Charakterisierungsfaktoren.

13.7.3 Normierung

Der Normierungsfluss entspricht dem charakterisierten Fischkonsum einer Region, hier der von der Schweizer Bevölkerung konsumierten Menge Fischereiprodukte aus dem Meer, multipliziert mit den Charakterisierungsfaktoren. Als Datengrundlage für den Schweizer Konsum dienen die in die Schweiz importierten Fischmengen nach den Handelsstatistiken der FAO für das Jahr 2017 (FAO

Tabelle 104

Charakterisierungsfaktoren pro kg Lebendgewicht für unterschiedliche Fangregionen und Fischarten (gebildet durch das über die Fangmenge gewichtete, geometrische Mittel der Fangregion-spezifischen Charakterisierungsfaktoren) basierend auf Hélias et al. (2018), Leitfischart («Referenzsubstanz») ist die Peruanische Sardelle (PS), Erweiterte Liste im Anhang A9

Name	Wissenschaftlicher Name	FAO Fangregion	CF Fangregion (kg PS-äq/kg)	CF Fischart (kg PS-äq/kg)
Peruanische Sardelle	Engraulis ringens	Südostpazifik	1	1
Pazifischer Pollack (Alaska Seelachs)	Theragra chalcogramma	Nordwestpazifik	0,849	1,1
Pazifischer Pollack (Alaska Seelachs)	Theragra chalcogramma	Nordostpazifik	1,54	1,1
Atlantischer Kabeljau (Dorsch)	Gadus morhua	Nordostatlantik	1,05	1,19
Atlantische Hering	Clupea harengus	Nordostatlantik	1,27	1,73
Japanische Makrele	Scomber japonicus	Nordwestpazifik	1,39	2,53
Atlantische Makrele	Scomber scombrus	Nordostatlantik	2,6	2,77
Japanische Sardelle	Engraulis japonicus	Nordwestpazifik	3,26	3,26
Echter Bonito	Katsuwonus pelamis	Westlicher Pazifischer Ozean	3,37	6,43
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	Westlicher Pazifischer Ozean	7,2	9,65
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	Nordwestpazifik	7,2	9,65
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	Südwestpazifik	7,2	9,65
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	Östlicher Pazifischer Ozean	10,1	9,65
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	Südostpazifik	10,1	9,65
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	Nordostpazifik	10,1	9,65
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	Westlicher Indischer Ozean	11,7	9,65
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	Östlicher Indischer Ozean	11,7	9,65
Seezunge	Solea solea	Nordostatlantik	156	217
Seezunge	Solea solea	Mittelmeer und Schwarzes Meer	299	217
Seezunge	Solea solea	Mittlerer Ostatlantik	915	217
Steinbutt	Psetta maxima	Nordostatlantik	270	309
Steinbutt	Psetta maxima	Mittelmeer und Schwarzes Meer	1000	309
Europäischer Wolfsbarsch	Dicentrarchus labrax	Nordostatlantik	427	498
Europäischer Wolfsbarsch	Dicentrarchus labrax	Mittelmeer und Schwarzes Meer	1000	498
Durchschnittlicher Charakterisierungsfaktor für marinen Fisch				9,21

Tabelle 105

Ökofaktor für marine Fischressourcen, Leitfischressource («Referenzsubstanz») ist die peruanische Sardelle (PS); Bezugsgrösse: kg Lebendgewicht

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierungsfluss (1000 t PS-äq/a)	2629	B	Import Schweiz 2017	
Aktueller Fluss (1000 t PS-äq/a)	2629	B	Import Schweiz 2017	
Kritischer Fluss (1000 t PS-äq/a)	1614	b	Import Schweiz 1982	
Gewichtungsfaktor (-)	2,65			
Ökofaktor (UBP/ kg PS-äq)	1000			

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

2019) ergänzt mit dem durch den Konsum verursachten Beifang.

Mit Hilfe der FAO-Statistiken für Wildfang und Aquakultur (FAO 2020a) wurden die Zuchtanteile für die verschiedenen Fischereiprodukte abgeschätzt und der Beitrag zum Normierungsfluss entsprechend korrigiert. Ebenfalls wurden artenspezifische Beifangquoten, basierend auf dem FAO Fisheries Discard Assessment (Pérez Roda et al. 2019), berücksichtigt. Aufgrund der unbekanntenen Artenzusammensetzung des Beifangs wurde der Beifang mit dem durchschnittlichen Charakterisierungsfaktor für marinen Fisch charakterisiert.

Um dem Unterschied zwischen dem importierten Produktgewicht (z. B. Filet) und dem Fisch-Lebendgewicht Rechnung zu tragen, wurden die Produktgewichte der unterschiedlichen importierten Meeres-Güter basierend auf dem Handbook für Fisheries Statistics (FAO 1992; Annex I.1) korrigiert. Die gesamte Menge an importierten Fischereiprodukten in die Schweiz beträgt 68 000 Tonnen, was einem charakterisierten Normierungsfluss von 2 629 000 Tonnen PS-äq entspricht. Die Beiträge von den importierten Fischereiprodukten zum Normierungsfluss sind in Tabelle 135 im Anhang A9 dargestellt.

13.7.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht dem Normierungsfluss.

Der kritische Fluss entspricht dem Fluss im Jahr 1982, berechnet über die Importstatistiken der FAO (FAO 2019). In diesem Jahr wurde das von der Schweiz unterzeich-

nete «Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen» (SRÜ 2009) abgeschlossen. Mit der Unterzeichnung dieses Abkommens strebt die Schweiz an, «die Erhaltung der lebenden Ressourcen der Meere und die Untersuchung, den Schutz und die Bewahrung der Meeresumwelt zu fördern». Es wird implizit davon ausgegangen, dass die Schweiz mit der Unterzeichnung den Erhalt der Fischressourcen gemäss dem Jahr des Abkommensabschlusses anstrebt. Laut FAO (2020b) hat sich der Anteil der überfischten Arten seit 1982 Jahr knapp verdoppelt.

13.7.5 Ökofaktoren für marine Fischressourcen, Leitfischressource peruanische Sardelle

Der Ökofaktor für die Nutzung mariner Fischressourcen wird in der vorliegenden Version neu eingeführt. Die Tab. 105 zeigt den resultierenden Ökofaktor.

13.7.6 Ökofaktoren für weitere marine Fischressourcen

Tabelle 106 zeigt die Charakterisierungs- und Ökofaktoren für ausgewählte marine Fischressourcen. Eine erweiterte Liste mit Ökofaktoren pro kg Lebendgewicht ist im Anhang A9 dargestellt. Eine umfassende Liste aller Charakterisierungs- und Ökofaktoren für die unterschiedlichen Fangregionen, Fischarten und aggregierte Fischereiprodukte nach den internationalen Standards zur statistischen Klassifikation von aquatischen Lebewesen sowie der Beschrieb ihrer Herleitung sind im erweiterten Bericht dokumentiert³⁶.

³⁶ <https://doi.org/10.21256/zhaw-2650>

Tabelle 106

Ökofaktoren pro kg Lebendgewicht für ausgewählte marine Fischarten, gemittelt über alle Fangregionen (mit Fangmenge gewichtetes, geometrisches Mittel der Fangregion-spezifischen Charakterisierungsfaktoren)

Name	Wissenschaftlicher Name	Charakterisierungsfaktor (kg/kg PS-eq)	Ökofaktor (UBP/kg)
Peruanische Sardelle	Engraulis ringens	1	1000
Pazifischer Pollack (Alaska Seelachs)	Theragra chalcogramma	1,1	1100
Atlantischer Kabeljau (Dorsch)	Gadus morhua	1,2	1200
Atlantische Hering	Clupea harengus	1,7	1700
Japanische Makrele	Scomber japonicus	2,5	2600
Atlantische Makrele	Scomber scombrus	2,8	2800
Japanische Sardelle	Engraulis japonicus	3,3	3300
Echter Bonito	Katsuwonus pelamis	6,4	6500
Gelbflossenthunfisch	Thunnus albacares	9,7	9700
Seezunge	Solea solea	220	220 000
Steinbutt	Psetta maxima	310	310 000
Europäischer Wolfsbarsch	Dicentrarchus labrax	500	500 000

13.7.7 Anwendungsanweisung für die Ökofaktoren

Die Ökofaktoren mariner Fischarten gelten für Fisch aus Wildfang und können für Zuchtfische nicht direkt angewendet werden.

Zur Anwendung der Ökofaktoren für marine Fischressourcen müssen neue art- und wenn möglich fangregion-spezifische Elementarflüsse für marine Fischressourcen eingeführt werden (z. B. «Fisch, Peruanische Sardelle, Engraulis Ringens, Südostpazifik, im Meer»). Die Einheit dieser Elementarflüsse ist Kilogramm Lebendgewicht. Die in Tabelle 106 aufgeführten Ökofaktoren können deshalb nicht direkt auf die an Konsumentinnen und Konsumenten verkaufte beziehungsweise servierte Menge Fisch aus Wildfang angewendet werden.

Als Annäherung können die Ökofaktoren bezogen auf das Lebendgewicht für die Anwendung auf das Produktgewicht mit dem Faktor 2,18 multipliziert werden. Der Umrechnungsfaktor resultiert aus dem Anteil des essbaren Produktgewichts als 45 % des Lebendgewichts nach USDA (1992) sowie dem Anteil des ökonomischen Werts des Produktgewichts von 98 % nach Ayer et al. (2007). Für eine genauere Umrechnung enthält der Annex I.1

des Handbook für Fisheries Statistics (FAO 1992)³⁷ eine detaillierte Zusammenstellung mit Umrechnungsfaktoren von Lebend- zu Produktgewicht für unterschiedliche Fischarten und Krustentiere sowie verschiedene Verarbeitungsstufen und Konservierungsmethoden.

Beifang ist in den Ökofaktoren zu marinen Fischressourcen nicht enthalten. Zur Bewertung des Beifangs und Rückwurfs muss dieser auf Sachbilanzebene systematisch erfasst werden. Wenn die Menge und Artenzusammensetzung des Beifangs bekannt sind, können die spezifischen Ökofaktoren für die Beifang-Arten verwendet werden. Die FAO publiziert aggregierte Beifangraten in Abhängigkeit der Fangmethode (Pérez Roda et al. 2019). Eine spezifische Fischart kann aber auch mit unterschiedlichen Fangmethoden gefischt werden. Für eine detaillierte Bewertung des Beifangs und Rückwurfs muss daher die konkrete Menge und Artenzusammensetzung des Beifangs und Rückwurfs sowie die Fangregion in der Sachbilanz erfasst werden. Ein Anwendungsbeispiel für die Bewertung des Beifangs ist in Itten & Stucki (2021) beschrieben.

³⁷ www.fao.org/cwp-on-fishery-statistics/handbook/capture-fisheries-statistics/conversion-factors/en/ (accessed 16.02.2021)

Aquakultur trägt über die Nutzung von Fischmehl und Fischöl als Futtermittel zur Nutzung von marinen Fischressourcen bei. Fischmehl und -öl kann aus Schlachtabfällen der Fischverarbeitung oder auch direkt aus Wildfang hergestellt werden. Für eine korrekte Anwendung der hier dargestellten Ökofaktoren für marine Fischressourcen auf die Produktion von Fischmehl und -öl ist es erforderlich, die Herkunft und Artenzusammensetzung in der Sachbilanz der Herstellung von Fischmehl und -öl abzubilden. Die Einbindung von Herkunft und Artenzusammensetzung in die Sachbilanzen von Fischmehl- und öl ist in Itten & Stucki (2021) beschrieben.

14 Abfälle

14.1 Einleitung

Bei der Entsorgung von Abfällen können verschiedene Auswirkungen auf die Umwelt auftreten und entsprechend gibt es verschiedene Schutzziele, welche berücksichtigt werden müssen. Im Rahmen der Methode der ökologischen Knappheit, werden die folgenden Auswirkungen berücksichtigt:

- Emissionen von Stoffen in Boden, Wasser und Luft. Diese werden auf Grund ihrer Auswirkungen in den entsprechenden Kapiteln behandelt.
- Landnutzung durch Deponien. Diese werden über die Landnutzung im entsprechenden Kapitel bewertet.
- Mögliche Reaktivität von deponierten Abfällen. Diese werden im folgenden Kapitel 14.2 über den C-Gehalt bewertet.
- Landschaftsveränderungen durch deponierte Abfälle. Diese werden neu in dieser Version der Methode bewertet, siehe Kapitel 14.4

Speziell behandelt werden die folgenden Abfälle:

- Radioaktive Abfälle, da es hierzu eine spezifische Gesetzgebung gibt, siehe Kapitel 14.5.
- Sonderabfälle in ausländische Untertagedeponien, da die Entsorgung von Abfällen im Ausland in der Umweltschutzgesetzgebung speziell behandelt wird.

Im Folgenden werden Ökofaktoren für deponierte Abfälle hergeleitet. Die Abfälle in Oberflächendeponien werden über den Kohlenstoffgehalt der eingelagerten Abfälle bewertet. Bestimmte Sonderabfälle (Teil 3, Kap. 14.3) sowie radioaktive Abfälle (Teil 3, Kap. 14.4) werden untertage deponiert.

14.2 Kohlenstoff (C) in Deponiegut

14.2.1 Ökologische Bedeutung

In der Schweiz dürfen gemäss Umweltschutzgesetz keine Abfälle in Deponien abgelagert werden, die dort zu langfristigen Problemen führen können. Als Indikator für

das «Reaktionspotential» eines Abfalls dient der darin enthaltene Kohlenstoff (C). Das Ziel besteht darin, den C-Fluss auf Deponien zu minimieren. Er wird deshalb von den Fachleuten des BAFU als der zentrale kritische Aspekt bei der Deponierung von Abfällen in die Deponien B bis E betrachtet.

14.2.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der Normierungsfluss ist identisch zum aktuellen Fluss, da der aktuelle Fluss den C-Fluss in Deponien bezogen auf die Schweiz repräsentiert.

14.2.3 Gewichtung

Der aktuelle Fluss umfasst diejenige Menge an Kohlenstoff, welche über den Abfall in den Deponietypen B, C, D und E abgelagert wird. Tabelle 107 listet die im Jahr 2018 deponierten Abfallmengen gemäss der Abfallstatistik der Verordnung über die Abgabe zur Sanierung von Altlasten auf (BAFU 2018; VASA 2016). Gemäss der Abfallverordnung (VVEA 2020) müssen Abfälle in Deponien des Typs E einen Grenzwert von 5 % Kohlenstoff und alle anderen deponierten Abfälle einen Grenzwert von 2 % Kohlenstoff einhalten. Man kann heute davon ausgehen, dass die abgelagerten Stoffklassen diese Anforderungen einhalten.³⁸

Der aktuelle Fluss wird berechnet unter der konservativen Annahme, dass der Kohlenstoffgehalt in den deponierten Abfällen dem Grenzwert entspricht, auch wenn anzunehmen ist, dass der aktuelle Fluss etwas tiefer liegt. Daraus resultiert ein aktueller Fluss von 161 454 t C/a.

Da die abgelagerten Abfälle die Anforderungen der VVEA (2020) einhalten, entspricht der kritische Fluss dem aktuellen Fluss von 161 454 t C/a.

14.2.4 Ökofaktoren für Kohlenstoff in Deponieabfällen

Im Vergleich zur Edition 2013 liegt der Ökofaktor um 13 % höher, weil der Normierungsfluss etwas tiefer ist.

³⁸ Persönliche Mitteilung Abteilung Abfall und Rohstoffe, BAFU 2020

Tabelle 107

Deponierte Abfallmengen in der Schweiz im Jahr 2018 und deren maximaler Kohlenstoffgehalt (Total Organic Carbon TOC)

	Statistik 2018 (t)	TOC Grenzwert VVEA (2020)	TOC (t)
Deponie B	6 015 600	2 %	120 300
Deponie C	139 250	2 %	2790
Deponie D	731 063	2 %	14 600
Deponie E	405 091	5 %	20 250
Schlackenkompartimente*	174 063	2 %	3480
Total	7 465 066		161 500

* exportierte Schlacke

Tabelle 108

Ökofaktor für Kohlenstoff in Deponien B bis E in UBP/g C. Zudem sind Ökofaktoren für durchschnittliche Schlacke und übrige Reaktor-deponieabfälle aufgeführt

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t C/a)	161 500	B	VASA 2016; VVEA 2020	183 200
Aktueller Fluss (t C/a)	161 500	B	VASA 2016; VVEA 2020	183 200
Kritischer Fluss (t C/a)	161 500	a	VASA 2016; VVEA 2020	183 200
Gewichtung (-)	1,00			1,00
Ökofaktor (UBP/g C)	6,2			5,5

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

14.2.5 Anwendungsanweisung betreffendecoinvent v3.x sowie UVEK 2021 Datenbestand

Damit die Anwendung dieses Ökofaktors möglich ist, wurde ein neuer Fluss «organic carbon, placed in landfill» erstellt und im Update der Datensätze zur Entsorgung in Deponien bereits berücksichtigt.

14.2.6 Anwendungsanweisung betreffend Modellierung der Deponierung von Abfällen mit organischem Kohlenstoff

Abfälle, welche organischen Kohlenstoff enthalten und deponiert werden, sollen in der Sachbilanz mit dem Modell der Deponie Typ E bilanziert werden. Damit wird sichergestellt, dass die zu erwartenden chemischen Reaktionen, die Deponiegas- und Sickerwasserbildung in der Ökobilanz angemessen berücksichtigt werden.

14.3 Sonderabfälle in Untertagedeponie

14.3.1 Grundlagen

Die in der Schweiz anfallenden Sonderabfälle von rund 1,85 Mio. Tonnen werden zu vier Fünftel im Inland behandelt. Rund 35 % können recycelt werden, 9 % werden chemisch-physikalisch behandelt, 43 % können verbrannt werden und 13 % werden nach entsprechender Vorbehandlung abgelagert (BAFU 2019b).

Sonderabfälle werden nur in Ausnahmefällen exportiert; es sind dies rund 20 % der Sonderabfallmenge. Der Anteil der Sonderabfälle, der in ausländischen Untertagedeponien abgelagert wird, liegt bei ca. 1,5 %. Davon beträgt der Anteil an Filterstaub aus KVAs etwas mehr als 50 %.

14.3.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung durchgeführt und der aktuelle wie der kritische Fluss umfassen die gesamten untertage deponierten Sonderabfallmengen. Daher ist der Normierungsfluss identisch zum aktuellen Fluss.

14.3.3 Gewichtung

Die Menge der Abfälle, welche in Untertagedeponien abgelagert wird, kann der Abfallstatistik entnommen werden. Sie beläuft sich für 2018 auf 31 682 t/a und wird vollumfänglich exportiert (BAFU 2019b), da es in der Schweiz keine Untertagedeponien gibt.

Ab Januar 2026 müssen Metalle aus der Filterasche zurückgewonnen werden und gelangen somit nicht mehr in eine Untertagedeponie. Es handelt sich dabei um eine Menge von 16 743 t und dadurch ergibt sich ein kritischer Fluss von 14 939 t pro Jahr. Gemäss Aussage der Abteilung Abfall und Rohstoffe besteht zum heutigen Zeitpunkt noch nicht genügend Kapazität für die Behandlung der gesamten Filterasche. Entsprechend muss angenommen werden, dass in der nächsten Zeit der aktuelle Fluss dem heutigen Fluss entspricht.

14.3.4 Ökofaktoren für die Deponierung von Sonderabfällen

Dieser Ökofaktor berücksichtigt ausschliesslich Sonderabfälle, die in Untertagedeponien eingelagert werden. Endlagerung von Abfällen – auch Sonderabfällen – auf normalen Oberflächendeponien wird über die Volumennutzung, Landnutzung und die auftretenden Emissionen in Luft und Wasser sowie über den C-Gehalt des Abfalls bewertet. Der Ökofaktor ist rund fünf Mal höher als in der Edition 2013. Der Grund dafür ist das Gebot, die Filterasche in der Schweiz zu behandeln, welches den kritischen Fluss mehr als halbiert und damit die Gewichtung entsprechend erhöht.

14.4 Deponievolumen

14.4.1 Grundlagen

Um den Platzbedarf und die damit verbundene Landschaftsveränderungen durch deponierte Abfälle z. B. durch Auffüllen von Tälern oder Gruben zu berücksichtigen, wurde in einer Vorabklärung fürs BAFU ein entsprechender Faktor entwickelt (Dinkel et al. 2018) und in die Methode neu aufgenommen.

14.4.2 Charakterisierung

Es wird keine Charakterisierung durchgeführt. In Bezug auf das Schutzziel Veränderung der Landschaft durch Deponien ergibt sich kein Unterschied bezüglich der Deponietypen A bis E, weswegen für alle Deponietypen zusammen ein Ökofaktor hergeleitet wird.

14.4.3 Normierung

Für die Bestimmung der Stoffflüsse wurde das KAR Modell (Rubli & Schneider 2018) beigezogen und mit Angaben zu den deponierten Abfallmengen auf den Deponietypen C, D, und E gemäss der Abfallstatistik der Verordnung über die Abgabe zur Sanierung von Altlasten in BAFU (2018) und VASA (2016) ergänzt. Bei diesem Modell, dessen Resultate über die Web-Seite www.kar-modell.ch verfügbar sind, handelt es sich um eine Simulation der Kies-, Aushub- und Rückbaumaterialflüsse in der Schweiz und in spezifischen Kantonen. In Abbildung 12 sind die Stoffflüsse für die Schweiz im Jahr 2017 dargestellt.

Tabelle 109

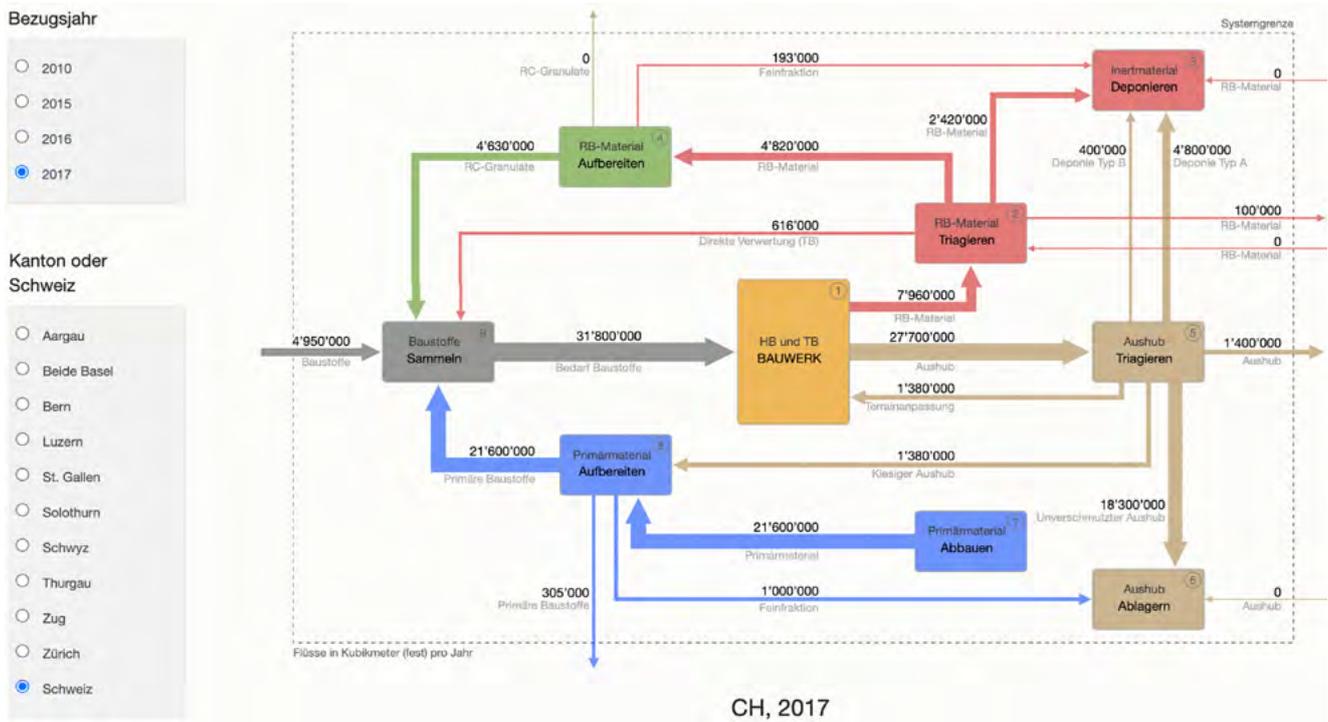
Ökofaktor für die Einlagerung von Sonderabfällen in Untertagedeponien in UBP/g und UBP/cm³ Abfall

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (t Abfall/a)	31 682	A		37 223
Aktueller Fluss (t Abfall/a)	31 682	A	(BAFU 2011a)	37 223
Kritischer Fluss (t Abfall/a)	14 939	c		37 223
Gewichtung (-)	4,5			1,00
Ökofaktor (UBP/g Abfall)	142			27
Ökofaktor (UBP/cm ³ Abfall)	227		Dichte 1600 kg/m ³ gem. Doka (2003b, Part III, S. 41)	43

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Abbildung 12

Baubfallvolumenströme in der Schweiz gemäss dem KAR Modell, Angaben in m³



Für den Normierungsfluss wurde die folgende Grösse festgelegt: Materialmenge aus dem Bauwerk Schweiz, die deponiert oder zur Wiederauffüllung von Materialentnahmestellen verwendet wird. Dabei wurde kein Unterschied gemacht, auf welchen Deponietyp resp. in welche Abbaustelle das Material gelangt, da es bezüglich Nutzung von Deponieraum keinen Unterschied macht, ob dieser Raum durch Aushubmaterial, inertes Rückbaumaterial oder anderes Deponiegut genutzt wird. Weitere Umweltauswirkungen, bei denen sich die Deponien unterscheiden, werden zusätzlich bewertet, siehe Kapitel 14.1. Diese Festlegung erfolgte in Absprache mit dem Auftraggeber und Vertretern des Fachbereichs Ökobilanzen des BAFU. Damit setzt sich der Normierungsfluss aus den Stoffflüssen in Tabelle 110 zusammen.

Für landschaftsverändernde Stoffflüsse auf Grund von Deponierungen ergibt sich daraus ein Normierungsfluss von 28 100 000 m³ pro Jahr.

14.4.4 Gewichtung

Der aktuelle Fluss entspricht dem Normierungsfluss der Schweiz.

Für die Bestimmung des kritischen Flusses wurde zusammen mit BAFU-Experten für Ökobilanzen ausdiskutiert, dass das Ausscheiden von Deponieraum vergleichbar mit demjenigen von Kiesabbau behandelt werden kann. In den Kantonen wird so viel Deponieraum resp. Kiesabbauvolumen raumplanerisch ausgeschieden, wie zur Deckung des Bedarfs erforderlich ist. Da der schweizerische Gesetzgeber diese Situation toleriert, wird in diesem Fall der kritische Fluss dem aktuellen Fluss gleichgesetzt. D.h. der kritische Fluss orientiert sich am aktuellen Fluss. Unterschiede können sich je nach Kanton und Planungsstand ergeben. Zu beachten ist, dass damit eher eine zurückhaltende Gewichtung erfolgt. Eine höhere Gewichtung wäre auch denkbar.

Tabelle 110
Landschaftsverändernde Stoffflüsse in Deponien

Deponietyp	Beschreibung	Menge
Materialentnahmestellen	Unverschmutzter Aushub:	18 300 000 m ³
A	Feinfraktion aus der Aufbereitung von Primärmaterial:	1 000 000 m ³
B	Aushub auf Deponie Typ A	4 800 000 m ³
B	Aushub auf Deponie Typ B (ehemals Inertstoffdeponie)	400 000 m ³
B	Deponierung von Rückbaumaterialien (Typ B)	2 420 000 m ³
B	Feinfraktion aus dem Recycling (Typ B)	193 000 m ³
C		93 000 m ³
D		487 000 m ³
E		270 000 m ³
	Total	28 100 000 m ³

Tabelle 111
Ökofaktor für die landschaftsverändernden Deponien in UBP/kg und UBP/m³ Abfall

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (m ³ Abfall/a)	28,1 Mio	A		–
Aktueller Fluss (t Abfall/a)	28,1 Mio	A	(BAFU 2011a)	–
Kritischer Fluss (t Abfall/a)	28,1 Mio	c		–
Gewichtung (–)	1,00			–
Ökofaktor (UBP/m ³ Abfall)	36 000			–
Ökofaktor (UBP/kg Abfall)	24		Dichte 1500 kg/m ³	–

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

14.4.5 Ökofaktoren für die landschaftsverändernde Deponierung

Der Ökofaktor beläuft sich auf 35 600 UBP/m³. Bei einer durchschnittlichen Dichte von 1,5 t pro m³ ergibt sich ein Faktor von 24 UBP/kg Deponiematerial.

In der Edition 2013 gab es keinen solchen Faktor.

14.5 Radioaktive Abfälle

14.5.1 Vorbemerkung

Nuklearstrom verursacht radioaktive Abfälle, die eines Tages endgelagert werden müssen. Bis jetzt konnte in der Schweiz noch kein Endlager gebaut werden. Für schwach- und mittelaktive Abfälle war der Wellenberg im Kanton Nidwalden vorgesehen. 2002 wurde der Bau eines Sondierstollens in einer Volksabstimmung abgelehnt. Derzeit

werden in einem Verfahren neue Standorte für schwach- und mittelaktive und für hochaktive und langlebige radioaktive Abfälle evaluiert. In Frischknecht & Büsser (2013b) wurden die Ökofaktoren für radioaktive Abfälle neu auf Basis gesetzlicher Bestimmungen einerseits und naturwissenschaftlichen Berechnungen der NAGRA³⁹ andererseits ermittelt. Die NAGRA quantifiziert das Gefährdungspotenzial der radioaktiven Abfälle mit dem Radiotoxizitäts-Index (nagra 2008).

14.5.2 Grundlagen

Für die anfallenden radioaktiven Abfälle verlangt das Kernenergiegesetz (KEG (2009) Art. 30 Abs. 2): «Die in der Schweiz anfallenden radioaktiven Abfälle müssen grundsätzlich im Inland entsorgt werden». Zudem ist seit Juli 2006 ein 2016 um weitere 10 Jahre verlängertes Mora-

³⁹ NAGRA ist die «Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle» in der Schweiz.

torium bis 2026 für die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente in Kraft.⁴⁰

Grundsätzlich sind zwei Endlager vorgesehen, eines für abgebrannte Brennelemente (BE), hochaktive (HAA) sowie alphatoxische (ATA) Abfälle und ein zweites für schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA). Diese Endlager können an separaten Standorten oder vereint an einem einzigen Standort realisiert werden.

Die benötigten Kapazitäten für die Endlager werden aufgrund der geschätzten Menge an radioaktiven Abfällen inklusive deren «Verpackung» geplant. Die NAGRA geht für die Volumenberechnung von 55 Jahren Laufzeit der Kernkraftwerke aus (Referenzszenario).

Ausgehend von diesem Szenario fallen 8515 m³ hochradioaktive Abfälle (HAA) in Form von abgebrannten (und konditionierten) Brennelementen (BE) und aus der Wiederaufarbeitung, sowie 1441 m³ langlebige, mittelradioaktive (alphatoxische) Abfälle (ATA) an. Insgesamt soll das Tiefenlager also 9956 m³ langlebige hoch- und mittelradioaktive Abfälle aufnehmen können (alle Volumenangaben inkl. Behälter, nagra 2014).

Für die in einem geologischen Tiefenlager zu entsorgenden schwach- und mittelaktiven Abfälle (SMA) wird auf der Basis von 55 Jahren Laufzeit der Kernkraftwerke mit einer Gesamtmenge von 92 636 m³ gerechnet (Volumen inkl. Behälter, nagra 2014). Davon stammen 31 459 m³ Abfälle aus der KKW-Stillegung, 33 109 m³ aus dem KKW-Betrieb (Betriebs- und Reaktorabfälle), 25 775 m³ aus Forschung, Industrie und Medizin und 2293 m³ aus dem Zwischenlager und der Verpackungsanlage.

Insgesamt beläuft sich die zu entsorgende Gesamtmenge auf knapp 103 000 m³ in Lagerbehältern verpackte Abfälle (nagra 2014).

Die Gefährlichkeit der radioaktiven Abfälle hängt einerseits von deren Langlebigkeit (Halbwertszeit) ab und andererseits von der Art und Intensität der Strahlung. Das

schweizerische Endlagerkonzept ordnet die verschiedenen Abfalltypen in zwei Kategorien ein:

1. kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)
2. alphatoxische Abfälle (ATA), hochaktive Abfälle (HAA) und abgebrannte Brennelemente (BE)

Erstere sind verhältnismässig kurzlebig und stellen schon nach kurzer Zeit nur noch eine geringe Gefahr dar. Es wird von einer notwendigen Verschlusszeit von rund 500 Jahren ausgegangen (KFW 2002; PSI 1996). Für letztere ist eine sichere Verwahrung während mindestens 100 000 Jahre notwendig (EKRA 2000; PSI 1996).

Die Radiotoxizität der in den radioaktiven Abfällen enthaltenen einzelnen Isotope und damit auch der verschiedenen Abfallarten wird mit dem Radiotoxizitätsindex RTI von radioaktiven Abfällen quantifiziert. Dieser ist definiert als

$$RTI = \sum_i A_i \times DF_i / DL$$

mit:

A_i = Aktivität des Nuklids i in Bq, DF_i = Dosisfaktor für die Ingestion des Nuklids i in Sv/Bq, Dosisgrenzwert für die Freisetzung aus einem geologischen Tiefenlager $DL = 0,1 \text{ mSv/a}$ (nagra 2008).

Die NAGRA quantifiziert den jährlichen Verlauf der Radiotoxizität der anfallenden und einzulagernden radioaktiven Abfälle. Der Verlauf in Abbildung 13 und Abbildung 14 zeigt, dass der Radiotoxizitätsindex im Jahr 2044 voraussichtlich einen Höchststand erreicht, und danach stetig abnimmt.

Im Jahr 2044 beträgt der RTI der gesamten radioaktiven Abfälle, welche in der Schweiz endgelagert werden müssen, $7,5 \times 10^{15}$ RTI (siehe auch Tab. 112). Dies entspricht dem höchsten RTI des gesamten, in der Schweiz anfallenden, radioaktiven Abfalls.⁴¹

⁴⁰ Kernenergiegesetz Art. 106 Abs. 4 «Abgebrannte Brennelemente dürfen während einer Zeit von zehn Jahren ab dem 1. Juli 2006 nicht zur Wiederaufarbeitung ausgeführt werden. Sie sind während dieser Zeit als radioaktive Abfälle zu entsorgen.»

⁴¹ Da das Maximum des RTI nicht für alle radioaktiven Abfälle zum selben Zeitpunkt auftritt, entspricht das in Abbildung 13 gezeigte Maximum des gesamten Abfallinventars nicht der Summe der individuellen RTI Maxima der zeitlich gestaffelt anfallenden Abfälle.

Abbildung 13

Entwicklung des Radiotoxizitätsindex (RTI) der radioaktiven Abfälle in der Schweiz bis zum Jahr 2075. Daten von NAGRA (2014)

SMA: Schwach- und mittelaktive Abfälle; ATA: Alphatoxische Abfälle; HAA: Hochaktive Abfälle.

