

Schaffhauserstrasse 21
CH-8006 Zürich
T 0041 43 300 50 40
F 0041 43 255 15 35
team@umweltchemie.ch
www.umweltchemie.ch

 büro für
umweltchemie

Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraumluftschadstoffe

Version 1.0

Daniel Savi, Dipl. Umweltnaturwissenschaftler ETH
Matthias Klingler, MSc Umweltingenieur EPFL

Kunde: Amt für Hochbauten, Fachstelle nachhaltiges Bauen
Lindenhofstrasse 21, 8021 Zürich

Zürich, 13. Dezember 2016

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | AUSGANGSLAGE UND ZIEL DER UNTERSUCHUNG | 1 |
| 2 | DIE METHODE DER ÖKOLOGISCHEN KNAPPHEIT | 1 |
| 2.1 | Ökofaktoren für die Innenraumluft..... | 1 |
| 2.2 | Berechnung der Ökofaktoren | 3 |
| 2.3 | Fluss im Innenraum..... | 4 |
| 2.4 | Vereinfachungen | 5 |
| 3 | HERLEITUNGSVARIANTEN..... | 7 |
| 3.1 | Einleitung | 7 |
| 3.2 | Variante 1: Basisvariante | 9 |
| 3.3 | Sensitivitätsanalyse..... | 12 |
| 3.4 | Variante 2: Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC..... | 15 |
| 3.5 | Variante 3: Bezug der kritischen Konzentration auf den Zielwert der Stadt Zürich für TVOC..... | 16 |
| 3.6 | Variante 4: Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten | 18 |
| 3.7 | Variante 5: Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauteilen | 20 |
| 3.8 | Variante 6: Spezifische Ökofaktoren für Einzelräume..... | 25 |
| 3.9 | Variante 34: Bezug auf Neu- und Umbauten mit Zielwert als kritischer Konzentration..... | 26 |
| 3.10 | Variante 35: Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert als kritischer Konzentration.. | 26 |
| 4 | RESULTATE..... | 28 |
| 4.1 | Grösse der Flüsse nach Varianten..... | 28 |
| 4.2 | Ökofaktoren nach Varianten | 29 |
| 5 | DISKUSSION | 31 |
| 5.1 | Einfluss der Gewichtung | 31 |
| 5.2 | Einfluss des Normierungsflusses | 32 |
| 5.3 | Kombinierte Einflüsse | 33 |
| 5.4 | Empfohlene Variante für die Aufnahme in die Ökofaktoren Schweiz..... | 34 |
| 5.5 | Empfohlene Variante im Kontext..... | 36 |
| 6 | AUSBLICK | 38 |
| 7 | LITERATURVERZEICHNIS | 40 |
| A | ABNAHMEKONSTANTEN | 42 |
| B | ÖKOFAKTOREN FÜR ALLE VOC NACH VARIANTEN..... | 44 |
| C | BERICHTE REVIEWS..... | 54 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|--|----|
| Tabelle 1: | Verwendete Symbole für Parameter in der Formel für Ökofaktoren | 3 |
| Tabelle 2: | Verwendete Symbole im Ein-Box-Modell für den Innenraum | 4 |
| Tabelle 3: | Verwendete Symbole für Parameter zur Jahresflussberechnung im Innenraum..... | 5 |
| Tabelle 4: | Verwendete Symbole für Parameter in der vereinfachten Formel für Ökofaktoren | 6 |
| Tabelle 5: | In der Methodenstudie bearbeitete Modellvarianten | 8 |
| Tabelle 6: | Berechnung des Wohnraumvolumens der Schweiz | 9 |
| Tabelle 7: | Charakterisierungsfaktoren für Einzelsubstanzen Innenraumluft Basisvariante | 11 |
| Tabelle 8: | Faktoren zur Berechnung der Flüsse in der Basisvariante | 12 |
| Tabelle 9: | Aktuelle Konzentrationen für VOC gemäss AGÖF-Liste | 15 |
| Tabelle 10: | Charakterisierungsfaktoren für Einzelsubstanzen Innenraumluft Variante Zielwert | 17 |
| Tabelle 11: | Daten und Annahmen zu Wohnungen in der Schweiz | 19 |
| Tabelle 12: | Abnahmekonstanten für TVOC..... | 21 |
| Tabelle 13: | Lebensdauern einiger Bauteile und Behandlungen im Innenraum | 22 |
| Tabelle 14: | Aktuelle und kritische Flüsse konkreter Räume mit resultierenden Ökofaktoren | 25 |
| Tabelle 15: | Grösse der Flüsse aller Varianten | 28 |
| Tabelle 16: | Ökofaktoren für TVOC aller Varianten | 29 |
| Tabelle 17: | Grösse der Gewichtung aller Varianten | 31 |
| Tabelle 18: | Grösse der Normierungsflüsse aller Varianten | 32 |
| Tabelle 19: | Zehn tiefste TVOC-Konzentrationen aus Messtätigkeit..... | 35 |
| Tabelle 20: | Ausgewählte Ökofaktoren für Emissionen in die Luft | 36 |
| Tabelle 21: | Abnahmefaktoren für TVOC-Konzentrationen in Prüfkammermessungen | 42 |
| Tabelle 22: | Abnahmefaktoren für TVOC-Konzentrationen in realen Räumen | 43 |
| Tabelle 23: | Ökofaktoren aller VOC, berechnet nach der Basisvariante | 44 |
| Tabelle 24: | Ökofaktoren aller VOC, berechnet nach der Variante für Einzel-VOC | 45 |
| Tabelle 25: | Ökofaktoren aller VOC, berechnet mit Herleitung der kritischen Konzentration aus dem Zielwert für TVOC der Stadt Zürich | 46 |
| Tabelle 26: | Ökofaktoren aller VOC, berechnet mit Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten..... | 47 |
| Tabelle 27: | Ökofaktoren aller VOC, berechnet unter Berücksichtigung des Emissionsverlaufs während der Nutzung von Bauteilen | 48 |
| Tabelle 28: | Ökofaktoren aller VOC, berechnet für reale Einzelräume | 49 |
| Tabelle 29: | Ökofaktoren aller VOC, berechnet mit Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten unter Herleitung des kritischen Flusses aus Zielwert der Stadt Zürich..... | 50 |
| Tabelle 30: | Ökofaktoren aller VOC, berechnet unter Berücksichtigung des Emissionsverlaufs und dem Zielwert der Stadt Zürich zur Herleitung des kritischen Flusses | 52 |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildung 1: Luftflüsse und Stoffkonzentration im Innenraum | 4 |
| Abbildung 2: X-Y-Diagramm zwischen Normierungsfluss und Ökofaktor für TVOC | 13 |
| Abbildung 3: X-Y-Diagramm zwischen kritischem Fluss und Ökofaktor für TVOC | 14 |
| Abbildung 4: Zeitreihe der Anzahl in der Schweiz gebauter Wohnungen | 19 |
| Abbildung 5: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen mit den unterschiedlichen Abnahmekonstanten für Messdaten aus Prüfkammerversuchen und realen Räumen | 21 |
| Abbildung 6: Aktueller Fluss mit Mittelwertbildung über 2 und 10 Jahre | 24 |
| Abbildung 7: Verhältnisse der UBP für alle VOC der Varianten 2 und 3 zur Basisvariante | 30 |
| Abbildung 8: XYZ-Plot der Einflussgrößen und resultierender Ökofaktoren für TVOC | 33 |
| Abbildung 9: Anteile der Umweltwirkungen an der Gesamtbelastung der Schweiz | 37 |

1 Ausgangslage und Ziel der Untersuchung

In der Studie „Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen“ im Auftrag des Amts für Hochbauten der Stadt Zürich, des Bundesamts für Umwelt und des Hochbauamts des Kantons Zürich (Kasser et al., 2015b) erarbeitete das Büro für Umweltchemie Emissionsdaten für die Nutzungsphase von Baustoffen und bewertete diese mit Umweltbelastungspunkten (UBP) gemäss der Methode der ökologischen Knappheit des BAFU. Nach Vorliegen der Studie wurde durch die Fachstelle nachhaltiges Bauen des AHB ein Experten-Workshop organisiert, an dem wesentliche Punkte der Studie diskutiert wurden. Aufgrund der Ergebnisse der Studie und der Anregungen aus dem Workshop wurden Themenbereiche identifiziert, die weiter untersucht werden sollten. Einer davon betrifft die Herleitungsmethode von UBP. Am Workshop brachten die Teilnehmer mehrere Verbesserungsvorschläge ein. Diese werden in der vorliegenden Methodenstudie ausgearbeitet. Aus den erarbeiteten Varianten wird eine Empfehlung abgeleitet, welche Methodik aus Sicht der Autoren in eine künftige Revision der Methode der ökologischen Knappheit einfliessen könnte.

2 Die Methode der ökologischen Knappheit

2.1 Ökofaktoren für die Innenraumluft

Eine Bewertung der Innenraumluft muss sich auf das Wohlbefinden der Nutzer beziehen. Diese sind die empfindliche Gruppe, welche geschützt werden soll. Der Begriff „Wohlbefinden“ bedarf einer objektiv überprüfbaren Definition, um eine quantitative Bearbeitung zuzulassen. Die Innenraumluft beeinflusst das Wohlbefinden der Raumnutzer über mehrere Wirkungsweisen:

- Unangenehme Gerüche: Fast jede Wohnung besitzt ihren typischen Geruch. Der Geruch setzt sich zusammen aus Ausdünstungen der Baumaterialien, der Einrichtung, von Haushaltsprodukten, Haustieren, Nutzern, geruchlich relevanten Tätigkeiten wie Kochen, Duschen, Rauchen, Lüften und den Gerüchen aus dem Aussenraum. Ob ein bestimmter Geruch als unangenehm empfunden wird, ist eine subjektive Wahrnehmung. Grundsätzlich werden Gerüche, die nicht als eigene empfunden werden und die sich nicht durch den Nutzer selbst beeinflussen lassen, als unangenehmer empfunden. Auch werden bestimmte Gerüche als Gefahrensignal oder als Gesundheitsgefahr wahrgenommen. Wie bereits die Beschreibung zeigt, können Gerüche kaum aussagekräftig quantifiziert werden. Sie

eignen sich deshalb nicht als Grundlage für die Herleitung von Umweltbelastungspunkten. Diese Situation ist unbefriedigend, da störende Gerüche der häufigste Grund für Klagen bezüglich der Raumluf sind (Pöll, 2013). Zwar wurde mit der ISO-Norm 16000-28 ein Verfahren zur Geruchsbestimmung durch menschliche Prüfer standardisiert. Die Geruchsbestimmung durch trainierte Prüfer stellt einen wesentlichen Fortschritt hin zu vergleichbaren Geruchsanalysen dar. Dennoch können diese Tests nicht mehr als das subjektive Empfinden der Prüfergruppe wiedergeben. Somit sind sie ebenfalls schlecht geeignet als Grundlage für eine objektive Bestimmung von Umweltbelastungspunkten.

- **Gesundheitliche Symptome:** Die typischen Beschwerden im Zusammenhang mit Innenraumluftproblemen sind gerötete Augen, Husten, gereizte Atemwege und Kopfschmerzen. Mehrere Personen, die derselben Raumluf ausgesetzt sind, zeigen meist unterschiedliche oder teilweise gar keine Symptome. Bewusstseinsstörende, irritierende, reizende oder sensibilisierende Substanzen werden mit den zugehörigen H-Sätzen charakterisiert. Bewusstseinsstörende, irritierende oder reizende Wirkungen treten bei wesentlich höheren Konzentrationen auf als sie in Innenräumen ausserhalb von exponierten Arbeitsplätzen relevant sind. Eine sensibilisierende Wirkung bedeutet, dass die Substanz eine allergische Reaktion auslösen kann und bei bereits sensibilisierten Personen zu allergischen Reaktionen weit unter den Konzentrationen führt, die für normale Personen unbedenklich sind.
- **Gesundheitsschäden aufgrund chronischer Belastung:** Besonders im Zusammenhang mit Krebserkrankungen werden chronische Belastungen als Ursache angesehen. Zusammenhänge zwischen Krankheitsfällen und Einzelsubstanzen sind jedoch kaum herstellbar. Die Patienten waren lange Zeit zahlreichen Einflüssen ausgesetzt. Aufgrund von Analogieschlüssen wird Substanzen, die aufgrund von Tierversuchen bei wesentlich höheren Dosen als kanzerogen, mutagen oder teratogen erkannt sind, dasselbe Potential auch bei tieferen Konzentrationen und chronischer Belastung zugesprochen.