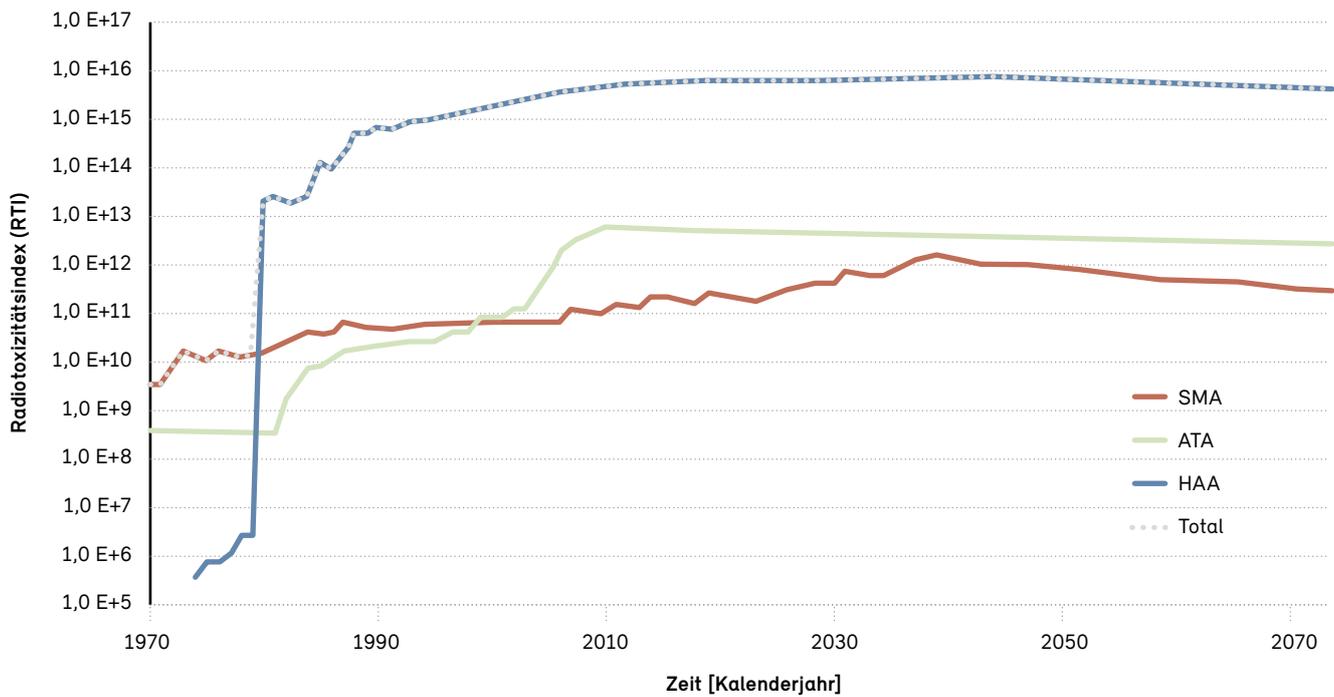


Abbildung 14

Entwicklung des Radiotoxizitätsindex (RTI) der radioaktiven Abfälle in der Schweiz ab dem Jahr 2075. Daten von NAGRA (2014)

SMA: Schwach- und mittelaktive Abfälle; ATA: Alphatoxische Abfälle; HAA: Hochaktive Abfälle.

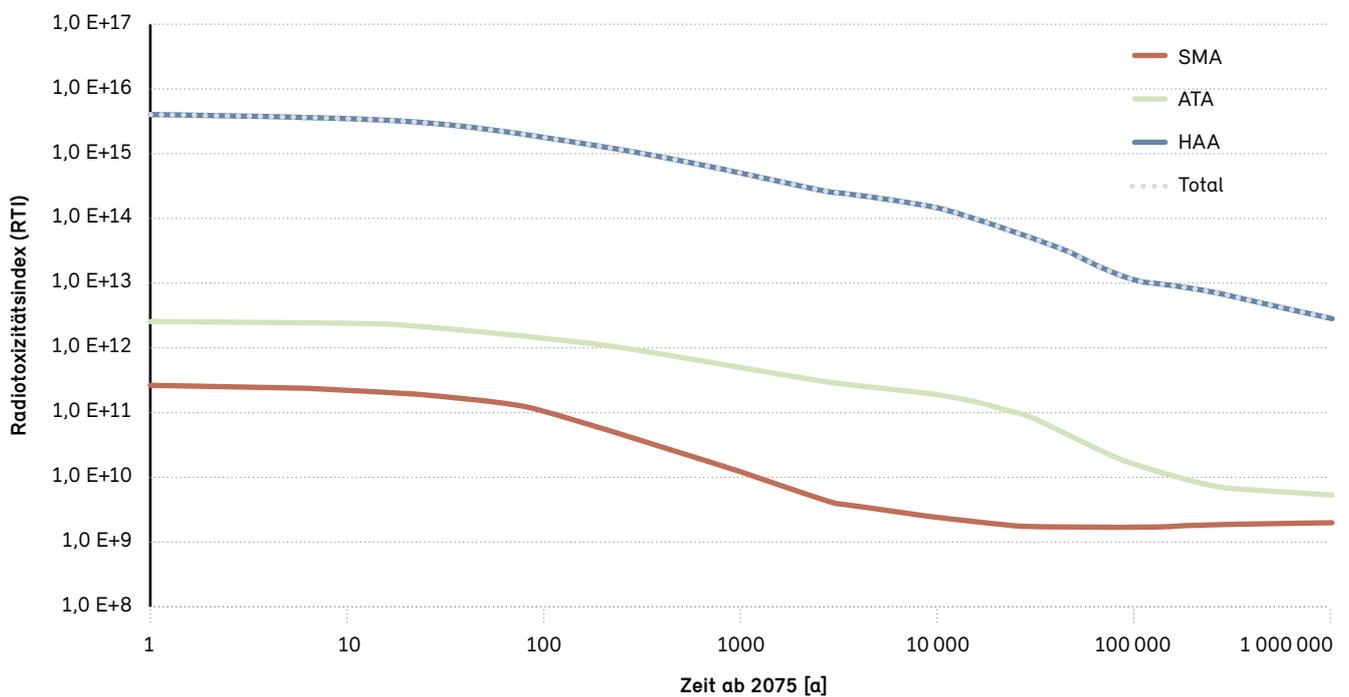


Tabelle 112

Volumina radioaktiver Abfälle, RTI im Jahr 2044 (absolut und pro m³ Abfall) und zum Zeitpunkt des durch den Bundesrat anzuordnenden Verschlusses des Endlagers für radioaktive Abfälle (erwartet im Jahr 2126), und daraus abgeleitete Charakterisierungsfaktoren

	Abfallvolumen (m ³)	RTI (-)	RTI pro m ³ (m ⁻³)	RTI bei Verschluss (-)	Charakteri- sierungsfaktor (cm ³ HAA-eq/cm ³)
Schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)	92 636	1,0 × 10 ¹²	1,1 × 10 ⁷	1,5 × 10 ¹¹	0,000013
Alphatoxische Abfälle (ATA)	1441	4,0 × 10 ¹²	2,8 × 10 ⁹	1,8 × 10 ¹²	0,0032
Hochaktive Abfälle (HAA & BE)	8515	7,5 × 10 ¹⁵	8,8 × 10 ¹¹	2,6 × 10 ¹⁵	1,0
Hochaktive und alphatoxische Abfälle (HAA, BE & ATA)	9956	7,5 × 10 ¹⁵	8,8 × 10 ¹¹	2,6 × 10 ¹⁵	0,86
Total	102 592	7,5 × 10¹⁵		2,6 × 10¹⁵	

14.5.3 Charakterisierung

Die Charakterisierung basiert auf dem Radiotoxizitätspotenzial. Die verschiedenen Abfallkategorien werden über deren Radiotoxizitätsindex im Jahr 2044 charakterisiert. Referenzsubstanz sind die hochaktiven Abfälle (HAA). Basierend auf den RTI-Werten pro m³ Abfall (siehe Tab. 112) beträgt der Charakterisierungsfaktor von 1 cm³ SMA 1,3 × 10⁻⁵ cm³ HAA-eq von 1 cm³ ATA 0,003 cm³ HAA-eq und von 1 cm³ ATA&HAA 0,86 cm³ HAA-eq.

14.5.4 Normierung

Der Normierungsfluss entspricht dem charakterisierten Volumen jährlich anfallender radioaktiver Abfälle. Das gesamte charakterisierte Abfallvolumen von 55 Jahren Betrieb der Schweizer Kernkraftwerke und von Medizin und Forschung beträgt 8521 m³ HAA-eq. Bei einer Laufzeit von 55 Betriebsjahren resultiert ein Normierungsfluss von rund 155 m³ HAA-eq/a.

14.5.5 Gewichtung

Das Maximum des RTI der Schweizerischen radioaktiven Abfälle (siehe Teil 3, Kap. 14.5.2) dividiert durch 55 Jahre Betriebsdauer der Kernkraftwerke (1,37 × 10¹⁴ RTI), wird als aktueller Fluss verwendet.

Nach Abschluss der Einlagerung und dem Verschluss aller Lagerkammern beginnt die Beobachtungsphase d. h. ein längerer Zeitraum, während dessen ein geologisches Tiefenlager vor dem Verschluss überwacht wird und die radioaktiven Abfälle ohne grossen Aufwand zurückgeholt werden können (vgl. Kernenergiegesetz (KEG 2009) Art. 3). Mit diesen Festlegungen hat der Gesetz-

geber einerseits dem international anerkannten Prinzip der passiven Langzeitsicherheit, d. h. dem sicheren Einschluss der radioaktiven Stoffe ohne die Notwendigkeit menschlicher Eingriffe, und andererseits dem gesellschaftlichen Anliegen einer längeren Überwachung und einer erleichterten Rückholbarkeit vor dem Verschluss Rechnung getragen. Auch nach dem Verschluss kann die Überwachung weitergeführt werden und können die Abfälle – wenn auch mit grösserem Aufwand – rückgeholt werden. Die Dauer der Beobachtungsphase ist nicht festgelegt und kann 50, 100 oder mehr Jahre betragen. Der Bundesrat ordnet den Verschluss an, nachdem er sich davon überzeugt hat, dass der dauernde Schutz von Mensch und Umwelt gewährleistet ist (KEG Art. 39, Ziffer 2). Die Gewährleistung des dauernden Schutzes von Mensch und Umwelt ist also Basis für die Bestimmung des kritischen Flusses.

Gemäss Planung der NAGRA (2016) soll das Endlager für schwach und mittelaktive radioaktive Abfälle in den Jahren 2115 bis 2118 und das Endlager für langlebige und/oder hochaktive radioaktive Abfälle in den Jahren 2125 bis 2126 endgültig verschlossen werden. Für die Bestimmung des Ökofaktors wird der Verschlusszeitpunkt des Endlagers für langlebige und/oder hochaktive radioaktive Abfälle verwendet.

Zum Zeitpunkt des Verschlusses im Jahr 2126 beträgt der RTI der gesamten radioaktiven Abfälle 2,6 × 10¹⁵ RTI (siehe Tab. 112 und Abb. 14). Dividiert durch 55 KKW-Betriebsjahre ergibt dies 4,7 × 10¹³ RTI. Dieser Wert entspricht dem kritischen Fluss.

14.5.6 Ökofaktor für weitere radioaktive Abfälle

Mit Hilfe der Charakterisierungsfaktoren für weitere Arten radioaktiver Abfälle können deren Ökofaktoren abgeleitet werden. In Tabelle 114 werden die Ökofaktoren für die in den Datensätzen der UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2022 und ecoinvent v3 verwendeten Abfallkategorien «schwach- und mittelaktive Abfälle» und «hochaktive und alphanotoxische Abfälle» gezeigt. Der Ökofaktor wird auf die verpackten Abfälle, das heisst auf das spezifische Volumen der radioaktiven Abfälle inkl. deren Behälter angewendet.

Der Ökofaktor für langlebige und/oder hochaktive Abfälle ist gegenüber 2013 um ca. 34 % gestiegen, währenddem der neue Ökofaktor für kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle um mehr als 67 % tiefer liegt als der Ökofaktor 2013.

14.5.7 Anwendungshinweis für Ökobilanzen von Tiefenlager-Varianten

Die hier beschriebenen Ökofaktoren werden auf die verschiedenen Kategorien radioaktiver Abfälle angewendet,

die in Kernkraftwerken sowie in Spitälern und in der Forschung anfallen. Die durch die radioaktiven Abfälle verursachten Umweltbelastungspunkte werden entlang der Prozesskette der Erzeugung von Strom in Kernkraftwerken beziehungsweise der Bestrahlung von Patientinnen und Patienten zugeordnet.

Werden die Umweltauswirkungen verschiedener Tiefenlager-Varianten mithilfe einer Ökobilanz abgeschätzt, so sind die Umweltauswirkungen des einzulagernden radioaktiven Abfalls auszuklammern. Art und Volumen der radioaktiven Abfälle werden nicht durch das Tiefenlager erzeugt, sondern sind lediglich deren Inhalt. In einer Lebenswegperspektive sollen – wie vorgehend erläutert – die Umweltauswirkungen der produzierten Abfälle auch nach der Einlagerung nicht den Tiefenlagern, sondern der Erzeugung von Strom in Kernkraftwerken angerechnet werden. Aus einem verschlossenen Endlager sind auf Grund der gesetzlichen Anforderungen für dessen Verschluss und des Multibarrierenprinzips keine nennenswerten Umweltbelastungen aus radioaktiven oder anderen Emissionen zu erwarten.

Tabelle 113

Ökofaktor für hochaktive radioaktive Abfälle

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (m ³ HAA-eq/a)	154,9	A	berechnet aus Angaben in NAGRA (2014)	146,6
Aktueller Fluss (RTI/a)	1,37 × 10 ¹⁴	A	berechnet aus Angaben in NAGRA (2014)	1,36 × 10 ¹⁴
Kritischer Fluss (RTI/a)	4,70 × 10 ¹³	a	berechnet aus Angaben in NAGRA (2014)	5,22 × 10 ¹³
Gewichtung (-)	8,44			6,76
Ökofaktor (UBP/ cm ³ HAA-eq)	54 000			46 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 114

Ökofaktoren für kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) sowie für langlebige und/oder hochaktive Abfälle (BE/ATA/HAA) in UBP/cm³ Abfall

	Edition 2021 (UBP/cm ³)	Q	Charakterisierungsfaktor (cm ³ HAA-eq/cm ³)	Edition 2013 (UBP/cm ³)
Schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA)	0,68	A	0,000013	2,1
Hochaktive und alphanotoxische Abfälle (HAA, BE & ATA)	47 000	A	0,86	35 000
Hochaktive Abfälle (HAA & BE)	54 000	A	1,0	46 000
Alphanotoxische Abfälle (ATA)	170	A	0,0032	69

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Dichten der konditionierten und verpackten Abfälle: SMA: 5 t/m³; HAA, BE & ATA: 6,85 t/m³

15 Nichtstoffliche Emissionen

15.1 Lärm

15.1.1 Einleitung

Lärm ist unerwünschter Schall, der die Betroffenen physisch, psychisch und sozial beeinträchtigen kann. Chronischer und übermässiger Lärm ist ein Gesundheitsrisiko, mindert die Wohnqualität und Standortattraktivität der betroffenen Gebiete und verursacht hohe volkswirtschaftliche Kosten (BAFU 2009b).

Das Umweltschutzgesetz (USG 2018) vom 7. Oktober 1983 hat zum Ziel, die Bevölkerung vor schädlichem oder lästigem Lärm zu schützen. Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden können, frühzeitig zu begrenzen. Durch die Reduktion der Lärmimmissionen soll sichergestellt werden, dass weniger Menschen durch Lärm stark gestört sind. Deshalb wird der Ökofaktor für «Personen, welche von schädlichem oder lästigem Verkehrslärm betroffen sind» ausgewiesen. Verbesserungen der Lärmsituation sollen im Strassen-, Schienen- und Luftverkehr erzielt werden. Es wird für jeden der drei Verkehrsträger sowie für Güter und Personen je ein separater Ökofaktor bestimmt.

15.1.2 Normierung

Es wird keine Charakterisierung vorgenommen. Der Normierungsfluss entspricht der Anzahl Personen, welche

durch schädlichen oder lästigen Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm betroffen sind. Der Normierungsfluss beläuft sich auf rund 821 000 Personen (siehe Tab. 115).

15.1.3 Gewichtung

Für jede der drei Lärmquellen wird ein eigener Ökofaktor berechnet. Der aktuelle Fluss entspricht der Anzahl Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind.

Informationen zur Anzahl Personen, welche durch übermässigen Verkehrslärm betroffen sind, stammen aus der Lärmdatenbank sonBASE und beziehen sich auf das Jahr 2015. Dementsprechende Informationen zum Fluglärm basieren auf dem tatsächlichen Verkehrsaufkommen auf den Landesflughäfen Zürich und Genf im Jahr 2015.

Zur Ermittlung des Anteils Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind, wird mit dem Lärmpegel L_{den} gerechnet. L_{den} ist ein europäisches Mass und wird aus L_{day} (6.00 – 18.00 Uhr), $L_{evening}$ (18.00 – 22.00 Uhr) und L_{night} (22.00 – 06.00 Uhr) berechnet. Da der Lärm am Abend und in der Nacht als schlimmer wahrgenommen wird, wird der $L_{evening}$ und L_{night} mit einem Pegelzuschlag von 5 dB(A), bzw. 10 dB(A) beaufschlagt. Der Anteil Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind, wird mittels

Tabelle 115

Anzahl Personen, welche von schädlichem oder lästigem Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm betroffen sind (sgP), aktueller Fluss, Quellen siehe Text

	Strassenlärm	Eisenbahnlärm	Fluglärm	Total
Anzahl Personen, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen sind	716 200	45 400	59 400	821 000

Tabelle 116

Anzahl Personen, welche von schädlichem oder lästigem Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm betroffen sind (sgP), kritischer Fluss, Quellen siehe Text

	Strassenlärm	Eisenbahnlärm	Fluglärm
Anzahl Personen, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen sind	424 500	22 600	24 400

der Belastungs-Wirkungsbeziehung gemäss EAA (2010) bestimmt. Der aktuelle Fluss berechnet sich aus der Anzahl Personen pro dB(A) Klasse multipliziert mit dem Anteil Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind, bei ebendieser dB(A) Klasse.

Das BAFU hat die Anzahl Personen, welche durch schädliche oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind, für alle Verkehrsmittel ermittelt und zur Verfügung gestellt (BAFU 2019a) (siehe Tab. 115).

Das langfristige Ziel der Lärmbekämpfung ist es, dass keine Personen mehr von übermässigem Lärm belästigt sind. Mittelfristig, sprich bis ca. 2035, wird eine Senkung der Lärmbelastung von je 5 dB(A) für den Strassen-, Schienen-, und Luftverkehr angestrebt (BAFU 2019a). Die Ermittlung der Anzahl Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind, bei einem 5 dB(A) tieferen Lärmpegel wird auf dieselbe Art bestimmt wie der aktuelle Fluss. Eine Senkung um 5 dB(A) entspricht in etwa einer Halbierung der Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind.

15.1.4 Ökofaktor für Personen

Der Ökofaktor für Lärm bezieht sich auf Personen, die von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen sind (sgP), und wird für Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm separat ausgewiesen. Die Grösse «Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind» wird verwendet, weil sich das Ziel des Lärmschutzes darauf bezieht. Für die Anwendung in Ökobilanzen und die Verwendung der Lärm-Ökofaktoren in Ökobilanzdatenbanken wie ecoinvent werden jedoch einfach zu quantifizierende Sachbilanzgrössen benötigt. Hierzu werden Lärmkilometer verwendet. Die Herleitung der Ökofaktoren pro Lärmkilometer ist in Teil 3, Kapitel 15.1.5 beschrieben.

Die Ökofaktoren für Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm haben gegenüber den Ökofaktoren 2013 um 3 %, 14 % beziehungsweise 90 % zugenommen. Die 90 % Zunahme beim Fluglärm-Ökofaktor ist auf die bessere Datengrundlage zurückzuführen.

15.1.5 Ökofaktor Verkehrslärm in heutigen Ökobilanz-Datenbanken

Zur Anwendung des Ökofaktors für Lärm in heutigen Ökobilanz-Datenbanken wurden in der Edition 2013 sechs neue Elementarflüsse auf Inventarebene vorgeschlagen (siehe Tab. 120) und in den KBOB Ökobilanzdaten DQRv2:2016 und in mobitool umgesetzt. Die Einheit dieser Elementarflüsse ist Lärm(fahrzeug)kilometer, Lärmpersonenkilometer beziehungsweise Lärmtonnenkilometer. Die Fahrt eines (durchschnittlichen) Pkw über 1 km verursacht beispielsweise 1 km «Lärm, Strasse, Pkw», ein mit der Eisenbahn zurückgelegter Personenkilometer verursacht 1 pkm «Lärm, Eisenbahn, Personen» und so weiter.

Der Ökofaktor pro Lärm(fahrzeug)kilometer, Lärmpersonenkilometer beziehungsweise Lärmtonnenkilometer wird über die Anzahl Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm betroffen sind, bestimmt. Alle drei Verkehrsträger transportieren sowohl Personen als auch Güter. Die Auswirkungen der Lärmemissionen beispielsweise des Strassenverkehrs müssen deshalb zwischen Personentransport (Pkw) und Gütertransport (Lkw) aufgeteilt werden.

Es wird davon ausgegangen, dass die Lärmemissionen weitgehend unabhängig sind von der Zuladung. Deshalb werden beim Strassen- und Bahnverkehr die Fahrleistung 2015 einerseits (BfS 2019; BFS & BAZL 2019) und das durchschnittliche Lärm-Emissionsniveau von Pkw und Lkw sowie von Personen- und Güterzügen beigezogen, um die Aufteilung zwischen Personen- und Gütertransporten vorzunehmen.

Tabelle 122 zeigt Lärmpegel verschiedener Verkehrsmittel. Der Lärmpegel eines Lastwagens ist ca. 9 dB(A) höher als derjenige eines Personenwagens und im Eisenbahnverkehr ist ein Gütertransport ca. 4 dB(A) lauter als ein Personenzug. Eine Pegeländerung von 10 dB entspricht einer Verzehnfachung der mit Schall abgegebenen Energie. Aus diesem Grund wird bei der Allokation der Anzahl Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind, die Fahrleistung (in km) für den Gütertransport im Strassen- und Schienenverkehr mit einem Faktor 8 beziehungsweise 2,5 multipliziert.

Tabelle 117

Ökofaktor für Strassenlärm, in UBP pro Person, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen ist (sgP)

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (sgP/a)	821 164	B	berücksichtigt Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm	803 882
Aktueller Fluss (sgP/a)	716 317	A	(BAFU 2019a)	715 754
Kritischer Fluss (sgP/a)	424 507	b	(BAFU 2019a)	436 058
Gewichtung (-)	2,85			2,69
Ökofaktor (UBP/sgP)	3 500 000			3 400 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 118

Ökofaktor für Eisenbahnlärm, in UBP pro Person, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen ist (sgP)

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (sgP/a)	821 164	B	berücksichtigt Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm	803 882
Aktueller Fluss (sgP/a)	45 411	A	(BAFU 2019a)	60 934
Kritischer Fluss (sgP/a)	22 553	b	(BAFU 2019a)	32 754
Gewichtung (-)	4,05			3,46
Ökofaktor (UBP/sgP)	4 900 000		Eisenbahnlärm	4 300 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 119

Ökofaktor für Fluglärm, in UBP pro Person, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen ist (sgP)

	Edition 2021	Q	Bemerkungen	Edition 2013
Normierung (sgP/a)	821 164	B	berücksichtigt Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm	803 882
Aktueller Fluss (sgP/a)	59 436	A	(BAFU 2019a)	27 194
Kritischer Fluss (sgP/a)	24 382	b	(BAFU 2019a)	15 042
Gewichtung (-)	5,94			3,27
Ökofaktor (UBP/sgP)	7 200 000		Fluglärm	4 100 000

Q = Datenqualität; Erläuterung siehe Teil 2, Kap. 6

Tabelle 120

Elementarflüsse zur Implementierung des Lärmökofaktors auf Inventarebene

Elementarflussname		
Strassenlärm verursacht durch Personenwagen *	km	Lärm, Strasse, Pkw
Strassenlärm verursacht durch Lastwagen	km	Lärm, Strasse, Lkw
Eisenbahnlärm verursacht durch Personentransport	pkm	Lärm, Eisenbahn, Personen
Eisenbahnlärm verursacht durch Gütertransport	tkm	Lärm, Eisenbahn, Güter
Fluglärm verursacht durch Personentransport	pkm	Lärm, Flugzeug, Personen
Fluglärm verursacht durch Gütertransport	tkm	Lärm, Flugzeug, Güter

km: Fahrzeugkilometer, pkm: Personenkilometer, tkm: Tonnenkilometer

* Für die Bewertung von Lärm durch Motorräder siehe Tabelle 123

Durch Anwendung des Ökofaktors pro Person, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen ist, aus Tabelle 117 bis Tabelle 119 wird der Ökofaktor für den Güter- und Personentransport pro zurückgelegte Distanz berechnet (siehe Tab. 121).

Die Anzahl Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Strassenlärm betroffen sind, wird beim Strassengüterverkehr auf den Fahrzeugkilometer bezogen (unabhängig von der Lastwagengrösse und der Beladung).

Während die Anzahl Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Strassenlärm betroffen sind, praktisch unverändert geblieben ist, ist beim Bahnlärm eine deutliche Abnahme, beim Fluglärm eine deutliche Zunahme zu verzeichnen. Zudem haben sich die Unterschiede im durchschnittlichen Lärmpegel zwischen Lkw und Pkw leicht, und zwischen Güterzug und Personenzug deutlich verringert. Der Ökofaktor für Strassenpersonentransport ist deshalb leicht höher, derjenige für Strassengütertransport knapp 15 % tiefer. Die Ökofaktoren für Personen- und Gütertransport mit der Bahn haben um 50 % zugenommen.

Tabelle 121

Berechnung des Lärmökofaktors verschiedener Verkehrsträger in UBP/km, UBP/pkm beziehungsweise UBP/tkm

Gezeigt wird die Anzahl Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm betroffen sind, sowie die allozierte Fahrleistung 2015 der Güter- und Personentransporte.

	Einheit	Strassenverkehr		Eisenbahnverkehr		Flugverkehr	
		Personen	Güter	Personen	Güter	Personen	Güter
Anzahl sg Personen,	sgP	716 317		45 411		59 436	
Fahrleistung 2015	Fzkm	$5,87 \times 10^{10}$	$6,36 \times 10^9$	$1,94 \times 10^8$	$2,85 \times 10^7$	$8,75 \times 10^9$	$1,95 \times 10^9$
Anzahl sg Personen	sgP/Fzkm	$6,54 \times 10^{-6}$	$5,23 \times 10^{-5}$	$1,71 \times 10^{-4}$	$4,28 \times 10^{-4}$	$5,55 \times 10^{-6}$	$5,55 \times 10^{-6}$
Anzahl sg Personen	sgP/km	$6,54 \times 10^{-6}$	$5,23 \times 10^{-5}$				
Anzahl sg Personen	sgP/pkm			$1,63 \times 10^{-6}$		$5,55 \times 10^{-7}$	
Anzahl sg Personen	sgP/tkm				$9,81 \times 10^{-7}$		$5,55 \times 10^{-6}$
Ökofaktoren Fahrzeugkilometer	UBP/km	23	180				
Ökofaktoren Personenkilometer	UBP/pkm			8,0		4,0	
Ökofaktoren Tonnenkilometer	UBP/tkm				4,8		40

sgP: Personen, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen sind, km: Fahrzeugkilometer, pkm: Personenkilometer, tkm: Tonnenkilometer
 Für die Allokation der Anzahl Personen, welche durch schädlichen oder lästigen Verkehrslärm betroffen sind, auf Personen- und Güterverkehr bei Strasse und Schiene wird die Fahrleistung Güterverkehr mit dem Faktor 8 beziehungsweise 2,5 multipliziert, da der Lärmpegel von Lkws beziehungsweise Güterzügen rund 9 beziehungsweise 4 dB höher liegt als derjenige von Pkw's beziehungsweise Personenzügen.

Tabelle 122

Durchschnittliche Lärmemissionen der Verkehrsmittel

Transportmittel		Lärmpegel	Bemerkungen
Strasse, Personenwagen	dB(A)	71	Lmax, gemäss sonROAD18, frei fliessender Verkehr bei 50 km/h
Strasse, Lastwagen	dB(A)	80	
Eisenbahn, ICN, 140 km/h	dB(A)	56,5	Leq (16h) gemäss SonRail webtool, einzelne Vorbeifahrt, Entfernung: 1 Meter Abstand bei mittlerer Schienenrauheit und Betonschwellen
Eisenbahn, Güterzug (Container, K-Sohlen, 4 Achsen, 20 m, 1 Lok)	dB(A)	60,7	
Flugzeug, A320 (durchschnittlicher Mittel- oder Kurzstreckenflieger), Takeoff Flexpower	dB(A)	46,9	Leq (16h), Entfernung: 300 Meter Abstand, aus Messungen Empa
Flugzeug, A330-3 (durchschnittlicher Langstreckenflieger), Takeoff Flexpower	dB(A)	50,3	

men beziehungsweise um zwei Dritte abgenommen, während diejenigen für Personen- und Gütertransport mit dem Flugzeug knapp drei Mal so hoch sind wie 2013.

Im Weiteren soll die Möglichkeit gegeben sein, lärmarme bzw. besonders laute Fahrzeuge differenziert zu bewerten. Die durchschnittlichen Lärmemissionen verschiedener Transportmittel werden in Tabelle 122 gezeigt. Wir gehen davon aus, dass die hergeleiteten durchschnittlichen Ökofaktoren für Strassenlärm für den durchschnittlichen Pkw beziehungsweise Lkw gelten. Sind die dB-Werte des zu bilanzierenden Transportmittels bekannt, können mittels Tabelle 123 die Lärmkilometer mit dem entsprechenden Faktor multipliziert werden. Hierbei wird die in Doka (2003a) publizierte Formel verwendet.

Ist zum Beispiel das zu bilanzierende Fahrzeug im Vergleich zum durchschnittlichen Fahrzeug 3 dB leiser (Pegeländerung -3 dB), sollen die in der Sachbilanz einzusetzenden Lärmfahrzeugkilometer halbiert werden (Faktor 0,5, siehe Tab. 123). Das Fahren von 1 km mit einem um 3 dB leiseren Auto verursacht also 0,5 km «Lärm, Strasse, Pkw».

Der für die Lärmemissionen von Motorrädern einzusetzende Lärm-Fahrzeugkilometer kann analog bestimmt werden, indem die Differenz zwischen dem Lärmpegel des durchschnittlichen Personenwagens und dem Lärmpegel des Motorrads ermittelt wird. Damit kann der Korrekturfaktor aus Tabelle 123 abgelesen und der Motorradlärm-Fahrzeugkilometer berechnet werden.

Tabelle 123

Faktor, mit welchem die Lärmkilometer bei einer entsprechenden Pegelabweichung vom Durchschnitt (siehe Tab. 122) multipliziert werden müssen.

Die Berechnungsformel zur Bestimmung des Faktors lautet:

Faktor = $10^{(\text{Pegeländerung}/10)}$, gemäss Doka (2003a), basierend auf dem Strassenverkehrs-Lärmmodell Sonroad 1997 der EMPA 1997.

Pegeländerung (dB)	Faktor
- 5	0,32
- 4	0,40
- 3	0,50
- 2	0,63
- 1	0,79
0	1,00
+ 1	1,26
+ 2	1,58
+ 3	2,00
+ 4	2,51
+ 5	3,16
+ 6	3,98
+ 7	5,01
+ 8	6,31
+ 9	7,94
+ 10	10,00

16 Ausgewählte methodische Fragestellungen

16.1 Bilanzierung FSC-Wald

Der FSC-Wald ist eine spezielle Form der Waldbewirtschaftung. Diese Landnutzungsart wird nicht von der erweiterten CORINE Nomenklatur abgedeckt. Es wird deshalb empfohlen, die Landnutzung in definierte Nutzungsarten aufzuteilen, im Fall des FSC-Waldes in Flächen mit genutztem Wald und mit naturbelassenem Wald (siehe auch Tab. 94). Der FSC-Wald wird schliesslich entsprechend den Anteilen der jeweiligen Nutzungsarten beziehungsweise Nutzungsintensitäten bewertet.

16.2 Bilanzierung CO₂-Emissionszertifikate

Internationale und nationale Normen zu Treibhausgasbilanzen und CO₂-Fussabdrücken von Produkten und Unternehmen äussern sich eindeutig zur Rolle von Zertifikaten (Carbon Trust & DEFRA 2011; WBCSD & WRI 2011a, b; EN 15804 2019; International Organization for Standardization (ISO) 2013): CO₂-Emissionszertifikate gelten als Minderungsmassnahme und dürfen in Produkt- und Unternehmensbilanzen nicht mit den verursachten Emissionen verrechnet werden.

16.3 Umgang mit Herkunftsnachweisen von Energieprodukten

Herkunftsnachweise belegen den Kauf einer bestimmten Qualität der Stromerzeugung (Strom aus erneuerbaren Quellen). Bezüglich dieser Zertifikate ist eine differenziertere Sichtweise erforderlich. Folgende Fälle können unterschieden werden:

- Ein Unternehmen kauft Strom und HKN unabhängig voneinander ein;
- Ein Unternehmen kauft Strom und HKN gekoppelt ein, das heisst der eingekaufte Strom wird im selben Kraftwerk erzeugt, von welchem die HKN gekauft werden.

Für Unternehmen, die Strom auf dem liberalisierten Markt einkaufen, muss der Einkauf von HKN gekoppelt mit dem Einkauf der Elektrizität erfolgen. Der belegte Einkauf von HKN und Elektrizität von denselben Kraftwerken berechtigt diese Unternehmen dazu, den entsprechenden Kraftwerksmix bei der Bilanzierung seiner Produkte einzusetzen.

Kaufen diese Unternehmen Elektrizität und HKN getrennt ein, muss der Strommix der eingekauften Elektrizität (physikalische Produktion) eingesetzt werden. Ist dieser nicht bekannt, so ist der Schweizer Verbrauchermix einzusetzen. Für Unternehmen, die an das Versorgungsmonopol gebunden sind, sind begründete Ausnahmen möglich.

Die HKN können als Verbesserungsmassnahme gesondert ausgewiesen werden.

Die hier beschriebenen Verfahrensregeln gelten sinngemäss auch für Biogas-Zertifikate und -Herkunftsnachweise.

16.4 Umwelt-Handabdrücke

In der Diskussion um den Umwelt-Fussabdruck von Produkten und Dienstleistungen werden vermehrt auch Überlegungen angestellt, wie neben den negativen Umweltbelastungen auch mögliche positive Effekte dargestellt werden können. In diesem Zusammenhang wird meist der Begriff des Handabdrucks verwendet. Ein Beispiel aus der jüngsten Vergangenheit sind die Ökobilanz-Bilanzierungsregeln für Gebäude, die vom finnischen Umweltministerium publiziert wurden (Ympäristöministeriö 2020).

Darin wird vorgeschlagen, die potenziell vermiedenen Emissionen durch den Export von am Gebäude produzierter Elektrizität und durch das zukünftige Recycling der Baustoffe am Ende der Gebäudenutzungsdauer sowie den in nachwachsenden Rohstoffen gespeicherten biogenen

Kohlenstoff als Handabdrücke zu quantifizieren. Gleichzeitig wird verlangt, dass die beiden Grössen, der Fussabdruck und der Handabdruck, strikte zu trennen sind und nicht saldiert werden dürfen. Für den Fuss- und den Handabdruck werden separate Grenzwerte definiert, die nicht überschritten (Fussabdruck) beziehungsweise nicht unterschritten werden dürfen (Handabdruck).

Zur Ermittlung der Höhe von Handabdrücken sind Szenarien erforderlich, insbesondere für die Definition der Umwelt- und Energieeffizienz der Durchschnittstechnologie (Herstellung, Betrieb und Entsorgung). Deshalb sind Handabdrücke unsicher und spekulativ. Wir empfehlen deshalb, dem finnischen Modell zu folgen und die potenziellen Umwelt-Handabdrücke von den Umwelt-Fussabdrücken getrennt zu quantifizieren und für die beiden Indikatoren unabhängige Ziele zu definieren. Für den Umwelt-Fussabdruck empfehlen wir bindende, für den Handabdruck freiwillige Ziele.

16.5 Indikatoren für eine Kreislaufwirtschaft

In den letzten Jahren wurden Indikatoren entwickelt, die verwendet werden, um die Kreislauffähigkeit eines Produkts oder einer Dienstleistung quantifizieren zu können (De Pascale et al. 2020). Um die Umweltvorteile von kreislauffähigen Produkten abschätzen zu können, braucht es eine vergleichende Ökobilanz: in einer Variante wird das Produkt hergestellt mit Primärrohstoffen, in der anderen Variante wird es recycelt und die rückgewonnenen Sekundärrohstoffe in der Produktion eingesetzt. Ähnlich wie bei der Abschätzung von Handabdrücken sind (Zukunfts-)Szenarien unerlässlich. Wir raten zur Vorsicht bei Indikatoren wie «Anteil Rezyklat im Produkt» oder «Anteil recyclingfähiger Materialien».