Eine objektive UBP-Methodik sollte sich auf die gesundheitlichen Effekte von Innenraumschadstoffen abstützen. Nicht geeignet sind die geruchlichen Eigenschaften, obwohl diese in konkreten Problemfällen mit der Innenraumluf häufig eine Hauptrolle spielen. In der weiteren Methodenentwicklung werden die Richtwerte des Ausschusses für Innenraumrichtwerte des deutschen Umweltbundesamts verwendet. Diese werden aus Arbeitsplatzgrenzwerten und weiteren toxikologisch begründeten Grenzwerten abgeleitet. Sie erfüllen damit die Forderung, dass sich die Methode auf gesundheitliche Effekte abstützen sollte. Der kritische Fluss wird aus Raumlufvorgaben der Stadt Zürich abgeleitet, die sich wiederum auf ein auf die Gesundheit der Bewohner ausgerichtetes Vorsorgeprinzip stützen.

2.2 Berechnung der Ökofaktoren

Die Methode der Ökologischen Knappheit wird in der Version von 2013 als Grundlage für alle folgenden Berechnungen verwendet. Die Methodik ist in (Frischknecht et al., 2013) ausführlich dargestellt. Die Formel zur Berechnung der Ökofaktoren basiert auf drei Flüssen: dem Normierungsfluss, dem aktuellen Fluss und dem kritischen Fluss. Der Normierungsfluss bezeichnet die Gesamtmenge der Emissionen einer betrachteten Stoffgruppe in der Schweiz während eines Jahres. Der aktuelle Fluss beschreibt die Emissionen im Gebiet, für das der Ökofaktor gelten soll. Aktueller Fluss und Normierungsfluss sind immer dann gleich gross, wenn die Herleitung der Ökofaktoren für die ganze Schweiz erfolgt. Dies ist in den meisten im Folgenden vorgestellten Varianten der Fall. Der kritische Fluss bezeichnet denjenigen Fluss, der im Rahmen der definierten Umweltziele als maximal zulässig gilt. Der kritische Fluss wird für dasselbe Gebiet hergeleitet wie der aktuelle Fluss. Die Division des aktuellen Flusses durch den kritischen Fluss im Quadrat wird als Gewichtung bezeichnet. Ein Charakterisierungsfaktor wird eingeführt, falls Ökofaktoren für unterschiedliche Schadstoffe einer Gruppe mit denselben allgemeinen Flüssen berechnet werden. Für die Berechnung der Ökofaktoren für VOC beziehen sich die Flüsse auf die Summe aller VOC. Dieser Summenparameter wird als TVOC bezeichnet. Zur Berechnung des Ökofaktors eines einzelnen Schadstoffs aus der Gruppe der VOC wird der Ökofaktor für TVOC mit dem Charakterisierungsfaktor dieses Schadstoffes multipliziert. Die konkrete Berechnung der Ökofaktoren erfolgt gemäss Formel 1.

$$\text{Ökofaktor} = K \cdot \frac{\text{UBP}}{F_n} \cdot \left(\frac{F}{F_k}\right)^2 \cdot \frac{10^{12}}{a}$$

Formel 1: Berechnung der Ökofaktoren

Tabelle 1: Verwendete Symbole für Parameter in der Formel für Ökofaktoren

| Parameter | Beschreibung | Einheit |
|-----------|---|---------|
| K | Charakterisierungsfaktor für einen Schadstoff | [-] |
| UBP | Umweltbelastungspunkte | [UBP] |
| F_n | Normierungsfluss pro Jahr für die ganze Schweiz | [g/a] |
| F | Aktueller Fluss pro Jahr und Region | [g/a] |
| F_k | Kritischer Fluss pro Jahr und Region | [g/a] |
| a | Jahr | [a] |

2.3 Fluss im Innenraum

Für die Berechnung von Ökofaktoren im Innenraum werden die jährlichen Flüsse der betrachteten Substanzgruppe in den Innenraum benötigt. Damit jährliche Flüsse hergeleitet werden können, müssen zunächst die momentanen Zu- und Abflüsse in den Innenraum modelliert werden. Diese Modellierung erfolgt mit einem Ein-Box-Modell: Für den Innenraum hängt die Konzentration eines Stoffes in der Raumluft vom Zufluss aus Emissionsquellen und dem Abfluss in die Umgebungsluft ab. Die Verhältnisse sind in Abbildung 1 schematisch dargestellt.

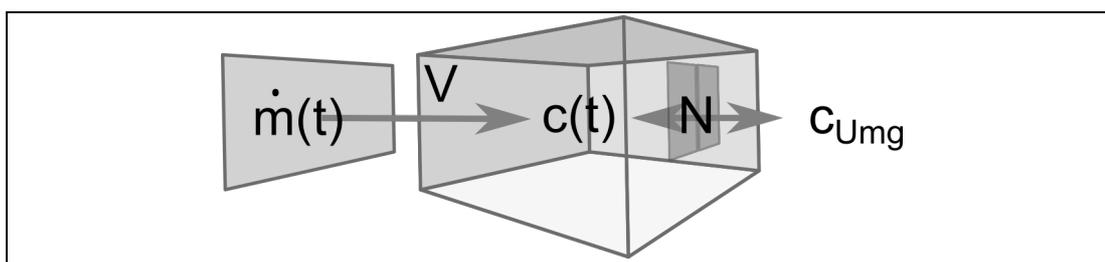


Abbildung 1: Luftflüsse und Stoffkonzentration im Innenraum

Tabelle 2: Verwendete Symbole im Ein-Box-Modell für den Innenraum

| Parameter | Beschreibung | Einheit |
|--------------|--|----------------------|
| $\dot{m}(t)$ | Massefluss in den Raum / Emissionen aus Baustoffen | [kg/h] |
| V | Raumvolumen | [m ³] |
| $c(t)$ | Stoffkonzentration im Raum | [kg/m ³] |
| $N(t)$ | Luftwechsel mit der Aussenluft | [1/h] |
| $c_{Umg}(t)$ | Stoffkonzentration in der Aussenluft | [kg/m ³] |

Über den Zufluss aus der Aussenluft beeinflusst die Aussenluftkonzentration für VOC im Gebiet der Schweiz die Konzentration im Innenraum. Allerdings sind für VOC im Aussenraum nur Messdaten für Nicht-Methan VOC (NMVOC) verfügbar. Für NMVOC liefert das Messnetz NABEL Stundenmittelwerte an den drei Standorten Universität Lugano, Kaserne Zürich und EMPA Dübendorf. Alle drei Stationen liegen in eher stark belasteten städtischen Gebieten. Eine Auswertung der vorläufigen Messdaten vom 1.10.2015 bis zum 30.9.2016 zeigt, dass der Jahresmittelwert an den drei Stationen zwischen 0.08 und 0.12 ppm liegt. Das entspricht in erster Näherung 80-120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die gemessenen NMVOC bezeichnen eine anders gelagerte Stoffmischung als die TVOC, welche im Innenraum gemessen werden. TVOC im Innenraum werden gemäss der ISO-Norm 16000-6 als Stoffe definiert, die im Gaschromatographen zwischen n-Hexan (C_6H_{14}) und n-Hexadecan ($\text{C}_{16}\text{H}_{34}$) auftreten. Die NMVOC-Messung misst hingegen vorwiegend Gase mit weniger als sechs C-Atomen. Falls die Ergebnisse der Messungen nur für Gase mit sechs oder mehr C-Atomen ausgewertet werden, ergeben sich Konzentration von rund einem Sechstel der Gesamtsummen, also rund 15-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Pöll, 2014). Diese geringe Belastung der Aussenluft spricht für eine Vernachlässigung der Aussenluftkonzentration in der Herleitung der UBP für VOC im Innenraum. Auch aus methodischer Sicht gilt für die Herleitung von Ökofaktoren der Grundsatz, dass die Stoffe am Übergang zwischen der Technosphäre in die Natur erfasst werden (Frischknecht et al., 2013). Der hier vorgestellte Methodenvorschlag schlägt

den Innenraum als neues Umweltkompartiment vor. Die Flüsse aus der Aussenluft erscheinen daher als Flüsse zwischen verschiedenen Umweltkompartimenten. Auch aus methodischen Überlegungen sind also lediglich die Flüsse aus den Baustoffen zu betrachten und die Aussenluftkonzentration von VOC in den weiteren Betrachtungen zu vernachlässigen. Der momentane Zufluss in den Innenraum ergibt sich dann im Gleichgewicht aus der Konzentration in der Raumluft, dem Raumvolumen und dem Luftwechsel mit der Aussenluft gemäss Formel 2. Die verwendeten Symbole sind in Tabelle 2 referenziert.

$$\dot{m}(t) = V \cdot N(t) \cdot c(t)$$

Formel 2: Berechnung der momentanen Flüsse im Innenraum

Aus dem momentanen Zufluss kann der jährliche Fluss berechnet werden, indem zum einen das Jahresmittel für Konzentration und Luftwechsel in die Formel 2 eingesetzt und zum anderen mit den Jahresstunden multipliziert wird. Es ergibt sich dann die Formel 3. Die verwendeten Symbole sind in der Tabelle 3 erläutert.

$$F_x = V \cdot N \cdot \bar{c}_x \cdot a$$

Formel 3: Berechnung der Jahresflüsse im Innenraum

Tabelle 3: Verwendete Symbole für Parameter zur Jahresflussberechnung im Innenraum

| Parameter | Beschreibung | Einheit |
|-------------|--|----------------------|
| F_x | Aktueller, kritischer oder Normierungsfluss (F_n , F oder F_k) | [kg/a] |
| V | Raumvolumen der Bezugsgrösse | [m ³] |
| N | Mittlerer Luftwechsel mit der Aussenluft | [1/h] |
| \bar{c}_x | Mittlere Stoffkonzentration, Richtwert oder Grenzwert je nach F_x | [kg/m ³] |
| a | Jahresstunden | [h/a] |

Das verwendete Raumvolumen kann je nach Berechnungsvarianten unterschiedlich gross sein. Für den Luftwechsel verwenden alle Berechnungsvarianten im vorliegenden Bericht denselben Wert von 0.5 / h. Dieser Luftwechsel wurde in der Phase eins der Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen hergeleitet (Kasser et al., 2014). Der Luftwechsel soll einen Durchschnittswert für alle Gebäude abbilden. Für Neubauten erscheint er deshalb eher hoch, für Altbauten liegt er eher tief. Die eingesetzte Durchschnittskonzentration ist unterschiedlich gross, je nachdem, ob der Normierungsfluss, der aktuelle oder der kritische Fluss berechnet werden sollen.

2.4 Vereinfachungen

Aus der Formel 1 wird ersichtlich, dass der aktuelle Fluss im Zähler und der kritische Fluss im Nenner desselben Bruchs stehen. Da sich aktueller Fluss und kritischer Fluss immer auf dasselbe Raumvolumen beziehen, kann der Bruch soweit gekürzt werden, bis nur noch die aktuellen und kritischen Konzentrationen stehen bleiben. Daraus ergibt sich die vereinfachte Formel 4 zur Berechnung der Ökofaktoren für

Stoffe im Innenraum. In der weiteren Darstellung werden zur besseren Vergleichbarkeit der Flüsse im Allgemeinen weiterhin die aktuellen und kritischen Flüsse dargestellt. Die Vereinfachung wird in konkreten Darstellungen von Herleitungsvarianten verwendet.

$$\text{Ökofaktor} = K \cdot \frac{\text{UBP}}{F_n} \cdot \left(\frac{c}{c_k}\right)^2 \cdot \frac{10^{12}}{a}$$

Formel 4: Vereinfachte Formel zur Berechnung der Ökofaktoren

Tabelle 4: Verwendete Symbole für Parameter in der vereinfachten Formel für Ökofaktoren

| Parameter | Beschreibung |
|-----------|---|
| K | Charakterisierungsfaktor für einen Schadstoff |
| UBP | Umweltbelastungspunkte |
| F_n | Normierungsfluss pro Jahr für die ganze Schweiz |
| c | Aktuelle Stoffkonzentration im Innenraum |
| c_k | Kritische Stoffkonzentration im Innenraum |
| a | Jahr |

3 Herleitungsvarianten

3.1 Einleitung

Die Herleitungsvarianten der UBP für Innenraumlufschadstoffe sollen die Möglichkeiten im Rahmen der Methode der ökologischen Knappheit aufzeigen, wie ein Ökofaktor hergeleitet werden könnte. Die vertiefte Beschäftigung mit der Thematik wurde angeregt durch einen Workshop beim AHB zu den Ergebnissen der Studie zur Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen (Kasser et al., 2014). Zunächst wird das Verhalten der UBP studiert, wenn der Normierungsfluss und der damit übereinstimmende aktuelle Fluss variiert werden. Dieses Verständnis soll dabei helfen, die Effekte der unterschiedlichen Herleitungsvarianten besser zu verstehen.

Insgesamt werden 8 Herleitungen für Ökofaktoren modelliert und analysiert. Die Herleitung aus (Kasser et al., 2014) wird hier als Basisvariante verwendet. Bereits untersucht und verworfen wurde in der erwähnten Studie die Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC. Der Vollständigkeit halber wird sie als Variante 2 hier erneut dokumentiert. Die Varianten drei bis sechs verändern gegenüber der Basisvariante jeweils einen Modellierungsparameter, wie in Tabelle 5 beschrieben.

Für den Normierungsfluss werden vier unterschiedliche Herleitungen verwendet. In der Basisvariante, sowie den Varianten drei und sechs bezieht er sich auf den Innenraum der gesamten Schweiz und wird aus einer konstanten Durchschnittskonzentration hochgerechnet. Die Variante zwei ändert an diesem Prinzip nichts, leitet jedoch Normierungsflüsse für Einzelsubstanzen her. In der Variante 4 wird dieselbe konstante Durchschnittskonzentration für TVOC wie in der Basisvariante verwendet. Jedoch wird sie auf das Volumen der Neu- und Umbauten der Schweiz hochgerechnet, um den Normierungsfluss zu erhalten. Die Variante fünf stellt dann einige Überlegungen zum zeitlichen Verhalten von TVOC-Emissionen an und wendet diese auf die Berechnung der Durchschnittskonzentration an. Diese wird dann wie in der Basisvariante auf das gesamte Innenraumvolumen der Schweiz hochgerechnet.

Der aktuelle Fluss entspricht nur in der Variante sechs nicht dem Normierungsfluss. Hier wird der aktuelle Fluss aus den effektiv gemessenen Konzentrationen der Einzelräume hergeleitet.

Für den kritischen Fluss kommen zwei Grundprinzipien zur Anwendung. In der Basisvariante und den Varianten zwei, vier, fünf und sechs wird er aus dem Eingreifwert der Stadt Zürich für TVOC und den Richtwerten 2 des Ausschusses für Innenraumrichtwerte des deutschen Umweltbundesamts für Einzelstoffe berechnet. In der Variante drei werden der Zielwert der Stadt Zürich für TVOC und die Richtwerte I des Ausschusses für Innenraumrichtwerte für Einzelstoffe verwendet.

Die Varianten 34 und 35 kombinieren die Variante drei mit den Varianten vier bzw. fünf. Es sind damit zwei aus Sicht der Autoren sinnvolle Synthesen nach dem Studium der Ergebnisse der Varianten eins bis sechs.

Tabelle 5: In der Methodenstudie bearbeitete Modellvarianten

| Nr. | Variante | Normierungsfluss | Aktueller Fluss | Kritischer Fluss | Berechnung Einzelstoffe |
|-----|--|---|----------------------------------|--|---|
| 1 | Basisvariante | TVOC-Gesamtfluss ganze Schweiz | Wie Normierungsfluss | Herleitung aus Eingreifwert Stadt Zürich für TVOC | Charakterisierung mit Richtwerten 2 für Einzel-VOC |
| 1a | Sensitivitätsanalyse Variante 1 | Variabler TVOC-Gesamtfluss ganze Schweiz | Wie Normierungsfluss | Variabler Kritischer Fluss | Wie Var. 1 |
| 2 | Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC | Einzel-VOC-Gesamtfluss ganze Schweiz, bzw. TVOC-Gesamtfluss ganze Schweiz | Wie Normierungsfluss | Herleitung aus Richtwert II für Einzel-VOC, bzw. Eingreifwert Stadt Zürich für TVOC | Berechnung aktueller und kritischer Fluss pro Einzelstoff |
| 3 | Herleitung der kritischen Konzentration aus dem Zielwert der Stadt Zürich für TVOC | Wie Var. 1 | Wie Var. 1 | Herleitung aus Zielwert Stadt Zürich für TVOC | Charakterisierung mit Richtwerten 1 für Einzel-VOC |
| 4 | Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten | TVOC-Gesamtfluss Schweiz für Volumen Neu- & Umbau | Wie Normierungsfluss | Herleitung aus Eingreifwert Stadt Zürich für Wohnraumvolumen Neu- & Umbau | Wie Var. 1 |
| 5 | Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauteilen | TVOC-Gesamtfluss Schweiz zeitlich differenziert | Wie Normierungsfluss | Herleitung aus Eingreifwert Stadt Zürich extrapoliert auf Lebensdauer Gebäude und zeitlich differenziert | Wie Var. 1 |
| 6 | Spezifische Ökofaktoren für Einzelräume | Wie Var. 1 | TVOC-Gesamtfluss gemessene Räume | Herleitung aus Eingreifwert Stadt Zürich für Volumen gemessener Räume | Wie Var. 1 |
| 34 | Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten mit Zielwert der Stadt Zürich | Wie Var. 4 | Wie Var. 4 | Wie Var. 3 | Wie Var. 3 |
| 35 | Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert der Stadt Zürich | Wie Var. 5 | Wie Var. 5 | Wie Var. 3 | Wie Var. 3 |

Anmerkungen zur Tabelle: Der Eingreifwert der Stadt Zürich beträgt $3'000 \mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$, der Zielwert beträgt $1'000 \mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$. Die Richtwerte I und II bezeichnen die Richtwerte für VOC, die vom Ausschuss für Innenraumrichtwerte des deutschen Umweltbundesamts publiziert werden.

3.2 Variante 1: Basisvariante

3.2.1 Prinzip

Die Basisvariante stammt aus der Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen durch das Büro für Umweltchemie (Kasser et al., 2015a). Der Ökofaktor wird über die Flüsse für die Gesamtsumme TVOC berechnet. Für die einzelnen VOC werden daraus Ökofaktoren mittels einer Charakterisierung hergeleitet.

3.2.2 Aktueller und Normierungsfluss

Für die Bestimmung des aktuellen und des Normierungsflusses wird eine mittlere TVOC-Konzentration im „Wohnraum Schweiz“ und das gesamte Raumvolumen aller Wohnungen der Schweiz verwendet. Die Berechnung des Flusses erfolgt dann gemäss Formel 2. Eine Herleitung für den gesamten Innenraum der Schweiz, der auch gewerbliche, industrielle und öffentliche Nutzungen umfasst, wäre aus methodischer Sicht wünschbar. Sie ist allerdings mit einer Reihe von Problemen behaftet, die eine solche Definition verhindern. Für gewerbliche, industrielle und öffentliche Innenräume sind leider keine schweizweit gültigen Daten verfügbar, welche eine Berechnung des Raumvolumens erlauben würden.

Das Raumvolumen wird aus der Wohnfläche pro Person mal der ständigen Wohnbevölkerung am Jahresende mal einer mittleren Raumhöhe von 2.5 Metern berechnet. Die Kennwerte sind in Tabelle 6 aufgeführt. Zur Einordnung der Grössenordnung des Wohnraumvolumens von ca. 904 Mio. Kubikmetern zeigt ein Vergleich mit der projizierten Fläche der Schweiz, dass der gesamte Innenraum einer Luftsäule von rund 2 cm über der gesamten Schweiz entsprechen würde.

Tabelle 6: Berechnung des Wohnraumvolumens der Schweiz

| Kennwert | Quelle | Wert |
|---|---------------------|----------------------------|
| Wohnfläche pro Person in der Schweiz 2012 | (BfS, 2016a) | 45 m ² /Pers. |
| Ständige Wohnbevölkerung der Schweiz 2012 | (BfS, 2016b) | 8'039'100 |
| Mittlere Raumhöhe | Abschätzung Autoren | 2.5 m |
| Wohnraumvolumen Schweiz | | 904'398'750 m ³ |

Als mittlere TVOC Konzentration im „Innenraum Schweiz“ wird der Median-Wert für TVOC aus der Liste der AGÖF-Orientierungswerte angenommen. Dieser beträgt 360 µg TVOC/m³ Raumluft. Die Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute e.V. (AGÖF) ist ein deutscher Verband von unabhängigen Beratungs- und Dienstleistungsunternehmen, die in den Bereichen Schadstoffmessungen im Innenraum, Innenraumanalytik, ökologische Produktprüfung, umwelt- und gesundheitsverträgliche Gebäudekonzepte und effiziente Energiesysteme kooperieren.¹ Sie veröffentlicht regelmässig die Liste der Orientierungswerte für Innenraumschadstoffe. In

¹ Zitate von der Webseite der AGÖF

die letzte Fassung von 2013 gingen statistische Daten aus 4'846 Datensätzen ein, die von AGÖF-Instituten im Rahmen ihrer Untersuchungstätigkeiten 2006 bis 2012 erhoben wurden (AGÖF, 2013). Weitere Einzelheiten zum Datensatz wie der Zeitpunkt der Messungen nach Baumassnahmen oder der Anteil Neu- und Umbauten sind leider nicht bekannt.

3.2.3 Kritischer Fluss

Der kritische Fluss für TVOC kann aus dem behördenverbindlichen Eingreifwert der Stadt Zürich von $3'000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet werden. Auch zur Berechnung des kritischen Flusses wird das Volumen des „Wohnraums Schweiz“ herangezogen. Die Berechnung des Flusses erfolgt gemäss Formel 2.

3.2.4 Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Einzelsubstanzen

Das Gemisch der TVOC ist in jeder Messung unterschiedlich zusammengesetzt und deshalb aus gesundheitlicher Sicht immer anders zu bewerten. Wo immer möglich sollte eine Analyse deshalb auf Einzelstoffen basieren. Dies gilt auch für die Berechnung von UBP. Es gilt deshalb, eine möglichst grosse Zahl von Einzelstoffen aufgrund toxikologischer Kriterien zu charakterisieren. Die Vielzahl der auftretenden Beeinträchtigungen und Substanzen verunmöglicht die Definition einer einfachen Methode, welche UBPs zum Beispiel aus den H-Sätzen ableiten würde. Als Basis besser geeignet ist der Expertenkonsens einer grösseren Arbeitsgruppe oder Kommission, welche die Substanzen im Einzelfall betrachtet. Eine solche Arbeitsgruppe existiert mit dem „Ausschuss für Innenraumrichtwerte“ der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes (IRK) und der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (AOLG) in Deutschland. Dieser Ausschuss publiziert regelmässig Richtwerte für die Bewertung der Innenraumhygiene, die sich weitgehend aus toxikologischen Überlegungen ableiten (UBA, 2015). Die Liste enthält zwei Richtwerte I und II: „Der Richtwert II stellt die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft dar, bei deren Erreichen bzw. Überschreiten unverzüglich Handlungsbedarf besteht, da diese Konzentration geeignet ist, insbesondere bei Daueraufenthalt in den Räumen die Gesundheit empfindlicher Personen einschliesslich Kindern zu gefährden.“ (UBA, 2012). Für die Berechnung von Charakterisierungsfaktoren stützt sich die Basisvariante auf die Richtwerte II ab. Diese Richtwerte lösen wie der Eingreifwert der Stadt Zürich für TVOC einen „unverzüglichen Handlungsbedarf“ aus. Mit dieser Wahl entsprechen alle gewählten Richtwerte einem vergleichbaren Gesundheitsrisiko.