17 Nicht berücksichtigte Umwelt- auswirkungen

17.1 Nicht ionisierende Strahlung

Bei der nicht ionisierenden Strahlung wird unterschieden zwischen nieder- und hochfrequenter Strahlung, Infrarotstrahlung, sichtbarem Licht und Ultraviolett-Strahlung. Niederfrequente elektrische und magnetische Felder werden beispielsweise erzeugt durch Fahrleitungen von Strassen- und Eisenbahnen, Überlandleitungen der Stromversorgung, oder strombetriebene Haushaltsgeräte wie Fernseher. Hochfrequente Strahlung wird erzeugt durch Fernseh- und Radiosender, Mobilfunkantennen, Mobiltelefone, Radaranlagen oder Mikrowellenöfen.

Gesetz und Verordnung über den Schutz vor Gefährdungen durch nichtionisierende Strahlung und Schall regeln die maximal tolerierte Strahlung (Schweizerischer Bundesrat 2019a, b).

Die Wirkung nichtionisierender Strahlung auf den Menschen hängt ab von der Intensität und der Frequenz der Strahlung. Die Wirkung sehr intensiver Strahlung, die in der Regel in unserer Umwelt nicht vorhanden ist, ist wissenschaftlich fundiert belegt. Beim heutigen Stand der Wissenschaft ist hingegen unklar, ob und inwieweit die im Alltag vorhandene schwache nichtionisierende Strahlung langfristig gesundheitsschädlich ist.⁴²

Aufgrund der noch unklaren schädigenden Wirkung nicht ionisierender Strahlung, ihrer starken örtlichen und zeitlichen Variabilität und dem Fehlen passender Sachbilanzen kann zum heutigen Zeitpunkt noch kein Ökofaktor hergeleitet werden.

17.2 Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen können in vier Leistungsarten gruppiert werden (Staub et al. 2011). Es wird unterschieden, ob eine Ökosystemleistung

- direkt nutzbar ist (z. B.: Erholungsleistung durch Jagen, Sammeln und Beobachten wild lebender Arten),
- ein Inputfaktor für die Produktion von Marktgütern durch die Wirtschaft ist (z. B. Natürliches Angebot an Produktionsunterstützungsleistungen: Bestäubung und Schädlingsbekämpfung);
- als intermediäre Ökosystemleistung zu finalen Ökosystemleistungen beiträgt (z. B. Speicherung von CO₂);
- oder ob die Leistung von der Art ist, dass ein natürlicher/gesunder Lebensraum zur Verfügung gestellt wird (z. B. Ruhe).

Insgesamt unterscheiden Staub et al. (2011) 23 Indikatoren, mit denen die Ökosystemleistungen abgebildet werden können. Es ist sehr anspruchsvoll, Auswirkungen von Schadstoffemissionen in Luft, Wasser und Boden sowie der Entnahme oder Nutzung von Ressourcen kausal einer Reduktion von Ökosystemleistungen zuzuordnen oder gar diese Reduktion zu quantifizieren. Bei einzelnen Indikatoren (beispielsweise «Ruhe») besteht die Gefahr von Doppelzählungen (Ökofaktor zu «Lärmemissionen» dient unter anderem auch der Quantifizierung des Schadens an der Ökosystemleistung «Ruhe»).

Aufgrund der Komplexität der Wirkungszusammenhänge, sowie fehlender Daten und Ziele wurde auf das Erarbeiten von Ökofaktoren zu diesem Thema verzichtet.

⁴² www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/elektrosmog/fachinformationen.html, Zugriff am 4.12.2020

17.3 VOC Emissionen ins Grundwasser

Im Rahmen von (NAQUA, 2019) werden neben anderen Substanzen die VOC Konzentrationen im Grundwasser seit rund 20 Jahren beobachtet. Gemäss diesem Bericht werden VOC hauptsächlich beim Umgang mit Treibstoffen und Lösungsmitteln sowie infolge von Unfällen in die Umwelt freigesetzt und können so ins Grundwasser eingetragen werden. Ausserdem gelangen diese Substanzen in Form von Verbrennungsrückständen oder durch die Verflüchtigung von Treibstoffen oder Lösungsmitteln in die Atmosphäre. Durch Versickerung von Niederschlags- und Oberflächenwasser können die Stoffe dann ins Grundwasser gelangen. Bei CKW-Verunreinigungen des Grundwassers sind häufig auch Altlasten die Ursache. Für Grundwasser, welches als Trinkwasser genutzt wird, definiert die Gewässerschutzverordnung (GSchV 1998, 2020) numerische Anforderungen für verschiedene VOC-Substanzen bzw. Substanzgruppen. Im Jahre 2014 wurde bei knapp 4 % der untersuchten Messstellen die numerische Anforderung für FHKW von 1 mg/l mindestens einmal pro Jahr überschritten. Bei rund einem Viertel der Messstellen wurden zudem FHKW-Spuren unterhalb dieser Grenze nachgewiesen. Bei anderen VOC, wie MAKW, PAK, MTBE und ETBE gab es keine Überschreitung der Grenzwerte und die Anzahl der Messstellen an denen diese Stoffe nachgewiesen wurden, lagen tiefer. Einzig von 1,4-Dioxan wurde an 2 Messstellen ein Wert > 1 mg/l gemessen, diese beiden Werte lagen jedoch unterhalb des Höchstwertes von 6 mg/l der TBDV (Das Eidgenössische Departement des Innern (EDI), 2020) (NAQUA, 2019).

Da keine Informationen zu den Emissionsmengen von VOC ins Grundwasser vorliegen, kann kein Ökofaktor berechnet werden. Dabei ist zu bemerken, dass MAKW, PAK und MTBE/ETBE kein landesweites Problem für die Grundwasser-Qualität darstellen. FHKW gehören nach wie vor zu den Substanzen, die mit einer Überschreitung der numerischen Anforderung der GSchV an 4 % der Messstellen die Grundwasser-Qualität signifikant beeinträchtigen. Dabei handelt es sich vor allem um Stoffe, welche in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch den sorglosen Umgang mit Lösungs- und Reinigungsmitteln in die Umwelt gelangten und wegen ihrer Langlebigkeit heute noch im Grundwasser vorhanden sind. Mittlerweile ist der Einsatz von

FHKW eingeschränkt oder streng geregelt. Aufgrund dieser Massnahmen sind Produktion und Einsatz von FHKW seit rund zwei Jahrzehnten rückläufig (NAQUA, 2019). Daher wird die Erarbeitung von Ökofaktoren für VOC im Grundwasser nicht als vordringlich erachtet.

17.4 Mikroverunreinigungen in Gewässern

Unter Mikroverunreinigungen werden künstlich hergestellte Substanzen verstanden, welche in Gewässer und Trinkwasser gelangen. Sie sind als Einzelstoffe oder oft als Cocktail von verschiedenen Stoffen problematisch für Wasserlebewesen und belasten die Trinkwasservorkommen. Sie stammen aus einer Vielzahl von alltäglichen Produkten wie z. B. aus Medikamenten, Körperpflegeartikeln, Pestiziden oder anderen Chemikalien. In den Gewässern gibt es Tausende unterschiedliche Mikroverunreinigungen. Für eine Auswahl von Mikroverunreinigungen aus den Gruppen Schwermetalle, hormonaktive Stoffe, POP, AOX und PAK wurden Ökofaktoren hergeleitet. Gemäss Bericht des Bundesrates «Umwelt Schweiz» (BAFU, 2018) stellen Mikroverunreinigungen aus den Siedlungen sowie aus Industrie und Gewerbe eine grosse Herausforderung dar. Aus diesem Grund soll bei der nächsten Überarbeitung diesen Stoffen Beachtung geschenkt werden und die Liste der Ökofaktoren im Speziellen für Medikamente und Antibiotika erweitert werden.

17.5 Versalzung

Durch den Import von Nahrungsmitteln und anderen Konsumgütern (beispielsweise Lithiumbatterien) in die Schweiz ist die Versalzung von Böden im Ausland über deren Wertschöpfungsketten präsent. Da die Versalzung in der Schweiz kein Umweltproblem darstellt, existieren keine gesetzlichen Grundlagen. Hierzu müsste man sich auf internationale Abkommen stützen können.

Versalzung kann zwei Ursachen haben: einerseits die Deposition von Ionen und andererseits der Entzug von Wasser. Letzteres stellt eine gewisse Überlappung mit dem Indikator «Wassernutzung» dar. Die Deposition von Ionen kommt grundsätzlich als Schadstoff-Emission für eine Bewertung via Versalzung in Frage.

Existierende methodische Ansätze (Feitz & Lundie 2002; Leske & Buckley 2003, 2004a, b) sind für eine Anwendung zu wenig detailliert und zu wenig breit. Neuere Arbeiten sowie quantitative nationale oder internationale Ziele sind uns nicht bekannt.

17.6 Erosion

Erosion wird im Zusammenhang mit Ökobilanzen als wichtige Umweltauswirkung genannt. Die Datenlage zu Erosion in der Landwirtschaft hat sich deutlich verbessert. Der Verlust an Boden pro kg geerntete Menge wurde analysiert und regionenspezifisch quantifiziert (van Zelm et al. 2017). Diese Informationen haben aber noch nicht Eingang gefunden in die Sachbilanzen landwirtschaftlicher Produkte der führenden Ökobilanzdatenbanken. Zudem fehlen in der gesetzlichen Grundlage (BAFU & BLW 2013) verbindliche quantitative Ziele.

17.7 Lärm von Geräten und stationären Quellen

Für Lärm von Baumaschinen, Laub- und Heubläsern, Rasenmähern, Baustellen, Windkraftwerken sowie Gewerbe- und Industrieanlagen werden derzeit noch keine Ökofaktoren bereitgestellt. Die Auswirkungen dieser Lärmquellen sind lokal begrenzt. Dementsprechend sind auch die Reduktionsmassnahmen (so erforderlich) lokal definiert. Das Bestimmen von schweizerischen Ökofaktoren für Lärm dieser Quellen gestaltet sich deshalb als schwierig.

17.8 Unterwasserlärm

Zunehmender Unterwasserlärm von Schiffen und die Exploration von Bodenschätzen unter dem Meeresgrund vertreiben Meeressäuger aus ihren Lebensräumen und haben das Potenzial, biologische Signale zu maskieren, Verhaltensreaktionen und physiologische Effekte auszulösen sowie Verletzungen und Mortalität von Meeressäugern zu fördern.

Es gibt mehrere internationale Initiativen zum Thema Unterwasserlärm (International Ocean Noise Coalition, IONC; Europäische Koalition für lärmfreie Ozeane, ECSO). Auch die OSPAR (Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic) hat sich in den letzten Jahren diesem Thema angenommen und umfassende Untersuchungen in der Nordsee durchgeführt und dokumentiert (OSPAR Commission 2017c) und Richtlinien für das Monitoring und Beurteilen von Unterwasserlärm publiziert (OSPAR Commission 2017a).

Mangels internationaler Abkommen oder Gesetzen mit quantitativen Zielen konnte auch im Rahmen dieser 4. Überarbeitung kein Ökofaktor abgeleitet werden.

17.9 Lichtverschmutzung

Die umgangssprachlich als Lichtverschmutzung bezeichnete Durchdringung unseres Lebensraumes durch künstliches Licht kann dazu führen, dass Zugvögel, die nachts unterwegs sind, in ihrer Orientierung gestört werden und von ihrem Kurs abkommen. Aber auch lokale Lichtquellen können nachtaktive Tiere beeinträchtigen: ihr Lebensraum kann zerschnitten, ihr Aktionsradius eingeschränkt und das Nahrungsangebot reduziert werden.

Das Bundesamt für Umwelt hat eine Vollzugshilfe zum Thema in der Vernehmlassung (BAFU 2017), die dazu beitragen soll, unnötige Lichtemissionen zu vermeiden und zwar bei der Planung, Bewilligung und im Betrieb von Beleuchtungen. Die Vollzugshilfe stützt sich dabei auf Artikel 11 des Umweltschutzgesetzes. Die Vollzugshilfe ist auf Einzelprojekte ausgerichtet und enthält weder Aussagen oder Daten zur Situation in der Schweiz heute noch zu möglichen gesamtschweizerischen Zielen. Deshalb enthält der vorliegende Bericht keinen Ökofaktor zu Lichtemissionen.

Anhang

A1 Umrechnungsfaktoren für Emissionen

Tabelle 124

Umrechnungsfaktoren für die Emissionen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen und für COD/DOC

	Masse, gerundet (g/mol)	
NO _x als NO ₂	46	1 g NO ₂ entspricht 0,3 g NO _x -N
NH ₃	17	1 g NH ₃ entspricht 0,82 g NH ₃ -N
NH ₄ ⁺	18	1 g NH ₄ ⁺ entspricht 0,78 g NH ₄ ⁺ -N
NO ₃ ⁻	62	1 g NO ₃ ⁻ entspricht 0,23 g NO ₃ ⁻ -N
N ₂ O	44	1 g N ₂ O entspricht 0,64 g N ₂ O-N
PO ₄ ³⁻	95	1 g PO ₄ ³⁻ entspricht 0,33 g PO ₄ ³⁻ -P
P ₂ O ₅	142	1 g P ₂ O ₅ entspricht 0,44 g P ₂ O ₅ -P
COD	–	1 g COD entspricht 0,3 g DOC (grobe Annahme)

A2 Ökofaktoren für Treibhausgase und ozonschichtabbauende Substanzen

Bei Substanzen, die über ein GWP und ein ODP verfügen, wird derjenige Faktor verwendet, welcher den höheren

Ökofaktor ergibt. Ob das GWP oder das ODP zur Berechnung verwendet wurde, ist an der fetten Schrift des Wertes in der Tabelle erkennbar. Die GWP-Werte basieren auf IPCC (IPCC 2013a), die ODP-Werte auf UNEP (UNEP 2007).

Tabelle 125

Ökofaktoren für Treibhausgase und ozonschichtabbauende Substanzen

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq)	ODP (R11-eq)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Basis 2013
Kohlendioxid	CO ₂	124-38-9	1	–	1	0,46	GWP
Kohlendioxid + **	CO ₂ +	124-38-9	2,5 ***	–	2,5	0,46	GWP
Kohlenmonoxid	CO	630-08-0	1,57	–	1,6	0,72	GWP
Methan fossil	CH ₄	74-82-8	30	–	30	12	GWP
Methan biogen	CH ₄	74-82-8	28	–	28	12	GWP
Lachgas	N ₂ O	10024-97-2	265	–	270	140	GWP
Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW)							
FCKW-11	CCl ₃ F	75-69-4	4660	1	25 000	8500	ODP
FCKW-12	CCl ₂ F ₂	75-71-8	10 200	1	25 000	8500	ODP
FCKW-13	CClF ₃	75-72-9	13 900	1	25 000	8500	ODP
FCKW-111	C ₂ Cl ₅ F	354-56-3	–	1	25 000	8500	ODP
FCKW-112	C ₂ Cl ₄ F ₂	76-12-0	–	1	25 000	8500	ODP
FCKW-113	CCl ₂ FCClF ₂	76-13-1	5820	0,8	20 000	6800	ODP
FCKW-114	CClF ₂ CClF ₂	76-14-2	8590	1	25 000	8500	ODP
FCKW-115	CF ₃ CClF ₂	76-15-3	7670	0,6	15 000	5100	ODP
FCKW-211	C ₃ Cl ₇ F	422-78-6	–	1	25 000	8500	ODP
FCKW-212	C ₃ Cl ₆ F ₂	3182-26-1	–	1	25 000	8500	ODP
FCKW-213	C ₃ Cl ₅ F ₃	2354-06-5	–	1	25 000	8500	ODP
FCKW-214	C ₃ Cl ₄ F ₄	29255-31-0	–	1	25 000	8500	ODP
FCKW-215	C ₃ Cl ₃ F ₅	4259-43-2	–	1	25 000	8500	ODP
FCKW-216	C ₃ Cl ₂ F ₆	661-97-2	–	1	25 000	8500	ODP
FCKW-217	C ₃ ClF ₇	422-86-6	–	1	25 000	8500	ODP
Fluorkohlenwasserstoffe (HFKW)							
HFKW-23	CHF ₃	75-46-7	12 400	–	12 000	6800	GWP
HFKW-32	CH ₂ F ₂	75-10-5	677	–	680	310	GWP
HFKW-41	CH ₃ F	593-53-3	116	–	120	42	GWP
HFKW-125	CHF ₂ CF ₃	354-33-6	3170	–	3200	1600	GWP
HFKW-134	CHF ₂ CHF ₂	359-35-3	1120	–	1100	510	GWP
HFKW-134α	CH ₂ FCF ₃	811-97-2	1300	–	1300	660	GWP
HFKW-143	CHF ₂ CH ₂ F	430-66-0	328	–	330	160	GWP
HFKW-143α	CF ₃ CH ₃	420-46-2	4800	–	4800	2100	GWP

* wird mit dem Ökofaktor für das Ozonbildungspotenzial (POCP) bewertet, da jener Wert höher liegt

** und andere klimawirksame Komponenten aus der Luftfahrt

*** nicht nach GWP100, die weiteren klimawirksamen Effekte werden gemäss langfristiger Klimastrategie der Schweiz als Vielfaches der CO₂-Wirkung ausgedrückt.

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq)	ODP (R11-eq)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Basis 2013
HFKW-152	CH ₂ FCH ₂ F	624-72-6	16	–	16	24	GWP
HFKW-152a	CH ₃ CHF ₂	75-37-6	138	–	140	57	GWP
HFKW-161	CH ₃ CH ₂ F	353-36-6	4	–	4	5,5	GWP
HFKW-227ea	CF ₃ CHFCF ₃	431-89-0	3350	–	3400	1500	GWP
HFKW-236cb	CH ₂ FCF ₂ CF ₃	677-56-5	1210	–	1200	620	GWP
HFKW-236ea	CHF ₂ CHFCF ₃	431-63-0	1330	–	1300	630	GWP
HFKW-236fa	CF ₃ CH ₂ CF ₃	690-39-1	8060	–	8100	4500	GWP
HFKW-245ca	CH ₂ FCF ₂ CHF ₂	679-86-7	716	–	720	320	GWP
HFKW-245fa	CHF ₂ CH ₂ CF ₃	460-73-1	858	–	860	470	GWP
HFKW-365mfc	CF ₃ CH ₂ CF ₂ CH ₃	406-58-6	804	–	800	370	GWP
HFKW-43-10mee	CF ₃ CHFCF ₂ CF ₃	138495-42-8	1650	–	1700	750	GWP
Teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (HFCKW)							
HFCKW-21	CHCl ₂ F	75-43-4	148	0,04	1000	340	ODP
HFCKW-22	CHClF ₂	75-45-6	1760	0,055	1800	830	GWP
HFCKW-31	CH ₂ FCl	593-70-4	–	0,02	500	170	ODP
HFCKW-121	CHCl ₂ CCl ₂ F	354-14-3	–	0,04	1000	340	ODP
HFCKW-122	CHCl ₂ CClF ₂	354-21-2	59	0,08	2000	680	ODP
HFCKW-123	CHCl ₂ CF ₃	306-83-2	79	0,02	500	170	ODP
HFCKW-124	CHFClCF ₃	2837-89-0	527	0,022	550	280	GWP
HFCKW-131	CH ₂ ClCCl ₂ F	359-28-4	–	0,05	1300	430	ODP
HFCKW-133a	CH ₂ ClCF ₃	75-88-7	–	0,06	1500	510	ODP
HFCKW-141	CH ₂ ClCHClF	430-57-9	–	0,07	1800	600	ODP
HFCKW-141b	CH ₃ CFCl ₂	1717-00-6	782	0,11	2800	940	ODP
HFCKW-142b	CH ₃ CF ₂ Cl	75-68-3	1980	0,065	2000	1100	GWP
HFCKW-225ca	CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	422-56-0	127	0,025	630	210	ODP
HFCKW-225cb	CClF ₂ CF ₂ CHClF	507-55-1	525	0,033	830	280	ODP
HFCKW-253	C ₃ H ₄ F ₃ Cl	460-35-5	–	0,03	750	260	ODP
HFCKW-261	CH ₃ CClFCH ₂ Cl	420-97-3	–	0,02	500	170	ODP
HFCKW-271	C ₃ H ₆ FCl	430-55-7	–	0,03	750	260	ODP
Perfluorkohlenwasserstoffe (PFKW)							
Methan, Perfluor- (FKW-14)	CF ₄	75-73-0	6630	–	6600	3400	GWP
Ethan, Perfluor- (FKW-116)	C ₂ F ₆	76-16-4	11 100	–	11 000	5600	GWP
Propan, Octafluor- (FKW-218)	C ₃ F ₈	76-19-7	8900	–	8900	4100	GWP
Propan, Hexafluorcyclo-	c-C ₃ F ₆	931-91-9	9200	–	9200	8000	GWP
Butan, Decafluor-	C ₄ F ₁₀	355-25-9	9200	–	9200	4100	GWP
Butan, Octafluorcyclo-	c-C ₄ F ₈	115-25-3	9540	–	9500	4700	GWP
Pentan, Dodecafluor-	C ₅ F ₁₂	678-26-2	8550	–	8600	4200	GWP
Hexan, Tetradecafluor-	C ₆ F ₁₄	355-42-0	7910	–	7900	4300	GWP
PFC-9-1-18	C ₁₀ F ₁₈		7190	–	7200	3500	GWP
PFPME	CF ₃ OCF(CF ₃) CF ₂ OCF ₂ OCF ₃		9710	–	9700	4700	GWP

* wird mit dem Ökofaktor für das Ozonbildungspotenzial (POCP) bewertet, da jener Wert höher liegt

** und andere klimawirksame Komponenten aus der Luftfahrt

*** nicht nach GWP100, die weiteren klimawirksamen Effekte werden gemäss langfristiger Klimastrategie der Schweiz als Vielfaches der CO₂-Wirkung ausgedrückt.

	Formel	CAS-Nr.	GWP (CO ₂ -eq)	ODP (R11-eq)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)	Ökofaktor 2013 (UBP/g)	Basis 2013
Bromierte Kohlenwasserstoffe							
Methan, brom-	CH ₃ Br	74-83-9	2	0,6	15 000	5100	ODP
Methan, dibrom-	CH ₂ Br ₂	74-95-3	1	-	1	0,71	GWP
Methan, bromchlor-	CH ₂ BrCl	74-97-5	-	0,12	3000	1000	ODP
Methan, bromfluor-	CH ₂ FBr	373-52-4	-	0,73	18 000	6200	ODP
Methan, bromdifluor-	CHBrF ₂	1511-62-2	376	0,74	19 000	6300	ODP
Methan, dibromfluor-	CHBr ₂ F	1868-53-7	-	1	25 000	8500	ODP
Halon 1211 (Methan, bromochlordifluor-)	CBrClF ₂	353-59-3	1750	3	75 000	26 000	ODP
Halon 1301 (Methan, bromtrifluor-)	CBrF ₃	75-63-8	6290	10	250 000	85 000	ODP
Halon 2402 (Ethan, 1,2-dibrom- 1,1,2,2-tetrafluor-)	C ₂ Br ₂ F ₄	124-73-2	1470	6	150 000	51 000	ODP
Chlorierte Kohlenwasserstoffe							
Methan, tetrachlor-, (CKW-10)	CCl ₄	56-23-5	1730	1,1	28 000	9400	ODP
Chloroform, (CKW-20)	CHCl ₃	67-66-3	16	-	16	- *	GWP
Methan, monochlor-, (CKW-40)	CH ₃ Cl	74-87-3	12	-	12	- *	GWP
Methan, dichlor-, (CKW-30)	CH ₂ Cl ₂	75-09-2	9	-	9	- *	GWP
Ethan, 1,1,1-trichlor-, (CKW-140)	CH ₃ CCl ₃	71-55-6	160	0,1	2500	850	ODP
weitere halogenierte Kohlenwasserstoffverbindungen							
Methan, trifluoriod-	CF ₃ I	2314-97-8	-	-	0	0,18	GWP
Ethanol, 2,2,2-trifluor-	CF ₃ CH ₂ OH	75-89-8	20	-	20	26	GWP
1-propanol, 2,2,3,3,3-Pentafluor-	CF ₃ CF ₂ CH ₂ OH	422-05-9	19	-	19	19	GWP
2-propanol, 1,1,1,3,3,3-Hexafluor-	(CF ₃) ₂ CHOH	920-66-1	182	-	180	90	GWP
Stickstofftrifluorid	NF ₃	7783-54-2	16 100	-	16 000	7900	GWP
Schwefel, pentafluor(trifluormethyl)-	SF ₅ CF ₃	373-80-8	17 400	-	17 000	8100	GWP
Schwefelhexafluorid	SF ₆	2551-62-4	23 500	-	24 000	10 000	GWP
Ether und halogenierte Etherverbindungen							
Ether, dimethyl-	CH ₃ OCH ₃	115-10-6	-	-	- *	- *	GWP
Ether, methyl perfluoroisopropyl-	(CF ₃) ₂ CFOCH ₃	22052-84-2	363	-	360	160	GWP
HCFE-235da2	CF ₃ CHClOCHF ₂	26675-46-7	491	-	490	160	GWP
HFE-125	CF ₃ OCHF ₂	3822-68-2	12 400	-	12 000	6900	GWP
HFE-134	CHF ₂ OCHF ₂	1691-17-4	5560	-	5600	2900	GWP
HFE-227ea	CF ₃ CHFOCF ₃	2356-61-8	6450	-	6500	710	GWP

* wird mit dem Ökofaktor für das Ozonbildungspotenzial (POCP) bewertet, da jener Wert höher liegt

** und andere klimawirksame Komponenten aus der Luftfahrt

*** nicht nach GWP100, die weiteren klimawirksamen Effekte werden gemäss langfristiger Klimastrategie der Schweiz als Vielfaches der CO₂-Wirkung ausgedrückt.

A3 PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)

Die folgende Tabelle enthält eine Zusammenstellung der häufigsten PAKs (engl. PAH). Die Liste ist nicht abschliessend. Der zu verwendende Ökofaktor findet sich in Kapitel 9.10.5, 9.10.6 und 10.10.4.

Tabelle 126

PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)

PAK-Nr.	Name	CAS-Nr.	Molekulargewicht	Synonyme
8	Acenaphthen	83-32-9	154	Acenaphthene; 1,2-Dihydroacenaphthylene; 1,8-Ethylenenaphthalene
7	Acenaphthylen	208-96-8	152	Acenaphthylene; Acenaphthalene
15	Anthracen	120-12-7	178	Anthracene; Anthracin
38	Benz(a)anthracen	56-55-3	228	Benz(a)anthracene; 1,2-Benzanthracene; 1,2-Benzanthrene; Benzo[b]phenanthrene; 2,3-Benzophenanthrene; Tetraphene; Naphthanthracene
74	Benzo(a)pyren	50-32-8	252	Benzo(a)pyrene; Benzo[def]chrysene; 3,4-Benzopyrene; 6,7-Benzopyrene; 1,2-Benzpyrene; 4,5-Benzpyrene
69	Benzo(b)fluoranthen	205-99-2	252	Benzo(b)fluoranthene; 3,4-Benz[e]acephenanthrylene; Benzo[b]fluoranthene; Benzo[e]fluoranthene; 2,3-Benzofluoranthene; 3,4-Benzofluoranthene;
120	Benzo(ghi)perylene	191-24-2	276	Benzo(ghi)perylene; 1,12-Benzoperylene
71	Benzo(k)fluoranthen	207-08-9	252	Benzo(k)fluoranthene; 11,12-Benzofluoranthene; 8,9-Benzofluoranthene; 2,3,1',8'-Binaphthylene; Dibenzo[b,jk]fluorene
39	Chrysen	218-01-9	228	Chrysene; Benzo[a]phenanthrene; 1,2-Benzophenanthrene
130	Dibenz(a,h)anthracen	53-70-3	278	Dibenz(a,h)anthracene; 1,2:5,6-Benz[a]anthracene; 1,2:5,6-Benzanthracene; 1,2,5,6-Dibenzoanthracene
18	Fluoranthen	206-44-0	202	Fluoranthene; Benzo[jk]fluorene; Idryl; 1,2-(1,8-Naphthalenediyl)benzene; Benz[a]acenaphthylene; 1,2-Benzoacenaphthylene
11	Fluoren	86-73-7	166	Fluorene; o-Biphenylenemethane; Diphenylenemethane; 9H-Fluorene; 2,2'-Methylenbiphenyl; 2,3-Benzidene; o-Biphenylmethane
113	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	276	Indeno(1,2,3-cd)pyrene; 1,10-(1,2-Phenylene)pyrene; 1,10-(o-Phenylene)pyrene; o-Phenylene-pyrene; 2,3-(o-Phenylene)pyrene; 2,3-Phenylene-pyrene
4	Naphthalen	91-20-3	128	Naphthalene; Naphthalin
14	Phenanthren	85-01-8	178	Phenanthrene; Phenanthrin
21	Pyren	129-00-0	202	Pyrene; Benzo[def]phenanthrene; Pyren

A4 Ökofaktoren für persistente organische Schadstoffe (POP)

Auflistung aller berücksichtigten POP Substanzen als Emissionen in Oberflächengewässer. Die Substanzen, Charakterisierungs- und Ökofaktoren wurden von Ruiz et al. (2012) ermittelt. Massgebend ist die CAS Nummer.

Tabelle 127
Persistente organische Schadstoffe (POP), emittiert in Oberflächengewässer

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)
1,1,2,2-Tetrachloroethane	79-34-5	14	0,06	3300
1,1'-Bianthracene -9,9',10,10'-trione, 4,4'-diamino-	4051-63-2	3890	15,85	930 000
1,2,4-Benzenetricarboxylic acid, tris(2-ethylhexyl) ester	3319-31-1	19	0,08	4600
1,2-Benzenedicarboxylic acid, 3,4,5,6-tetrabromo-, 2-(2-hydroxyethoxy)ethyl 2-hydroxypropyl ester	20566-35-2	87	0,35	21 000
1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-c6-10-alkyl esters	68515-51-5	617	2,51	150 000
1,2-Benzenedicarboxylic acid, dioctadecyl ester	14117-96-5	3	0,01	760
1,3,5-Triazine, 2,4-dimethoxy-6-(1-pyrenyl)-	3271-22-5	2570	10,47	620 000
1,3,5-Triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tris[[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]methyl]-	27676-62-6	3	0,01	760
1,3,5-Triazine-2,4,6(1H,3H,5H)-trione, 1,3,5-tris[[4-(1,1-dimethylethyl)-3-hydroxy-2,6-dimethylphenyl]methyl]-	40601-76-1	3	0,01	760
1,3-Eicosanedione, 1-phenyl-	58446-52-9	170	0,69	41 000
1,3-Isobenzofurandione, 4,5,6,7-tetrachloro-	117-08-8	537	2,19	130 000
1,3-Propanediol, 2,2 -[oxybis(methylene)]bis[2-(hydroxymethyl)-	126-58-9	3	0,01	760
1,3-Propanediol, 2-ethyl-2-(hydroxymethyl)-	77-99-6	3	0,01	760
1,3-Propanedione, 1,3-diphenyl-	120-46-7	5	0,02	1300
1,4:7,10-Dimethanodibenzo a,e cyclooctene, 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-	13560-89-9	107	0,44	26 000
10:2 FTOH (10:2 fluorotelomer alcohol)	865-86-1	2234	9,10	540 000
12H-Phthaloperin-12-one	6925-69-5	24	0,10	5800
13-Docosenamide, (Z)-	112-84-5	661	2,69	160 000
14H-Benz 4,5 isoquino 2,1-a perimidin-14-one	6829-22-7	145	0,59	35 000
1H-Indene-1,3(2H)-dione, 2-(3-hydroxy-2-quinoliny)-	7576-65-0	240	0,98	58 000
1H-Isindol-1-one, 3,3'-(1,4-phenylenediimino)bis 4,5,6,7-tetrachloro-	5590-18-1	3802	15,49	910 000
1H-Isindol-3-amine, 1-imino-	3468-11-9	3	0,01	760
1H-Isindole-1,3(2H)-dione, 2-(trichloromethyl)thio -	133-07-3	35	0,14	8500
1H-Isindole-1,3(2H)-dione, 2,2 -(1,2-ethanediyl)bis[4,5,6,7-tetrabromo-	32588-76-4	562	2,29	130 000
1H-Isindole-1,3(2H)-dione, 3a,4,7,7a-tetrahydro-2-[(trichloromethyl)thio]-	133-06-2	32	0,13	7800

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)
1H-Isindole-1,3(2H)-dione, 4,5,6,7-tetrachloro-2-[2-(4,5,6,7-tetrachloro-2,3-dihydro-1,3-dioxo-1H-inden-2-yl)-8-quinol	30125-47-4	95	0,39	23 000
1-Propanol, 2-chloro-, phosphate (3:1)	6145-73-9	6	0,02	1300
2,4,6(1H,3H,5H)-Pyrimidinetrione, 5,5'-(1H-isoindole-1,3(2H)-diylidene)bis-	36888-99-0	3	0,01	760
2,4,6(1H,3H,5H)-Pyrimidinetrione, 5-[[2,3-dihydro-6-methyl-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)azo]-	72102-84-2	10	0,04	2400
2,4,6-Tribromophenol	118-79-6	245	1,00	59 000
2,4,8,10-Tetraoxa-3,9-diphosphaspiro 5.5 undecane, 3,9-bis 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)phenoxy -	26741-53-7	162	0,66	39 000
2,4'-Dichlorobiphenyl	34883-43-7	6902	28,12	1 700 000
2,5-Pyrrolidinedione, 3-dodecyl-1-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidinyl)-	79720-19-7	562	2,29	130 000
2H-1-Benzopyran-6-ol, 3,4-dihydro-2,5,7,8-tetramethyl-2-(4,8,12-trimethyltridecyl)-	10191-41-0	39	0,16	9300
2H-Pyran-2,4(3H)-dione, 3-acetyl-6-methyl-	520-45-6	3	0,01	760
2-Naphthalenecarboxamide, 4- (2,5-dichlorophenyl)azo -N-(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)-3-hydroxy-	6992-11-6	10	0,04	2400
2-Naphthalenecarboxamide, 4-[[5-[[[4-(aminocarbonyl)phenyl] amino]carbonyl]-2-methoxyphenyl]azo]-N-(5-chloro-2,4-dimetho	59487-23-9	10	0,04	2400
2-Naphthalenecarboxamide, N-(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzi-midazol-5-yl)-3-hydroxy-4-2-methoxy-5- (phenylamino)carbonyl	12225-06-8	10	0,04	2400
2-Naphthalenecarboxamide, N,N'-(2-chloro-1,4-phenylene)bis [4-[[2,5-dichlorophenyl)azo]-3-hydroxy-	5280-78-4	10	0,04	2400
2-Naphthalenecarboxamide, N,N'-(2-chloro-1,4-phenylene)bis [4-[[4-chloro-2-nitrophenyl)azo]-3-hydroxy-	35869-64-8	10	0,04	2400
2-Naphthalenecarboxamide, N,N'-1,4-phenylenebis[4-[[2,5-dichlorophenyl)azo]-3-hydroxy-	3905-19-9	10	0,04	2400
2-n-Octyl-4-isothiazolin-3-one	26530-20-1	19	0,08	4600
2-Thiophenecarboxylic acid, 4-cyano-5-[[5-cyano-2,6-bis[[3-methoxypropyl)amino]-4-methyl-3-pyridinyl]azo]-3-methyl-, me	72968-71-9	10	0,04	2400
3,3'-((2,5-Dimethyl-p-phenylene)bis(imino(1-acetyl-2-oxo-ethylene)azo))bis(4-chloro-N-(5-chloro-o-tolyl)benzamide)	5280-80-8	10	0,04	2400
3H-Dibenz f,i,j isoquinoline-2,7-dione, 3-methyl-6- (4-methyl-phenyl)amino -	81-39-0	112	0,46	27 000
3H-Pyrazol-3-one, 4- (1,5-dihydro-3-methyl-5-oxo-1-phenyl-4H-pyrazol-4-ylidene)methyl -2,4-dihydro-5-methyl-2-phenyl-	4702-90-3	389	1,58	93 000
3H-Pyrazol-3-one, 4,4'-[[3,3'-dichloro[1,1'-biphenyl]-4,4'-diyl] bis(azo)]bis[2,4-dihydro-5-methyl-2-(4-methylphenyl)-	15793-73-4	10	0,04	2400
4,5-Dichloro-2-octyl-3(2H)-isothiazolone	64359-81-5	110	0,45	26 000
4,7-Methano-1H-isoindole-1,3(2H)-dione, 2,2 -(1,2-ethanediy) bis[5,6-dibromohexahydro-	52907-07-0	9	0,04	2200