Für Formaldehyd veröffentlichte das Bundesamt für Gesundheit einen Richtwert von $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser Richtwert ist gemäss BAG „als Schwelle zu einer Gesundheitsgefährdung“ zu verstehen. Ist er überschritten, sollen umgehend Massnahmen zur Senkung der Belastung getroffen werden“ (BAG, 2016). Somit entspricht die Definition des Richtwerts derjenigen des Ausschusses für Innenraumrichtwerte für den Richtwert II. Er kann damit zur Charakterisierung von Formaldehyd verwendet werden.

Für die Berechnung des Charakterisierungsfaktors eines Einzelstoffes wird der Eingreifwert TVOC der Stadt Zürich durch den Richtwert II des Einzelstoffes geteilt. So-

mit ergeben sich die Charakterisierungsfaktoren gemäss Tabelle 7. Die Tabelle umfasst auch mehrere Stoffgruppen, für die Richtwerte durch die Arbeitsgruppe festgelegt wurden.

Tabelle 7: Charakterisierungsfaktoren für Einzelsubstanzen Innenraumluft Basisvariante

| Verbindung | Eingreifwert Stadt ZH / Richtwert II UBA | Charakterisierungsfaktor |
|---|--|--------------------------|
| TVOC / VOC unspez. | 3'000 | 1 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 125 | 24 |
| 1-Butanol | 2'000 | 1.5 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 1'000 | 3 |
| 2-Chlorpropan | 8'000 | 0.38 |
| 2-Ethylhexanol | 1'000 | 3 |
| 2-Furaldehyd | 100 | 30 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 3'000 | 1 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 10'000 | 0.3 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 3'000 | 1 |
| Acetaldehyd | 1'000 | 3 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 2'000 | 1.5 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 1'000 | 3 |
| Benzaldehyd | 200 | 15 |
| Benzylalkohol | 4'000 | 0.75 |
| Butanonoxim | 60 | 50 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 2'000 | 1.5 |
| Dichlormethan | 2'000 | 1.5 |
| Diethylenglykolbutylether | 1'000 | 3 |
| Diethylenglykoldimethylether | 300 | 10 |
| Diethylenglykolmethylether | 6'000 | 0.5 |
| Diethylenglykolmonoethylether | 2'000 | 1.5 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 7'000 | 0.43 |
| Ethylacetat | 6'000 | 0.5 |
| Ethylbenzol | 2'000 | 1.5 |
| Ethylenglykolbutylether | 1'000 | 3 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 2'000 | 1.5 |
| Ethylenglykolhexylether | 1'000 | 3 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 1'000 | 3 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 2'000 | 1.5 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 200 | 15 |
| Kresole | 50 | 60 |
| Methylisobutylketon | 1'000 | 3 |
| Monozyklische Monoterpene | 10'000 | 0.3 |
| Naphthalin | 30 | 100 |
| Pentachlorphenol | 1 | 3000 |
| Phenol | 200 | 15 |
| Styrol | 300 | 10 |
| Terpene, bicyclisch | 2'000 | 1.5 |
| Toluol | 3'000 | 1 |

| Verbindung | Eingreifwert Stadt ZH / Richtwert II UBA | Charakterisierungs- faktor |
|----------------------------------|---|-------------------------------|
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 50 | 60 |
| Xylole Summe | 800 | 3.75 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 4'000 | 0.75 |

3.3 Sensitivitätsanalyse

3.3.1 Prinzip

Mit der Sensitivitätsanalyse soll der Einfluss der Flussabschätzungen auf die Ökofaktoren geprüft werden. Alle Flüsse in der Herleitung der Varianten basieren auf Berechnungen, Messdaten und Abschätzungen mit gewissen Unsicherheiten. Diese sind meist nicht bekannt und können mangels weiterer Daten auch nicht sinnvoll abgeschätzt werden. Für die Sensitivitätsanalyse wurden deshalb die Flüsse über zwei Zehnerpotenzen variiert und der Einfluss dieser Variation auf die resultierenden Ökofaktoren für TVOC analysiert. Die Analyse erfolgte getrennt für den aktuellen, resp. Normierungsfluss und den kritischen Fluss. In der Tabelle 8 werden die Faktoren zur Berechnung des aktuellen, kritischen und des Normierungsflusses in der Basisvariante gemäss Formel 3 gezeigt.

Tabelle 8: Faktoren zur Berechnung der Flüsse in der Basisvariante

| Bezeichnung Fluss | Raumvolumen [m ³] | Luftwechsel [1/h] | Stoffkonzentration [µg/m ³] | Jahresstunden [h] | Fluss [g/a] |
|-------------------|-------------------------------|-------------------|---|-------------------|-----------------------|
| Normierungsfluss | 9.04*10 ⁸ | 0.5 | 360 | 8760 | 1.426*10 ⁹ |
| Aktueller Fluss | | | 360 | | 1.426*10 ⁹ |
| Kritischer Fluss | | | 3000 | | 1.19*10 ¹⁰ |

3.3.2 Variabler aktueller und Normierungsfluss

Wenn der Normierungsfluss und der aktuelle Fluss gleich gross sind, lässt sich die Formel 1 zur Berechnung der Ökofaktoren vereinfachen zu Formel 5. Wird der kritische Fluss (F_k) konstant bei $1.19 \cdot 10^{10}$ g / a gehalten, so ergibt sich die Beziehung gemäss Formel 6.

$$\text{Ökofaktor} = K \cdot \frac{\text{UBP}}{a} \cdot \frac{F_n \cdot 10^{12}}{F_k^2}$$

Formel 5: Formel für Ökofaktor für gleich grossen Normierungsfluss und aktuellen Fluss

$$\text{Ökofaktor} = K \cdot \frac{\text{UBP}}{a} \cdot \frac{F_n \cdot 10^{12}}{(1.19 \cdot 10^{10})^2} = 7.081 \cdot 10^{-9} \cdot F_n \cdot K \cdot \frac{\text{UBP}}{a}$$

Formel 6: Beziehung zwischen Normierungsfluss und Ökofaktor bei konstantem kritischem Fluss

Zur Illustration dieser Verhältnisse wurde der Normierungsfluss der Basisvariante von $1.426 \cdot 10^9$ Gramm TVOC pro Jahr zwischen einer Untergrenze und einer Obergrenze variiert. Die Untergrenze wurde eine Zehnerpotenz tiefer angesetzt und die Obergrenze eine Zehnerpotenz höher. Zwischen diesen Grenzen wurden 500 Zufallswerte für den Normierungsfluss gebildet und für jeden der resultierende Ökofaktor berechnet. Der kritische Fluss bleibt für die Analyse konstant. In Abbildung 2 sind die Werte für den Normierungsfluss gegen die Werte für den Ökofaktor in einem X-Y-Diagramm aufgetragen. Die Darstellung bestätigt den Zusammenhang aus Formel 6 auch optisch.

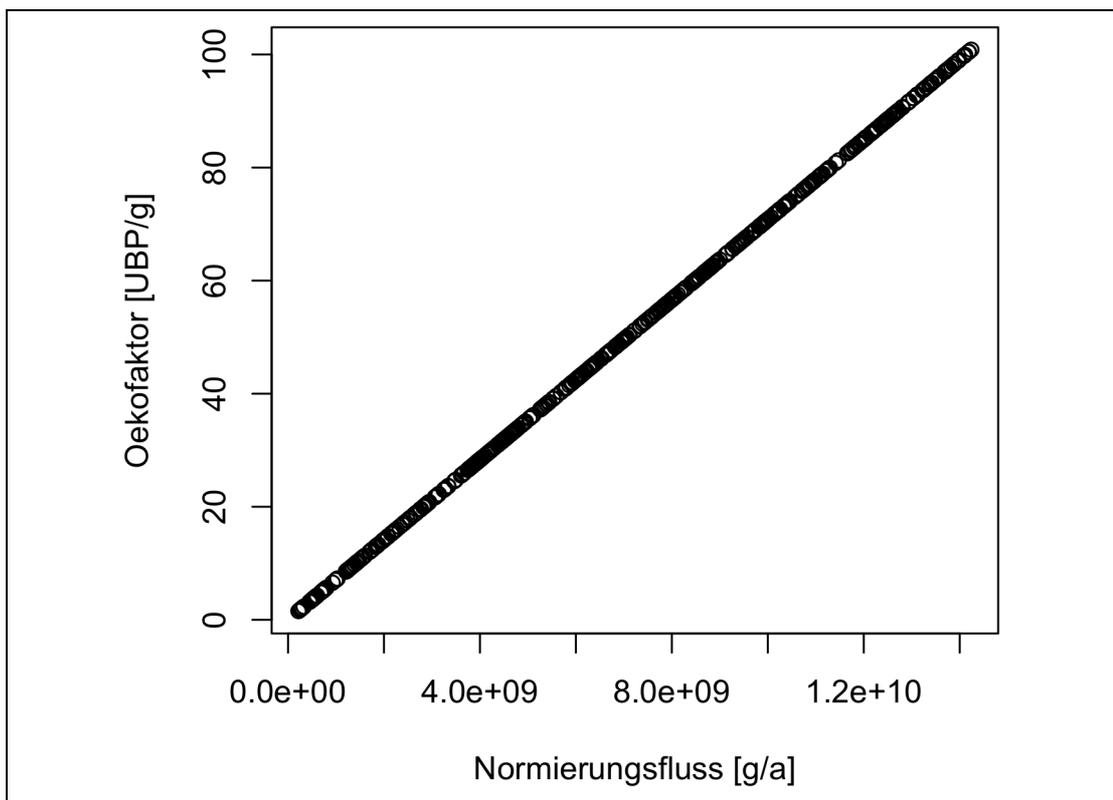


Abbildung 2: X-Y-Diagramm zwischen Normierungsfluss und Ökofaktor für TVOC

3.3.3 Variabler kritischer Fluss

Wird nun der kritische Fluss aus Formel 5 variiert, dann ergeben sich etwas kompliziertere Verhältnisse. Für den konstanten Normierungsfluss der Basisvariante ergibt sich der Zusammenhang gemäss Formel 7.

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1.426 \cdot 10^{21}}{\text{kritischer Fluss}^2} \cdot K \cdot \frac{\text{UBP}}{a}$$

Formel 7: Beziehung zwischen kritischem Fluss und Ökofaktor bei konstantem Normierungsfluss

Die Variation des kritischen Flusses um eine Zehnerpotenz nach unten und oben führt damit zu einem ganz anderen Verhalten des Ökofaktors. Wiederum wurden 500 Zufallswerte für den kritischen Fluss gebildet und der zugehörige Ökofaktor berechnet.

3.4 Variante 2: Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC

3.4.1 Prinzip

In dieser Variante werden die Ökofaktoren für die Einzelsubstanzen hergeleitet, indem für jede Substanz ein Normierungsfluss, ein aktueller und ein kritischer Fluss hergeleitet wird. Als einzige Variante entfällt in der Herleitung für Einzel-VOC der Charakterisierungsfaktor in der Formel 1. Der Ökofaktor für TVOC wird gleich hergeleitet wie in der Basisvariante.

3.4.2 Aktueller und Normierungsfluss

Für die Bestimmung des aktuellen und des Normierungsflusses wird eine mittlere Konzentration jedes VOCs im „Wohnraum Schweiz“ und das gesamte Raumvolumen aller Wohnungen der Schweiz verwendet. Die Berechnung des Flusses erfolgt dann gemäss Formel 2.

Die mittlere Konzentration jedes Einzelstoffs wird aus dem Normalwert P50 (Median) gemäss AGÖF-Liste für diesen Stoff abgeleitet (AGÖF, 2013). In der AGÖF-Liste publiziert sind lediglich Mediane und 90 %-Quantile der Einzelstoffe. Die Differenz zwischen Median und arithmetischem Mittelwert ist daher nicht bekannt. Die bekannten Konzentrationen sind in Tabelle 9 für alle Stoffe aufgeführt, für die auch ein kritischer Fluss hergeleitet werden kann. Zahlreiche Stoffe auf der AGÖF-Liste wurden im Median unter der Bestimmungsgrenze gemessen. Für diese Stoffe kann kein aktueller oder Normierungsfluss hergeleitet werden.