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)
4,7-Methanoisobenzofuran-1,3-dione, 4,5,6,7,8-hexachloro-3a,4,7,7a-tetrahydro-	115-27-5	355	1,45	85 000
5,9,14,18-Anthrazinetetrone, 6,15-dihydro-	81-77-6	1514	6,17	360 000
7-Oxa-3,20-diazadispiro[5.1.11.2]heneicosan-21-one, 2,2,4,4-tetramethyl-	64338-16-5	7586	30,90	1 800 000
8:2 FTOH (8:2 fluorotelomer alcohol)	678-39-7	12 190	49,65	2 900 000
9,10-Anthracenedione, 1-(methylamino)-	82-38-2	62	0,25	15 000
9,10-Anthracenedione, 1,1'- (6-phenyl-1,3,5-triazine-2,4-diyldiimino bis-	4118-16-5	26	0,11	6300
9,10-Anthracenedione, 1,4-bis (4-methylphenyl)amino-	128-80-3	513	2,09	120 000
9,10-Anthracenedione, 1-hydroxy-4-(4-methylphenyl)amino-	81-48-1	1585	6,46	380 000
9-Octadecenamide, (Z)-	301-02-0	372	1,51	89 000
Acetamide, 2-cyano-2-[2,3-dihydro-3-(tetrahydro-2,4,6-trioxo-5(2H)-pyrimidinylidene)-1H-isoindol-1-ylidene]-N-methyl-	76199-85-4	3	0,01	760
Adipate, bis(2-ethylhexyl)-	103-23-1	955	3,89	230 000
Anthra 2,1,9-def:6,5,10-d'e'f' diisoquinoline-1,3,8,10(2H,9H)-tetrone, 2,9-dimethyl-	5521-31-3	263	1,07	63 000
Anthracene	120-12-7	2765	11,26	660 000
Antioxidant MD-1024	32687-78-8	3236	13,18	780 000
Azamethine Yellow 2GLT	5045-40-9	2042	8,32	490 000
Benzamide, 3,3'-[(2-chloro-5-methyl-1,4-phenylene)bis(imino (1-acetyl-2-oxo-2,1-ethanediylo)azo)]bis[4-chloro-N-[2-(4-chl	79953-85-8	10	0,04	2400
Benzamide, N-[4-(aminocarbonyl)phenyl]-4-[[1-[[[2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)amino]carbonyl]-2-oxopropyl]azo]	74441-05-7	10	0,04	2400
Benzenamine, 4-(1-methyl-1-phenylethyl)-N- 4-(1-methyl-1-phenylethyl)phenyl -	10081-67-1	2399	9,77	580 000
Benzenamine, N-phenyl-, reaction products with 2,4,4-trimethyl-pentene	68411-46-1	12 589	51,28	3 000 000
Benzene (as BTEX)	71-43-2	9	0,04	2100
Benzene, 1,1 -[1,2-ethanediylo]bis[2,4,6-tribromo-	37853-59-1	1175	4,79	280 000
Benzene, 1,1 -oxybis-, octabromo deriv.	32536-52-0	1950	7,94	470 000
Benzene, 1,1'-(1-methylethylidene)bis 3,5-dibromo-4-(2,3-dibromopropoxy)-	21850-44-2	81	0,33	19 000
Benzene, 1,2,4,5-tetrabromo-3,6-bis(pentabromophenoxy)-	58965-66-5	3	0,01	760
Benzene, ethyl-	100-41-4	53	0,22	13 000
Benzene, pentabromomethyl-	87-83-2	19 055	77,62	4 600 000
Benzenepropanamide, N,N -1,6-hexanediylo]bis[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-	23128-74-7	107	0,44	26 000
Benzenepropanoic acid, 3-(1,1-dimethylethyl)- -[3-(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]-4-hydroxy- -methyl-, 1,2-ethaned	32509-66-3	4	0,02	1000
Benzenepropanoic acid, 3-(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-5-methyl-, 1,2-ethanediylo]bis(oxy-2,1-ethanediylo) ester	36443-68-2	513	2,09	120 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)
Benzenepropanoic acid, 3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-, 1,6-hexanediyl ester	35074-77-2	10	0,04	2300
Benzenepropanoic acid, 3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-, thiodi-2,1-ethanediyl ester	41484-35-9	46	0,19	11 000
Benzo(a)pyrene	50-32-8	8241	33,57	2 000 000
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	5189	21,14	1 200 000
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	10 116	41,20	2 400 000
Benzoic acid, 2-[[[3-[[[(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl) amino]carbonyl]-2-hydroxy-1-naphthalenyl]azo]-, butyl est	31778-10-6	10	0,04	2400
Benzoxazole, 2- 4- 2- 4-(2-benzoxazolyl)phenyl ethenyl phenyl -5-methyl-	5242-49-9	4074	16,59	980 000
Benzoxazole, 2,2 -(1,4-naphthalenediyl)bis-	5089-22-5	5248	21,38	1 300 000
Benzoxazole, 2,2 -(2,5-thiophenediyl)bis[5-(1,1-dimethylethyl)-	7128-64-5	2138	8,71	510 000
Benzoxazole, 2,2'-(1,2-ethenediyl-di-4,1-phenylene)bis-	1533-45-5	7586	30,90	1 800 000
Bisbenzimidazo 2,1-b:2',1'-i benzo lmn 3,8 phenanthroline-8,17-dione	4424-06-0	490	2,00	120 000
Bisphenol A	80-05-7	72	0,30	17 000
Butanamide, 2,2'- (3,3'-dichloro 1,1'-biphenyl -4,4'-diyl)bis(azo) bis N-(2,4-dimethylphenyl)-3-oxo-	5102-83-0	10	0,04	2400
Butanamide, 2,2'-[1,2-ethanediylbis(oxy-2,1-phenyleneazo)] bis[N-(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)-3-oxo-	77804-81-0	10	0,04	2400
BZ NO 153	35065-27-1/ 38380-05-1	77 446	315,46	1 900 000
C,i, solvent yellow 14	842-07-9	10	0,04	2400
Cresyl diphenyl phosphate	26444-49-5	66	0,27	16 000
Cyclododecane, hexabromo-	25637-99-4	5754	23,44	1 400 000
Cyclohexane, 1,2,3,4,5-pentabromo-6-chloro-	87-84-3	603	2,45	140 000
Decabromodiphenyl oxide	1163-19-5	42	0,17	10 000
Decanedioic acid, bis(1,2,2,6,6-pentamethyl-4-piperidinyl) ester	41556-26-7	724	2,95	170 000
Decanedioic acid, bis(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidinyl) ester	52829-07-9	380	1,55	91 000
Decanedioic acid, bis(2-ethylhexyl) ester	122-62-3	105	0,43	25 000
D-Glucitol	50-70-4	3	0,01	760
Dichloromethane	75-09-2	2	0,01	440
Diisononyl phthalate	28553-12-0	229	0,93	55 000
Dimethylphenol phosphate (3:1)	25155-23-1	661	2,69	160 000
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	1746-01-6	13 804	56,23	3 300 000
Diundecyl phthalate	3648-20-2	21	0,09	5100
Diuron	330-54-1	23	0,09	5500
EtFOSA (N-ethyl perfluorooctane sulfonamide)	4151-50-2	13 366	54,44	3 200 000
Ethane, 1,2-dichloro-	107-06-2	2	0,01	480
Ethanediamide, N-(2-ethoxyphenyl)-N -(2-ethylphenyl)-	23949-66-8	126	0,51	30 000
Ethanol, 2,2 -[[1-methylethylidene]bis[[2,6-dibromo-4,1-phenyleneoxy]]]bis-	4162-45-2	7762	31,62	1 900 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)
Ethanol, 2-butoxy-, phosphate (3:1)	78-51-3	21	0,09	5000
Ethene, tetrachloro-	127-18-4	83	0,34	20 000
Ethylene oxide	75-21-8	3	0,01	760
HBCD (Hexabromocyclododecane)	3194-55-6	32 584	132,72	7 800 000
HCFC-141b (1,1-dichlorofluoroethane)	1717-00-6	13	0,05	3200
HCFC-142b (1-chloro-1,1-difluoroethane)	75-68-3	8	0,03	1800
Hexanedioic acid, diisononyl ester	33703-08-1	269	1,10	65 000
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	193-39-5	32 137	130,90	7 700 000
MeFOSA (N-methyl perfluorooctane sulfonamide)	31506-32-8	6339	25,82	1 500 000
Melamine	108-78-1	3	0,01	760
Methanone, 2-hydroxy-4-(octyloxy)phenyl phenyl-	1843-05-6	200	0,81	48 000
Methanone, (2,4-dihydroxyphenyl)phenyl-	131-56-6	11	0,04	2600
Methanone, (2-hydroxy-4-methoxyphenyl)phenyl-	131-57-7	38	0,15	9100
Naphthalene	91-20-3	69	0,28	19 000
Nonanedioic acid, bis(2-ethylhexyl) ester	103-24-2	182	0,74	44 000
Octadecanamide	124-26-5	513	2,09	120 000
Octadecanoic acid, 1,2,3-propanetriyl ester	555-43-1	3	0,01	760
Octadecanoic acid, butyl ester	123-95-5	158	0,65	38 000
Octadecanoic acid, diester with 1,2,3-propanetriol	1323-83-7	3	0,01	760
Octadecanoic acid, ester with 2,2-bis(hydroxymethyl)-1,3-propanediol	8045-34-9	3020	12,30	720 000
Octadecanoic acid, octadecyl ester	2778-96-3	3	0,01	760
Octadecyl 3,5-bis(tert-butyl)-4-hydroxybenzenep*	2082-79-3	6	0,02	1400
Oxirane, 2,2 -[[1-methylethylidene)bis(4,1-phenyleneoxy-methylene)]bis-	1675-54-3	158	0,65	38 000
PBDE-100 (2,2',4,4',6-pentabromodiphenyl ether)	189084-64-8	6324	25,76	1 500 000
PBDE-28 (2,4,4'-tribromodiphenyl ether)	41318-75-6	6714	27,35	1 600 000
PBDE-47 (2,2',4,4'- tetrabromodiphenyl ether)	5436-43-1	32 584	132,72	7 800 000
PBDE-99 (2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether)	60348-60-9	15 136	61,65	3 600 000
PCB 105 (2,3,3',4,4'-Pentachlorobiphenyl)	32598-14-4	140 605	572,73	34 000 000
PCB 110 (2,3,3',4',6-Pentachlorobiphenyl)	38380-03-9	51 168	208,42	12 000 000
PCB 118 (2,3',4,4',5-Pentachlorobiphenyl)	31508-00-6	184 502	751,53	44 000 000
PCB 123 (2,3',4,4',5'-Pentachlorobiphenyl)	65510-44-3	196 789	801,58	47 000 000
PCB 138 (2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl)	35065-28-2	67 143	273,49	16 000 000
PCB 149 (2,2',3,4',5',6-Hexachlorobiphenyl)	38380-04-0	111 173	452,84	27 000 000
PCB 158 (2,3,3',4,4',6-Hexachlorobiphenyl)	74472-42-7	37 584	153,09	9 000 000
PCB 160 (2,3,3',4',5,6-Hexachlorobiphenyl)	41411-62-5	143 219	583,38	34 000 000
PCB 180 (2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl)	35065-29-3	4920	20,04	1 200 000
PCB 194 (2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorobiphenyl)	35694-08-7	1343	5,47	320 000
PCB 199 (2,2',3,3',4,5,5',6'-Octachlorobiphenyl)	52663-75-9	644	2,62	150 000
PCB 28 + 31 (2,4,4'-Trichlorobiphenyl + 2,4',5-Trichlorobiphenyl)	7012-37-5/ 16606-02-3	18 793	76,55	4 500 000
PCB 5 (2,3-dichlorobiphenyl)	16605-91-7	6095	24,83	1 500 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)
PCB 52 (2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl)	35693-99-3	40 644	165,56	9 700 000
PCB 70 (2,3',4',5'-Tetrachlorobiphenyl)	32598-11-1	52 119	212,30	12 000 000
PCB 90 + 101 (2,2',3,4',5'-Pentachlorobiphenyl + 2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl)	68194-07-0/ 37680-73-2	167 880	683,83	40 000 000
Pcb-18	37680-65-2	15 631	63,67	3 700 000
Pentabromodiphenyl ether	32534-81-9	15 136	61,65	3 600 000
Pentaerythritol	115-77-5	3	0,01	760
Pentaerythritol tetrakis(3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)propionate)	6683-19-8	2	0,01	520
PFBA (perfluorobutanoic acid)	375-22-4	3	0,01	760
PFBS (perfluorobutane sulfonate)	375-73-5	3	0,01	760
PFDA (perfluorodecanoic acid)	335-76-2	56	0,23	13 000
PFHpA (perfluoroheptanoic acid)	375-85-9	6	0,02	1300
PFHxA (perfluorohexanoic acid)	307-24-4	3	0,01	760
PFHxS (perfluorohexane sulfonate)	355-46-4	3	0,01	760
PFNA (perfluorononanoic acid)	375-95-1	10	0,04	2400
PFOA (Perfluorooctanoic acid)	335-67-1	3	0,01	760
PFOS (Perfluorooctanesulfonic acid)	1763-23-1	3	0,01	760
PFPA (pentafluoropropionic anhydride)	356-42-3	10	0,04	2300
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)-	3147-75-9	5888	23,99	1 400 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-(1,1-dimethylethyl)-6-(1-methylpropyl)-	36437-37-3	6761	27,54	1 600 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)-	3846-71-7	3802	15,49	910 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-	25973-55-1	6026	24,54	1 400 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-methyl-1-phenylethyl)-	70321-86-7	3715	15,13	890 000
Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-methyl-	2440-22-4	324	1,32	78 000
Phenol, 2-(5-chloro-2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)-	3864-99-1	10 233	41,68	2 500 000
Phenol, 2-(5-chloro-2H-benzotriazol-2-yl)-6-(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	729335	1288	5,25	310 000
Phenol, 2,2 -methylenebis[6-(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	119-47-1	3715	15,13	890 000
Phenol, 2,2'-thiobis 6-(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	90-66-4	1950	7,94	470 000
Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-, phosphite (3:1)	31570-04-4	3	0,01	760
Phenol, 2,4-dibromo-	615-58-7	62	0,25	15 000
Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-ethyl-	4130-42-1	1230	5,01	290 000
Phenol, 2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-4-methyl-	128-37-0	646	2,63	150 000
Phenol, 4- 4,6-bis(octylthio)-1,3,5-triazin-2-yl amino -2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-	991-84-4	3	0,01	760
Phenol, 4,4 -(1-methylethylidene)bis[2,6-dibromo-	79-94-7	10 471	42,65	2 500 000
Phenol, 4,4 ,4 -(1-methyl-1-propanyl-3-ylidene)tris[2-(1,1-dimethylethyl)-5-methyl-	1843-03-4	13	0,05	3100
Phenol, 4,4 -butylidenebis[2-(1,1-dimethylethyl)-5-methyl-	85-60-9	759	3,09	180 000

Name	CAS-Nr.	BCF (l/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg 2,4,6-Tribromphenol-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/g)
Phenol, 4,4 -thiobis[2-(1,1-dimethylethyl)-5-methyl-	96-69-5	1950	7,94	470 000
Phenol, 4,4',4''-[[2,4,6-trimethyl-1,3,5-benzenetriyl]tris(methylene)]	1709-70-2	3	0,01	760
Phenol, nonyl-, phosphite (3:1)	26523-78-4	3	0,01	760
Phosphate, tris(2-chloroethyl)-	115-96-8	1	0,00	150
Phosphonic acid, [[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]methyl]-, diethyl ester	976-56-7	132	0,54	32 000
Phosphonous acid, [1,1 -biphenyl]-4,4 -diylbis-, tetrakis[2,4-bis(1,1-dimethylethyl)phenyl] ester	38613-77-3	3	0,01	760
Phosphoric acid, triethyl ester	78-40-0	3	0,01	760
Phosphoric acid, tris(2-ethylhexyl) ester	78-42-2	30	0,12	7200
Phosphorous acid, diisodecyl phenyl ester	25550-98-5	245	1,00	59 000
Phosphorous acid, isodecyl diphenyl ester	26544-23-0	603	2,45	140 000
Phosphorous acid, triphenyl ester	101-02-0	10 965	44,66	2 600 000
Phthalate, butyl-benzyl-	85-68-7	617	2,51	150 000
Phthalate, dibutyl-	84-74-2	437	1,78	100 000
Phthalate, diisodecyl-	26761-40-0	76	0,31	18 000
Phthalate, diisooctyl-	27554-26-3	708	2,88	170 000
Phthalate, dioctyl-	117-81-7	1698	6,92	410 000
Pigment Red 149	4948-15-6	8913	36,30	2 100 000
Pigment yellow 83	5567-15-7	10	0,04	2400
Propanedioic acid, [[3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxyphenyl]methyl]butyl-, bis(1,2,2,6,6-pentamethyl-4-piperidiny]	63843-89-0	263	1,07	63 000
Propanoic acid, 3,3 -thiobis-, didodecyl ester	123-28-4	15	0,06	3600
Propanoic acid, 3,3'-thiobis-, dioctadecyl ester	693-36-7	3	0,01	760
Quino 2,3-b acridine-7,14-dione, 2,9-dichloro-5,12-dihydro-	3089-17-6	891	3,63	210 000
Quino[2,3-b]acridine-7,14-dione, 5,12-dihydro-	1047-16-1	1	0,00	230
Quino[2,3-b]acridine-7,14-dione, 5,12-dihydro-2,9-dimethyl-	980-26-7	5	0,02	1200
Quinoline, 1,2-dihydro-2,2,4-trimethyl-	147-47-7	71	0,29	17 000
Sorbitan, monododecanoate	1338-39-2	56	0,23	13 000
Soybean oil, epoxidized	8013-07-8	3	0,01	760
Sulfur hexafluoride	2551-62-4	4	0,02	940
Tetraphenyl m-phenylene bis(phosphate)	57583-54-7	1259	5,13	300 000
Toluene	108-88-3	25	0,10	6100
Tributylphosphate	126-73-8	30	0,12	7200
Trichlorobenzenes	12002-48-1	262	1,07	63 000
Trichloroethene	79-01-6	15	0,06	3500
Trichloromethane	67-66-3	7	0,03	1600
Tricresyl phosphate	1330-78-5	162	0,66	39 000
Triphenylphosphate	115-86-6	74	0,30	18 000
Tris(1,3-dichloroisopropyl) phosphate	13674-87-8	18	0,07	4300
Xylene	1330-20-7	58	0,24	14 000

A5 Pflanzenschutzmittel

Tabelle 128

Vollständige Liste der Ökofaktoren der PSM

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
(E,Z)-2,13-Octadecadienyl acetate	0086252-74-6	2 800 000	9,7
(E,Z)-octadeca-3,13-dienyl acetate	0053120-26-6	2 800 000	9,7
1-Decanol	0000112-30-1	23 000	0,081
1-methylcyclopropene / 1-MCP	–	2 800 000	9,7
1-Naphthaleneacetic acid	0000086-87-3	22 000	0,076
1-Naphthylacetic acid	–	2 800 000	9,7
1h-Purin-6-amine, n-(phenylmethyl)-	0001214-39-7	18	0,000062
2-(1-naphthyl) Acetamide	0000086-86-2	2 800 000	9,7
2,4-D	0000094-75-7	2 500 000	8,9
6-benzyladenine	–	2 800 000	9,7
Abamectin	0071751-41-2	2 800 000	9,7
Acephate	0030560-19-1	28 000 000	100
Acequinocyl	–	2 800 000	9,7
Acetamide	0000060-35-5	2 900 000	10
Acetamiprid	0135410-20-7	2 800 000	9,7
Acetochlor	0034256-82-1	1 400 000	5,1
Acibenzolar-S-methyl	0135158-54-2	2 800 000	9,7
Aclonifen	0074070-46-5	8 800 000	31
Alachlor	0015972-60-8	2 000 000	7,2
Alanycarb	–	2 800 000	9,7
Aldicarb	0000116-06-3	10 000 000	35
Aldrin	0000309-00-2	28 000 000	100
alpha-Cypermethrin	0067375-30-8	7 100 000	25
alpha-Pinen	–	11 000	0,038
Aluminiumoxid	–	2 800 000	9,7
Aluminiumphosphid	0020859-73-8	2 800 000	9,7
Ametoctradin	–	2 800 000	9,7
Ametryn	0000834-12-8	2 700 000	9,4
Amidosulfuron	0120923-37-7	2 800 000	9,7
Aminopyralid	–	2 800 000	9,7
Amisulbrom	–	2 800 000	9,7
Amitraz	0033089-61-1	120 000	0,44
Anthraquinon	0000084-65-1	4900	0,017
Asulam	0003337-71-1	250 000	0,89
Ätherische Öle	–	11 000	0,038
Atrazin	0001912-24-9	11 000 000	38
Azaconazole	–	2 800 000	9,7
Azadirachtin A+B	0011141-17-6	330 000	1,2

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Azinphos-methyl	0000086-50-0	10 000 000	37
Azoxystrobin	0131860-33-8	2 800 000	9,7
Balsamharz	0008050-09-7	11 000	0,038
Baumwachs	–	11 000	0,038
Beflubutamid	0113614-08-7	2 800 000	9,7
Benalaxyl	–	2 800 000	9,7
Benalaxyl-M	0071626-11-4	2 800 000	9,7
Benazolin	0003813-05-6	18 000	0,065
Benomyl	0017804-35-2	1 200 000	4,1
Benoxacor	–	2 800 000	9,7
Bensulfuron methyl ester	0083055-99-6	760 000	2,7
Bensultap	0017606-31-4	4800	0,017
Bentazon	0025057-89-0	1 300 000	4,5
Benthiavalicarb	0413615-35-7	2 800 000	9,7
Benthiavalicarb-isopropyl	–	2 800 000	9,7
Benzoessäure	0000065-85-0	110 000	0,38
Benzovindiflupyr	–	2 800 000	9,7
Benzyl-Dodecyl-Dimethyl-Ammonium-Bromid	–	2 800 000	9,7
beta-Cyfluthrin	–	2 800 000	9,7
Bifenazat	–	2 800 000	9,7
Bifenox	0042576-02-3	160 000	0,56
Bifenthrin	0082657-04-3	2 000 000	7,2
Bitertanol	0055179-31-2	2 300 000	8,2
Bixafen	–	2 800 000	9,7
Boscalid	0188425-85-6	2 800 000	9,7
Brodifacoum	0056073-10-0	1200	0,0041
Bromadiolone	0028772-56-7	2 800 000	9,7
Bromopropylate	0018181-80-1	1 300 000	4,7
Bromoxynil	0001689-84-5	1 100 000	4
Bromuconazole	0116255-48-2	2 800 000	9,7
Bupirimate	0041483-43-6	430 000	1,5
Buprofezin	0069327-76-0	13 000 000	45
Butafenacil	–	2 800 000	9,7
Butralin	0033629-47-9	900 000	3,2
Calciumcyanamid	–	2 800 000	9,7
Calciumphosphid	0001305-99-3	2 800 000	9,7
Caprinsäure	–	11 000	0,038
Caprylsäure	–	11 000	0,038
Captan	0000133-06-2	590 000	2,1
Carbamic acid, (3,4-diethoxyphenyl)-, 1-methylet	0087130-20-9	28 000	0,098
Carbaryl	0000063-25-2	6 800 000	24
Carbendazim	0010605-21-7	11 000 000	37
Carbetamide	0016118-49-3	62 000	0,22
Carbofuran	0001563-66-2	22 000 000	79

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Carbosulfan	0055285-14-8	13 000 000	47
Carboxin	0005234-68-4	120 000	0,42
Carfentrazone-ethyl	0128639-02-1	2 800 000	9,7
Chlorantraniliprol	–	2 800 000	9,7
Chlorfenvinphos	0000470-90-6	28 000 000	100
Chloridazon	0001698-60-8	870 000	3,1
Chlorimuron-ethyl	0090982-32-4	2 800 000	9,7
Chlormequat	0007003-89-6	1 200 000	4,4
Chlormequat	0007003-89-6	1 200 000	4,4
Chlormequat chloride	0000999-81-5	43 000	0,15
Chlorophacinone	–	2 800 000	9,7
Chlorophen	–	2 800 000	9,7
Chlorothalonil	0001897-45-6	11 000 000	37
Chlorotoluron	0015545-48-9	280 000	0,97
Chlorpropham	0000101-21-3	1 900 000	6,5
Chlorpyrifos	0002921-88-2	19 000 000	67
Chlorpyrifos-ethyl	–	2 800 000	9,7
Chlorpyrifos-methyl	0005598-13-0	5 400 000	19
Chlorsulfuron	0064902-72-3	2 200 000	7,9
Chlorthal	0002136-79-0	2 800 000	9,7
Choline chloride	0000067-48-1	3600	0,013
Cinidon-ethyl	0142891-20-1	2 800 000	9,7
Clethodim	0099129-21-2	2 800 000	9,7
Clodinafop-propargyl	0105512-06-9	2 800 000	9,7
Clofentezine	0074115-24-5	2 800 000	9,7
Clomazone	0081777-89-1	430 000	1,5
Clopyralid	0001702-17-6	67 000	0,24
Cloquintocet-mexyl	0099607-70-2	2 800 000	9,7
Cloransulam-methyl	0147150-35-4	2 800 000	9,7
Clothianidin	0210880-92-5	2 800 000	9,7
Cyanamid	0000420-04-2	96 000	0,34
Cyanazine	0021725-46-2	19 000 000	68
Cyazofamid	0120116-88-3	2 800 000	9,7
Cyclanilide	0113136-77-9	2 800 000	9,7
Cycloxydim	0101205-02-1	2 800 000	9,7
Cyflufenamid	0180409-60-3	2 800 000	9,7
Cyfluthrin	0068359-37-5	11 000 000	37
Cyhexatin	–	2 800 000	9,7
Cymoxanil	0057966-95-7	110 000	0,4
Cypermethrin	0052315-07-8	11 000 000	37
Cypermethrin high-cis	–	2 800 000	9,7
Cyproconazole	0094361-06-5	350 000	1,2
Cyprodinil	0121552-61-2	2 800 000	9,7
Cyromazin	–	2 800 000	9,7

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
d-Carvon	0002244-16-8	11 000	0,038
Daminozide	0001596-84-5	18 000	0,063
Dazomet	0000533-74-4	92 000	0,32
Decadiencarbonsäuremethylester	–	2 800 000	9,7
Deltamethrin	0052918-63-5	1 200 000	4,2
Desmedipham	0013684-56-5	180 000	0,62
Diafenthiuron	0080060-09-9	2 800 000	9,7
Diazinon	0000333-41-5	28 000 000	100
Diazinon	0000333-41-5	28 000 000	100
Dicamba	0001918-00-9	370 000	1,3
Dichlobenil	0001194-65-6	44 000	0,15
Dichlorprop-P	0015165-67-0	2 800 000	9,7
Dichlorvos (DDVP)	0000062-73-7	10 000 000	36
Diclofop	0040843-25-2	2 800 000	9,7
Diclofop-methyl	0051338-27-3	68 000	0,24
Dicofol	0000115-32-2	28 000 000	100
Dicrotophos	0000141-66-2	28 000 000	100
Diethofencarb	0087130-20-9	28 000	0,098
Difenoconazol	0119446-68-3	2 800 000	9,7
Difethialon	–	2 800 000	9,7
Diflubenzuron	0035367-38-5	2 200 000	7,6
Diflufenican	0083164-33-4	37 000	0,13
Diflufenzopyr-sodium	0109293-98-3	2 800 000	9,7
Dimefuron	0034205-21-5	2 800 000	9,7
Dimethachlor	0050563-36-5	190 000	0,68
Dimethenamid	0087674-68-8	8 500 000	30
Dimethenamid-P	0163515-14-8	2 800 000	9,7
Dimethoate	0000060-51-5	3 100 000	11
Dimethomorph	0110488-70-5	2 800 000	9,7
Dimethyl decylammoniumchlorid	–	2 800 000	9,7
Dinocap	0039300-45-3	49 000	0,17
Dinoseb	0000088-85-7	20 000 000	70
Dipropylthiocarbamic acid S-ethyl ester	0000759-94-4	2 300 000	8,2
Diquat	0000231-36-7	28 000 000	100
Diquat dibromide	0000085-00-7	28 000 000	100
Dithianon	0003347-22-6	2 900 000	10
Diuron	0000330-54-1	9 300 000	32
DNOC	0000534-52-1	1 400 000	5,1
Dodemorph	0001593-77-7	54 000	0,19
Dodine	0002439-10-3	9300	0,033
Eisen-II-Sulfat	0013463-43-9	17 000	0,061
Eisen-III-Phosphat	0010045-86-0	2 800 000	9,7
Emamectinbenzoat	–	2 800 000	9,7
Endosulfan	0000115-29-7	3 200 000	11

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Endothall	0000145-73-3	570 000	2
Epoxiconazole	0106325-08-0	2 800 000	9,7
Esfenvalerate	0066230-04-4	11 000 000	37
Essigsäure	0000064-19-7	630	0,0022
Ethalfuralin	0055283-68-6	1 200 000	4,4
Ethanol, 2-butoxy-	0000111-76-2	1 000 000	3,5
Ethephon	0016672-87-0	2 300 000	8,1
Ethofumesate	0026225-79-6	230 000	0,81
Ethoprop	0013194-48-4	28 000 000	100
Ethylen	-	2 800 000	9,7
Etofenprox	0080844-07-1	65 000	0,23
Etoxazol	0153233-91-1	2 800 000	9,7
Etridiazole	0002593-15-9	380 000	1,3
Eukalyptusöl	-	11 000	0,038
Famoxadone	0131807-57-3	2 800 000	9,7
Fenamidon	0161326-34-7	2 800 000	9,7
Fenazaquin	0120928-09-8	2 800 000	9,7
Fenbuconazole	0114369-43-6	2 800 000	9,8
Fenbutatin oxide	0013356-08-6	160 000	0,55
Fenhexamid	0126833-17-8	2 800 000	9,7
Fenitrothion	0000122-14-5	1 400 000	4,9
Fenoxaprop	0095617-09-7	2 800 000	9,7
Fenoxaprop ethyl ester	0066441-23-4	8500	0,03
Fenoxaprop-P ethyl ester	0071283-80-2	770	0,0027
Fenoxaprop-P-ethyl	0071283-80-2	770	0,0027
Fenoxycarb	0072490-01-8	2 800 000	9,7
Fenpiclonil	0074738-17-3	3 600 000	13
Fenpropathrin	0039515-41-8	28 000 000	100
Fenpropidin	0067306-00-7	2 800 000	9,7
Fenpropimorph	0067306-03-0	2 800 000	9,7
Fenpyrazamin	-	2 800 000	9,7
Fenpyroximate	0111812-58-9	2 800 000	9,7
Fentin acetate	0000900-95-8	28 000 000	100
Fentin hydroxide	0000076-87-9	28 000 000	100
Fettsäure (Total)	0068938-07-8	11 000	0,037
Fettsäuren	-	11 000	0,038
Fettsäuren (Kaliumsalze)	-	11 000	0,038
Fettsäuren C7-C18	-	11 000	0,038
Fipronil	0120068-37-3	28 000 000	100
Flamprop-m-isopropyl	0063782-90-1	2 800 000	9,7
Flazasulfuron	0104040-78-0	2 800 000	9,7
Flonicamid	0158062-67-0	2 800 000	9,7
Florasulam	0145701-23-1	2 800 000	9,7
Fluazifop-P-butyl	0079241-46-6	17 000	0,059

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Fluazinam	0079622-59-6	290 000	1
Flucarbazon sodium salt	0181274-17-9	2 800 000	9,7
Fludioxonil	0131341-86-1	2 800 000	9,7
Flufenacet	0142459-58-3	2 800 000	9,7
Flumetsulam	0098967-40-9	2 800 000	9,7
Flumioxazin	0103361-09-7	2 800 000	9,7
Fluometuron	0002164-17-2	10 000 000	37
Fluopicolide	–	2 800 000	9,7
Fluopyram	–	2 800 000	9,7
Flurochloridone	0061213-25-0	490 000	1,7
Fluoroglycofen-ethyl	0077501-90-7	2 800 000	9,7
Fluoxastrobin	0361377-29-9	2 800 000	9,7
Flupyrsulfuron-methyl-sodium	0144740-54-5	2 800 000	9,7
Fluquinconazole	0136426-54-5	2 800 000	9,7
Flurenol	0000467-69-6	2 800 000	9,7
Flurenol	–	2 800 000	9,7
Flurochloridon	–	2 800 000	9,7
Fluroxypyr	0069377-81-7	720 000	2,5
Flurtamone	0096525-23-4	2 800 000	9,7
Flusilazole	0085509-19-9	2 800 000	9,7
Flutolanil	0066332-96-5	2 200 000	7,6
Flutolanil	0066332-96-5	2 200 000	7,6
Fluxapyroxad	–	2 800 000	9,7
Folpet	0000133-07-3	5 000 000	18
Fomesafen	0072178-02-0	28 000 000	100
Foramsulfuron	0173159-57-4	2 800 000	9,7
Fosetyl	0039148-24-8	3100	0,011
Fuberidazole	0003878-19-1	50 000	0,17
Fuberidazole	0003878-19-1	50 000	0,17
Furathiocarb	–	2 800 000	9,7
Gibberellin A3	0000077-06-5	40 000	0,14
Gibberellinsäure A4+A7	–	40 000	0,14
Glufosinate	0051276-47-2	2 800 000	9,7
Glutaraldehyd	–	2 800 000	9,7
Glyphosat	0001071-83-6	280 000	1
Grüne-Minze-öl	–	11 000	0,038
Guazatine	–	2 800 000	9,7
Halauxifen-methyl	–	2 800 000	9,7
Halosulfuron-methyl	0100784-20-1	2 800 000	9,7
Haloxyfop-(R)-Methylester	0072619-32-0	2 800 000	9,7
Haloxyfop-ethoxyethyl	0087237-48-7	1200	0,0044
Heptenophos	0023560-59-0	380 000	1,3
Hexaconazol	–	2 800 000	9,7
Hexaconazole	0079983-71-4	2 800 000	9,7

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Hexaflumuron	–	2 800 000	9,7
Hexythiazox	0078587-05-0	610 000	2,1
Hymexazol	0010004-44-1	49 000	0,17
Imazalil	0035554-44-0	50 000	0,18
Imazalil	0035554-44-0	50 000	0,18
Imazamox	0114311-32-9	2 800 000	9,7
Imazapyr	0081334-34-1	1200	0,0043
Imazethapyr	0081335-77-5	370 000	1,3
Imidacloprid	0138261-41-3	4 900 000	17
Indoxacarb	0173584-44-6	2 800 000	9,7
Iodosulfuron	0185119-76-0	2 800 000	9,7
Iodosulfuron-methyl-Natrium	0144550-36-7	2 800 000	9,7
Ioxynil	0001689-83-4	210 000	0,75
Iprodione	0036734-19-7	3 500 000	12
Iprovalicarb	0140923-17-7	2 800 000	9,7
Isoproturon	0034123-59-6	1 800 000	6,2
Isoxadifen-ethyl	0163520-33-0	2 800 000	9,7
Isoxaflutole	0141112-29-0	2 800 000	9,7
Japan Myths Oil	–	11 000	0,038
Kaliseife	–	11 000	0,038
Kaliumaluminiumsulfat	–	2 800 000	9,7
Kaliumiodid	–	2 800 000	9,7
Kaliumnitrat (Kalisalpeter)	0007757-79-1	2 800 000	9,7
Kaliumphosphonat	–	2 800 000	9,7
Kaliumthiocyanat	–	2 800 000	9,7
Kaolin	0001332-58-7	2 800 000	9,7
Kresoxim-methyl	0143390-89-0	1 200 000	4,4
Kresoxim-methyl	0143390-89-0	1 200 000	4,4
Kunstharz-Dispersion	–	11 000	0,038
Kupfer	0007440-50-8	1 200 000	4,4
Kupfer (als 19 % Oxychloride, 6,5 % Karbonat basisch und 14,3 % Kalkpräparat)	0012069-69-1	1 200 000	4,4
Kupfer (als Hydroxid)	0020427-59-2	1 200 000	4,4
Kupfer (als Kalkpräparat)	0008011-63-0	1 200 000	4,4
Kupfer (als Octanoat)	–	1 200 000	4,4
Kupfer (als Oxychlorid)	0001332-65-6	1 200 000	4,4
Kupfer (als Oxysulfat)	0007758-98-7	1 200 000	4,4
Lactofen	0077501-63-4	2 800 000	9,7
Lambda-Cyhalothrin	0091465-08-6	11 000 000	37
Lecithin	0008002-43-5	2 800 000	9,7
Leim (glue)	–	11 000	0,038
Lenacil	0002164-08-1	5 600 000	20
Limonen	–	11 000	0,038
Lindane	0000058-89-9	28 000 000	100

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Linuron	0000330-55-2	21 000 000	74
Lufenuron	0103055-07-8	2 800 000	9,7
Magnesiumphosphid	0012057-74-8	2 800 000	9,7
Malathion	0000121-75-5	100 000	0,36
Maleic hydrazide	0000123-33-1	35 000	0,12
Maleinsäurehydrazid	–	15 000	0,054
Mancozeb	0008018-01-7	2 900 000	10
Mandipropamid	0374726-62-2	2 800 000	9,7
Maneb	0012427-38-2	1 600 000	5,5
MCPA	0000094-74-6	28 000 000	100
MCPB	0000094-81-5	430 000	1,5
Mecoprop	0000093-65-2	2 800 000	9,7
Mecoprop-P	0016484-77-8	36 000	0,13
Mefenpyr-Diethyl	0135590-91-9	2 800 000	9,7
Mepanipyrim	0110235-47-7	2 800 000	9,7
Mepiquat	0015302-91-7	2 800 000	9,7
Mepiquat chloride	0024307-26-4	45	0,00016
Mepronil	0055814-41-0	2 800 000	9,7
Mesosulfuron-methyl	0208465-21-8	2 800 000	9,7
Mesotrione	0104206-82-8	2 800 000	9,7
Metalaxil	0057837-19-1	930 000	3,3
Metalaxyl-M	0070630-17-0	510 000	1,8
Metaldehyd	0000108-62-3	38 000	0,13
Metaldehyde (tetramer)	0009002-91-9	2 800 000	9,7
Metam-sodium dihydrate	0000137-42-8	11 000 000	37
Metamitron	0041394-05-2	14 000	0,047
Metazachlor	0067129-08-2	63 000	0,22
Metconazole	0125116-23-6	2 800 000	9,7
Methabenzthiazuron	0018691-97-9	1 200 000	4,1
Methamidophos	0010265-92-6	18 000 000	63
Methidathion	0000950-37-8	28 000 000	100
Methiocarb	0002032-65-7	11 000 000	37
Methomyl	0016752-77-5	6 800 000	24
Methomyl	0016752-77-5	6 800 000	24
Methoxyfenozide	0161050-58-4	2 800 000	9,7
Methylbutenol	0000115-18-4	2600	0,009
Metiram	0009006-42-2	37	0,00013
Metobromuron	0003060-89-7	120 000	0,42
Metolachlor	0051218-45-2	1 800 000	6,4
Metosulam	0139528-85-1	2 800 000	9,7
Metoxuron	0019937-59-8	13 000	0,046
Metrafenone	0220899-03-6	2 800 000	9,7
Metribuzin	0021087-64-9	1 300 000	4,6
Metsulfuron-methyl	0074223-64-6	1 100 000	4

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Milbemectin	0051596-10-2 (milbemycin A3) + 0051596-11-3 (milbemycin A4)	2 800 000	9,7
Milbemectin	0051596-10-2	2 800 000	9,7
Mineralöl / Petroleum oils	–	11 000	0,038
Mischung aus pflanzlichen Ölen, Naturharz und Fetten	–	11 000	0,038
Monocrotophos	0006923-22-4	28 000 000	100
Monolinuron	0001746-81-2	2 700 000	9,6
Monosodium acid methanearsonate	0002163-80-6	100 000	0,36
Myclobutanil	0088671-89-0	790 000	2,8
N,N-Diallyldichloracetamid	–	2 800 000	9,7
Naled	0000300-76-5	450 000	1,6
Napropamide	0015299-99-7	500 000	1,8
Natriumhexafluorosilikat	0016893-85-9	2 800 000	9,7
Naturharze	0008050-09-7	11 000	0,038
Nicosulfuron	0111991-09-4	2 800 000	9,7
Nitrothal-isopropyl	0010552-74-6	78 000	0,27
Norflurazon	0027314-13-2	2 200 000	7,9
Novaluron	0116714-46-6	2 800 000	9,7
Octansäure (als Na- und Fe-Salz)	–	2 800 000	9,7
Oleum foeniculi	–	11 000	0,038
Ölsäure	–	11 000	0,038
Orangenöl	–	11 000	0,038
Orbencarb	0034622-58-7	400 000	1,4
Orthophenylphenol	0000090-43-7	110 000	0,37
Oryzalin	0019044-88-3	11 000 000	37
Oxadiargyl	0039807-15-3	2 800 000	9,7
Oxadixyl	0077732-09-3	88 000	0,31
Oxamyl	0023135-22-0	3 000 000	10
Oxasulfuron	–	2 800 000	9,7
Oxychinolin	0000148-24-3	1200	0,0041
Oxydemeton methyl	0000301-12-2	580 000	2
Oxyfluorfen	0042874-03-3	5 700 000	20
Oxyfluorfen	0042874-03-3	5 700 000	20
Paclobutrazol	0076738-62-0	600 000	2,1
Paraffinöl	0068938-07-8	11 000	0,037
Paraquat	0004685-14-7	7 900 000	28
Parathion	0000056-38-2	11 000 000	37
Parathion-methyl	0000298-00-0	2 500 000	8,6
Parfümöl	–	11 000	0,038
Pelargonsäure	0000112-05-0	10 000	0,036
Penconazole	0066246-88-6	5 200 000	18
Pencycuron	0066063-05-6	10 000	0,036

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Pendimethalin	0040487-42-1	3 300 000	12
Penoxsulam	–	2 800 000	9,7
Penthiopyrad	–	2 800 000	9,7
Permethrin	0052645-53-1	410 000	1,4
Pethoxamid	0106700-29-2	2 800 000	9,7
Phenmedipham	0013684-63-4	89 000	0,31
Phorate	0000298-02-2	28 000 000	100
Phosalon	0002310-17-0	1 700 000	6
Phosmet	0000732-11-6	11 000 000	37
Picloram	0001918-02-1	690 000	2,4
Picoxystrobin	0117428-22-5	2 800 000	9,7
Pinoxaden	0243973-20-8	2 800 000	9,7
Piperonyl butoxid	0000051-03-6	470 000	1,6
Pirimicarb	0023103-98-2	440 000	1,5
Pirimiphos-methyl	0029232-93-7	18 000 000	62
Prochloraz	0067747-09-5	15 000 000	54
Procymidone	0032809-16-8	740 000	2,6
Profenofos	0041198-08-7	11 000 000	37
Prohexadione-Calcium	0127277-53-6	40 000	0,14
Prometryn	0007287-19-6	11 000 000	37
Propachlor	0001918-16-7	540 000	1,9
Propamocarb	0024579-73-5	370	0,0013
Propamocarb-hydrochlorid	0025606-41-1	2700	0,0095
Propanil	0000709-98-8	420 000	1,5
Propaquizafop	0111479-05-1	2 800 000	9,7
Propargite	0002312-35-8	650 000	2,3
Propiconazole	0060207-90-1	5 100 000	18
Propineb	0012071-83-9	1 700 000	5,9
Propoxycarbazone-sodium	0181274-15-7	2 800 000	9,7
Propyzamide	0023950-58-5	18 000 000	64
Proquinazid	0189278-12-4	2 800 000	9,7
Prosulfocarb	0052888-80-9	17 000	0,059
Prosulfuron	0094125-34-5	9 800 000	34
Prothioconazole	0178928-70-6	2 800 000	9,7
Pymetrozine	0123312-89-0	2 800 000	9,7
Pyraclostrobin	0175013-18-0	2 800 000	9,7
Pyraflufen-ethyl	0129630-19-9	2 800 000	9,7
Pyrethrin	0000121-29-9	11 000 000	37
Pyrethrine	0000121-21-1	25 000	0,087
Pyridate	0055512-33-9	220	0,00077
Pyrifenox	0088283-41-4	1 000 000	3,6
Pyrimethanil	0053112-28-0	68 000	0,24
Pyriproxyfen	0095737-68-1	1 200 000	4,4
Pyriithiobac sodium salt	0123343-16-8	2 800 000	9,7

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Pyroxsulam	–	2 800 000	9,7
Quassia extract	–	2 800 000	9,7
Quinclorac	0084087-01-4	740 000	2,6
Quinmerac	0090717-03-6	1900	0,0065
Quinoclamine	0002797-51-5	1 800 000	6,3
Quinoxifen	0124495-18-7	2 800 000	9,7
Quizalofop ethyl ester	0076578-14-8	9 800 000	34
Quizalofop-P-ethyl	0100646-51-3	2 800 000	9,7
Rapsöl	0068938-07-8	11 000	0,037
Rapsölmethylester	0067762-38-3	11 000	0,038
Rimsulfuron	0122931-48-0	2 800 000	9,7
Rotenon	0000083-79-4	1 100 000	3,7
S-Metolachlor	0087392-12-9	3 100 000	11
Schaffett	–	11 000	0,038
Schwefel	0007704-34-9	9300	0,032
Schwefelkalk (Calciumpolysulfid)	–	52 000	0,18
Schwefelsaure Tonerde	–	23 000	0,081
Sesamöl raffiniert	–	11 000	0,038
Sethoxydim	0074051-80-2	75 000	0,26
Silthiofam	0175217-20-6	2 800 000	9,7
Simazin	0000122-34-9	28 000 000	100
Sodium oleate	0000143-19-1	2 800 000	9,7
Sojalecithin	0008002-43-5	2 800 000	9,7
Sojaöl epoxidiert	–	11 000	0,038
Spinetoram	–	2 800 000	9,7
Spinosad	0168316-95-8	2 800 000	9,7
Spirodiclofen	0148477-71-8	2 800 000	9,7
Spirotetramat	–	2 800 000	9,7
Spiroxamine	0118134-30-8	2 800 000	9,7
Starane	0081406-37-3	15 000	0,052
Streptomycin sulfate	0003810-74-0	2 800 000	9,7
Sulcotrione	0099105-77-8	2 800 000	9,7
Sulfentrazone	0122836-35-5	2 800 000	9,7
Sulfosate	0081591-81-3	2 800 000	9,7
Sulfosulfuron	0141776-32-1	2 800 000	9,7
Sulfoxaflor	–	2 800 000	9,7
Sulfuric acid	0007664-93-9	82 000	0,29
Sulfuric acid, iron (2+) salt (1:1)	0007720-78-7	740 000	2,6
Sulfurylfluorid	–	26 000	0,09
tau-Fluvalinat	0102851-06-9	2 800 000	9,7
Tebuconazole	0080443-41-0	2 800 000	9,7
Tebufenozide	0112410-23-8	1 600 000	5,7
Tebufenpyrad	0119168-77-3	2 800 000	9,7
Tebupirimphos	0096182-53-5	2 800 000	9,7

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Tebutam	0035256-85-0	2 800 000	9,7
Teflubenzuron	0083121-18-0	11 000 000	40
Tefluthrin	0079538-32-2	1 100 000	3,9
Tembotrione	0335104-84-2	2 800 000	9,7
Tepraloxymid	0149979-41-9	2 800 000	9,7
Terbacil	0005902-51-2	10 000 000	36
Terbufos	0013071-79-9	28 000 000	100
Terbutylazine	0005915-41-3	11 000 000	37
Terbutryn	0000886-50-0	28 000 000	100
Terpineol	–	11 000	0,038
Tetramethrin	–	2 800 000	9,7
Thiabendazole	0000148-79-8	4 600 000	16
Thiacloprid	0111988-49-9	2 800 000	9,7
Thiamethoxam	0153719-23-4	2 800 000	9,7
Thidiazuron	0051707-55-2	1 400 000	4,9
Thiencarbazone	–	2 800 000	9,7
Thifensulfuron-methyl	0079277-27-3	7 900 000	28
Thiobencarb	0028249-77-6	300 000	1,1
Thiocyclam hydrogen oxalat	–	2 800 000	9,7
Thiophanate-methyl	0023564-05-8	9700	0,034
Thiophanate-methyl	–	2 800 000	9,7
Thiram (TMTD)	0000137-26-8	5 000 000	17
Tolclofos-methyl	0057018-04-9	1 300 000	4,7
Tolyfluanid	–	2 800 000	9,7
Tralkoxydim	0087820-88-0	2 800 000	9,7
Tralomethrin	0066841-25-6	87 000	0,31
Triadimenol	0055219-65-3	1 800 000	6,4
Triallate	0002303-17-5	11 000 000	37
Triasulfuron	0082097-50-5	19 000 000	65
Triazamat	0112143-82-5	2 800 000	9,7
Triazoxid	0072459-58-6	2 800 000	9,7
Tribenuron	0106040-48-6	2 800 000	9,7
Tribenuron-methyl	0101200-48-0	2 900 000	10
Tribufos	0000078-48-8	28 000 000	100
Trichlorfon	0000052-68-6	11 000 000	37
Triclopyr	0055335-06-3	650 000	2,3
Tridemorph	0081412-43-3	2 800 000	9,7
Trifloxystrobin	0141517-21-7	2 800 000	9,7
Triflumizole	0068694-11-1	3 100 000	11
Trifluralin	0001582-09-8	12 000 000	42
Triflusulfuron-methyl	0126535-15-7	2 800 000	9,7
Trinexapac-ethyl	0095266-40-3	78 000	0,27
Triticonazole	–	2 800 000	9,7
Tritosulfuron	–	2 800 000	9,7

Name	CAS-Nr.	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)	Charakterisierungsfaktor (kg Glyphosat-eq/kg)
Valifenalate	–	2 800 000	9,7
Vamidothion	0002275-23-2	460 000	1,6
Vinclozolin	0050471-44-8	2 500 000	8,8
Weisses Mineralöl (Petroleum)	–	11 000	0,038
Wintergrünöl	–	11 000	0,038
Wollwachs (aus Schafwolle)	–	11 000	0,038
zeta-Cypermethrin	0052315-07-8	11 000 000	37
Zineb	0012122-67-7	500 000	1,8
Zinkphosphid	–	2 800 000	9,7
Zoxamid	0156052-68-5	2 800 000	9,7

A6 Ökofaktoren für Landnutzung

Die Werte für die länderspezifischen PDF's (Potential Diseappeared Fraction) für die Charakterisierung sind von Chaudhary und Brooks (Chaudhary & Brooks 2018) übernommen und darauf basierend die Ökofaktoren hergeleitet. Die Charakterisierungsfaktoren beziehen sich auf die Referenz-Landnutzung «Siedlungsgebiet» in der Schweiz (mit einem PDF von 1.87E-15).

Die Differenzierung der Intensität hat nicht den gleichen Umfang wie die bestehenden Elementarflüsse und CORINE+ Kategorien. Die bestehenden Elementarflüsse und CORINE+ Kategorien wurden den nachfolgenden Kategorien von Chaudhary und Brooks mit den dazu ermittelten Ökofaktoren zugeordnet.

Tabelle 129

Potentieller Speziesverlust, Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Landnutzung in der Schweiz

Landnutzung	PDF	Charakt.-faktor (m ² a SF-eq/m ² a)	Ökofaktor 2021 (UBP/m ² a)	Ökofaktor 2013 (UBP/m ² a)
Nutzungskategorien gemäss Chaudhary und Brooks				
Managed forests, intense use	1,61 E-15	0,86	540	120
Managed forests, light use	0,00 E+00	0	0	30
Managed forests, minimal use	0,00 E+00	0	0	0
Plantation, minimal use	1,83 E-15	0,98	610	120
Plantation, light use	1,89 E-15	1,01	630	120
Plantation, intense use	1,96 E-15	1,05	660	120
Pasture, minimal use	1,26 E-15	0,68	420	80
Pasture, light use	1,43 E-15	0,76	480	80
Pasture, intense use	1,58 E-15	0,84	530	230
Cropland, minimal use	1,30 E-15	0,70	440	100
Cropland, light use	1,51 E-15	0,81	510	290
Cropland, intense use	1,55 E-15	0,83	520	420
Urban, minimal use	1,12 E-15	0,60	370	0
Urban, light use	1,67 E-15	0,90	560	180
Urban, intense use	1,87 E-15	1,00	630	300

Tabelle 130

Potentieller Speziesverlust, Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Landnutzung in der Schweiz

CORINE+	Landnutzung	PDF		Charakt.faktor (m ² a SF-eq/m ² a)	Ökofaktor 2021 (UBP/m ² a)	Ökofaktor 2013 (UBP/m ² a)
Siedlungsgebiet						
111	Siedlungsgebiet, zusammenhängend > 80 % versiegelt	1,87 E-15	a)	1	630	300
112	Siedlungsgebiet, unterbrochen < 80 % versiegelt	1,67 E-15	b)	0,90	560	180
113	Siedlungsgebiet, Brache		c)		370	0
114	ländliche Siedlung	1,67 E-15	b)	0,90	560	180
121	Industrieareal	1,87 E-15	a)	1	630	300
121a	Industrieareal, zusammenhängend > 80 % versiegelt	1,87 E-15	a)	1	630	300
121b	Industrieareal, unterbrochen < 80 % versiegelt	1,67 E-15	b)	0,90	560	180
122	Verkehrsanlagen, Strasse und Schiene inkl. assoziiertes Land	1,87 E-15	a)	1	630	300
122a	Verkehrsanlage, Strassenfläche	1,87 E-15	a)	1	630	300
122b	Verkehrsanlage, zu Strasse assoziiertes Land (min. 100 m Breite)	1,67 E-15	b)	0,90	560	180
122c	Verkehrsanlage, Schienentrassee	1,87 E-15	a)	1	630	300
122d	Verkehrsanlage, zu Schiene assoziiertes Land (min. 100 m Breite)	1,67 E-15	b)	0,90	560	180
122e	Verkehrsanlage, Bahnbrache	1,12 E-15	c)	0,60	370	30
124	Flughafen	1,87 E-15	a)	1	630	180
125	Industriebrache	1,12 E-15	c)	0,60	370	0
131	Bergwerksgelände	1,87 E-15	a)	1	630	300
132	Deponiegelände	1,87 E-15	a)	1	630	300
133	Baustellen	1,87 E-15	a)	1	630	300
134	Bergwerksbrache	1,12 E-15	c)	0,60	370	0
14	nicht-landwirtschaftliche Grünflächen	1,12 E-15	c)	0,60	370	180
141	Grünflächen, städtische	1,12 E-15	c)	0,60	370	180
142	Grünflächen, Sport- und Freizeitanlagen	1,12 E-15	c)	0,60	370	180
Landwirtschaftliche Flächen						
21	Ackerland	1,55 E-15	a)	0,83	520	420
211	Ackerland, unbewässert	1,55 E-15	a)	0,83	520	420
211a	Ackerland, unbewässert, konventionell	1,55 E-15	a)	0,83	520	420
211b	Ackerland, unbewässert, IP	1,55 E-15	a)	0,83	520	420
211c	Ackerland, unbewässert, Bio	1,51 E-15	b)	0,81	510	150
211d	Ackerland, unbewässert, Faser-/Energiepflanzen	1,55 E-15	a)	0,83	520	420
211e	Ackerland, unbewässert, Brache	1,30 E-15	c)	0,7	440	150
211f	Ackerland, unbewässert, Kunstwiese	1,55 E-15	a)	0,83	520	290
22	Dauerkultur	1,51 E-15	b)	0,81	510	290
221	Dauerkultur, Wein	1,51 E-15	b)	0,81	510	290

SF: Siedlungsfläche

a) Zuordnung Nutzungsintensität «intense use», Kategorien in Tab. 130

b) Zuordnung Nutzungsintensität «light use», Kategorien in Tab. 130

c) Zuordnung Nutzungsintensität «minimal use», Kategorien in Tab. 130

CORINE+	Landnutzung	PDF		Charakt.faktor (m ² a SF-eq/m ² a)	Ökofaktor 2021 (UBP/m ² a)	Ökofaktor 2013 (UBP/m ² a)
221a	Dauerkultur, Wein, intensiv	1,55 E-15	a)	0,83	520	290
221b	Dauerkultur, Wein, extensiv	1,30 E-15	c)	0,7	440	100
222	Dauerkultur, Obst- und Beerenplantagen	1,51 E-15	b)	0,81	510	290
222a	Dauerkultur, Obstgarten, konventionell	1,51 E-15	b)	0,81	510	290
222b	Dauerkultur, Obstgarten, Bio	1,30 E-15	c)	0,7	440	100
231	Wiesen und Weiden	1,43 E-15	b)	0,76	480	230
231a	Wiesen und Weiden, intensiv	1,58 E-15	a)	0,84	530	230
231b	Wiesen und Weiden, wenig intensiv	1,26 E-15	c)	0,68	420	81
231c	Wiesen und Weiden, Bio	1,26 E-15	c)	0,68	420	81
243a	Heterogene landwirtschaftliche Flächen	1,30 E-15	c)	0,7	440	270
245	Landwirtschaftsbrache mit Hecken	1,30 E-15	c)	0,7	440	81
244	Agroforstwirtschaftliche Flächen	1,30 E-15	c)	0,7	440	140
Wald, Plantagen und Buschvegetation						
311	Wald, Laubwald	0	b)	0	0	30
311a	Wald, Laubwald, Plantagen	1,83 E-15	c)	0,98	610	120
311b	Wald, Laubwald, naturnah	0	c)	0	0	0
312	Wald, Nadelwald	0	b)	0	0	30
312a	Wald, Nadelwald, Plantagen	1,83 E-15	c)	0,98	610	120
312b	Wald, Nadelwald, naturnah	0	c)	0	0	0
313	Wald, Mischwald	0	b)	0	0	30
313a	Wald, Mischwald, Laub-/Nadelwald	0	b)	0	0	30
313b	Wald, Mischwald, Nadel-/Laubwald	0	b)	0	0	30
313c	Wald, Mischwald, Plantagen	1,83 E-15	c)	0,98	610	120
314	Wald, Waldrand	0	c)	0	0	0
321	Busch- und Krautvegetation, Grünland, naturnah	0	c)	0	0	0
322	Busch- und Krautvegetation, Moor und Heide	0	c)	0	0	0
323	Busch- und Krautvegetation, Hartlaubbewuchs	0	c)	0	0	0
324	Busch- und Krautvegetation, Übergang Busch-Waldland	0	c)	0	0	0
325	Busch- und Krautvegetation, Hecken	0	c)	0	0	0
Sonstige Nutzung						
-	Nutzung, unbekannt	1,67 E-15	b)	0,90	560	110

SF: Siedlungsfläche

a) Zuordnung Nutzungsintensität «intense use», Kategorien in Tab. 130

b) Zuordnung Nutzungsintensität «light use», Kategorien in Tab. 130

c) Zuordnung Nutzungsintensität «minimal use», Kategorien in Tab. 130

Die für die Ökofaktoren verwendeten länderspezifischen Angaben PDF und UBP werden in Form einer Excel-Liste auf der Website des BAFU zur Verfügung gestellt.

Dort wo der Bericht heruntergeladen werden kann, wird auch die Excel-Liste zur Verfügung stehen!

Eine Auswahl Länder für einen Vergleich zeigt die folgende Liste.

Im Vergleich zur Schweiz resultieren höhere Werte für Ökoregionen mit einer höheren Artenzahl und Vulnerabilität bzw. umgekehrt geringere Werte für Regionen mit einer tieferen Artenzahl und Vulnerabilität.

Tabelle 131
Ökofaktoren 2021 für Landnutzung in ausgewählten Ländern

Landnutzung Ökofaktor 2021 (UBP/m ² a)	Schweden	Frankreich	Schweiz	Brasilien	Indien
Nutzungskategorien gemäss Chaudhary und Brooks					
Managed forests, intense use	100	370	540	1870	1970
Managed forests, light use	0	0	0	1780	1890
Managed forests, minimal use	0	0	0	210	20
Plantation, minimal use	100	440	610	1960	2170
Plantation, light use	100	450	630	2000	2240
Plantation, intense use	100	480	660	2060	2330
Pasture, minimal use	90	340	420	1990	1990
Pasture, light use	90	380	480	2030	2100
Pasture, intense use	90	410	530	2060	2190
Cropland, minimal use	70	330	440	1990	1690
Cropland, light use	80	380	510	2040	1910
Cropland, intense use	80	390	520	2040	1940
Urban, minimal use	90	250	370	1880	1650
Urban, light use	100	410	560	2040	2140
Urban, intense use	100	460	630	2090	2310

A7 Ökofaktoren für Mineralische Primärressourcen (Mineralien und Metalle)

So wie die jetzigen Ökofaktoren dargestellt sind, wird die Ressourcenentnahme und nicht die dissipative Nutzung

bewertet. Bei Fallstudien, in welchen die Nutzung der Primärressourcen von Bedeutung ist, soll sichergestellt werden, dass nur die dissipative Nutzung (siehe dazu Kapitel 13.4.7) bewertet wird.

Tabelle 132

Charakterisierungs- und Ökofaktoren für die dissipative Nutzung von mineralischen Primärressourcen (Mineralien und Metalle), Basis der Charakterisierung: ultimative Reserven (Gehalt in der Erdkruste)

	Charakterisierung (kg Sb-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)
Aluminium, 24% in Bauxit, 11% in Roherz, im Boden	0,000000025	0,0038
Antimon, im Boden	1,0	150000
Barit, 15% in Roherz, im Boden	0,0000085	1,3
Blei, 5,0% in Sulfid, Pb 3,0%, Zn, Ag, Cd, In, im Boden	0,019	2800
Borax, im Boden	0,00028	42
Cadmium, 0,30% in Sulfid, Cd 0,18%, Pb, Zn, Ag, In, im Boden	3,6	540000
Cerium, 24% in Bastnäsit, 2,4% in Roherz, im Boden	0,000020	2,9
Chrom, 25,5% in Chromit, 11,6% in Roherz, im Boden	0,00079	120
Cinnabar, im Boden	2,3	350000
Cobalt, im Boden	0,00025	37
Colemanit, im Boden	0,00026	39
Eisen, 46% in Erz, 25% in Roherz, im Boden	0,00000069	0,10
Europium, 0,06% in Bastnäsit, 0,006% in Roherz, im Boden	0,00029	43
Fluor, 4,5% in Apatit, 1% in Roherz, im Boden	0,000013	1,9
Fluor, 4,5% in Apatit, 3% in Roherz, im Boden	0,000013	1,9
Gadolinium, 0,15% in Bastnäsit, 0,015% in Roherz, im Boden	0,000064	9,5
Gallium, 0,014% in Bauxit, im Boden	0,00000042	0,063
Gold, Au 1,1E-4%, Ag 4,2E-3%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Gold, Au 1,3E-4%, Ag 4,6E-5%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Gold, Au 1,4E-4%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Gold, Au 2,1E-4%, Ag 2,1E-4%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Gold, Au 4,3E-4%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Gold, Au 4,9E-5%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Gold, Au 6,7E-4%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Gold, Au 7,1E-4%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Gold, Au 9,7E-4%, Ag 9,7E-4%, Zn 0,63%, Cu 0,38%, Pb 1,4E-2%, in Erz, im Boden	1370	200000000
Hafnium, im Boden	0,0000039	0,58
Indium, 0,005% in Sulfid, In 0,003%, Pb, Zn, Ag, Cd, im Boden	0,11	16000
Kupfer, 0,99% in Sulfid, Cu 0,36% und Mo 8,2E-3% in Roherz, im Boden	0,021	3200
Kupfer, 1,18% in Sulfid, Cu 0,39% und Mo 8,2E-3% in Roherz, im Boden	0,021	3200
Kupfer, 1,42% in Sulfid, Cu 0,81% und Mo 8,2E-3% in Roherz, im Boden	0,021	3200
Kupfer, 2,19% in Sulfid, Cu 1,83% und Mo 8,2E-3% in Roherz, im Boden	0,021	3200
Lanthan, 7,2% in Bastnäsit, 0,72% in Roherz, im Boden	0,000026	3,8

	Charakterisierung (kg Sb-eq/kg)	Ökofaktor 2021 (UBP/kg)
Lithium, 0,15% in Sole, im Boden	0,000026	3,8
Magnesit, 60% in Roherz, im Boden	0,00000018	0,026
Mangan, 35,7% in sedimentären Lagerstätten, 14,2% in Roherz, im Boden	0,000025	3,7
Molybdän, 0,010% in Sulfid, Mo 8,2E-3% und Cu 1,83% in Roherz, im Boden	0,17	26000
Molybdän, 0,014% in Sulfid, Mo 8,2E-3% und Cu 0,81% in Roherz, im Boden	0,17	26000
Molybdän, 0,022% in Sulfid, Mo 8,2E-3% und Cu 0,36% in Roherz, im Boden	0,17	26000
Molybdän, 0,025% in Sulfid, Mo 8,2E-3% und Cu 0,39% in Roherz, im Boden	0,17	26000
Molybdän, 0,11% in Sulfid, Mo 4,1E-2% und Cu 0,36% in Roherz, im Boden	0,17	26000
Neodymium, 4% in Bastnäsit, 0,4% in Roherz, im Boden	0,000022	3,2
Nickel, 1,13% in Sulfiden, Ni 0,76% und Cu 0,76% in Roherz, im Boden	0,00082	120
Nickel, 1,98% in Silikaten, 1,04% in Roherz, im Boden	0,00082	120
Pd, Pd 2,0E-4%, Pt 4,8E-4%, Rh 2,4E-5%, Ni 3,7E-2%, Cu 5,2E-2% in Erz, im Boden	966	140000000
Pd, Pd 7,3E-4%, Pt 2,5E-4%, Rh 2,0E-5%, Ni 2,3E+0%, Cu 3,2E+0% in Erz, im Boden	966	140000000
Phosphor, 18% in Apatit, 12% in Roherz, im Boden	0,000071	11
Phosphor, 18% in Apatit, 4% in Roherz, im Boden	0,000071	11
Praseodymium, 0,42% in Bastnäsit, 0,042% in Roherz, im Boden	0,000097	14
Pt, Pt 2,5E-4%, Pd 7,3E-4%, Rh 2,0E-5%, Ni 2,3E+0%, Cu 3,2E+0% in Erz, im Boden	971	140000000
Pt, Pt 4,8E-4%, Pd 2,0E-4%, Rh 2,4E-5%, Ni 3,7E-2%, Cu 5,2E-2% in Erz, im Boden	971	140000000
Rh, Rh 2,0E-5%, Pt 2,5E-4%, Pd 7,3E-4%, Ni 2,3E+0%, Cu 3,2E+0% in Erz, im Boden	0,0028	420
Rh, Rh 2,4E-5%, Pt 4,8E-4%, Pd 2,0E-4%, Ni 3,7E-2%, Cu 5,2E-2% in Erz, im Boden	0,0028	420
Rhenium, in Roherz, im Boden	1050	160000000
Samarium, 0,3% in Bastnäsit, 0,03% in Roherz, im Boden	0,000077	11
Silber, 0,007% in Sulfid, Ag 0,004%, Pb, Zn, Cd, In, im Boden	8,64	1300000
Silber, 3,2ppm in Sulfid, Ag 1,2ppm, Cu und Te, in Roherz, im Boden	8,64	1300000
Silber, Ag 2,1E-4%, Au 2,1E-4%, in Erz, im Boden	8,64	1300000
Silber, Ag 4,2E-3%, Au 1,1E-4%, in Erz, im Boden	8,64	1300000
Silber, Ag 4,6E-5%, Au 1,3E-4%, in Erz, im Boden	8,64	1300000
Silber, Ag 9,7E-4%, Au 9,7E-4%, Zn 0,63%, Cu 0,38%, Pb 0,014%, in Erz, im Boden	8,64	1300000
Schwefel, im Boden	0,00016	23
Stibnit, im Boden	0,057	8400
Tantal, 81,9% in Tantalite, 1,6E-4% in Roherz, im Boden	0,0013	190
Tellur, 0,5ppm in Sulfid, Te 0,2ppm, Cu and Ag, in Roherz, im Boden	170	25000000
TiO ₂ , 54% in Ilmenit, 2,6% in Roherz, im Boden	0,00000038	0,056
TiO ₂ , 95% in Rutil, 0,40% in Roherz, im Boden	0,00000038	0,056
Ulexit, im Boden	0,00027	39
Zink, 9,0% in Sulfid, Zn 5,3%, Pb, Ag, Cd, In, im Boden	0,0028	410
Zinn, 79% in Cassiterit, 0,1% in Roherz, im Boden	0,082	12000
Zirkonium, 50% in Zirkon, 0,39% in Roherz, im Boden	0,000026	3,9

A8 Länderspezifische Ökofaktoren für Süsswasserverbrauch

Die in den folgenden Tabellen aufgeführten länderspezifischen Ökofaktoren sind im Falle spezifischer oder entsprechend detaillierter Sachbilanzen zu verwenden. Angegeben ist der Charakterisierungsfaktor aus AWARE

für Landwirtschaft, nicht landwirtschaftliche Nutzung sowie für unbekannt. Der Faktor ist ein Durchschnitt für das Land und kann im Normalfall verwendet werden. Der Ökofaktor ergibt sich aus der Multiplikation des Charakterisierungsfaktors mit dem uncharakterisierten Ökofaktor von 23 UB/m³.