Tabelle 9: Aktuelle Konzentrationen für VOC gemäss AGÖF-Liste

| Verbindung | Aktuelle Konzentration (Normalwert AGÖF-Liste) |
|----------------------------------|---|
| TVOC / VOC unspez. | 360 |
| Formaldehyd | 35 |
| 1-Butanol | 8 |
| 2-Ethylhexanol | 3 |
| 2-Furaldehyd | 1 |
| Acetaldehyd | 20 |
| Benzaldehyd | 4 |
| Ethylacetat | 3 |
| Ethylbenzol | 1 |
| Ethylenglykolbutylether | 1.9 |
| Monozyklische Monoterpene | 4 |
| Styrol | 1 |
| Terpene, bicyclisch | 4 |
| Toluol | 7 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 9.5 |

3.4.3 Kritischer Fluss

Der kritische Fluss für die Einzelsubstanzen kann aus dem Richtwert II des Ausschusses für Innenraumrichtwerte (UBA, 2015) abgeleitet werden. Dieser wird als Konzentration verwendet. Als Volumen wird für die weiteren Flüsse das gesamte Wohnraumvolumen der Schweiz verwendet. Die Berechnung des Flusses erfolgt wiederum gemäss Formel 2. Die verwendeten Richtwerte sind aus Tabelle 7 ersichtlich.

3.5 Variante 3: Bezug der kritischen Konzentration auf den Zielwert der Stadt Zürich für TVOC

3.5.1 Prinzip

Diese Variante basiert wie alle folgenden Varianten auf der Basisvariante. Da sich die Berechnung der Ökofaktoren für den Wohnraum auf das Wohlbefinden der Nutzer bezieht, sollte der kritische Fluss so festgelegt werden, dass er dem Anspruch einer einwandfreien Innenraumluftqualität genügt. Die Verwendung des Zielwerts der Stadt Zürich für die TVOC-Konzentration entspricht diesem Anspruch. Damit die Charakterisierung der Einzelstoffe auf einer vergleichbaren Basis erfolgt, werden nun die Richtwerte I gemäss Tabelle des UBA-Ausschusses verwendet, welche einen Vorsorgewert beschreiben, bei dem „nach gegenwärtigem Kenntnisstand auch bei lebenslanger Exposition von empfindlichen Personen keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind.“ (UBA, 2012).

3.5.2 Aktueller und Normierungsfluss

Der aktuelle Fluss ist gleich gross wie der Normierungsfluss. Beide sind gegenüber der Basisvariante unverändert und verwenden die TVOC-Konzentration von $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ der AGÖF-Liste.

3.5.3 Kritischer Fluss

Der kritische Fluss für TVOC wird aus dem behördenverbindlichen Zielwert der Stadt Zürich von $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet. Zur Berechnung des kritischen Flusses wird das Volumen des „Wohnraums Schweiz“ herangezogen. Die Berechnung des Flusses erfolgt gemäss Formel 2.

3.5.4 Charakterisierungs- und Ökofaktoren für Einzelsubstanzen

Für die Berechnung des Charakterisierungsfaktors eines Einzelstoffes wird der Zielwert TVOC der Stadt Zürich durch den Richtwert I des Einzelstoffes gemäss (UBA, 2015) geteilt. Somit ergeben sich die Charakterisierungsfaktoren gemäss Tabelle 10. Die Tabelle umfasst auch mehrere Stoffgruppen, für die Richtwerte durch die Arbeitsgruppe festgelegt wurden.

Für Formaldehyd existiert in der Schweiz lediglich ein Richtwert des BAG als „Schwelle zu einer Gesundheitsgefährdung“. Das BAG hält in seinen Informationen fest, dass „die Einhaltung des Richtwerts (...) nicht (...) mit einer guten Raumluftqualität (gleichzusetzen ist). Vorsorglich sollten die Belastungen der Wohnraumluft mit Formaldehyd so gering wie möglich gehalten werden“ (BAG, 2016). Allerdings wird kein mit den Richtwerten I des UBA vergleichbarer Zielwert definiert. Aus diesem Grund wird für Formaldehyd auch in dieser Variante der BAG-Richtwert von $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beibehalten.

Tabelle 10: Charakterisierungsfaktoren für Einzelsubstanzen Innenraumluft Variante Zielwert

| Verbindung | Zielwert Stadt ZH / Richtwert I UBA | Charakterisierungsfaktor |
|---|-------------------------------------|--------------------------|
| TVOC / VOC un spez. | 1'000 | 1.0 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 125 | 8 |
| 1-Butanol | 700 | 1.4 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 100 | 10 |
| 2-Chlorpropan | 800 | 1.3 |
| 2-Ethylhexanol | 100 | 10 |
| 2-Furaldehyd | 10 | 100 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 300 | 3.3 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 1'000 | 1 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 300 | 3.3 |
| Acetaldehyd | 100 | 10 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 100 | 10 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 100 | 10 |
| Benzaldehyd | 20 | 50 |
| Benzylalkohol | 400 | 2.5 |
| Butanonoxim | 20 | 50 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 200 | 5 |
| Dichlormethan | 200 | 5 |
| Diethylenglykolbutylether | 400 | 2.5 |
| Diethylenglykoldimethylether | 30 | 33.3 |
| Diethylenglykolmethylether | 2'000 | 0.5 |
| Diethylenglykolmonoethylether | 700 | 1.4 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 2'000 | 0.5 |
| Ethylacetat | 600 | 1.7 |
| Ethylbenzol | 200 | 5 |
| Ethylenglykolbutylether | 100 | 10 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 200 | 5 |
| Ethylenglykolhexylether | 100 | 10 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 100 | 10 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 200 | 5 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 20 | 50 |
| Kresole | 5 | 200 |
| Methylisobutylketon | 100 | 10 |
| Monozyklische Monoterpene | 1'000 | 1 |
| Naphthalin | 10 | 100 |

| Verbindung | Zielwert Stadt ZH / Richtwert I UBA | Charakterisierungsfaktor |
|----------------------------------|-------------------------------------|--------------------------|
| Pentachlorphenol | 0.1 | 10000 |
| Phenol | 20 | 50 |
| Styrol | 30 | 33.3 |
| Terpene, bicyclisch | 200 | 5 |
| Toluol | 300 | 3.3 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 5 | 200 |
| Xylol Summe | 100 | 10 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 400 | 2.5 |

3.6 Variante 4: Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten

3.6.1 Prinzip

Die Emissionen aus Baustoffen nehmen nach Umbaumaassnahmen oder Vollendung eines Neubaus relativ rasch ab. Dieses Verhalten ist allgemein bekannt und bestätigt sich z. B. in zahlreichen Raumlufmessungen der Autoren wie auch anderer Messstellen. Es liegt deshalb nahe, dieses Verhalten auch in der Modellierung der UBP zu berücksichtigen. Die Herleitung der zeitlichen Differenzierung in der Variante 5, welche in Kapitel 3.7 beschrieben wird, zeigt, dass die Emissionen aus Baustoffen zu 86 % im ersten Jahr nach Abschluss einer Baumaassnahme erfolgen. Das betroffene Bauvolumen sind also die Neu- und Umbauten, währenddem das wesentlich grössere Bauvolumen der Altbauten kaum durch VOC-Emissionen aus Baustoffen belastet wird. Der Bezug der Flüsse nur auf die Neu- und Umbauten eines Kalenderjahres berücksichtigt diese Verhältnisse in der Herleitung der Ökofaktoren.

3.6.2 Aktueller und Normierungsfluss

Für die Bestimmung des aktuellen und des Normierungsflusses wird eine mittlere TVOC-Konzentration im „Wohnraum Schweiz“ und das Neu- und Umbauvolumen für Wohnungen in der Schweiz verwendet. Die Berechnung des Flusses erfolgt dann gemäss Formel 2.

Die Anzahl der neu erstellten Wohnungen wird durch das Bundesamt für Statistik in der Bau- und Wohnbaustatistik für die Jahre 1995 bis 2012 publiziert (BfS, 2016a). Die Werte unterliegen konjunkturellen Schwankungen, der mittelfristige Trend ist jedoch relativ konstant, wie aus Abbildung 4 ersichtlich wird.

Aus diesen Daten wurde der Mittelwert der neu gebauten Wohnungen berechnet, um kurzfristige konjunkturelle Schwankungen auszumitteln und einen mittelfristig gültigen Wert zu erhalten. Ebenfalls in der Bau- und Wohnbaustatistik des BfS findet sich die durchschnittliche Fläche pro Wohnung von 99 m². Diese Zahl bezieht sich auf alle Wohnungen und dürfte die Durchschnittsfläche von Neubauten eher unterschätzen. Da keine bessere Angabe vorliegt, wird sie dennoch verwendet, um die Gesamtfläche der neu gebauten Wohnungen aus der Anzahl zu berechnen. Diese Gesamtfläche

wird dann mit der angenommenen mittleren Raumhöhe von 2.5 m multipliziert, um eine Abschätzung des Neubauvolumens für Wohnraum in der Schweiz zu erhalten.

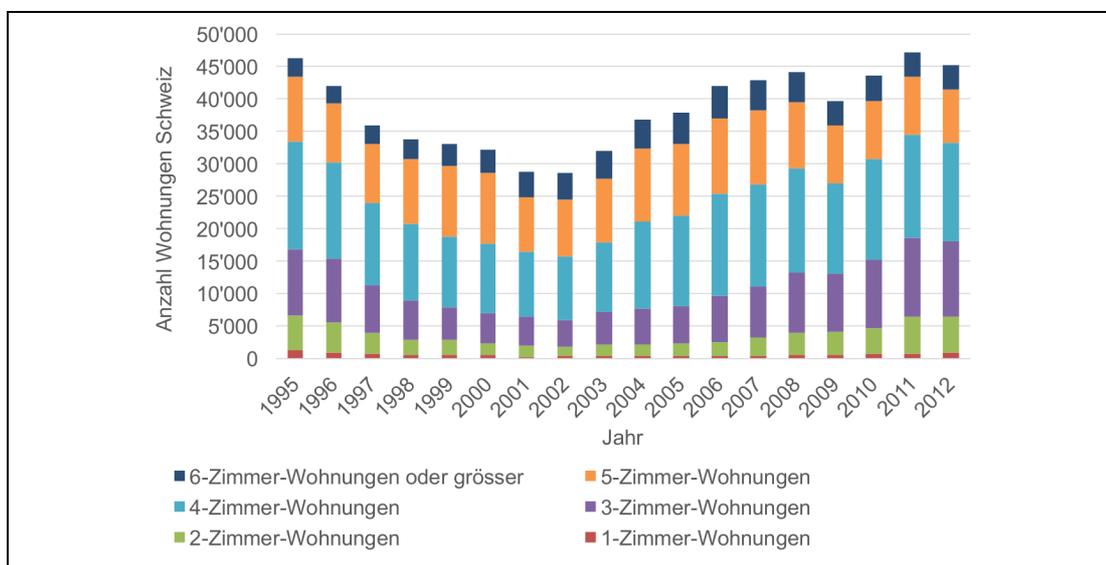


Abbildung 4: Zeitreihe der Anzahl in der Schweiz gebauter Wohnungen

Leider publiziert das BfS keine Zahlen zur Anzahl oder der Fläche umgebauter Wohnungen. Erhältlich sind jedoch Zahlen zu Bauinvestitionen, welche nach Neu- und Umbau differenziert sind (BfS, 2016a). Auch diese Zahlen liegen für die Jahre 1995 bis 2012 vor und werden für die weiteren Berechnungen gemittelt. Die Investitionssumme in Umbauten beträgt 49 % der Investitionssumme in Neubauten. Unter der Annahme, dass die von der Bautätigkeit betroffenen Volumen im gleichen Verhältnis zueinanderstehen, lässt sich daraus das Neu- und Umbauvolumen für Wohnraum in der Schweiz herleiten. Sämtliche Kennzahlen sind in der Tabelle 11 ausgewiesen.