Tabelle 133
Ökofaktoren für Süsswasserverbrauch

Land	CF AWARE			Ökofaktor 2021 (UBP/m ³)			Ökofaktor 2013 (UBP/m ³)
	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	
Afghanistan	58,639	31,636	57,935	1300	730	1300	1200
Albania	36,575	9,070	34,163	840	210	790	19
Algeria	66,209	37,030	64,172	1500	850	1500	2700
American Samoa	0,000	4,418	4,418	–	100	100	–
Andorra	64,952	13,272	56,331	1500	310	1300	–
Angola	4,579	9,912	5,789	110	230	130	0,18
Anguilla	0,000	22,372	22,372	–	510	510	–
Antigua and Barbuda	10,348	4,883	5,760	240	110	130	–
Argentina	37,597	4,193	30,141	860	96	690	15
Armenia	87,549	43,724	85,753	2000	1000	2000	1300
Aruba	0,000	0,000	0,000	–	–	–	–
Australia	72,790	25,406	71,081	1700	580	1600	20
Austria	1,279	1,143	1,246	29	26	29	21
Azerbaijan	86,823	44,410	84,629	2000	1000	1900	1200
Bahrain	8,163	9,040	8,727	190	210	200	91 000
Bangladesh	3,010	2,343	2,986	69	54	69	8,2
Barbados	17,511	7,600	9,707	400	170	220	5500
Belarus	3,761	2,989	3,364	86	69	77	54
Belgium	2,208	1,204	1,374	51	28	32	1100
Belize	1,258	1,048	1,088	29	24	25	0,63
Benin	5,495	7,200	6,324	130	170	150	0,23
Bhutan	1,064	0,765	1,021	24	18	23	0,18
Bolivia	3,466	1,685	2,891	80	39	66	0,1
Bosnia and Herzegovina	1,336	1,016	1,175	31	23	27	0,78
Botswana	13,036	33,044	21,713	300	760	500	2,4
Brazil	2,653	1,899	2,275	61	44	52	0,48
British Virgin Islands	23,411	13,241	14,619	540	300	340	–
Brunei	0,205	0,179	0,183	5	4	4	–
Bulgaria	27,992	9,469	26,695	640	220	610	790
Burkina Faso	16,842	19,564	18,201	390	450	420	59

Land	CF AWARE			Ökofaktor 2021 (UBP/m³)			Ökofaktor 2013 (UBP/m³)
	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	
Burundi	10,682	65,193	29,112	250	1500	670	5
Cambodia	9,434	3,347	8,565	220	77	200	0,2
Cameroon	11,147	3,956	7,140	260	91	160	0,11
Canada	8,377	2,686	6,578	190	62	150	2,4
Cape Verde	26,095	8,333	24,813	600	190	570	51
Central African Republic	14,748	9,698	8,881	340	220	200	-
Chad	12,317	35,812	21,603	280	820	500	0,7
Chile	83,202	35,142	81,380	1900	810	1900	1,4
China	45,847	27,081	42,471	1100	620	980	360
Colombia	2,247	0,780	1,421	52	18	33	0,34
Comoros	5,432	9,801	9,679	120	230	220	0,66
Congo	0,715	0,563	0,569	16	13	13	0,000029
Congo, Democratic Republic of the	1,874	9,382	7,709	43	220	180	-
Costa Rica	2,054	0,652	1,083	47	15	2	5,4
Ivory Coast	6,371	5,866	6,018	150	130	140	2,9
Croatia	1,917	1,354	1,586	44	31	36	0,34
Cuba	3,857	2,991	3,657	89	69	4	380
Cyprus	76,643	48,664	75,680	1800	1100	1700	530
Czech Republic	1,898	1,693	1,827	44	39	42	160
Denmark	2,037	1,989	2,034	47	46	47	120
Djibouti	13,145	34,404	20,925	300	790	480	-
Dominica	12,596	5,818	6,881	290	130	160	-
Dominican Republic	12,068	4,027	10,185	280	93	230	260
East Timor	11,263	3,328	9,604	260	77	220	-
Ecuador	7,988	2,162	6,727	180	50	150	12
Egypt	95,674	98,401	95,965	2200	2300	2200	6100
El Salvador	1,587	1,710	1,664	36	39	38	28
Equatorial Guinea	0,000	0,289	0,289	-	7	7	0,0043
Eritrea	44,681	36,041	44,065	1000	830	1000	82
Estonia	1,328	1,071	1,092	31	25	25	190
Ethiopia	27,397	28,534	28,985	630	660	670	20
Falkland Islands	0,000	5,388	5,388	-	120	120	-
Faroe Islands	0,000	1,439	1,439	-	33	33	-
Fiji	3,007	1,073	2,093	69	25	48	0,078
Finland	1,519	1,732	1,672	35	40	38	2,1
France	9,487	3,051	8,151	220	70	190	210
French Guiana	0,465	0,494	0,477	11	11	11	-
Gabon	0,943	0,411	0,443	22	9	10	-
Georgia	83,104	24,507	75,948	1900	560	1700	5,7
Germany	1,778	1,117	1,312	41	26	30	420
Ghana	16,837	16,074	16,438	390	370	380	3,3
Gibraltar	48,066	30,985	46,163	1100	710	1100	-

Land	CF AWARE			Ökofaktor 2021 (UBP/m³)			Ökofaktor 2013 (UBP/m³)
	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	
Greece	69,360	28,348	68,036	1600	650	1600	160
Greenland	0,000	0,000	0,000	–	–	–	–
Grenada	8,333	13,474	11,822	190	310	270	–
Guadeloupe	9,947	6,951	9,524	230	160	220	–
Guatemala	1,156	1,099	1,117	27	25	26	6,6
Guinea	10,086	20,965	15,387	230	480	350	0,49
Guinea Bissau	2,705	2,647	2,699	62	61	62	0,3
Guyana	0,957	0,455	0,935	22	10	21	0,44
Haiti	6,184	4,467	5,962	140	100	140	70
Honduras	0,918	1,080	0,981	21	25	23	1,5
Hungary	1,288	1,164	1,264	30	27	29	28
Iceland	0,000	1,083	1,083	–	25	2	0,009
India	30,494	21,306	29,836	700	490	690	1300
Indonesia	23,935	8,926	21,814	550	210	500	30
Iran	66,851	40,144	66,282	1500	920	1500	4400
Iraq	58,975	36,664	58,664	1400	840	1300	4500
Ireland	1,636	0,792	0,797	38	18	18	2,2
Isle of Man	0,000	4,977	4,977	–	110	110	–
Israel	87,031	54,971	84,872	2000	1300	2000	12 000
Italy	46,401	16,678	43,214	1100	380	990	540
Jamaica	11,658	6,302	8,685	270	140	200	37
Japan	0,597	0,573	0,589	14	13	14	420
Jersey	0,000	13,542	13,542	–	310	310	–
Jordan	79,028	49,902	77,682	1800	1100	1800	3200
Kazakhstan	52,801	27,580	50,599	1200	630	1200	870
Kenya	11,286	28,989	21,268	260	670	490	76
Kuwait	47,083	71,024	58,941	1100	1600	1400	20 000 000
Kyrgyzstan	63,434	55,859	62,959	1500	1300	1400	410
Laos	5,959	3,797	5,752	140	87	130	1,6
Latvia	1,458	1,245	1,258	34	29	29	1,3
Lebanon	86,899	50,712	83,418	2000	1200	1900	700
Lesotho	15,416	25,311	18,609	350	580	430	0,87
Liberia	1,272	0,646	0,681	29	15	16	0,0057
Libya	46,464	27,972	46,116	1100	640	1100	500 000
Liechtenstein	0,930	0,714	0,761	21	16	18	–
Lithuania	1,697	1,269	1,313	39	29	30	87
Luxembourg	0,990	0,722	0,774	23	17	18	3,6
Macedonia	53,718	18,203	48,894	1200	420	1100	250
Madagascar	7,727	2,308	7,381	180	53	170	18
Malawi	5,225	6,618	5,483	120	150	130	30
Malaysia	0,588	0,517	0,557	14	12	13	5
Mali	16,450	28,002	17,971	380	640	410	41

Land	CF AWARE			Ökofaktor 2021 (UBP/m ³)			Ökofaktor 2013 (UBP/m ³)
	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	
Malta	68,780	46,190	65,103	1600	1100	1500	11 000
Martinique	17,088	2,540	14,725	390	58	340	–
Mauritania	96,766	52,614	90,440	2200	1200	2100	190
Mauritius	0,777	3,446	3,337	18	79	77	660
Mayotte	0,000	0,000	0,000	–	–	–	–
Mexico	36,291	14,450	33,578	830	330	770	290
Moldova	2,234	2,007	2,176	51	46	50	260
Monaco	5,051	1,727	3,042	120	40	70	–
Mongolia	18,960	30,624	21,854	440	700	500	2,1
Montenegro	1,235	0,848	1,168	28	20	27	–
Montserrat	0,000	10,451	10,451	–	240	240	–
Morocco	88,057	54,031	87,353	2000	1200	2000	1800
Mozambique	7,076	5,470	6,988	160	130	160	0,11
Myanmar	5,692	1,777	5,464	130	41	130	7,7
Namibia	10,791	34,688	22,043	250	800	510	0,42
Nepal	13,821	17,890	14,185	320	410	330	21
Netherlands	1,589	0,957	1,202	37	22	28	130
New Caledonia	0,000	3,460	3,460	–	80	80	–
New Zealand	8,281	1,689	6,613	190	39	150	2
Nicaragua	1,636	0,875	1,345	38	20	31	0,41
Niger	7,068	18,566	8,662	160	430	200	47
Nigeria	7,998	9,819	8,923	180	230	210	12
North Korea	2,783	2,195	2,716	64	50	62	–
Norway	0,691	0,780	0,757	16	18	17	0,57
Oman	12,298	31,825	14,388	280	730	330	8500
Pakistan	59,304	40,812	58,448	1400	940	1300	3500
Panama	0,938	0,634	0,660	22	15	15	0,089
Papua New Guinea	1,043	0,454	0,476	24	10	11	–
Paraguay	1,124	1,587	1,376	26	36	32	0,02
Peru	29,280	13,242	27,787	670	300	640	0,98
Philippines	7,915	2,213	6,982	180	51	160	280
Poland	2,100	1,998	2,016	48	46	46	360
Portugal	52,269	17,082	50,884	1200	390	1200	110
Puerto Rico	21,655	2,078	9,385	500	48	220	190
Qatar	43,145	60,071	49,512	990	1400	1100	560 000
Raunion	2,324	12,014	7,393	53	280	170	–
Romania	4,193	1,737	3,984	96	40	92	10
Russia	20,769	3,663	12,517	480	84	290	2,1
Rwanda	68,891	75,294	74,859	1600	1700	1700	2,4
Samoa	0,000	0,910	0,910	–	21	21	–
San Marino	17,748	6,090	15,657	410	140	360	–
Sao Tome and Principe	30,116	25,577	30,079	690	590	690	–

Land	CF AWARE			Ökofaktor 2021 (UBP/m³)			Ökofaktor 2013 (UBP/m³)
	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	
Saudi Arabia	18,298	28,365	18,561	420	650	430	930 000
Senegal	80,818	52,791	78,380	1900	1200	1800	31
Serbia	3,597	2,304	3,762	83	53	87	–
Sierra Leone	1,336	0,809	1,133	31	19	26	0,091
Singapore	0,000	0,926	0,926	–	21	21	–
Slovakia	1,288	1,192	1,274	30	27	29	1,8
Slovenia	1,180	1,087	1,174	27	25	27	8,4
Solomon Islands	0,000	0,860	0,860	–	20	20	–
Somalia	70,989	47,006	66,456	1600	1100	1500	480
South Africa	40,760	21,134	38,353	940	490	880	600
South Korea	0,747	1,066	0,894	17	25	21	1300
Spain	80,760	31,411	79,334	1900	720	1800	810
Sri Lanka	23,198	5,036	22,170	530	120	510	580
Saint Kitts and Nevis	6,385	4,319	4,586	150	99	110	–
Saint Lucia	43,426	14,144	41,547	1000	330	960	–
Saint Pierre and Miquelon	0,000	16,067	16,067	–	370	370	–
Saint Vincent and the Grenadines	0,000	9,233	9,233	–	210	210	–
Sudan	53,293	49,453	52,936	1200	1100	1200	590
Suriname	0,665	0,584	0,655	15	13	15	0,29
Svalbard and Jan Mayen	0,000	45,427	45,427	–	1000	1000	–
Swaziland	1,546	2,816	1,825	36	65	42	510
Sweden	2,776	1,694	2,117	64	39	49	2,2
Switzerland	1,320	0,737	0,965	30	17	22	23
Syria	79,169	48,473	78,587	1800	1100	1800	860
Taiwan	2,047	2,614	2,226	47	60	51	–
Tajikistan	72,470	49,130	71,581	1700	1100	1600	140
Tanzania	6,719	29,056	13,706	150	670	320	28
Thailand	7,301	3,946	6,982	170	91	160	160
The Bahamas	0,000	27,356	27,356	–	630	630	–
Gambia	6,452	13,642	10,966	150	310	250	0,76
Togo	9,166	10,944	10,352	210	250	240	1,3
Tonga	0,000	12,675	12,675	–	290	290	–
Trinidad and Tobago	57,217	22,719	25,685	1300	520	590	35
Tunisia	69,811	40,114	68,911	1600	920	1600	3700
Turkey	58,043	22,241	56,460	1300	510	1300	290
Turkmenistan	67,641	44,235	66,817	1600	1000	1500	1600
Turks and Caicos Islands	0,000	12,662	12,662	–	290	290	–
Uganda	78,969	87,902	86,915	1800	2000	2000	0,24
Ukraine	37,651	6,238	32,486	870	140	750	730
United Arab Emirates	11,548	47,272	15,200	270	1100	350	6 800 000
United Kingdom	3,341	1,248	1,612	77	29	37	75
United States of America	35,715	9,087	33,127	820	210	760	230

Land	CF AWARE			Ökofaktor 2021 (UBP/m³)			Ökofaktor 2013 (UBP/m³)
	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	Landwirtschaft	Nicht Landwirtschaft	unbekannt	
Uruguay	0,582	0,469	0,542	13	11	12	6,6
Uzbekistan	73,093	50,214	72,113	1700	1200	1700	6500
Vanuatu	0,000	2,053	2,053	–	47	47	–
Venezuela	6,929	4,585	5,954	160	110	140	0,52
Vietnam	17,750	4,725	12,098	410	110	280	82
British Virgin Islands	23,411	13,241	14,619	540	300	340	–
Western Sahara	0,000	56,095	56,334	–	1300	1300	–
Yemen	46,982	48,633	47,017	1100	1100	1100	28 000
Zambia	5,324	6,714	5,625	120	150	130	2,6
Zimbabwe	4,027	10,123	4,684	93	230	110	420
Svalbard and Jan Mayen	0,000	45,427	45,427	–	1000	1000	–
Swasiland	1,546	2,816	1,825	36	65	42	510
Welt (GLO)	45,737	20,304	42,954	1100	470	990	320
Regionen	0,000	0,000	0,000	–	–	–	–
RER	48,950	5,919	40,964	1100	140	940	320
Europe-CH	48,962	5,951	41,019	1100	140	940	320
RAF	73,084	59,282	71,601	1700	1400	1600	17
RAS	44,436	22,846	42,213	1000	530	970	220
RLA	37,846	6,348	31,090	870	150	720	19000
RNA	35,503	8,808	32,724	820	200	750	610
RME	60,264	40,971	59,812	1400	940	1400	–
ENTSOE	49,974	5,688	42,520	1100	130	980	–
BRIC	36,904	21,702	34,769	850	500	800	–
BRICS	36,970	21,701	34,828	850	500	800	–
OECD	47,305	8,744	42,832	1100	200	990	–
OECD+BRIC	40,833	17,456	37,764	940	400	870	–
OECD+BRICS	40,828	17,489	37,765	940	400	870	–
CS	5,343	3,291	5,613	120	76	130	5,9
PS	85,693	54,016	83,750	2000	1200	1900	–
OCEANIA	70,649	19,478	68,296	1600	450	1600	20
NORDEL	–	–	–	–	–	35	–

A9 Ökofaktoren marine Fischressourcen

Tabelle 134

Normierungsfluss, berechnet über den Import von Fischereiprodukten, sortiert nach ISSCAAP-Gruppe, sortiert nach Beitrag zum Normierungsfluss

ISSCAAP Gruppe	Produktgruppe	Import in Tonnen	Produkt- zu Lebend- gewicht (-)	CF Lebend- gewicht	Anteil Wild- fang	Rück- wurf- rate	CF Rück- wurf	Charak- terisie- rung in Tausend Tonnen PS- äq	Beitrag zu Nor- mierung
Total	Total	69 701						2629	
Clams, cockles, arkshells	Clams, cockles and ark shells, live, fresh or chilled	257	2,18	46,7	8,3 %	13,2 %	9,21	2,23	0,1 %
Flounders, halibuts, soles	Flat fish, fillets, fresh or chilled	1049	2,18	65,7	84,7 %	9,8 %	9,21	129	4,9 %
	Flat fish, fillets, frozen	423	2,18	65,7	84,7 %	9,8 %	9,21	52	2,0 %
	Sole (Solea spp.), fresh or chilled	238	2,18	65,7	84,7 %	9,8 %	9,21	29,3	1,1 %
	Turbots (Psetta maxima), fresh or chilled	143	2,18	309	84,7 %	9,8 %	9,21	81,6	3,1 %
Lobsters, spiny- rock lobsters	Lobsters (Homarus spp.), live, fresh or chilled	168	2,63	68,7	99,4 %	32,4 %	9,21	31,5	1,2 %
Miscellaneous coastal fishes	Seabream (Sparidae), fresh or chilled	1195	1,47	93,2	85,8 %	9,8 %	9,21	142	5,4 %
	Seabass (Dicentrarchus spp.), fresh or chilled	793	1,79	498	10,0 %	9,8 %	9,21	70,9	2,7 %
Miscellaneous marine crustaceans	Other crustaceans, prepared or preserved	82	2,18	23,7	100,0 %	32,4 %	9,21	4,76	0,2 %
	Other crustaceans, whether in shell or not, frozen	64	2,18	23,7	100,0 %	32,4 %	9,21	3,72	0,1 %
	Crustaceans dried, salted or in brine, smoked, for human consumption, nei	32	2,18	23,7	100,0 %	32,4 %	9,21	1,86	0,1 %
	Crustaceans live, fresh or chilled, for human consumption, nei	14	2,18	23,7	100,0 %	13,2 %	9,21	0,759	0,0 %
Miscellaneous pelagic fishes	Other fish, whole or in pieces, prepared or preserved	3808	2,18	17,8	97,0 %	6,2 %	9,21	148	5,6 %
	Other fish, whole or in pieces, prepared or preserved	3446	2,18	17,8	97,0 %	6,2 %	9,21	134	5,1 %
	Prepared or preserved fish, excl. whole or in pieces	2074	2,18	17,8	97,0 %	6,2 %	9,21	80,6	3,1 %
	Other freshwater or saltwater fish, fresh or chilled	1796	2,18	17,8	97,0 %	6,2 %	9,21	69,8	2,7 %
	Fish fillets, fresh or chilled, nei	1517	2,18	17,8	97,0 %	6,2 %	9,21	58,9	2,2 %
	Fish oils, other than liver oils	1413	2,18	17,8	97,0 %	6,2 %	9,21	54,9	2,1 %

ISSCAAP Gruppe	Produktgruppe	Import in Tonnen	Produkt- zu Lebendgewicht (-)	CF Lebendgewicht	Anteil Wildfang	Rückwurf-rate	CF Rückwurf	Charakterisierung in Tausend Tonnen PS-äq	Beitrag zu Normierung
Miscellaneous pelagic fishes	Meals of fish or crustaceans, molluscs or other aquatic invertebrates, unfit for human consumption	1056	2,18	1	97,0 %	9,8 %	9,21	4,24	0,2 %
	Fish fillets, frozen, nei	720	2,18	17,8	97,0 %	6,2 %	9,21	28	1,1 %
	Fish waste	624	2,18	17,8	97,0 %	6,2 %	9,21	24,2	0,9 %
Mussels	Mussels, live, fresh or chilled	1538	1	195	3,8 %	13,2 %	9,21	11,5	0,4 %
	Mussels, prepared or preserved	257	2,18	195	3,8 %	13,2 %	9,21	4,2	0,2 %
	Mussels, frozen	129	2,18	195	3,8 %	13,2 %	9,21	2,11	0,1 %
	Mussels, dried, salted or in brine; smoked	51	2,18	195	3,8 %	13,2 %	9,21	0,834	0,0 %
Oysters	Oysters, live, fresh, chilled	454	1	84,6	2,4 %	13,2 %	9,21	0,933	0,0 %
Salmons, trouts, smelts	Pacific, Atlantic and Danube salmon, fillets, fresh or chilled	3895	2,18	28,1	28,9 %	9,8 %	9,21	71,2	2,7 %
	Salmons, including fillets, smoked	3294	2,18	28,1	28,9 %	9,8 %	9,21	60,2	2,3 %
	Atlantic and Danube salmon, fresh or chilled	3143	2,18	28,1	28,9 %	9,8 %	9,21	57,5	2,2 %
	Pacific, Atlantic and Danube salmon, fillets, frozen	1870	2,18	28,1	28,9 %	9,8 %	9,21	34,2	1,3 %
	Salmon, prepared or preserved	688	2,18	28,1	28,9 %	9,8 %	9,21	12,6	0,5 %
	Atlantic and Danube salmon, frozen	302	1,3	28,1	28,9 %	9,8 %	9,21	3,3	0,1 %
	Scallops, pectens	Scallops, including queen scallop, frozen	259	2,18	32,2	26,2 %	13,2 %	9,21	4,93
Shrimps, prawns	Other shrimps and prawns, whether in shell or not, frozen	4626	2,8	19,9	91,2 %	32,4 %	9,21	271	10,3 %
	Other shrimps and prawns, prepared or preserved	1990	2,8	19,9	91,2 %	32,4 %	9,21	116	4,4 %
	Shrimps and prawns, prepared or preserved, not in airtight containers	1427	2	19,9	91,2 %	32,4 %	9,21	59,6	2,3 %
Tunas, bonitos, billfishes	Tunas, skipjack and Atlantic bonito, prepared or preserved	9181	1,44	16,4	99,4 %	9,8 %	9,21	227	8,6 %
Rest		13 938						540	20,5 %

Tabelle 135

Charakterisierungsfaktoren (CF) und Ökofaktoren pro kg Lebendgewicht der meistgefangenen Fischarten für die unterschiedlichen Fangregionen nach FAO; sortiert nach absteigender Fangmenge; PS: peruanische Sardelle (Leitfischressource, «Referenzsubstanz»)

Fangregion FAO (Nummer)	Name	Wissenschaftlicher Name	CF Fang- region PS-eq/kg	CF Fischart PS-eq/kg	Ökofaktor Fangregion UBP/kg	Ökofaktor Fischart UBP/kg	Fangmenge Tonnen	Bestand Tonnen
Nordwest- atlantik (21)	Northern prawn	<i>Pandalus borealis</i>	39,4	43,8	39 700	44 200	217 000	613 000
	Atlantic herring	<i>Clupea harengus</i>	14,7	1,73	14 900	1750	207 000	1 030 000
	American sea scallop	<i>Placopecten magellanicus</i>	17,9	17,9	18 000	18 000	204 000	1 540 000
	Atlantic menhaden	<i>Brevoortia tyrannus</i>	7,02	7,03	7080	7100	181 000	1 340 000
	American lobster	<i>Homarus americanus</i>	50,5	50,5	51 000	51 000	153 000	452 000
	Ocean quahog	<i>Arctica islandica</i>	14,4	14,4	14 500	14 500	117 000	767 000
	Atlantic surf clam	<i>Spisula solidissima</i>	10,3	10,3	10 400	10 400	103 000	1 550 000
	Queen crab	<i>Chionoecetes opilio</i>	0,712	2,03	719	2050	97 600	6 560 000
	Greenland halibut	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	135	65,9	136 000	66 500	61 900	275 000
	Atlantic cod	<i>Gadus morhua</i>	21,8	1,19	22 000	1200	53 400	413 000
Nordost- atlantik (27)	Atlantic herring	<i>Clupea harengus</i>	1,27	1,73	1280	1750	1 440 000	8 910 000
	Atlantic cod	<i>Gadus morhua</i>	1,05	1,19	1060	1200	1 290 000	8 230 000
	Atlantic mackerel	<i>Scomber scombrus</i>	2,6	2,77	2630	2800	1 170 000	4 070 000
	Blue whiting (=Poutassou)	<i>Micromesistius poutassou</i>	1,87	1,9	1880	1920	1 070 000	4 610 000
	Capelin	<i>Mallotus villosus</i>	4,12	5,22	4150	5260	526 000	2 890 000
	European sprat	<i>Sprattus sprattus</i>	4,47	6,9	4510	6960	457 000	1 940 000
	Sandeels (=Sandlances) nei	<i>Ammodytes spp</i>	49,3	49,3	49 700	49 700	291 000	772 000
	Saithe (=Pollock)	<i>Pollachius virens</i>	8,07	8,87	8140	8950	289 000	1 400 000
	Haddock	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	6,25	7,29	6300	7350	283 000	1 720 000
	Atlantic horse mackerel	<i>Trachurus trachurus</i>	41,8	46,6	42 100	47 000	161 000	419 000
Mittlerer Westatlantik (31)	Gulf menhaden	<i>Brevoortia patronus</i>	2,72	2,72	2750	2750	475 000	2 760 000
	Round sardinella	<i>Sardinella aurita</i>	142	21,3	143 000	21 500	58 900	87 400
	American cupped oyster	<i>Crassostrea virginica</i>	74,8	63,4	75 500	64 000	57 600	249 000
	Northern brown shrimp	<i>Penaeus aztecus</i>	25,5	28	25 700	28 300	54 400	387 000
	Calico scallop	<i>Argopecten gibbus</i>	1000	1000	1 010 000	1 010 000	47 600	39 600
	Blue crab	<i>Callinectes sapidus</i>	128	68,7	129 000	69 300	45 100	154 000
	Northern white shrimp	<i>Penaeus setiferus</i>	74,8	74,8	75 400	75 400	41 900	198 000
	Stromboid conchs nei	<i>Strombus spp</i>	173	176	174 000	177 000	34 500	984 000
	Caribbean spiny lobster	<i>Panulirus argus</i>	55,7	89,3	56 200	90 100	29 000	191 000
	Atlantic seabob	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	1,9	8,32	1920	8400	28 200	2 200 000

Fangregion FAO (Nummer)	Name	Wissenschaftlicher Name	CF Fang- region PS-eq/kg	CF Fischart PS-eq/kg	Ökofaktor Fangregion UBP/kg	Ökofaktor Fischart UBP/kg	Fangmenge Tonnen	Bestand Tonnen
Mittlerer Ostatlantik (34)	European pilchard (=Sardine)	<i>Sardina pilchardus</i>	7,13	8,67	7190	8750	861 000	2 040 000
	Sardinellas nei	<i>Sardinella spp</i>	15,6	21,4	15 800	21 600	379 000	646 000
	Bonga shad	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	49,9	49,9	50 400	50 400	363 000	357 000
	Atlantic chub mackerel	<i>Scomber colias</i>	45	80,8	45 400	81 600	296 000	339 000
	Jack and horse mackerels nei	<i>Trachurus spp</i>	34,1	51	34 400	51 500	266 000	998 000
	Round sardinella	<i>Sardinella aurita</i>	11,6	21,3	11 700	21 500	222 000	578 000
	Skipjack tuna	<i>Katsuwonus pelamis</i>	40,5	6,43	40 800	6480	213 000	467 000
	Madeiran sardinella	<i>Sardinella maderensis</i>	33,2	33,2	33 500	33 500	189 000	482 000
	Yellowfin tuna	<i>Thunnus albacares</i>	18	9,65	18 100	9740	82 700	452 000
	Bigeye tuna	<i>Thunnus obesus</i>	36,5	35,2	36 900	35 500	50 500	284 000
Mittel- meer und Schwarzes Meer (37)	European anchovy	<i>Engraulis encrasicolus</i>	3,72	5,38	3750	5430	292 000	1 830 000
	European pilchard (=Sardine)	<i>Sardina pilchardus</i>	11,2	8,67	11 300	8750	191 000	811 000
	European sprat	<i>Sprattus sprattus</i>	143	6,9	144 000	6960	65 300	130 000
	Striped venus	<i>Chamelea gallina</i>	85,1	110	85 900	111 000	43 700	186 000
	Sardinellas nei	<i>Sardinella spp</i>	67,1	21,4	67 700	21 600	42 500	150 000
	Jack and horse mackerels nei	<i>Trachurus spp</i>	1000	51	1 010 000	51 500	25 600	23 900
	Bogue	<i>Boops boops</i>	96,6	271	97 400	273 000	21 600	90 400
	Mediterranean horse mackerel	<i>Trachurus mediterraneus</i>	157	167	158 000	169 000	21 300	88 800
	European hake	<i>Merluccius merluccius</i>	118	26,3	119 000	26 500	21 000	88 800
	Atlantic bonito	<i>Sarda sarda</i>	246	300	248 000	303 000	17 100	68 500
Südwest- atlantik (41)	Argentine shortfin squid	<i>Illex argentinus</i>	2,99	2,99	3020	3020	800 000	3 820 000
	Argentine hake	<i>Merluccius hubbsi</i>	3,99	3,99	4030	4030	340 000	2 530 000
	Argentine red shrimp	<i>Pleoticus muelleri</i>	223	223	225 000	225 000	125 000	427 000
	Whitemouth croaker	<i>Micropogonias furnieri</i>	62,3	64,6	62 800	65 200	97 300	238 000
	Patagonian grenadier	<i>Macruronus magellanicus</i>	37,1	59,3	37 400	59 800	66 200	366 000
	Patagonian squid	<i>Loligo gahi</i>	220	168	222 000	169 000	46 900	141 000
	Patagonian scallop	<i>Zygochlamys patagonica</i>	373	373	376 000	376 000	35 800	82 000
	Skipjack tuna	<i>Katsuwonus pelamis</i>	137	6,43	138 000	6480	25 000	76 200
	Longtail Southern cod	<i>Patagonotothen ramsayi</i>	530	530	534 000	534 000	23 800	40 700
	Acoupa weakfish	<i>Cynoscion acoupa</i>	93,2	93,2	94 100	94 100	20 000	88 900

Fangregion FAO (Nummer)	Name	Wissenschaftlicher Name	CF Fang- region PS-eq/kg	CF Fischart PS-eq/kg	Ökofaktor Fangregion UBP/kg	Ökofaktor Fischart UBP/kg	Fangmenge Tonnen	Bestand Tonnen
Südost- atlantik (47)	Cape horse mackerel	Trachurus capensis	3,35	3,35	3380	3380	360 000	2 210 000
	Sardinellas nei	Sardinella spp	34,9	21,4	35 200	21 600	145 000	745 000
	Southern African pilchard	Sardinops ocellatus	18	18	18 100	18 100	120 000	696 000
	Cunene horse mackerel	Trachurus trecae	120	209	121 000	210 000	85 300	219 000
	Whitehead's round herring	Etrumeus whiteheadi	267	267	269 000	269 000	26 500	41 600
	Dentex nei	Dentex spp	604	661	610 000	667 000	18 400	72 300
	Bigeye tuna	Thunnus obesus	36,5	35,2	36 900	35 500	13 300	284 000
	Blue shark	Prionace glauca	2,75	13,3	2770	13 400	12 600	1 240 000
	Snoek	Thyrsites atun	327	181	330 000	183 000	12 500	40 400
	Southern meagre (=Mulloway)	Argyrosomus hololepidotus	1000	1000	1 010 000	1 010 000	11 100	11 600
Westlicher Indischer Ozean (51)	Indian oil sardine	Sardinella longiceps	23	29,1	23 200	29 400	507 000	620 000
	Yellowfin tuna	Thunnus albacares	11,7	9,65	11 800	9740	314 000	1 120 000
	Skipjack tuna	Katsuwonus pelamis	11,1	6,43	11 200	6480	269 000	1 180 000
	Indian mackerel	Rastrelliger kanagurta	38,2	90,4	38 500	91 200	164 000	274 000
	Bombay-duck	Harpadon nehereus	48,4	66,4	48 800	67 000	130 000	217 000
	Giant tiger prawn	Penaeus monodon	18	44,2	18 100	44 600	110 000	643 000
	Longtail tuna	Thunnus tonggol	86,6	108	87 400	109 000	104 000	219 000
	Narrow-barred Spanish mackerel	Scomberomorus commerson	82,6	65,6	83 300	66 100	88 900	200 000
	Kawakawa	Euthynnus affinis	113	39,3	114 000	39 700	77 100	159 000
	Jacks, crevalles nei	Caranx spp	460	530	464 000	534 000	72 300	147 000
Östlicher Indischer Ozean (57)	Hilsa shad	Tenulosa ilisha	32	32	32 300	32 300	265 000	380 000
	Indian mackerels nei	Rastrelliger spp	44,2	39,3	44 600	39 700	176 000	264 000
	Skipjack tuna	Katsuwonus pelamis	11,1	6,43	11 200	6480	148 000	1 180 000
	Indian mackerel	Rastrelliger kana-gurta	293	90,4	295 000	91 200	113 000	82 300
	Short mackerel	Rastrelliger brachy-soma	118	37,4	119 000	37 700	98 100	121 000
	Giant tiger prawn	Penaeus monodon	62,7	44,2	63 200	44 600	94 800	309 000
	Blood cockle	Anadara granosa	48,5	84,6	48 900	85 300	90 600	585 000
	Yellowfin tuna	Thunnus albacares	11,7	9,65	11 800	9740	88 100	1 120 000
	Indian oil sardine	Sardinella longiceps	130	29,1	131 000	29 400	80 500	104 000
Kawakawa	Euthynnus affinis	77,6	39,3	78 300	39 700	72 300	185 000	

Fangregion FAO (Nummer)	Name	Wissenschaftlicher Name	CF Fang- region PS-eq/kg	CF Fischart PS-eq/kg	Ökofaktor Fangregion UBP/kg	Ökofaktor Fischart UBP/kg	Fangmenge Tonnen	Bestand Tonnen
Nordwest- pazifik (61)	Alaska pollock (=Walleye poll.)	Theragra chalcogramma	0,849	1,1	856	1110	1 860 000	1 3800 000
	Japanese anchovy	Engraulis japonicus	3,26	3,26	3290	3290	1 350 000	2680 000
	Largehead hairtail	Trichiurus lepturus	2,4	3,55	2420	3580	1 150 000	4220 000
	Pacific chub mackerel	Scomber japonicus	1,39	2,53	1400	2550	1 150 000	6230 000
	Akiami paste shrimp	Acetes japonicus	5,47	5,56	5520	5610	562 000	2630 000
	Gazami crab	Portunus trituber- culatus	14,4	14,4	14 500	14 500	557 000	1630 000
	Pacific saury	Cololabis saira	14,6	17,2	14 800	17 300	461 000	741 000
	Seerfishes nei	Scomberomorus spp	14,9	19	15 100	19 100	447 000	2 360 000
	Pacific herring	Clupea pallasii	5,25	6,97	5300	7040	432 000	1 740 000
	Japanese pilchard	Sardinops melanostictus	5,3	5,3	5350	5350	400 000	1 780 000
Nordost- pazifik (67)	Alaska pollock (=Walleye poll.)	Theragra chalcogramma	1,54	1,1	1550	1110	1 430 000	6 970 000
	Pacific cod	Gadus macrocephalus	10,3	14,3	10 300	14 400	323 000	1520 000
	North Pacific hake	Merluccius productus	14,5	16,5	14 600	16 700	258 000	810 000
	Pink (=Humpback) salmon	Oncorhynchus gorbuscha	8	21,7	8070	21 800	248 000	1 070 000
	Yellowfin sole	Limanda aspera	14,7	14,8	14 800	14 900	145 000	852 000
	Sockeye (=Red) salmon	Oncorhynchus nerka	19,3	32,7	19 400	33 000	118 000	490 000
	Chum (=Keta =Dog) salmon	Oncorhynchus keta	104	22,6	105 000	22 800	61 400	156 000
	Pacific herring	Clupea pallasii	49,2	6,97	49 600	7040	57 200	317 000
	Rock sole	Lepidopsetta bilineata	101	102	102 000	103 000	53 600	204 000
	Pacific ocean perch	Sebastes alutus	177	184	178 000	185 000	50 000	313 000
Westlicher Pazifischer Ozean (71)	Skipjack tuna	Katsuwonus pelamis	3,37	6,43	3400	6480	1 710 000	4 420 000
	Yellowfin tuna	Thunnus albacares	7,2	9,65	7270	9740	509 000	1 650 000
	Kawakawa	Euthynnus affinis	21,2	39,3	21 300	39 700	214 000	560 000
	Short mackerel	Rastrelliger brachysoma	21,5	37,4	21 700	37 700	203 000	406 000
	Indian mackerel	Rastrelliger kanagurta	94,2	90,4	95 100	91 200	200 000	193 000
	Bigeye scad	Selar crumenophthalmus	51,4	55,1	51 800	55 600	184 000	250 000
	Indian mackerels nei	Rastrelliger spp	34,4	39,3	34 700	39 700	154 000	279 000
	Narrow-barred Spanish mackerel	Scomberomorus commerson	45,4	65,6	45 800	66 100	147 000	345 000
	Frigate tuna	Auxis thazard	35	37,7	35 300	38 000	146 000	421 000
	Goldstripe sardinella	Sardinella gibbosa	40,8	57,9	41 100	58 400	143 000	248 000

Fangregion FAO (Nummer)	Name	Wissenschaftlicher Name	CF Fang- region PS-eq/kg	CF Fischart PS-eq/kg	Ökofaktor Fangregion UBP/kg	Ökofaktor Fischart UBP/kg	Fangmenge Tonnen	Bestand Tonnen
Östlicher Pazifischer Ozean (77)	Pacific thread herring	Opisthonema libertate	22,7	24,4	22 900	24 600	299 000	480 000
	Skipjack tuna	Katsuwonus pelamis	18,5	6,43	18 600	6480	213 000	930 000
	Yellowfin tuna	Thunnus albacares	10,1	9,65	10 200	9740	198 000	1 020 000
	Pacific anchoveta	Cetengraulis mysticetus	1000	916	1 010 000	925 000	164 000	21 000
	California pilchard	Sardinops caeruleus	46,4	72	46 800	72 600	146 000	343 000
	Opalescent inshore squid	Loligo opalescens	1,18	1,18	1190	1190	98 900	2 370 000
	Californian anchovy	Engraulis mordax	195	195	197 000	197 000	83 200	151 000
	Bigeye tuna	Thunnus obesus	30,3	35,2	30 500	35 500	70 400	375 000
	Pacific chub mackerel	Scomber japonicus	81	2,53	81 700	2550	48 400	161 000
Red-eye round herring	Etrumeus teres	842	56,9	850 000	57 400	32 100	37 600	
Südwest- pazifik (81)	Blue grenadier	Macruronus novaezelandiae	8,73	9,51	8800	9590	164 000	1 220 000
	Jack and horse mackerels nei	Trachurus spp	55,8	51	56 300	51 500	46 700	484 000
	Southern blue whiting	Micromesistius australis	64,4	108	65 000	109 000	37 100	145 000
	Snoek	Thyrsites atun	123	181	124 000	183 000	30 000	94 700
	Wellington flying squid	Nototodarus sloanii	119	119	120 000	120 000	21 200	114 000
	Pink cusk-eel	Genypterus blacodes	196	203	198 000	205 000	15 700	65 800
	Albacore	Thunnus alalunga	77,5	38,1	78 100	38 500	12 400	174 000
	Greenback horse mackerel	Trachurus declivis	574	585	579 000	590 000	12 200	30 900
	Oreo dories nei	Oreosomatidae	1000	1000	1 010 000	1 010 000	10 900	46 300
Südost- pazifik (87)	Skipjack tuna	Katsuwonus pelamis	3,37	6,43	3400	6480	10 100	4 420 000
	Anchoveta (=Peruvian anchovy)	Engraulis ringens	1	1	1010	1010	4 370 000	9 320 000
	Jumbo flying squid	Dosidicus gigas	8,76	9,05	8840	9130	996 000	2 680 000
	Araucanian herring	Strangomera bentincki	15,4	15,4	15 500	15 500	405 000	678 000
	Chilean jack mackerel	Trachurus murphyi	3,34	3,34	3370	3370	389 000	3110 000
	Skipjack tuna	Katsuwonus pelamis	18,5	6,43	18 600	6480	221 000	930 000
	Pacific chub mackerel	Scomber japonicus	38,9	2,53	39 200	2550	187 000	438 000
	South Pacific hake	Merluccius gayi	131	131	132 000	132 000	88 500	164 000
	Yellowfin tuna	Thunnus albacares	10,1	9,65	10 200	9740	83 500	1020 000
	Common dolphinfish	Coryphaena hippurus	143	269	144 000	272 000	68 700	91 700
Eastern Pacific bonito	Sarda chiliensis	27,8	29,6	28 000	29 800	57 500	403 000	

Literatur

- Ahbe S., Braunschweig A. and Müller-Wenk R. (1990) Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. 133. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Ahbe S., Schebek L., Jansky N., Wellge S. and Weihofen S. (2014) Methode der ökologischen Knappheit für Deutschland – Eine Initiative der Volkswagen AG. Logos Verlag Berlin GmbH, Berlin.
- Ahbe S., Weihofen W. and Wellge S. (2018) The Ecological Scarcity Method for the European Union. In: *Volkswagen AutoUni – Schriftenreihe Band 105*, <https://doi.org/10.1007/978-3-658-19506-9>
- Aktionsplan PSM (2017) Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Bericht des Bundesrates.
- Alkemade R., Oorschot M., Miles L., Nellemann C., Bakkenes M. and ten Brink B. (2009) GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. In: *Ecosystems*, 12(3), pp. 374–390, 10.1007/s10021-009-9229-5, retrieved from: <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>.
- AUE (2007) Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2007. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- AUE (2008) Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2008. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- AUE (2009) Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2009. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- AUE (2010) Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS): Jahresbericht 2010. Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- AUE (2017) Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS). Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt, retrieved from: www.aue.bs.ch/rheinberichte.
- AUE Basel Stadt (2013a) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Anhang 1 Messprogramm 2013.
- AUE Basel Stadt (2013b) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Jahresbericht 2013.
- AUE Basel Stadt (2014a) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Anhang 1 Messprogramm 2014.
- AUE Basel Stadt (2014b) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Jahresbericht 2014.
- AUE Basel Stadt (2015a) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Anhang 1 Messprogramm 2015.
- AUE Basel Stadt (2015b) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Jahresbericht 2015.
- AUE Basel Stadt (2016a) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Anhang 1 Messprogramm 2016.
- AUE Basel Stadt (2016b) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Jahresbericht 2016.
- AUE Basel Stadt (2017a) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Jahresbericht 2017. Im Auftrag des BAFU und Umweltministerium Baden-Württemberg.
- AUE Basel Stadt (2017b) Rheinüberwachungs-Station Weil am Rhein – Anhang 1 Messprogramm 2017.
- AUE Basel Stadt (2020) Messdaten 2019, Rheinüberwachungsstation (RÜS).
- Ayer N., Tyedmers P., Pelletier N., Sonesson U. and Scholz A. (2007) Co-Product Allocation in Life Cycle Assessments of Seafood Production Systems: Review of Problems and Strategies.