Tabelle 11: Daten und Annahmen zu Wohnungen in der Schweiz

| | |
|--|-------------------|
| Durchschnittliche Fläche pro Wohnung (GWS2014) [m ²] | 99 |
| Mittlere Raumhöhe (Schätzung) [m] | 2.5 |
| Anzahl neu erstellte Wohnungen pro Jahr, Mittelwert 1995-2012 (GWS2014?) | 38'474 |
| Gesamtfläche neu erstellte Wohnungen pro Jahr [m ²] | 3'808'926 |
| Gesamtvolumen neu erstellte Wohnungen pro Jahr [m ³] | 9'522'315 |
| Investitionsvolumen Neubau CH pro Jahr, Mittelwert 1995-2012 [Fr.] | 23.9 Mia. |
| Investitionsvolumen Umbau CH pro Jahr, Mittelwert 1995-2012 [Fr.] | 11.8 Mia. |
| Verhältnis Investitionsvolumen Umbau/Neubau | 49 % |
| Volumen Umbau und Neubau CH pro Jahr [m³] | 14'206'466 |

3.6.3 Kritischer Fluss

Der kritische Fluss wird mit demselben Volumen berechnet wie der aktuelle und der Normierungsfluss. Als kritische Konzentration wird wie in der Basisvariante der Eingreifwert der Stadt Zürich verwendet.

3.7 Variante 5: Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauteilen

3.7.1 Prinzip

Wie schon durch den Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten, soll die Berücksichtigung des Emissionsverlaufs während der Nutzung von Bauteilen die rasche Abnahme der Emissionen aus Baustoffen nach einem Um- oder Neubau berücksichtigen. Die theoretische Grundlage für dieses Unterfangen bietet die zeitliche Differenzierung wie sie in (Frischknecht et al., 2013) beschrieben ist. In der Quelle wird erläutert, dass der Ökofaktor für ein Jahr aus mehreren Teilperioden berechnet werden kann. Aus methodischer Sicht spricht nichts dagegen, dieses Verfahren auf die Emissionsdauer von Bauprodukten auszuweiten und daraus den Jahresmittelwert zu bestimmen. Die Berechnung der Ökofaktoren wird für die Jahre nach dem Einbau eines Bauprodukts für jedes Jahr getrennt durchgeführt. Der Ökofaktor für die gesamte Periode wird dann aus dem Durchschnitt der Jahreswerte berechnet, wobei jedes Jahr gleich gewichtet wird. Wie sich im Laufe der Herleitung noch zeigen wird, ist es unerheblich, wie viele Jahre zur Mittelwertbildung herangezogen werden.

3.7.2 Zeitlicher Verlauf aktueller und kritischer Fluss

Für den aktuellen und den kritischen Fluss wird eine exponentielle Abnahme der Emissionen und damit der Konzentrationen in der Raumluft mit derselben Abnahmekonstante angenommen. Die exponentielle Abnahme folgt der allgemeinen Gleichung gemäss Formel 8.

$$c(t) = c_0 \cdot e^{-kt}$$

Formel 8: Exponentielle Abnahme der Konzentration

Für die Abnahme muss ein zeitlicher Verlauf angenommen werden, der sich möglichst an der Praxis orientieren sollte. Für die Herleitung der Abnahmekonstanten k wurden zwei unterschiedliche Datenquellen berücksichtigt und die sich ergebenden Abnahmekonstanten verglichen. Die erste Datenquelle bilden sämtliche aus der Vorgängerstudie verfügbaren Abnahmekonstanten für TVOC aus Prüfkammerversuchen mit Baustoffen. Die zweite Datenquelle bilden alle Messergebnisse für TVOC des Büros für Umweltchemie in realen Räumen, für die Messergebnisse zu unterschiedlichen Zeitpunkten vorliegen. Pro gemessenem Raum mit mehreren Messpunkten wurde nun die am besten passende exponentielle Abnahme mit der Methode der kleinsten Quadrate gesucht. Aus allen so erhaltenen Regressionskonstanten k wurde dann der Mittelwert gebildet. Dasselbe vorgehen wurde für alle Prüfkammerversuche gewählt. Die Regressionskonstanten aus beiden Herleitungen sind in Tabelle 12 aufgeführt. Sie liegen relativ nahe beieinander. Zur Illustration werden die Konzentrationsverläufe der beiden sich daraus ergebenden exponentiellen Abnahmen in Abbildung 5 dargestellt. Der Anhang A führt die Abnahmekonstanten für alle berücksichtigten Einzelmessungen und die Mittelwerte der Bauteilklassen auf.

Tabelle 12: Abnahmekonstanten für TVOC

| Datenbasis | Abnahmekonstante k [1/d] |
|--|--------------------------|
| TVOC-Konzentrationen in Prüfkammerversuchungen | 0.00628 |
| TVOC-Konzentrationen in realen Räumen | 0.00531 |

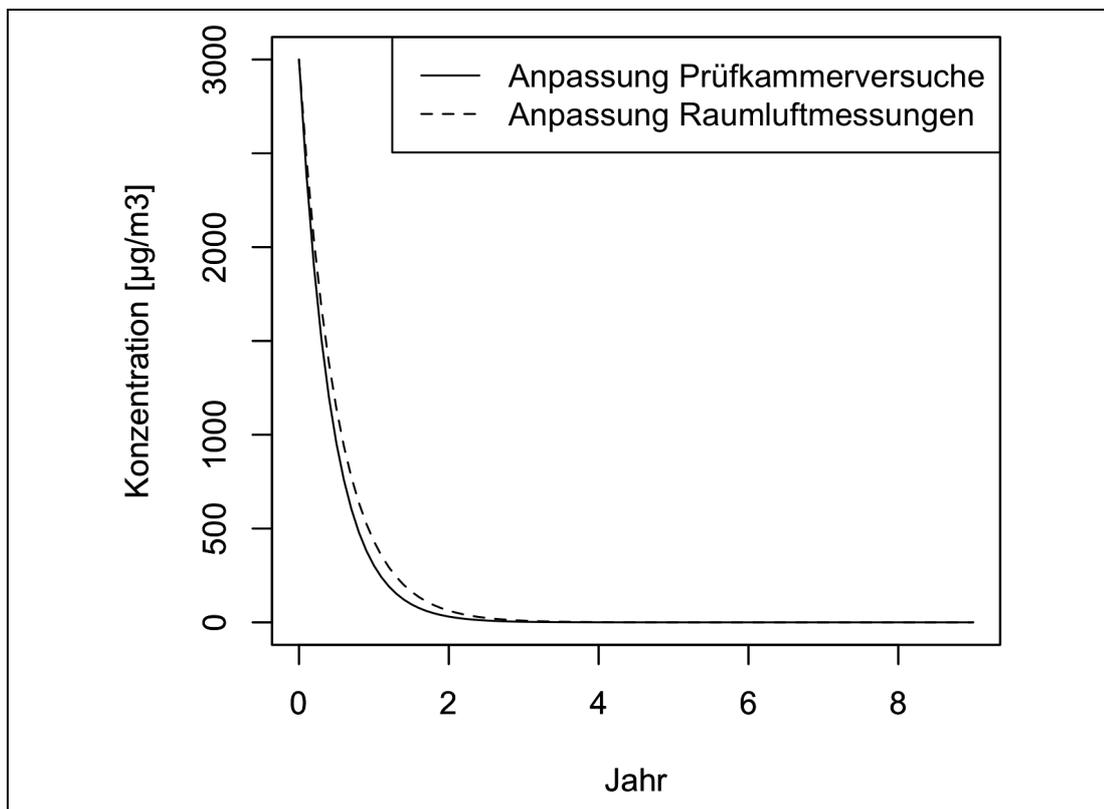


Abbildung 5: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen mit den unterschiedlichen Abnahmekonstanten für Messdaten aus Prüfkammerversuchen und realen Räumen

Bei der Bildung des Gewichtungsterms für die Berechnung der Ökofaktoren zeigt sich, dass die Diskretisierung für das Ergebnis keine Rolle spielt, da das Verhältnis zwischen aktuellem und kritischem Fluss über die Zeit konstant bleibt, wie Formel 9 zeigt. Die weiteren Berechnungen für den Gewichtungsterm können darum mit den konstanten Flüssen für ein beliebiges Jahr erfolgen.

$$\frac{F}{F_k} = \frac{c_0 \cdot e^{-kt}}{c_{0,krit} \cdot e^{-kt}} = \frac{c_0}{c_{0,krit}}$$

Formel 9: Verhältnis zwischen aktuellem und kritischem Fluss in der zeitlich differenzieren Herleitung der Ökofaktoren

3.7.3 Normierungsfluss

Der Normierungsfluss bleibt über die gesamte Zeitperiode konstant. Er bezieht sich auf die Gesamtemissionen in den Wohnraum der Schweiz, dessen Volumen über die Jahre als konstant angenommen wird. Aus den Überlegungen zum zeitlichen Verlauf

der Emissionen ist ersichtlich, dass die VOC Emissionen nach einer Umbaumaßnahme innert 10 Jahren auf ein nicht mehr messbares Niveau abnehmen. Die beste Schätzung für den Normierungsfluss bildet somit der Mittelwert des aktuellen Flusses über zehn Jahre. Im folgenden Kapitel 3.7.4 wird die Herleitung des aktuellen Flusses aus den Messdaten erläutert. Unter Anwendung derselben Anfangskonzentration von $1424 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kann dann mit Hilfe der Formel 10 der Mittelwert der TVOC Konzentration über 10 Jahre berechnet werden, wobei hier der Anfangszeitpunkt t_0 gleich Null gesetzt werden kann. Hier muss nun eine Annahme für den Faktor k getroffen werden. Verwendet wird die Anpassung aus den Messungen in realen Räumen, womit $k = 0.005307$ wird. Aus der mittleren Konzentration über 10 Jahren von $74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ folgt dann der Normierungsfluss gemäss Formel 3. Dieser beträgt 291.2 to/a .

$$\bar{c} = \int_{t_0}^{t_0+10a} c_0 \cdot e^{-kt} \frac{dt}{3650d} = \frac{1}{k \cdot 3650d} \cdot (c_0 - c_0 \cdot e^{-kt_0+10a})$$

Formel 10: Mittelwert der TVOC-Konzentration über eine Zehnjahresperiode

| Parameter | Beschreibung |
|-----------|---|
| k | Faktor der zeitlichen Abnahme, hier $k=0.005307$ |
| c_0 | Anfangskonzentration TVOC, hier $c_0 = 1424 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |

Aus der Baupraxis scheint die Annahme, dass in einem durchschnittlichen Raum rund alle zehn Jahre eine Baumaßnahme erfolgt, ebenfalls realistisch. Die paritätische Lebensdauertabelle des Hauseigentümergeverbands und des Mieterverbandes (MV & HEV, 2016) führt Lebensdauern für mehrere für die Innenraumluft relevante Bauteile, bzw. Baumaßnahmen auf. Einige davon sind in Tabelle 13 zusammengestellt.

Tabelle 13: Lebensdauern einiger Bauteile und Behandlungen im Innenraum

| Bauteil | Lebensdauer [a] |
|---|-----------------|
| Weissputze | 20 |
| Acryl, Alkydharzfarben, Kunstharz | 15 |
| Dispersions-, Leimfarbe, Blanc-fix, geweißelt | 8 |
| Kittfugen | 10 |
| Raufasertapeten | 10 |
| Tapeten zum überstreichen | 24 |
| Anstriche bei Türen und Rahmen | 20 |
| Kunststoffbeläge | 20 |
| Laminat | 10-25 |
| Parkett | 10-40 |

Die Zusammenstellung zeigt, dass die Annahme einer Baumaßnahme im Innenraum alle zehn Jahre eher am unteren Ende der Lebensdauern von Bauteilen im Innenraum liegt. Der Normierungsfluss wird umso kleiner, je länger die Abstände zwischen Umbaumaßnahmen angenommen werden. Da der Normierungsfluss im Nenner der Formel zur Berechnung von Ökofaktoren steht, werden umgekehrt proportional dazu die Ökofaktoren pro Gramm Emissionen umso grösser, je länger die Abstände zwi-

schen den Umbaumaßnahmen angenommen werden. Die Annahme einer eher kurzen Dauer für den Sanierungszyklus entspricht somit einer konservativen Schätzung für die Größe der Ökofaktoren.