BAFU (2006) Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) – Swiss National Implementation Plan – To be submitted to the Conference of the Parties to the Stockholm Convention. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz.

BAFU (2009a) Mikroverunreinigungen in den Gewässern – Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU (2009b) Lärmbelastung in der Schweiz. Ergebnisse des nationalen Lärmmonitorings SonBase. Umwelt-Zustand Nr. 0907. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.

BAFU (2010) Stickstoffflüsse in der Schweiz. Stoffflussanalyse für das Jahr 2005. Bundesamt für Umwelt, retrieved from: www.bafu.admin.ch > *Stickstoffflüsse in der Schweiz 2005*.

BAFU (2011a) Sonderabfallstatistik 2010. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.

BAFU (2011b) Nationale Daueruntersuchung der schweizer Fließgewässer (NADUF) (ed. BAFU E., WSL).

BAFU (2011c) Feinstaub: Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen, und Massnahmen. Bundesamt für Umwelt BAFU; Abteilung Luftreinhaltung und NIS, Bern, retrieved from: www.bafu.admin.ch/luft/00575/00578/index.html?lang=de.

BAFU (2012a) Strategie Biodiversität Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz, retrieved from: www.bafu.admin.ch/ud-1060-d.

BAFU (2012b) Faktenblatt 1: Ozon: Erste Erfolge bei der Bekämpfung der Vorläuferschadstoffe. Bundesamt für Umwelt, Bern, Switzerland, retrieved from: www.bafu.admin.ch/luft/00575/00577/index.html?lang=de.

BAFU (2012c) Switzerland's Informative Inventory Report 2012 (IIR) – Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. INFRAS consulting group, Zurich & Federal Office for the Environment

FOEN, Air Pollution Control and Non-Ionising Radiation Division, Berne.

BAFU (2012d) Swiss Greenhouse Gas Inventory 1990–2010: National Inventory Report and CRF tables 2012. Resubmission to the United Nations Framework Convention on Climate Change. File CHE-2012-2010-v2.1.xls, April 2012. Bundesamt für Umwelt, Bern, retrieved from: www.bafu.admin.ch/climatereporting/00545/11894/index.html?lang=en.

BAFU (2013) Stoffe nach Anhang XIV der REACH-Verordnung, retrieved from: www.bafu.admin.ch/chemikalien/01415/12586/index.html?lang=de.

BAFU und BLW (2013) Bodenschutz in der Landwirtschaft. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bundesamt für Landwirtschaft BLW.

BAFU und BLW (2016) Umweltziele Landwirtschaft. Statusbericht 2016. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1633: 114 S.

BAFU (2017) Konsultation Vollzugshilfe Lichtemissionen. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern.

BAFU (2018) Umwelt Schweiz 2018 (Bericht des Bundesrates). Abgerufen 14. Dezember 2018, von www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/dokumentation/umweltbericht/umweltbericht-2018.html

BAFU (2019a) Aktennotiz vom 2.12.2019 – Grundlagen zur Berechnung der Ökofaktoren für Verkehrslärm. Referenz/Aktenzeichen: L445-1627. Bundesamt für Umwelt Bern, Schweiz.

BAFU (2020a) Switzerland's Informative Inventory Report 2020 (IIR) – Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. FOEN, Air Pollution Control and Chemicals Division, Industry and Combustion Section, Berne.

BAFU (2020b) Massnahmen des Bundes für eine ressourcenschonende, zukunftsfähige Schweiz (Grüne Wirtschaft); Bericht an den Bundesrat. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern.

- BAFU (2020c) Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2018: National Inventory Report and reporting tables (CRF). Submission of April 2020 under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Federal Office for the Environment, Bern. www.climatereporting.ch
- BAFU (2020d) Bundesamt für Umwelt – Hydrologische Daten und Vorhersagen, Stationen und Daten.
- BAFU B. f. U. (2018) Aktueller Stand des VASA-Fonds 2018.
- BAFU B. f. U. (2019b) Sonderabfallstatistik 2018.
- BAG, BUWAL, BLW, BVET, seco and EDA (2003) Das Vorsorgeprinzip aus schweizerischer und internationaler Sicht: Synthesepapier der interdepartementalen Arbeitsgruppe «Vorsorgeprinzip», August 2003. Bundesamt für Gesundheit (BAG), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bundesamt für Veterinärwesen (BVET), Staatssekretariat für Wirtschaft (seco), Eidgenössisches Departement des Äusseren (EDA).
- BAG (2020) Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2019. Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Bern, retrieved from: www.bag.admin.ch/bag/de/home/das-bag/publikationen/taetigkeitsberichte/jahresberichte-umweltradioaktivitaet.html.
- Bass A. (2020) Emissionen Luft für MÖK2020.
- Berger M., Sonderegger, T., Alvarenga, R., Bach, V., Cimprić, A., Dewulf, J., Frischknecht, R., Guinée, J., Helbig, C., Huppertz, T., Jolliet, O., Motoshita, M., Northey, S., Peña, C. A., Rugani, B., Sahnoune, A., Schrijvers, D., Schulze, R., Sonnemann, G., Valero, A., Weidema, B. P. & Young, S. B. (2020) Mineral resources in life cycle impact assessment: part II – recommendations on application-dependent use of existing methods and on future method development needs. In: *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(4), pp. 798–813.
- Beylot A., Ardente F., Sala S. and Zampori L. (2020) Accounting for the dissipation of abiotic resources in LCA: Status, key challenges and potential way forward. In: *Resources, Conservation and Recycling*, 157(104748).
- BFE (2018) Schweizerische Elektrizitätsstatistik 2017. Bundesamt für Energie BFE, Bern, CH, retrieved from: www.bfe.admin.ch > *Schweizerische Elektrizitätsstatistik 2017*.
- BFE (2019) Schweizerische Gesamtenergiestatistik 2018. Bundesamt für Energie (BFE), Bern.
- BFE (2020) Schweizerische Gesamtenergiestatistik 2019. Bundesamt für Energie (BFE), Bern.
- BFS (2011) Arealstatistik Schweiz – Zustand und Entwicklung der Landschaft Schweiz – Ausgabe 2011/2012 retrieved from: www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/02/03/blank/key/01/zustand_und_entwicklung__tabelle.html.
- BFS (2015) Szenarien zur Bevölkerungsentwicklung der Schweiz 2015 – 2045 (engl.: Scenarios for the development of the Swiss population 2015–2045). Swiss Statistics (BFS), Neuchâtel.
- BFS (2017) Materialflusskonten – Indikatoren. Bundesamt für Statistik, retrieved from: www.pxweb.bfs.admin.ch > *Materialflusskonten – Indikatoren 2017*.
- BFS (2019) Mobilität und Verkehr. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
- BFS and BAZL (2019) Luftverkehr, Zivilluftfahrtstatistik (AVIA_ZL). Bundesamt für Statistik BFS, Bundesamt für Zivilluftfahrt BAZL, Neuchâtel, Bern.
- BLW and BUWAL (1998) Konzept zur Verminderung der Phosphorbelastung von oberirdischen Gewässern aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Bundesamt für Landwirtschaft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- BLW (2020a) Kriterien für PSM mit besonderem Risikopotenzial. pp. 6.

- BLW (2020b) Verkaufsmengen der Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe.
- BLW B. f. L. (2020c) Agrarbericht 2019.
- Boulay A.-M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuillière M., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Pastor A. V., Ridoutt B., Oki T., Worbe S. and Pfister S. (2017) The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on Available WATER REMaining (AWARE). *In: The International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 1–11, 10.1007/s11367-017-1333-8.
- 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.
- Brändli U.-B. R. (2010) Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004 – 2006. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Bundesamt für Umwelt BAFU, Birmensdorf, Bern, retrieved from: www.lfi.ch/.
- Braunschweig A. (1982) Ökologische Buchhaltung für eine Stadt. Rüegger Verlag, Chur.
- Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen BLV. (2021). Hat der Nitratgehalt im Trinkwasser einen Einfluss auf das Dickdarmkrebsrisiko? Schweizer Ernährungsbulletin.
- Bundesamt für Statistik (2009a) Bodennutzung und Bodenbedeckung, Überblick Schweiz 2004/2009.
- Bundesamt für Statistik (2009b) Siedlungsflächen 2004/2009.
- Bundesamt für Statistik (2009c) Struktur der Landwirtschaftsflächen 2004/2009.
- Bundesamt für Statistik (2019) Die Bevölkerung der Schweiz 2018. Bundesamt für Statistik.
- Bundesverfassung (2012) Bundesverfassung der Schweizerischen Eidgenossenschaft vom 18. April 1999 (Stand am 23. September 2012). 101. Schweizerischer Bundesrat.
- BUWAL (1991) Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern: Boden, Schriftenreihe Umwelt. 162. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- BUWAL (1995) Vom Menschen verursachte Schadstoffemissionen 1900 – 2010. 256. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, retrieved from: www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_luft/quellen/uebersicht/allg/index.html.
- BUWAL (1996) Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. 273. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL (1999) Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. 308. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL (2000) NABO: Nationales Boden-Beobachtungsnetz Veränderungen von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren Messperioden 1985 – 1991 und 1992 – 1997. 320. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL (2001) Erläuterungen zur Verordnung vom 1. Juli 1998 über Belastungen des Bodens (VBBö). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL (2002a) Umwelt Schweiz 2002. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- BUWAL (2002b) Abfallstatistik 2000. 152. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- BUWAL (2003) VOC-Immissionsmessungen in der Schweiz 1991 – 2001. 163.
- BUWAL (2004a) Stickstoffhaltige Luftschadstoffe: Fragen und Antworten zu stickstoffhaltigen Luftschadstoffen aus Verkehr, Industrie/Gewerbe, Haushalten und Landwirtschaft. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

- BUWAL (2004b) Phosphor in Böden: Standortbestimmung Schweiz. In: *Schriftenreihe Umwelt*, Vol. Nr. 368. Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft BUWAL, Bern.
- BUWAL (2005) Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz: Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene. 384. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Cadmus P., Brinkman S. F. and May M. K. (2018) Chronic Toxicity of Ferric Iron for North American Aquatic Organisms: Derivation of a Chronic Water Quality Criterion Using Single Species and Mesocosm Data. In: *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(4), pp. 605–615, 10.1007/s00244-018-0505-2.
- Carbon Trust and DEFRA (2011) PAS 2050:2011: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standard, BSi, London, retrieved from: www.bsigroup.com/upload/Standards%20&%20Publications/Energy/PAS2050.pdf.
- Chaton C. (2013) Sucht nach Sand. In: *VDI nachrichten*, 5.7.2013, pp. 1.
- 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 A. and Brooks T. M. (2018) Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. In: *Environmental Science and Technology*, ES&T, 52, pp. 5094–5104, DOI: 10.1021/acs.est.7b05570.
- ChemRRV (2013) Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV) vom 18. Mai 2005 (Stand am 3. Januar 2013). 814.81. Schweizerischer Bundesrat.
- ChemV (2013) Verordnung über den Schutz vor gefährlichen Stoffen und Zubereitungen (Chemikalienverordnung, ChemV) vom 18. Mai 2005 (Stand am 15. Januar 2013). 813.11. Schweizerischer Bundesrat.
- Costello M. J., Coll M., Danovaro R., Halpin P., Ojaveer H. and Miloslavich P. (2010) A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. In: *PLoS ONE*, 5(8), 10.1371/journal.pone.0121110.
- Das Eidgenössische Departement des Innern (EDI). TBDV: Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen, 2016, 817.022.11 (2020).
- de Baan L., Alkemade R. and Koellner T. (2012) Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 1–15, 10.1007/s11367-012-0412-0, retrieved from: <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>.
- De Pascale A., Arbolino R., Szopik-Depczyńska K., Limosani M. and Ioppolo G. (2020) A systematic review for measuring circular economy: The 61 indicators. In: *Journal of Cleaner Production*, 2020(124942).
- Didukh S., Losev V., Borodina E., Maksimov N., Trofimchuk A. and Zaporozhets O. (2017) Separation and Determination of Fe(III) and Fe(II) in Natural and Waste Waters Using Silica Gel Sequentially Modified with Polyhexamethylene Guanidine and Tiron. In: *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, 2017, pp. 1–9, 10.1155/2017/8208146.
- Dinkel F. and Stettler C. (2004) Aktualisierung und Erweiterung Methode UBP – Beurteilung ARA. Carbotech, Basel.
- Dinkel F., Stettler C. and Kägi T. (2018) Ökologische Beurteilung der Verwertung von mineralischen Bauabfällen. Im Auftrag des BAFU.
- Doka G. (2003a) Ergänzung der Gewichtungsmethode für Ökobilanzen Umweltbelastungspunkte'97 zu Mobilitäts-UBP'97.

- Doka G. (2003b) Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent 2000 No. 13. EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.org.
- Doka G. (2015) Combining life cycle inventory results with planetary boundaries: The Planetary Boundary Allowance impact assessment method PBA'05. Doka Life Cycle Assessment, Zürich, retrieved from: www.doka.ch/publications.htm.
- Dones R. (2007) Kernenergie. In: *Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*, Vol. ecoinvent report No. 6–VII, v2.0 (Ed. Dones R.). Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH retrieved from: www.ecoinvent.org.
- Doppler et al. (2020): Ausbau von NAWA Trend und erste Resultate 2018. AQUA&Gas 7/8.
- ECHA (2012) Guidance on information requirements and chemical safety assessment – Chapter R.11: PBT Assessment (Version 1.1). European Chemicals Agency, Helsinki, Finland retrieved from: http://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r11_en.pdf.
- EEA (2010) Good practice guide on noise exposure and potential health effects. European Environment Agency EEA, Copenhagen, Denmark, retrieved from: www.eea.europa.eu/publications/good-practice-guide-on-noise.
- EKRA (2000) Entsorgungskonzept für radioaktive Abfälle. Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle, retrieved from: www.entsorgungsnachweis.ch/pictures/dokumente/ekra_schlussbericht.pdf.
- EN 15804 (2019) EN 15804:2012+A2:2019 – Sustainability of construction works – Environmental product declarations – Core rules for the product category of construction products. European Committee for Standardisation (CEN), Brussels.
- EnergieSchweiz für Gemeinden (2020) Leitkonzept für die 2000-Watt-Gesellschaft, ein Beitrag für eine klimaneutrale Schweiz. EnergieSchweiz für Gemeinden, Bundesamt für Energie, Bern.
- ENSI (2020) Strahlenschutzbericht 2019. Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI), Brugg, retrieved from: www.ensi.ch.
- ENTSO-E (2018) Statistical Factsheet 2017. European Network of Transmission System Operators for Electricity, retrieved from: https://www.entsoe.eu/Documents/Publications/Statistics/Factsheet/entsoe_sfs_2017.pdf.
- EPA (1993) Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. United States Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington DC.
- EPA (2006) Consumer Factsheet on: Benzo(a)pyrene. Environmental Protection Agency, retrieved from: www.epa.gov/safewater/contaminants/dw_contamfs/benzopyr.html.
- EPA U. (2013) Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA, retrieved from: www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm.
- Erny I., O'Connor I. and Spörri A. (2020) Plastik in der Schweizer Umwelt Wissensstand zu Umweltwirkungen von Kunststoffen (Mikro- und Makroplastik). Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).
- European Commission (2018) Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on the quality of water intended for human consumption (recast). European Commission, Brussel.
- ExterneE (1999) UK national implementation study, Table 1: Definition of the gas fuel cycle. Retrieved 10.9.2002 retrieved from: externe.jrc.es/7a99file1.htm.
- Fantke P., (Ed.), Bijster M., Guignard C., Hauschild M., Huijbregts M., Jolliet O., Kounina A., Magaud V., Margni M., McKone T., Posthuma L., Rosenbaum R. K., van de

- Meent D. and van Zelm R. (2018) USEtox® 2.0 Documentation (Version 1). USEtox® International Center, Lyngby, Denmark.
- FAO (1992) Conversion factors from product to live weight, Rome, Italy, retrieved from: www.fao.org/cwp-on-fishery-statistics/handbook/capture-fisheries-statistics/conversion-factors/en/.
- FAO (2011) FAOSTAT Data 2009. Retrieved 12. December 2011 retrieved from: faostat.fao.org/.
- FAO (2012) AQUASTAT – Glossary. FAO, retrieved from: www.fao.org/nr/water/aquastat/data/glossary/search.html?lang=en.
- FAO (2018) FAO Statistical Yearbook – Switzerland.
- FAO (2019) Fishery and Aquaculture Statistics. Global Fisheries commodities production and trade 1976–2017 (FishstatJ). Updated 2019, Rome, Italy, retrieved from: www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en.
- FAO (2020a) Fishery and Aquaculture Statistics. Global production by production source 1950–2018 (FishstatJ). Updated 2020, Rome, Italy, retrieved from: www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en.
- FAO (2020b) The State of World Fisheries and Aquaculture 2020 | FAO | Food and Agriculture Organization of the United Nations, retrieved from: www.fao.org/publications/sofia/2020/en/.
- Feitz A. J. and Lundie S. (2002) Soil salinisation: A Local Life Cycle Assessment Impact Category. In: *Int J LCA*, 7(4), pp. 244–249.
- Flury K., Frischknecht R., Muñoz I. and Jungbluth N. (2012) Recommendation for Life cycle inventory analysis for water use and consumption. ESU-services Ltd., treeze Ltd., Unilever, Zürich, Uster, London.
- FOEN (2019) Switzerland's Informative Inventory Report (IIR). Federal Office for the environment FOEN.
- 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 R. and Büsser Knöpfel S. (2013a) Swiss Eco-Factors 2013 according to the Ecological Scarcity Method. Methodological fundamentals and their application in Switzerland. Environmental studies no. 1330. Federal Office for the Environment, Bern, retrieved from: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01750/index.html?lang=en.
- Frischknecht R. and Büsser Knöpfel S. (2013b) Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Umwelt-Wissen Nr. 1330. Bundesamt für Umwelt, Bern, retrieved from: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01750/index.html?lang=de.
- Frischknecht R. and Jolliet O. (ed.) (2016) Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators, Volume 1. United Nations Environment Programme, UNEP, Paris.
- Frischknecht R. and Jolliet O. (ed.) (2019) Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators, Volume 2. United Nations Environment Programme, UNEP, Paris.
- Frischknecht R. and Ramseier L. (2020) Broschüre Ökobilanzen Holz und Holzgebäude. treeze ltd., im Auftrag der Koordinationskonferenz der Bau- und Liegenschaftsorgane der öffentlichen Bauherren KBOB, Uster, CH.
- Froese R., Demirel N., Coro G., Kleisner K. M. and Winker H. (2017) Estimating fisheries reference points from catch and resilience. In: *Fish and Fisheries*, 18(3), pp. 506–526, <https://doi.org/10.1111/faf.12190>, as pdf-File under: [_eprint: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/faf.12190](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/faf.12190), retrieved from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/faf.12190>.

- GESAMP (2007) Estimates of oil entering the marine environment from sea-based activities. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, London.
- Gleick P. H. (1994) Water and energy. In: *Annual Review of Energy and Environment*, 19, pp. 267–299.
- GSchG (1991) Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar 1991 (Stand am 1. Januar 2020).
- GSchV (1998) Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. August 2011). 814.201. Eidgenössische Drucksachen- und Materialzentrale EDMZ, Bern.
- GSchV (1998), Stand am 1. April 2020, Pub. L. No. 814.201 (2020). Abgerufen von www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19983281/201806010000/814.201.pdf.
- Guinée J. B., (final editor), Gorrée M., Heijungs R., Huppes 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: www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html.
- Guinée J. B., (final editor), Gorrée M., Heijungs R., Huppes 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: www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html.
- Heldstab J., Leippert F., Biedermann R. and Schwank O. (2013) Stickstoffflüsse in der Schweiz 2020. Stoffflussanalyse und Entwicklungen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz, retrieved from: www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01713/index.html?lang=de.
- Hélias A., Langlois J. and Fréon P. (2018) Fisheries in life cycle assessment: Operational factors for biotic resources depletion. In: *Fish and Fisheries*, 19(6), pp. 951–963, 10.1111/faf.12299, retrieved from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/faf.12299>.
- Hischier R., Weidema B., Althaus H., Bauer C., Frischknecht R., Doka G., Dones R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincck Y., Margni M. and Nemecek T. (2010) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.org.
- IARC (1983) Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1. Chemical, Environmental and Experimental Data. In: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*, 32, pp. 211.
- IARC (1987) Arsenic and Arsenic Compounds. In: *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*, Supplement 7, pp. 100, retrieved from: monographs.iarc.fr/htdocs/monographs/suppl7/arsenic.html.
- IAWR (2003) Rhein-Memorandum 2003. Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, Nieuwegein.
- IKSR (1999) Übereinkommen zum Schutz des Rheins. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Bern, retrieved from: www.iksr.org.
- IKSR (2009) International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.

- IKSR (2011) Vergleich des Istzustandes mit dem Sollzustand des Rheins 1990 – 2008. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.
- International Organization for Standardization (ISO) (2006) Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO 14044:2006; First edition 2006-07-01, Geneva, Switzerland.
- International Organization for Standardization (ISO) (2013) Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication. ISO/TS 14067.
- IPCC (2001) Climate Change 2001: The Scientific Basis. *Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)* (ed. Houghton J. T., Ding Y., Griggs D. J., Noguera M., van der Linden P. J. and Xiaosu D.). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK, retrieved from: www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/.
- IPCC (2007) The IPCC fourth Assessment Report – Technical Summary. Cambridge University Press., Cambridge.
- IPCC (2013a) The IPCC fifth Assessment Report – Climate Change 2013: the Physical Science Basis. Working Group I, IPCC Secretariat, Geneva, Switzerland.
- IPCC (2013b) The IPCC fifth Assessment Report – Climate Change 2013: Technical Summary. Working Group I, IPCC Secretariat, Geneva, Switzerland.
- IPCC (2019) Global Warming of 1.5 °C; An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. International Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.
- Itten R. and Stucki M. (2021) Ökofaktoren marine Fischressourcen, Wädenswil, retrieved from: <https://doi.org/10.21256/zhaw-2650>.
- Jäckli H. and Schindler C. (1986) Möglichkeiten der Substitution hochwertiger Alluvialkiese durch mineralische Rohstoffe. Schweizerische Geotechnische Kommission (Hrsg.), Bern.
- Jefferies D., Muñoz I., King V., Aldaya M. M., Ercin A., Milà i Canals L. and Hoekstra A. Y. (2011) Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess impacts of products on water use. Key learning points from pilot studies on tea and margarine. Unilever & Water Footprint Network.
- Kawecki D. and Nowack B. (2019) Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *In*, 53, pp. 9664–9676, DOI: 10.1021/acs.est.9b02900.
- KEG (2009) Kernenergiegesetz (KEG) vom 21. März 2003 (Stand am 1. Januar 2009). 732.1. Schweizerischer Bundesrat.
- Keller A., Rossier N. and Desaulles A. (2005) Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftsparzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. 54. Agroscope FAL Reckenholz.
- KFW (2002) Bericht zur Standortwahl Wellenberg. Kantonale Fachgruppe Wellenberg, retrieved from: www.nw.ch/regierung_verwaltung/regierungsrat/aktuell/Standortberichtinternet012002.doc.pdf.
- Kiefer, I., Steinsberger, T., Wüest, A., & Müller, B. (2021). Netto-Ökosystemproduktion in Seen. *Aqua & Gas*, 4.
- Kienle C. and Bryner A. (2010) Infoblatt – Öl-Havarien im Meer. EAWAG, Ökotoxzentrum Schweiz, Dübendorf, Schweiz, retrieved from: www.oekotoxzentrum.ch/.
- Köllner T. and Scholz R. (2007a) Assessment of land use impact on the natural environment: Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *In: Int J LCA*, 13(1), pp. 32–48, retrieved from: [dx.doi.org/10.1065/lca2006.12.292.2](https://doi.org/10.1065/lca2006.12.292.2).

- Köllner T. and Scholz R. (2007b) Assessment of land use impact on the natural environment: Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change. *In: Int J LCA*, 12(1), pp. 16–23, retrieved from: [dx.doi.org/10.1065/lca2006.12.292.1](https://doi.org/10.1065/lca2006.12.292.1).
- Kozel R. (2013) Grundwasser in der Schweiz, in aqua viva. BAFU.
- Kummert R. and Stumm W. (1989) Gewässer als Ökosysteme, Grundlagen des Gewässerschutzes.
- Kündig R., Mumenthaler T., Eckardt P., Keusen H. R., Schindler C., Hofmann F., Vogler R. and Guntli P. (1997) Die mineralischen Rohstoffe der Schweiz. Schweizerische Geotechnische Kommission, Zürich.
- Kunz, M., Schindler Wildhaber, Y., & Dietzel, A. (2016). Zustand der Schweizer Fließgewässer. Ergebnisse der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) 2011 – 2014. (No. Umwelt-Zustand Nr. 1620) (87 S.). Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Leske T. and Buckley C. (2003) Towards the Development of a salinity impact category for South-African environmental life cycle assessments; Part 1: A new impact category. *In: Water SA*, 29(3), pp. 289–296.
- Leske T. and Buckley C. (2004a) Towards the Development of a salinity impact category for South-African environmental life cycle assessments; Part 2: A conceptual multimedia environmental fate and effect model. *In: Water SA*, 30(2), pp. 241–252.
- Leske T. and Buckley C. (2004b) Towards the Development of a salinity impact category for South-African environmental life cycle assessments; Part 3: Salinity potentials. *In: Water SA*, 30(2), pp. 253–256.
- Lippmann M. (ed.) (2000) Environmental Toxicants (2nd edition). John Wiley, New York.
- LRV (2010) Luftreinhalte-Verordnung vom 16. Dezember 1985 (LRV): (Stand am 15. Juli 2010). 814.318.142.1. Schweizerischer Bundesrat, retrieved from: www.admin.ch/ch/d/sr/c814_318_142_1.html.
- Muhl M., Berger M. and Finkbeiner M. (2019) Development of Eco-factors for the European Union based on the Ecological Scarcity Method. *In: International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), pp. 1701–1714, <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1577-y>.
- Müller-Wenk R. (1978) Die ökologische Buchhaltung: Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik. Campus Verlag Frankfurt.
- Muñoz I., Milà i Canals L. and Fernández-Alba A. R. (2010) Life Cycle Assessment of water supply in Mediterranean Spain: the Ebro river transfer v. The AGUA Programme. *In: Journal of Industrial Ecology*, 14(6), pp. 902–918.
- nagra (2008) Technischer Bericht 08 – 06: Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien MIRAM 08. Nationale Gesellschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, nagra, Wettingen, retrieved from: www.nagra.ch.
- nagra (2014) Technischer Bericht 14 – 04: Modellhaftes Inventar für radioaktive Materialien MIRAM 14. Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, nagra, Wettingen, retrieved from: www.nagra.ch.
- nagra (2016) Technischer Bericht 16 – 01: Entsorgungsprogramm 2016 der Entsorgungspflichtigen. Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle, nagra, Wettingen, retrieved from: www.nagra.ch.
- NAQUA (2019). Zustand und Entwicklung Grundwasser Schweiz, Ergebnisse der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA, Stand 2016. Im Auftrag des BAFU. Abgerufen von www.bafu.admin.ch > *Zustand und Entwicklung Grundwasser Schweiz*.
- Ng C., Scheringer M. and Hungerbühler K. (2012) Milestone I: Definition of Critical Flows (FK) in the Application of the Swiss Ecological Scarcity Method to Bioconcentrating Chemicals (not published). Safety and Environmental Technology Group Institute for Chemical and Bioengineering ETHZ, Zürich, Switzerland.
- Nies E., Gerding J. and Eickmann U. (2017) Endokrine Disruptoren – Informationen für eine betriebliche Gefährdungsermittlung. In, 77/9.

OECD (2003) Environmental Performance Reviews: Water; Performance and Challenges in OECD Countries. Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD, Paris.

Ort C., Siegrist H., Hosbach H., Morf L., Scheringer M. and Studer C. (2007) Mikroverunreinigungen – Nationales Stoffflussmodell. *In: Gas, Wasser, Abwasser*, 11, pp. 853–859.

OSPAR Commission (2003) Discharges, waste handling and air emissions from offshore oil and gas installations, in 2000 and 2001.

OSPAR Commission (2008a) Liquid discharges from nuclear installations in 2006. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London.

OSPAR Commission (2008b) Nutrients in the Convention area – Assessment of Implementation of PARCOM Recommendations 88/2 and 89/4.

OSPAR Commission (2009) Liquid discharges from nuclear installations in 2007. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London.

OSPAR Commission (2010) Liquid discharges from nuclear installations in 2008. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London.

OSPAR Commission (2011) Liquid discharges from nuclear installations in 2009. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London.

OSPAR Commission (2014) Liquid discharges from nuclear installations in 2014. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London, retrieved from: https://odims.ospar.org/odims_data_files/.

OSPAR Commission (2015) Liquid discharges from nuclear installations in 2015. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London, retrieved from: https://odims.ospar.org/odims_data_files/.

OSPAR Commission (2016) Liquid discharges from nuclear installations in 2016. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London, retrieved from: https://odims.ospar.org/odims_data_files/.

OSPAR Commission (2017a) CEMP Guidelines for Monitoring and Assessment of loud, low and mid-frequency impulsive sound sources in the OSPAR Maritime Region; OSPAR Agreement 2017-07. OSPAR Commission, London, UK.

OSPAR Commission (2017b) Liquid discharges from nuclear installations in 2017. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, London, retrieved from: https://odims.ospar.org/odims_data_files/.

OSPAR Commission (2017c) Distribution of Reported Impulsive Sounds. OSPAR Commission, London, UK.

OSPAR Commission (2019) Discharges, Spills and Emissions from Offshore Oil and Gas Installations in 2017. OSPAR Commission.

OSPAR Convention (2000) OSPAR Decision 2000/1 on Substantial Reductions and Elimination of Discharges, Emissions and Losses of Radioactive Substances, with Special Emphasis on Nuclear Reprocessing. OSPAR Commission, Bremen, retrieved from: www.ospar.org/documents/dbase/decres/decisions/od00-01e.doc.

OSPAR Convention (2001) OSPAR Recommendation 2001/1 for the Management of Produced Water from Offshore Installations. OSPAR Commission, Bremen, retrieved from: www.ospar.org.

- OSPAR Convention (2003) 2003 Progress Report on the More Detailed Implementation of the OSPAR Strategy with regard to Radioactive Substances. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, Bremen, retrieved from: www.ospar.org > *OSPAR Convention 2003*.
- Pérez Roda M. A., Gilman E., Huntington T., Kennelly S. J., Suuronen P., Chaloupka M., Medley P. A. H., Food and Agriculture Organization of the United N. (2019) A third assessment of global marine fisheries discards / by Maria Amparo Pérez Roda, Eric Gilman, Tim Huntington, Steven J. Kennelly, Petri Suuronen, Milani Chaloupka, and Paul A. H. Medley. ISBN 978-92-5-131226-1 as pdf-File under: OCLC: 1 089014002.
- PSI (1996) Gutachten zum Gesuch um Rahmenbewilligung für ein SMA-Endlager am Wellenberg. Paul Scherrer Institut, Villigen, retrieved from: www.hsk.psi.ch/deutsch/files/pdf/Wellenberg96.pdf.
- PSMV (2010) Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittelverordnung, PSMV), Stand am 1. Juni 2012, Bern, Switzerland.
- PSMV (2020) Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittelverordnung, PSMV).
- Ramseier L. and Frischknecht R. (2020) Hintergrundbericht Holzrechner. treeze ltd., im Auftrag der Koordinationskonferenz der Bau- und Liegenschaftsorgane der öffentlichen Bauherren KBOB, Uster, CH.
- Raumplanungsamt Kt. Zug (2005) Kiesabbau im Kanton Zug 2004, Zug.
- Rosiek S., Batlles F. J., Muñoz I. and Fernández-Alba A. (2010) Environmental assessment of the CIESOL solar building after two years operation. *In: Environ. Sci. Technol.*, 44, pp. 3587–3593.
- RPG (2012) Bundesgesetz über die Raumplanung (Raumplanungsgesetz, RPG) vom 22. Juni 1979 (Stand am 1. November 2012). Schweizerischer Bundesrat, Bern, Schweiz.
- Rubli S. and Schneider M. (2018) KAR-Modell – Modellierung der Kies-, Rückbau- und Aushubmaterialflüsse: Modellerweiterung und Nachführung 2016. Umweltämter der Kantone Aargau, Bern, Luzern, Thurgau, Schwyz, Solothurn, St. Gallen, Zug und Zürich, Zürich.
- Ruiz S., Ng C., Scheringer M. and Hungerbühler K. (2012) Milestone III – Preliminary list of chemicals under consideration and determination of annual flows to Swiss waters (not published). Safety and Environmental Technology Group Institute for Chemical and Bioengineering ETHZ, Zürich, Switzerland.
- Rutishauser B. V., Pesonen M., Escher B. I., Ackermann G. E., Aerni H.-R., Suter M. J.-F. and Eggen R. I. L. (2004) Comparative Analysis of Estrogenic Activity in Sewage Treatment Plant Effluents Involving Three In Vitro Assays and Chemical Analysis of Steroids. *In: Environ. Toxicol. Chem.*, 23, pp. 857–868.
- Schleiss K. (2017a) Bericht zur Analyse von Fremdstoffen in Kompost und festem Gärgut der Kompostier- und Vergärungsanlagen in der Schweiz gemäss ChemRRV. Im Auftrag des BAFU, Abteilung Abfall und Rohstoffe.
- Schleiss K. (2017b) Abschlussbericht: Erhebung Schweizer Daten zu Mengen in der Kompostierung. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern.
- Schweizerischer Bundesrat (2002) Strategie Nachhaltige Entwicklung 2002. IDARio, Bundesamt für Raumentwicklung, Bern.
- Schweizerischer Bundesrat (2009) Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundes, Bern.
- Schweizerischer Bundesrat (2011) Masterplan Cleantech – Eine Strategie des Bundes für Ressourceneffizienz und erneuerbare Energien. Bundesamt für Bildung und Technologie, Bern, retrieved from: www.cleantech.admin.ch.
- Schweizerischer Bundesrat (2012) Strategie Nachhaltige Entwicklung 2012 – 2015. Interdepartementaler Ausschuss Nachhaltige Entwicklung, Bern, retrieved from: www.are.admin.ch/themen/nachhaltig/00262/00528/index.html?lang=de.

- Schweizerischer Bundesrat (2016) Strategie Nachhaltige Entwicklung 2016 – 2019. Bundesamt für Raumentwicklung ARE, Bern.
- Schweizerischer Bundesrat (2019a) Bundesgesetz über den Schutz vor Gefährdungen durch nichtionisierende Strahlung und Schall, NISSG, Bern.
- Schweizerischer Bundesrat (2019b) Verordnung zum Bundesgesetz über den Schutz vor Gefährdungen durch nichtionisierende Strahlung und Schall, V-NISSG, Bern.
- Schweizerischer Bundesrat (2020) Steuerliche und weitere Massnahmen zur Förderung der Kreislaufwirtschaft; Bericht des Bundesrates vom 19. Juni 2020 in Erfüllung des Postulates 17.3505 «Die Chancen der Kreislaufwirtschaft nutzen. Prüfung steuerlicher Anreize und weiterer Massnahmen» von Ständerat Beat Vonlanthen vom 15. Juni 2017, Bern.
- Schweizerischer Bundesrat (2021) Langfristige Klimastrategie der Schweiz, Bern.
- Scown C. D. and al. e. (2011) Water Footprint of U.S. Transportation Fuels. *In: Environ. Sci. Technol.*, 45, pp. 2541–2553.
- Select Committee on Science and Technology (1999) Management of Nuclear Waste. The United Kingdom Parliament, London, retrieved from: www.parliament.the-stationery-office.co.uk/pa/ld199899/ldselect/ldsctech/41/4102.htm.
- Shaffer K. H. (2008) Consumptive Water Use in the Great Lake Basin USGS. U.S. Geological Survey.
- Sigg L. and Stumm W. (1989) Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer. Verlag der Fachvereine, Zürich.
- SNF (2002) Hormonaktive Stoffe: Bedeutung für Menschen, Tiere und Ökosysteme (Nationales Forschungsprogramm NFP50). Schweizerischer Nationalfonds, Bern.
- SRÜ (2009) Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen vom 10. Dezember 1982 (mit Anlagen), retrieved from: www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20040579/index.html#fn1.
- Statistics Canada (2010) Industrial Water Use 2007 (ed. Division E. A. a. S.). Minister of Industry, Ottawa, retrieved from: www.statcan.gc.ca/pub/16-401-x/16-401-x2/010001-eng.pdf.
- Staub C., Ott W., Heusi F., Klingler G., Jenny A., Häcki M. and Hauser A. (2011) Indikatoren für Ökosystemleistungen – Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Umwelt-Wissen Nr. 1102. im Auftrag des Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S. E., Fetzer I., Bennett E. M., Biggs R., Carpenter S. R., de Vries W., de Wit C. A., Folke C., Gerten D., Heinke J., Mace G. M., Persson L. M., Ramanathan V., Reyers B. and Sörlin S. (2015) Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *In: Science*, 347(6223), pp. 736–747.
- Stiegel G. J. and al. e. (2008) Estimating Freshwater Needs to Meet Future Thermoelectric Generation Requirements. U.S. National Energy Technology Laboratory.
- Stolz P. and Frischknecht R. (2017) Umweltkennwerte und Primärenergiefaktoren von Energiesystemen. KBOB-Ökobilanzdatenbestand v2.2:2016, Stand 2016. treeze Ltd., im Auftrag der Koordinationskonferenz der Bau- und Liegenschaftsorgane der öffentlichen Bauherren KBOB, Uster, CH, retrieved from: www.treeze.ch.
- TVA (2011) Technische Verordnung über Abfälle vom 10. Dezember 1990 (Stand am 1. Juli 2011). 814.600. Schweizerischer Bundesrat.
- UBA (2012) Chemikalienpolitik und Schadstoffe, REACH, Dioxine. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Deutschland, retrieved from: www.umweltbundesamt.de/umid/index.htm.

- Udall S. L. (1962) UNITED STATES DEPARTMENT OF THE INTERIOR. In, pp. 39.
- Udo de Haes H. A. (ed.) (1996) Towards a methodology for life cycle impact assessment. Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe, Brussels.
- UGZ (2003) Kanzerogene Luftschadstoffe in der Stadt Zürich. Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich, Zürich, retrieved from: www3.stzh.ch/internet/ugz/home/dokumente/berichte.html.
- UN/ECE (1994) Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Further Reduction of Sulphur Emissions. United Nations Economic Commission for Europe, Genève.
- UNECE (1999) The 1999 Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. United Nations Economic Commission for Europe, Genève.
- UNEP (2007) The Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer as further adjusted by the Nineteenth Meeting of the Parties (Montreal, 17–21 September 2007). United Nations Environment Programme, retrieved from: http://ozone.unep.org/new_site/en/Treaties/treaties_decisions-hb.php?nav_id=5.
- UNEP (2009) Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009. UNEP, Châtelaine, Switzerland, retrieved from: <http://chm.pops.int/default.aspx>.
- UNEP and GRID-Arendal (2016) Marine Litter Vital Graphics. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal.
- USDA (1992) Weights, Measures, and Conversion Factors for Agricultural Commodities and Their Products. In: *Agricultural Handbook Number 697*. United States Department of Agriculture, Economic Research Service, Washington.
- USG (2018) Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz, USG) vom 7. Oktober 1983 (Stand am 1. Januar 2018). 814.01. Schweizerischer Bundesrat.
- Van der Stricht S. and Janssens A. (2005) Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel reprocessing sites in the European Union, 1999–2003. Directorate-General for Energy, Luxemburg.
- Van der Stricht S. and Janssens A. (2010) Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel reprocessing sites in the European Union, 2004–08. Directorate-General for Energy, Luxemburg.
- van Oers L., Guinée J. B. and Heijungs R. (2019) Abiotic resource depletion potentials (ADPs) for elements revisited – updating ultimate reserve estimates and introducing time series for production data. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01683-x>.
- van Zelm R., van der Velde M., Balkovic J., Cengic M., M.F. Elshout P., Koellner T., Núñez M., Obersteiner M., Schmid E. and A.J. Huijbregts M. (2017) Spatially explicit life cycle impact assessment for soil erosion from global crop production. In: *Ecosystem services*, 30(2018), pp. 220–227.
- VASA (2016) Verordnung über die Abgabe zur Sanierung von Altlasten (VASA).
- VBBö (2016) Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö) vom 1. Juli 1998 (Stand am 12. April 2016). 814.12. Schweizerischer Bundesrat.
- VBP (2013) Verordnung über das Inverkehrbringen von und den Umgang mit Biozidprodukten (Biozidprodukteverordnung, VBP) vom 18. Mai 2005 (Stand am 1. Februar 2013). 813.12. Schweizerischer Bundesrat.
- VOCV (2013) Verordnung über die Lenkungsabgabe auf flüchtigen organischen Verbindungen vom 12. November 1997 (Stand am 1. März 2013). 814.018. Schweizerischer Bundesrat.
- VSA (2011) Kosten und Leistungen der Abwasserentsorgung. Fachorganisation Kommunale Infrastruktur (KI) & Verband Schweizerischer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute.

VVEA (2020) Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen.

WBCSD and WRI (2011a) Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard. World Business Council for Sustainable Development, World Resources Institute, The Greenhouse Gas Protocol Initiative.

WBCSD and WRI (2011b) Corporate Value Chain (Scope 3) Accounting & Reporting Standard; Supplement to the GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard. World Business Council for Sustainable Development, World Resources Institute, The Greenhouse Gas Protocol Initiative.

WHO (2002) Evaluation of certain food additives and contaminants. Fifty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Geneva, Switzerland, retrieved from: http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_909.pdf.

Yan X.-P., Hendry M. J. and Kerrich R. (2000) Speciation of Dissolved Iron(III) and Iron(II) in Water by On-Line Coupling of Flow Injection Separation and Preconcentration with Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *In: Analytical Chemistry*, 72(8), pp. 1879–1884, 10.1021/ac9909655.

Yanxu Z. and Shu T. (2009) Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *In: Atmos Environ*, 43(4), pp. 812–819, 10.1016/j.atmosenv.2008.10.050, retrieved from: www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231008010157.

Ympäristöministeriö (2020) Method for the whole life carbon assessment of buildings. Ministry of the Environment, Finland.

Abkürzungsverzeichnis

a Jahr	BE (abgebrannte) Brennelemente
ADP Abiotic Depletion Potential (Erschöpfungspotential abiotischer Ressourcen)	BFE Bundesamt für Energie
AMD Availability Minus Demand (Verfügbarkeit minus Bedarf)	BFS Bundesamt für Statistik
AOX Adsorbierbare organische Halogenverbindungen	BRIC Brasilien, Russland, Indien und China
AP Acidification Potential (Versauerungspotential)	BRICS Brasilien, Russland, Indien, China und Südafrika
ATA Alphatoxische Abfälle	BSB Biologischer Sauerstoffbedarf
AUE Amd für Umwelt und Energie (des Kantons Basel-Stadt)	CAS Chemical Abstracts Service
AWARE Available Water Remaining	CF Charakterisierungsfaktor
BAFU Bundesamt für Umwelt	COD Chemical oxygen demand (Chemischer Sauerstoffbedarf)
BAG Bundesamt für Gesundheit	CORINE Coordination of Information on the Environment (Koordinierung von Informationen über die Umwelt)
BaP Benzo(a)Pyren	CSB Chemischer Sauerstoffbedarf (siehe COD)
BAZL Bundesamt für Zivilluftfahrt	CTU Comparative Toxic Unit. Das h bei CTUh steht für human-toxisch, das e für Umwelttoxisch
BCF bioconcentration factor (Bionkonzentrations-Faktor)	DALY Disability Adjusted Life Year
BDP Biodiversity Damage Potential (Biodiversitäts-Schadenspotential)	DOC Dissolved organic carbon (gelöster, organisch gebundener Kohlenstoff)

DQR

Datenqualitätsrichtlinien

DSF

Depleted Stock Fraction (Anteil erschöpfter (Fisch)Bestände)

EDP

Ecosystem Damage Potential (Ökosystem Schadenspotential)

ENSI

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat

EPD

Environmental Product Declaration (Umweltproduktdeklaration)

EPA

Environmental Protection Agency (der Vereinigten Staaten von Amerika)

eq.

equivalent (Äquivalent)

FAO

Food and Agriculture Organization of the United Nations

FCKW

Fluorchlorkohlenwasserstoffe

FHKW

flüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe

FKW

Fluorkohlenwasserstoffe

FSC

Forest Stewardship Council

Fzkm

Fahrzeugkilometer

GESAMP

Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection

GSchV

Gewässerschutzverordnung

GWP₁₀₀

Global warming potential (Treibhauspotential)

HAA

Hochradioaktive Abfälle

HFKW

Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe

HFCKW

Teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe

IARC

International Agency for Research on Cancer

IAWR

Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet

IKSR

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins

IONC

International Ocean Noise Coalition

IPCC

Intergovernmental Panel on Climate Change

ISO

International Organisation for Standardization

km

Kilometer

LRV

Luftreinhalteverordnung

MAKW

monozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

MJMega-Joule (10⁶ Joule)

MJ_e

Mega-Joule elektrisch (in der Form von elektrischer Energie)

MJ_t

Mega-Joule thermisch (in der Form von thermischer Energie)

MSY

million species year (Million Artenjahre)

NABO

Nationale Bodenbeobachtung

NADUF

Nationale Daueruntersuchung Fließgewässer

NAGRA

Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle

NAQUA

Nationale Grundwasserbeobachtung

NMVOG

Non-methane volatile organic compounds (Flüchtige organische Verbindungen (ohne Methan, ohne FCKW)), siehe auch VOC

OAPEC

Organization of Arab Petroleum Exporting Countries (Organisation der arabischen Erdöl exportierenden Staaten)

ODP

Ozone depletion potential (Ozonchichtabbaupotential)

OECD

Organisation for Economic Co-Operation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)

OSPAR

Oslo and Paris Commission

PAK (engl. PAH)

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

PCB

Polychlorierte Biphenyle

PCDD

Polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine

PCDF

Polychlorierte Dibenzofurane

PDF

Potentially Disappeared Fraction (of species; potenziell verschwundener Anteil (der Arten))

PFKW

Perfluorkohlenwasserstoffe

PFOS

Perfluorooctansulfonsäure

PJ

Peta-Joule (10¹⁵ Joule)

pkm

Personenkilometer

PM10

Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer

PM2.5

Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 2.5 Mikrometer

POP

persistent organic pollutants (persistente organische Schadstoffe)

PS

Peruanische Sardelle

PSI

Paul Scherrer Institut

PSM

Pflanzenschutzmittel

ReCiPe

Anfangsbuchstaben der vier Organisationen RIVM, Radboud University, CML und PRé (haben die gleichnamige Methode ursprünglich entwickelt)

RTI

Radiotoxizitätsindex

RÜS

Rhein Überwachungsstation Weil am Rhein

Sb

Antimon

SETAC

Society for Environmental Toxicology and Chemistry (Brüssel/B)

SF

Siedlungsfläche

sgP

Stark (durch Lärm) gestörte Person

SMA

Schwach- und mittelradioaktive Abfälle

TEQ

Toxizitäts-Äquivalent

TJTera-Joule (10^{12} Joule)**tkm**

Tonnenkilometer

TOC

Total Organic Carbon (umfasst den gesamten in organischen Molekülen gebundenen Kohlenstoff).

TVA

Technische Verordnung über Abfälle

UBP

Umweltbelastungspunkt

UNECE

United Nations Economic Commission for Europe

UNEP

United Nations Environment Programme

UVEK

Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation

VOC

Volatile organic compounds = flüchtige organische Substanzen

WHO

World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)

WULCA

Water use in Life Cycle Assessment

ZZL

Zentrales Zwischenlager

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Ökobilanz Tomaten gemäss UBP-Methode 2021	17	Abbildung 12 Bauabfallvolumenströme in der Schweiz gemäss dem KAR Modell, Angaben in m ³	174
Abbildung 2 Vier Phasen einer Ökobilanz	22	Abbildung 13 Entwicklung des Radiotoxizitätsindex (RTI) der radioaktiven Abfälle in der Schweiz bis zum Jahr 2075. Daten von NAGRA (2014)	177
Abbildung 3 Allokation am Beispiel einer Sägerei	30	Abbildung 14 Entwicklung des Radiotoxizitätsindex (RTI) der radioaktiven Abfälle in der Schweiz ab dem Jahr 2075. Daten von NAGRA (2014)	177
Abbildung 4 Portfolio-Darstellung von ökologisch-ökonomischer Effizienz	36		
Abbildung 5 «Gewaltenteilung» bei der UBP-Methode	38		
Abbildung 6 Planetare ökologische Belastbarkeitsgrenzen und die aktuelle Situation	51		
Abbildung 7 Übersicht zur Systemabgrenzung	65		
Abbildung 8 Grundschemata der Methode der ökologischen Knappheit (Ökofaktoren Schweiz 2021) mit den Schritten Sachbilanzergebnis, Charakterisierung und Gewichtung	68		
Abbildung 9 Schematische Darstellung der Partikelgrössen und ihrer Beziehungen zu- und untereinander	89		
Abbildung 10 Vorausgesagtes Aussterben von Wirbeltieren bei der heutigen Landnutzung nach Chaudhary und Brooks (2018)	154		
Abbildung 11 Beispiel von zwei Wassereinzugsgebieten: Rheineinzugsgebiet in der Schweiz und Murcia in Spanien mit den entsprechenden CF von AWARE	163		

Tabellenverzeichnis

Tabelle A Übersicht Ökofaktoren Schweiz 2021	10	Tabelle 12 Ozonabbaupotentiale (ODP) einiger wichtiger Substanzen	79
Tabelle 1 Beispiel Ökobilanz-Berechnung mit UBP-Methode anhand eines Elektrofahrzeugs	23	Tabelle 13 Schweizerische Emissionen der für die Schweiz relevanten ozonschichtabbauenden Substanzen in t/a und als R11-eq/a in den Jahren 2017 und 2040	80
Tabelle 2 Einfluss der Systemgrenze am Beispiel Treibstoffe	30	Tabelle 14 Ökofaktor für R11-Äquivalente in UBP/g R11-eq	81
Tabelle 3 Umweltwirkungen und Bewertungsmethoden	48	Tabelle 15 Ökofaktoren für ozonschichtabbauende Substanzen, angegeben in UBP/g der Substanz	81
Tabelle 4 Indikatoren zu Qualität und Verbindlichkeit der Daten	67	Tabelle 16 Ökofaktor für die flüchtigen organischen Verbindungen (ohne Methan, FCKW) in UBP/g NMVOC	83
Tabelle 5 Charakterisierungsmethoden, die in UBP 2021 und UBP 2013 verwendet werden	69	Tabelle 17 Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für NMVOC in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)	83
Tabelle 6 Zuordnung von Schadstoffen und Ressourcen zu Umweltwirkungen und -themen	71	Tabelle 18 Ökofaktor für Stickoxid in UBP/g NO _x als NO ₂	84
Tabelle 7 Wirkungsmechanismen der bewerteten Luftschadstoffe	75	Tabelle 19 Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für Stickoxid in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)	84
Tabelle 8 Treibhauspotentiale der im Kyoto- und Montreal-Protokoll geregelten Substanzen	76	Tabelle 20 Ökofaktor für Ammoniak in UBP/g NH ₃ -N sowie in UBP/g NH ₃	86
Tabelle 9 Emissionen von Treibhausgasen in der Schweiz	77	Tabelle 21 Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für Ammoniak in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)	86
Tabelle 10 Ökofaktor für CO ₂ und weitere Treibhausgase in UBP/g CO ₂ -Äquivalenten	78		
Tabelle 11 Ökofaktoren für ausgewählte Treibhausgase, berechnet aus dem Ökofaktor für CO ₂	78		

<p>Tabelle 22 Charakterisierungsfaktoren für das Versauerungspotential gemäss Guinée et al. (2001b, Stand April 2004, «generic AP») bezogen auf SO₂</p>	87	<p>Tabelle 32 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität, carcinogenic effects, recommended), Zielvorgaben gemäss Text und resultierender charakterisierter kritischer Fluss</p>	94
<p>Tabelle 23 Ökofaktor für Schwefeldioxid in UBP/g SO₂-eq</p>	87	<p>Tabelle 33 Ökofaktor Benzol, Dioxine&Furane und PAK in UBP/CTUh</p>	95
<p>Tabelle 24 Ökofaktoren für Substanzen mit Versauerungspotential in UBP/g Säure, charakterisiert anhand von Schwefeldioxid</p>	88	<p>Tabelle 34 Ökofaktoren Benzol, Dioxine & Furane und PAK in UBP/g Substanz</p>	95
<p>Tabelle 25 Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für SO₂ in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)</p>	88	<p>Tabelle 35 Charakterisierung und Ökofaktoren von PAK für regionale Durchschnittswerte</p>	96
<p>Tabelle 26 Ökofaktor für PM10 in UBP/g PM10</p>	90	<p>Tabelle 36 Substanzen, die in der LRV (2020) Tabelle 83 als kanzerogen eingestuft und mit USEtox bewertet werden, sowie deren Charakterisierungs- und Ökofaktoren in UBP/g</p>	96
<p>Tabelle 27 Ökofaktor für PM2.5 in UBP/g PM2.5</p>	90	<p>Tabelle 37 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge</p>	98
<p>Tabelle 28 Ökofaktor für PM2.5–10 in UBP/g PM2.5–10</p>	90	<p>Tabelle 38 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss (FOEN 2019) und berechnete charakterisierte Menge</p>	98
<p>Tabelle 29 Verhältnis aktueller zu kritischer Fluss für PM2.5 in ausgewählten europäischen Ländern und EU28 (Ahbe S. et al. 2018; Muhl et al. 2019)</p>	91	<p>Tabelle 39 Ökofaktoren Schwermetalle in Luft, in Cd-eq/a</p>	99
<p>Tabelle 30 Charakterisierung von spezifischen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) gemäss EPA (1993)</p>	92	<p>Tabelle 40 Ökofaktoren Schwermetalle in Luft, in UBP/g</p>	100
<p>Tabelle 31 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität, carcinogenic effects, recommended), emittierte Mengen gemäss BAFU (2020) und berechnete charakterisierte Menge</p>	94	<p>Tabelle 41 Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Emissionen in die Luft, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14</p>	100

Tabelle 42 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in die Luft in UBP/GBq C14-eq	101	Tabelle 52 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss BAFU 2020a und berechnete charakterisierte kritische Menge	114
Tabelle 43 Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in die Luft, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)	102	Tabelle 53 Ökofaktoren Schwermetalle ins Wasser, in As-eq/a	115
Tabelle 44 Wirkungsmechanismen der bewerteten Wasserschadstoffe	104	Tabelle 54 Ökofaktoren für Schwermetalle in Oberflächengewässern in UBP/g des entsprechenden Schwermetalls	115
Tabelle 45 Ökofaktor für Gesamtstickstoff in Oberflächengewässern in UBP/g N	106	Tabelle 55 Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Emissionen in Flüsse, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement U-235	116
Tabelle 46 Berechnung des Gewichtungsfaktors für Schweizer Seen aus der aktuellen Konzentration und der kritischen Konzentration	107	Tabelle 56 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Oberflächengewässer in UBP/GBq U235-eq	117
Tabelle 47 Ökofaktor für Phosphor in UBP/g P	108	Tabelle 57 Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Flüsse, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)	117
Tabelle 48 Ökofaktor für CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) in UBP/g CSB	110	Tabelle 58 Charakterisierungsfaktoren für das krebserzeugende Potential von radioaktiven Einleitungen in Meere, gemäss Frischknecht et al. (2000), Referenzelement C-14	119
Tabelle 49 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss BAFU 2020a und berechnete charakterisierte Menge	113	Tabelle 59 Ökofaktor für radioaktive Emissionen in Meere in UBP/kBq C14-eq	120
Tabelle 50 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss BAFU 2020a und berechnete charakterisierte kritische Menge	113	Tabelle 60 Ökofaktoren für die Einleitung radioaktiver Isotope in Meere, ermittelt mit dem Wirkungspotential gemäss Frischknecht et al. (2000)	120
Tabelle 51 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss BAFU 2020a und berechnete charakterisierte Menge	114		

Tabelle 61 Abschätzung der Ölemissionen aller OSPAR Mitglieder ins Meer	121	Tabelle 73 Normierungsfluss in kg Zn-eq; Berechnet aus Deposition und direktem Eintrag von Schwermetallen in den Boden, siehe auch Tab. 74	137
Tabelle 62 Ökofaktor für Ölemissionen ins Meer in UBP/g Öl	122	Tabelle 74 Angaben der kritischen und aktuellen Flüsse für Schwermetalleintrag in den Boden pro ha	138
Tabelle 63 Charakterisierungsfaktoren für AOX	123	Tabelle 75 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge	138
Tabelle 64 Ökofaktor für AOX in UBP/g CHCl ₃ Äquivalenten	124	Tabelle 76 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge	138
Tabelle 65 Ökofaktor für verschiedene chlorierte Substanzen in UBP/g	125	Tabelle 77 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Humantoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge	139
Tabelle 66 Ökofaktor für PAK in UBP/g PAK	126	Tabelle 78 Charakterisierungsfaktoren gemäss USEtox (Ökotoxizität), emittierte Mengen gemäss (BAFU 2020a) und berechnete charakterisierte Menge	139
Tabelle 67 Ökofaktor für hormonaktive Stoffe in UBP/g E2-eq	128	Tabelle 79 Ökofaktoren Schwermetalle in Boden, in kg Zn-eq/a	140
Tabelle 68 Ökofaktor einiger hormonaktiver Substanzen in UBP/g Substanz, berechnet mittels Östrogen-Potential als Charakterisierungsfaktor	129	Tabelle 80 Ökofaktoren Schwermetalle in Boden, in UBP/g	140
Tabelle 69 Ökofaktor für POP-Emissionen in Oberflächengewässer in UBP/g 2,4,6-Tribromophenol-eq	131	Tabelle 81 Ökofaktor für die Emission von Pflanzenschutzmitteln in den Boden in UBP/g Glyphosat-eq	142
Tabelle 70 Ökofaktor ausgewählter POP Substanzen in UBP/g Substanz	132	Tabelle 82 Ökofaktoren ausgewählter PSM	142
Tabelle 71 Ökofaktor für Nitrat-N in Grundwasser in UBP/g NO ₃ ⁻ -N sowie für Nitrat in Grundwasser in UBP/g NO ₃ ⁻	134	Tabelle 83 Plastikeinträge in die Umwelt in der Schweiz gemäss Erny et al. (2020) ergänzt mit Schleiss (2017a)	143
Tabelle 72 Wirkungsmechanismen der bewerteten Bodenschadstoffe	136		

Tabelle 84 Ökofaktor für Plastik in Umwelt (Boden oder Wasser)	144	Tabelle 92 Charakterisierungsfaktoren der Speziesverluste von Flächen, als Verhältnis im Vergleich zur Schweiz abhängig von Speziesdichten und Vulnerabilität	153
Tabelle 85 Charakterisierungsfaktoren für erneuerbare und nicht-erneuerbare Energieträger, basierend auf EnergieSchweiz für Gemeinden (2020)	146	Tabelle 93 Ökofaktoren ausgewählter Landnutzungstypen in UBP/m ^{2a} für verschiedene Länder (Beispiele für Roh- stoffimporte wie zum Beispiel Soja, Holz, Getreide und Baumwolle im Fokus)	155
Tabelle 86 Verbrauch von Endenergie nach Energieträgern in der Schweiz in den Jahren 2017 bis 2019 gemäss Energiestatistik 2018 (BFE 2019) und 2019 (BFE 2020), dessen Umrechnung in den erneuerbaren und nicht erneuerbaren Primärenergieverbrauch (jeweils in TJ) und den charakterisierten Primärenergieverbrauch, total (in TJ Öl-eq)	147	Tabelle 94 Empfehlung für die Charakterisierung von «FSC-Wald» und «begrüntes Dach»	155
Tabelle 87 Ökofaktor für nicht erneuerbare Energieressourcen, Zwischenziel 2040 gemäss Leitkonzept 2000-Watt- Gesellschaft (EnergieSchweiz für Gemeinden 2020), in UBP/MJ Öl-eq	148	Tabelle 95 Empfohlene und verwendete Zuordnung von Land- nutzungsklassen und Elementarflüssen für Wald und landwirtschaftliche Flächen im ecoinvent Daten- bestand v3 beziehungsweise UVEK	156
Tabelle 88 Ökofaktor für erneuerbare Energieressourcen, Zwischenziel 2040 gemäss Leitkonzept 2000-Watt- Gesellschaft (EnergieSchweiz für Gemeinden 2020), in UBP/MJ Öl-eq	148	Tabelle 96 Charakterisierungsfaktoren für ausgewählte metallische und mineralische Ressourcen gemäss ihrer Knappheit, Referenzsubstanz ist Antimon (Sb). Komplette Liste im Anhang A7.	157
Tabelle 89 Ökofaktoren für den Verbrauch von Primärenergie- ressourcen. Berechnung mit den Ökofaktoren aus Tab. 87 und Tab. 88 und den Energiewerten gemäss Hischier et al. (2010)	149	Tabelle 97 Ökofaktor für metallische und mineralische Ressourcen, Leitsubstanz ist Antimon; in UBP/g Sb-eq	158
Tabelle 90 Schweiz spezifische Charakterisierungsfaktoren ausgewählter Landnutzungstypen (in m ^{2a} CH- Siedlungsflächen-Äquivalenten) beurteilt mit Land- nutzungsklassen von Chaudhary & Brooks 2018	151	Tabelle 98 Ökofaktoren für ausgewählte metallische und mineralische Ressourcen	158
Tabelle 91 Ökofaktor für die Landnutzung der Siedlungsfläche in UBP/m ^{2a}	153	Tabelle 99 Ökofaktor für den Abbau von Kies in UBP/g Kies	160
		Tabelle 100 Begriffsdefinitionen gemäss FAO (2012)	162
		Tabelle 101 Ökofaktor für den Verbrauch von schweizerischem Süsswasser in UBP/m ³ Süsswasser	163

Tabelle 102	Elementarflüsse für eine vollständige Wasserbilanz von Prozessen	165	Tabelle 110	Landschaftsverändernde Stoffflüsse in Deponien	175
Tabelle 103	Korrekturfaktoren für den Anteil verbrauchender Wassernutzung, anzuwenden auf bestehende Elementarflüsse in den UVEK Ökobilanzdaten DQRv2:2021	165	Tabelle 111	Ökofaktor für die landschaftsverändernden Deponien in UBP/kg und UBP/m ³ Abfall	175
Tabelle 104	Charakterisierungsfaktoren pro kg Lebendgewicht für unterschiedliche Fangregionen und Fischarten (gebildet durch das über die Fangmenge gewichtete, geometrische Mittel der Fangregion-spezifischen Charakterisierungsfaktoren) basierend auf Hélias et al. (2018), Leitfischart («Referenzsubstanz») ist die Peruanische Sardelle (PS), Erweiterte Liste im Anhang A9	167	Tabelle 112	Volumina radioaktiver Abfälle, RTI im Jahr 2044 (absolut und pro m ³ Abfall) und zum Zeitpunkt des durch den Bundesrat anzuordnenden Verschlusses des Endlagers für radioaktive Abfälle (erwartet im Jahr 2126), und daraus abgeleitete Charakterisierungsfaktoren	178
Tabelle 105	Ökofaktor für marine Fischressourcen, Leitfischressource («Referenzsubstanz») ist die peruanische Sardelle (PS); Bezugsgrösse: kg Lebendgewicht	168	Tabelle 113	Ökofaktor für hochaktive radioaktive Abfälle	179
Tabelle 106	Ökofaktoren pro kg Lebendgewicht für ausgewählte marine Fischarten, gemittelt über alle Fangregionen (mit Fangmenge gewichtetes, geometrisches Mittel der Fangregion-spezifischen Charakterisierungsfaktoren)	169	Tabelle 114	Ökofaktoren für kurzlebige schwach- und mittelaktive Abfälle (SMA) sowie für langlebige und/oder hochaktive Abfälle (BE/ATA/HAA) in UBP/cm ³ Abfall	179
Tabelle 107	Deponierte Abfallmengen in der Schweiz im Jahr 2018 und deren maximaler Kohlenstoffgehalt (Total Organic Carbon TOC)	172	Tabelle 115	Anzahl Personen, welche von schädlichem oder lästigem Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm betroffen sind (sgP), aktueller Fluss, Quellen siehe Text	180
Tabelle 108	Ökofaktor für Kohlenstoff in Deponien B bis E in UBP/g C. Zudem sind Ökofaktoren für durchschnittliche Schlacke und übrige Reaktor-deponieabfälle aufgeführt	172	Tabelle 116	Anzahl Personen, welche von schädlichem oder lästigem Strassen-, Eisenbahn- und Fluglärm betroffen sind (sgP), kritischer Fluss, Quellen siehe Text	180
Tabelle 109	Ökofaktor für die Einlagerung von Sonderabfällen in Untertagedeponien in UBP/g und UBP/cm ³ Abfall	173	Tabelle 117	Ökofaktor für Strassenlärm, in UBP pro Person, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen ist (sgP)	182
			Tabelle 118	Ökofaktor für Eisenbahnlärm, in UBP pro Person, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen ist (sgP)	182
			Tabelle 119	Ökofaktor für Fluglärm, in UBP pro Person, welche von schädlichem oder lästigem Lärm betroffen ist (sgP)	182

<p>Tabelle 120 Elementarflüsse zur Implementierung des Lärm- ökofaktors auf Inventarebene</p>	182	<p>Tabelle 131 Ökofaktoren 2021 für Landnutzung in ausgewählten Ländern</p>	218
<p>Tabelle 121 Berechnung des Lärmökofaktors verschiedener Verkehrsträger in UBP/km, UBP/pkm beziehungsweise UBP/tkm</p>	183	<p>Tabelle 132 Charakterisierungs- und Ökofaktoren für die dissipative Nutzung von mineralischen Primärressourcen (Mineralien und Metalle), Basis der Charakterisierung: ultimative Reserven (Gehalt in der Erdkruste)</p>	219
<p>Tabelle 122 Durchschnittliche Lärmemissionen der Verkehrsmittel</p>	183	<p>Tabelle 133 Ökofaktoren für Süsswasserverbrauch</p>	221
<p>Tabelle 123 Faktor, mit welchem die Lärmkilometer bei einer entsprechenden Pegelabweichung vom Durchschnitt (siehe Tab. 122) multipliziert werden müssen.</p>	184	<p>Tabelle 134 Normierungsfluss, berechnet über den Import von Fischereiprodukten, sortiert nach ISSCAAP-Gruppe, sortiert nach Beitrag zum Normierungsfluss</p>	227
<p>Tabelle 124 Umrechnungsfaktoren für die Emissionen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen und für COD/DOC</p>	190	<p>Tabelle 135 Charakterisierungsfaktoren (CF) und Ökofaktoren pro kg Lebendgewicht der meistgefangenen Fischarten für die unterschiedlichen Fangregionen nach FAO; sortiert nach absteigender Fangmenge; PS: peruanische Sardelle (Leitfischressource, «Referenzsubstanz»)</p>	229
<p>Tabelle 125 Ökofaktoren für Treibhausgase und ozonschicht- abbauende Substanzen</p>	191		
<p>Tabelle 126 PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlen- wasserstoffe)</p>	194		
<p>Tabelle 127 Persistente organische Schadstoffe (POP), emittiert in Oberflächengewässer</p>	195		
<p>Tabelle 128 Vollständige Liste der Ökofaktoren der PSM</p>	202		
<p>Tabelle 129 Potentieller Speziesverlust, Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Landnutzung in der Schweiz</p>	215		
<p>Tabelle 130 Potentieller Speziesverlust, Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Landnutzung in der Schweiz</p>	216		