3.7.4 Anfangskonzentration aktueller Fluss

Zur Herleitung des aktuellen Flusses sind einigen Überlegungen über die verfügbaren Messdaten nötig. Die AGÖF-Liste (AGÖF, 2013) führt für TVOC einen Normalwert P50 (Median) von $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. Dieser wird aus 4'846 Raumlufmessungen der Mitglieder der Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF) ermittelt. Da Raumlufmessungen nur vorgenommen werden, wenn ein entsprechender Auftrag vorliegt, kann angenommen werden, dass die Messungen entweder als Abnahmemessungen nach Bau- oder Umbautätigkeiten oder dann als Messungen bei Innenraumlufproblemen vorgenommen wurden. Viele der Messungen werden also mit eher kurzem zeitlichem Abstand zu erfolgten Baumaßnahmen erfolgt sein. Aus diesen Überlegungen scheint es sinnvoll, den Median der AGÖF-Liste gleich zu setzen mit dem Mittelwert der ersten zwei Jahre nach einer Baumaßnahme. Die Wahl von zwei Jahren als Zeitdauer stützt sich auf die Erfahrung der Autoren aus der eigenen Messtätigkeit. Messungen in Problemfällen erfolgen häufig mit einem gewissen zeitlichen Abstand zu Baumaßnahmen, wenn sich eine problematische Situation auch nach einer Weile nicht bessert. Häufig warten Hausbesitzer erst einmal ab, ob Reklamationen nach einem Umbau auch nach der ersten Heizperiode noch anhalten und suchen erst im zweiten Jahr nach einem Neu- oder Umbau professionelle Hilfe. Somit erscheint die Zeitdauer von zwei Jahren als plausibel. Es spielt somit bei der Festlegung der Anfangskonzentration für den aktuellen Fluss eine zentrale Rolle, wie schnell die Konzentrationen über die Zeit abnehmen. Der Mittelwert der ersten zwei Jahre ergibt sich als bestimmtes Integral der Funktion für $c(t)$, geteilt durch die Zeitdauer von 730 Tagen gemäss Formel 11. Für den Mittelwert für TVOC gemäss AGÖF-Liste von $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergibt sich somit eine Anfangskonzentration für TVOC in der Berechnung der Ökofaktoren von $1'424 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser Wert erscheint aus der Erfahrung der Autoren mit Kontrollmessungen nach Bauabschluss als realistisch bis eher konservativ. Es ist zu beachten, dass sich die Anfangskonzentration auf die Situation unmittelbar nach Abschluss einer Baumaßnahme bezieht.

$$\bar{c} = \int_{t_0}^{t_0+2a} c_0 \cdot e^{-kt} \frac{dt}{730d} = \frac{1}{k \cdot 730d} \cdot (c_0 \cdot e^{-kt_0} - c_0 \cdot e^{-k(t_0+2a)})$$

Formel 11: Mittelwert der TVOC-Konzentration über eine Zweijahresperiode

Wie bereits die Herleitung des zeitlichen Verlaufs von aktuellem und kritischem Fluss zeigte, bleibt das Verhältnis zwischen aktuellem Fluss und kritischem Fluss über die Zeit konstant (Formel 9). Somit könnten im Gewichtungsterm der aktuelle und der kritische Fluss eines beliebigen Zeitpunkts eingesetzt werden, ohne das sich am Ergebnis etwas ändern würde. Da sich die Berechnungen von UBP jedoch üblicherweise auf einen Jahresfluss beziehen, macht es Sinn, in der weiteren Darstellung einen Jahresmittelwert zu verwenden. Da der Normierungsfluss als Mittelwert über zehn Jahre bestimmt wird, wird auch für den aktuellen Fluss der Mittelwert über die ersten zehn Jahre eingesetzt.

In der Abbildung 6 wird die Herleitung des aktuellen Flusses graphisch dargestellt. Die schwarze Linie zeigt die exponentielle Abnahme der Konzentration, die zur Berechnung des aktuellen Flusses verwendet wird über zehn Jahre, ausgehend von der Anfangskonzentration von $1'424 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Gesamtemission der ersten zwei Jahre entsprechen dem grün hinterlegten Rechteck, das eine Höhe von $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aufweist – der Median für TVOC in der AGöF-Liste. Die Gesamtemissionen über 10 Jahre entsprechen dem rot hinterlegten Rechteck, das noch eine Höhe von $74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aufweist – die mittlere Konzentration über zehn Jahre, die auch für die Herleitung des Normierungsflusses verwendet wird.

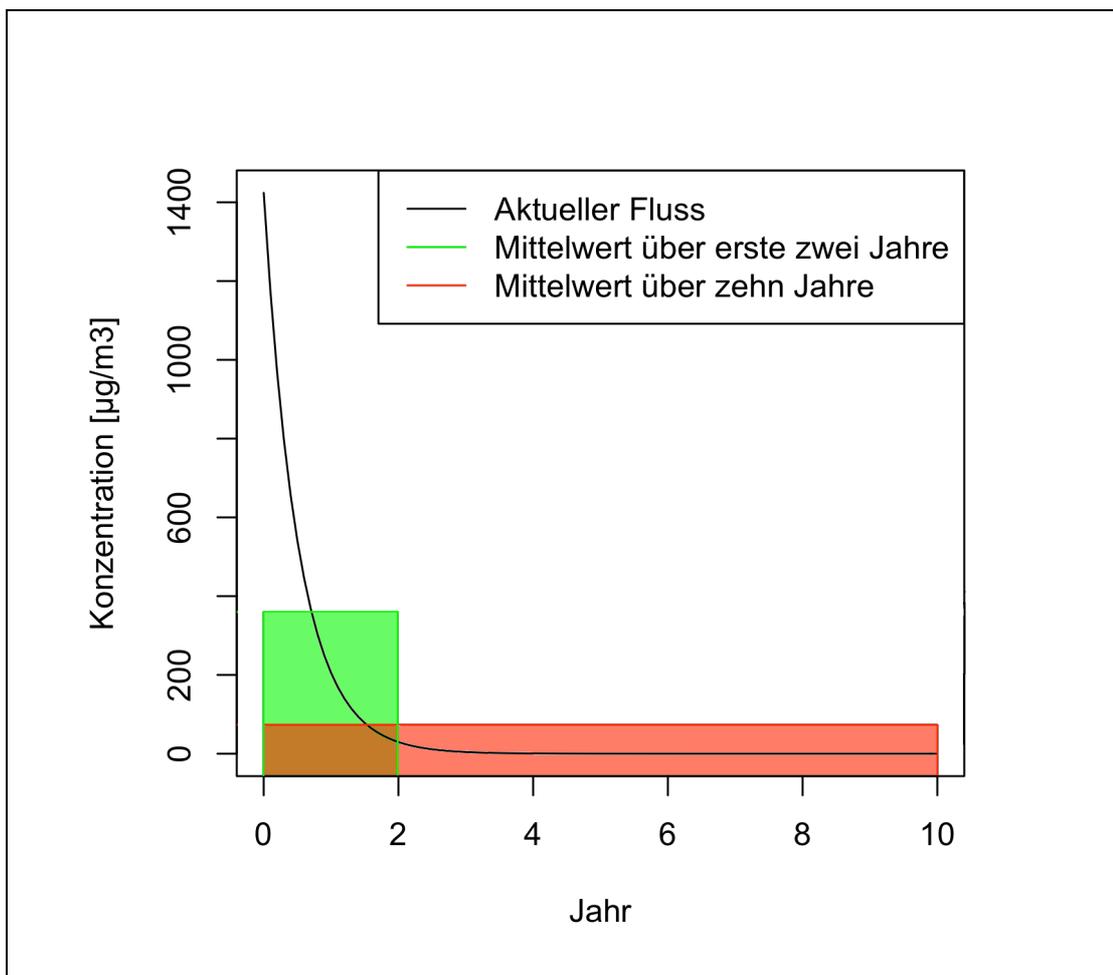


Abbildung 6: Aktueller Fluss mit Mittelwertbildung über 2 und 10 Jahre

3.7.5 Anfangskonzentration kritischer Fluss

Die Anfangskonzentration für den kritischen Fluss wird aus dem Eingreifwert der Stadt Zürich von $3'000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hergeleitet. Die Festlegung des Grenzwerts erfolgte für die Bewertung von Abnahmemessungen in realen Bauobjekten und gilt 30 Tage nach Bauabschluss. In der Praxis erfolgen die Messungen zum Beispiel in Bauten der Stadt Zürich 30-90 Tage nach Abschluss der Arbeiten (Pöll, 2016). Für die Berechnung der

Anfangskonzentration wird derselbe zeitliche Verlauf wie beim aktuellen Fluss angenommen, womit sich die Anfangskonzentration am Tag 0 zu $3'518 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Wie bereits die Herleitung des zeitlichen Verlaufs von aktuellem und kritischem Fluss zeigte, bleibt das Verhältnis zwischen aktuellem Fluss und kritischem Fluss konstant (Formel 9). Somit wird auch für den kritischen Fluss in der weiteren Darstellung der Mittelwert der Jahresflüsse verwendet. Die Begründung dafür ist exakt dieselbe wie für den aktuellen Fluss.

3.8 Variante 6: Spezifische Ökofaktoren für Einzelräume

Ökofaktoren lassen sich für sehr unterschiedliche Umweltsysteme neu berechnen. In Innenräumen können die Schadstoffkonzentrationen stark schwanken, womit auch der aktuelle Fluss sehr unterschiedlich ausfallen kann. Einzelne Innenräume lassen sich somit als getrennte Umweltsysteme begreifen, für welche die UBP jeweils neu zu berechnen sind. Konstant bleibt bei dieser Variante der Normierungsfluss, der sich immer auf die ganze Schweiz bezieht. Nur mit dieser Annahme können vergleichbare Ökofaktoren zwischen verschiedenen Räumen erhalten werden, die sich wie alle UBP in der Methode der ökologischen Knappheit gemäss (Frischknecht et al., 2013) auf die Schweiz beziehen. Der kritische Fluss bezieht sich dann ebenfalls auf den konkreten Raum, für den der aktuelle Fluss bestimmt wird. Damit beziehen sich aktueller Fluss und kritischer Fluss immer auf dasselbe Volumen, und die Vereinfachung gemäss Formel 4 bleibt weiterhin gültig. Damit können in den Gewichtungsterm direkt die gemessene Konzentration für TVOC und der Eingreifwert der Stadt Zürich eingesetzt werden. Die spezifischen Ökofaktoren wurden für drei konkrete Räume berechnet. Die TVOC-Werte basieren auf Messdaten, welche das Büro für Umweltchemie im Rahmen seiner Tätigkeit in realen Wohnräumen erhoben hat. Die Daten der drei Räume sind in Tabelle 14 ausgewiesen. Diese Tabelle enthält auch bereits die Ergebnisse für die daraus resultierenden Ökofaktoren für UBP, die für sich alleine gestellt nicht interpretierbar wären.

Tabelle 14: Aktuelle und kritische Flüsse konkreter Räume mit resultierenden Ökofaktoren

| Raum | TVOC aktueller Fluss [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] | TVOC kritischer Fluss [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] | Ökofaktor TVOC [UBP/g] |
|--------|--|---|---------------------------|
| Raum 1 | 5'070 | 3'000 | 2003 |
| Raum 2 | 526 | | 22 |
| Raum 3 | 263 | | 5 |

3.9 Variante 34: Bezug auf Neu- und Umbauten mit Zielwert als kritischer Konzentration

3.9.1 Prinzip

Diese Variante kombiniert die Variante 3 mit der Variante 4. Die Flüsse beziehen sich auf Neu- und Umbauten wie in Kapitel 3.6 beschrieben und die kritische Konzentration wird aus dem Zielwert der Stadt Zürich hergeleitet, wie in Kapitel 3.5 dargestellt. Die beiden Varianten lassen sich ohne weitere Probleme kombinieren: Es muss lediglich statt des Eingreifwerts der Zielwert der Stadt Zürich in die Variante 3 „Neu- und Umbau“ eingesetzt werden.

3.9.2 Aktueller und Normierungsfluss

Die Berechnung des Normierungsflusses erfolgt gleich wie in Kapitel 3.6.2 beschrieben.

3.9.3 Kritischer Fluss

Der kritische Fluss wird mit demselben Volumen berechnet wie der aktuelle und der Normierungsfluss. Als kritische Konzentration wird der Zielwert der Stadt Zürich verwendet.

3.10 Variante 35: Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert als kritischer Konzentration

3.10.1 Prinzip

Diese Variante kombiniert die zeitliche Differenzierung der Flüsse wie in Kapitel 3.7 dargestellt mit dem Zielwert der Stadt Zürich. Die Herleitung des zeitlichen Verlaufs erfolgt ohne Änderung gegenüber der Darstellung in Kapitel 3.7.2.

3.10.2 Normierungsfluss

Der Normierungsfluss bleibt über die gesamte Zeitperiode konstant. Er bezieht sich auf die Gesamtemissionen in den Wohnraum der Schweiz, welche über die Jahre als konstant angenommen werden.

3.10.3 Aktueller Fluss

Der aktuelle Fluss ist gleich gross wie in der früher beschriebenen Varianten zum Einbezug des Emissionsverlaufs während der Nutzung von Bauteilen. Erneut wird der

Anfangswert so festgelegt, dass der Mittelwert der Konzentration für die ersten zwei Jahre gleich dem P50-Wert der AGÖF-Liste wird.

3.10.4 Kritischer Fluss

Die Anfangskonzentration für den kritischen Fluss wird aus dem Zielwert der Stadt Zürich von $1'000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hergeleitet. Auch dieser gilt 30 Tage nach Bauabschluss. Für den Tag 0 wird daraus unter Verwendung der zeitlichen Abnahmekonstante eine Anfangskonzentration von $1173 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Die Festlegung des Zielwerts erfolgte für die Bewertung von Abnahmemessungen in realen Bauobjekten. Diese werden idealerweise 30 Tage nach Bauabschluss angesetzt, womit auch der Grenzwert für diesen Zeitpunkt gilt.

4 Resultate

4.1 Grösse der Flüsse nach Varianten

Für jede der in Kapitel 3 beschriebenen Varianten resultieren die drei Flüsse Normierungsfluss, aktueller Fluss und kritischer Fluss. Die Grössen dieser Flüsse werden in Tabelle 15 für alle Varianten vergleichend dargestellt. Für die Variantenstudie wurden relativ viele Varianten gebildet und jeweils nur ein Faktor pro Variante verändert, um den Einfluss der einzelnen Änderungen nachvollziehen zu können. Einzelne Flüsse sind deshalb in verschiedenen Varianten gleich gross. Der Normierungsfluss der Basisvariante wird unverändert auch in den Varianten 3 und 6 verwendet. Auch in den Varianten 4 und 34, sowie 5 und 35 ist er jeweils gleich gross. Der aktuelle Fluss entspricht fast immer dem Normierungsfluss. Nur in der Variante 6 bezieht sich der aktuelle Fluss nicht auf dasselbe Volumen wie der Normierungsfluss und nimmt damit andere Werte an. Der kritische Fluss variiert zwischen den Varianten am stärksten und ist jedes Mal unterschiedlich gross.

Tabelle 15: Grösse der Flüsse aller Varianten

| Nr. | Variante | Normierungsfluss [g/a] | Aktueller Fluss [g/a] | Kritischer Fluss [g/a] |
|-----|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| 1 | Basisvariante | $1.426 \cdot 10^9$ | $1.426 \cdot 10^9$ | $1.188 \cdot 10^{10}$ |
| 2 | Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC | Unterschiedlich pro VOC | Unterschiedlich pro VOC | Unterschiedlich pro VOC |
| 3 | Herleitung der kritischen Konzentration aus dem Zielwert der Stadt Zürich für TVOC | $1.426 \cdot 10^9$ | $1.426 \cdot 10^9$ | $3.961 \cdot 10^9$ |
| 4 | Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten | $2.240 \cdot 10^7$ | $2.240 \cdot 10^7$ | $1.867 \cdot 10^8$ |
| 5 | Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauteilen | $2.912 \cdot 10^8$ | $2.912 \cdot 10^8$ | $7.194 \cdot 10^8$ |
| 6 | Spezifische Ökofaktoren für Einzelräume | $1.426 \cdot 10^9$ | Unterschiedlich je Raum | Unterschiedlich je Raum |
| 34 | Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten mit Zielwert als kritischer Konzentration | $2.240 \cdot 10^7$ | $2.240 \cdot 10^7$ | $6.222 \cdot 10^7$ |
| 35 | Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert als kritischer Konzentration | $2.912 \cdot 10^8$ | $2.912 \cdot 10^8$ | $2.398 \cdot 10^8$ |

4.2 Ökofaktoren nach Varianten

Für die verschiedenen Varianten resultiert eine grosse Spannweite für die UBP pro Gramm TVOC-Emission. Die Ökofaktoren der Synthesevarianten 34 und 35 sind am grössten, diejenigen der Basisvariante und der Variante 2 am kleinsten. Für die Variante 2 muss allerdings angemerkt werden, dass die Verhältnisse zwischen den einzelnen VOC bei einem Variantenvergleich stark schwanken würden, da die Ökofaktoren in Variante 2 für die einzelnen VOC hergeleitet werden. Alle anderen Varianten verwenden eine Charakterisierung für Einzel-VOC. Die Varianten 1, 4, 5 und 6 verwenden die Charakterisierung basieren auf den Richtwerten II wie in Kapitel 3.2.4 beschrieben. Die Varianten 3, 34 und 35 hingegen eine Charakterisierung basierend auf den Richtwerten I wie in Kapitel 3.5.4 beschrieben. Die Verhältnisse zwischen den Varianten sind somit für die Ökofaktoren der Einzel-VOC dieselben wie für die TVOC-Faktoren, wenn man die Varianten 1,4,5 und 6 betrachtet. Für die Varianten 3, 34, und 35 weichen die Verhältnisse der Einzel-VOC hingegen vom hier gezeigten Bild ab.

Tabelle 16: Ökofaktoren für TVOC aller Varianten

| Nr. | Variante | Ökofaktor TVOC [UBP/g] |
|-----|--|---------------------------|
| 1 | Basisvariante | 10 |
| 2 | Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC | 10 |
| 3 | Herleitung der kritischen Konzentration aus dem Zielwert der Stadt Zürich für TVOC | 91 |
| 4 | Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten | 643 |
| 5 | Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauteilen | 563 |
| 6 | Spezifische Ökofaktoren für Einzelräume | 5·2'003 für Beispielräume |
| 34 | Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten mit Zielwert als kritischer Konzentration | 5'786 |
| 35 | Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert als kritischer Konzentration | 5'064 |

Da eine vergleichende Darstellung aller VOC in Tabellen zu komplex würde, zeigt die Abbildung 7 die Verhältnisse zwischen den Varianten 1, 2 und 3 graphisch. Die blauen Punkte zeigen das Verhältnis zwischen den Ökofaktoren der Varianten 3 und 1, die orangen zwischen den Varianten 2 und 1. Die Ökofaktoren der Varianten 34 und 35 wären lediglich eine Skalierung der Variante 3 und können deshalb in der Graphik entfallen. Bei der Betrachtung der blauen Punkte zeigt sich, dass weitaus die meisten Ökofaktoren der Variante 3 dreissigmal so gross sind wie die Faktoren der Variante 1. Nur die Ökofaktoren für zehn VOC stehen in einem grösseren oder kleineren Verhältnis zu den Faktoren der Variante 1. Zudem ist der Faktor für TVOC in der Variante 3 neunmal so gross wie in der Variante 1.

5 Diskussion

5.1 Einfluss der Gewichtung

Die Grösse der Ökofaktoren wird stark durch den Gewichtungsterm aus aktuellem und kritischem Fluss beeinflusst. Dieser besteht aus der Division des aktuellen Flusses durch den kritischen Fluss im Quadrat. Je nach Variante nimmt diese Gewichtung unterschiedliche Grössen an, wie die Aufstellung in Tabelle 17 zeigt. Für die Varianten 4 ist die Gewichtung gleich gross wie in der Basisvariante. Dies rührt daher, dass in Variante vier das Bezugsvolumen für alle Flüsse verändert wurde und sich somit auch die Grösse der Flüsse im Verhältnis der Bezugsvolumina verändert. Auch die Varianten 3 und 34 zeigen denselben Wert. Der Grund ist derselbe wie bei den Varianten 1 und 4: sie unterscheiden sich lediglich im Bezugsvolumen aller Flüsse. Die Berücksichtigung des Emissionsverlaufs bei der Herleitung der Flüsse in den Varianten 5 und 35 führt zu anderen Gewichtungen als in allen anderen Varianten. Der Grund dafür ist die Herleitung des aktuellen Flusses aus dem Mittelwert der ersten zwei Jahre, wie im Kapitel 3.7.4 beschrieben. Zudem wird auch der kritische Fluss aus dem Eingreif-, resp. Zielwert am Tag 30 hergeleitet, wie in Kapitel 3.7.5 beschrieben.

Tabelle 17: Grösse der Gewichtung aller Varianten

| Nr. | Variante | Gewichtung [-] |
|-----|--|-----------------------------------|
| 1 | Basisvariante | 0.0144 |
| 2 | Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC | Je nach VOC anders |
| 3 | Herleitung der kritischen Konzentration aus dem Zielwert der Stadt Zürich für TVOC | 0.1296 |
| 4 | Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten | 0.0144 |
| 5 | Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauteilen | 0.1639 |
| 6 | Spezifische Ökofaktoren für Einzelräume | 2.856-0.0077 für Beispielräume |
| 34 | Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten mit Zielwert als kritischer Konzentration | 0.1296 |
| 35 | Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert als kritischer Konzentration | 1.475 |

Aus den Daten in Tabelle 17 kann nachvollzogen werden, dass die Verwendung des Zielwerts (Variante 3) statt des Eingreifwerts der Stadt Zürich (Variante 1) für die Herleitung des kritischen Flusses zu einer Verneunfachung des Ergebnisses führt. Da der Eingreifwert exakt dreimal so gross ist wie der Zielwert, ergibt sich diese Vergrößerung aus der quadratischen Gewichtung in der Formel zur Berechnung von Ökofaktoren.

5.2 Einfluss des Normierungsflusses

Die zweite wichtige Grösse für die Berechnung des Ökofaktors stellt der Normierungsfluss dar. Je grösser der Normierungsfluss, desto kleiner sind die resultierenden Ökofaktoren bei konstanter Gewichtung. Dies erklärt den Unterschied in den Ökofaktoren zwischen den Varianten 1 und 4, die dieselbe Gewichtung und unterschiedlich grosse Normierungsflüsse aufweisen. Für die Varianten 3 und 34 ist das ebenfalls der Fall. In Tabelle 18 sind die Normierungsflüsse aller Varianten aufgeführt, zur besseren Einordnung in Tonnen pro Jahr. Der Unterschied in den Normierungsflüssen zwischen den Varianten 1, 2, 6 auf der einen Seite und 4 und 34 auf der anderen Seite liegt darin begründet, dass die ersteren das gesamte Volumen aller Wohnungen in der Schweiz als Bezugsgrösse verwenden, die letzteren nur das Neu- und Umbauvolumen. Nochmals andere Normierungsflüsse ergeben sich aus den Überlegungen zum zeitlichen Verlauf der TVOC-Emissionen, die in die Varianten 5 und 35 einfließen.

Tabelle 18: Grösse der Normierungsflüsse aller Varianten

| Nr. | Variante | Normierungsfluss [to/a] |
|-----|--|-------------------------|
| 1 | Basisvariante | 1'426 |
| 2 | Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC | Unterschiedlich pro VOC |
| 3 | Herleitung der kritischen Konzentration aus dem Zielwert der Stadt Zürich für TVOC | 1'426 |
| 4 | Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten | 22 |
| 5 | Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauteilen | 291 |
| 6 | Spezifische Ökofaktoren für Einzelräume | 1'426 |
| 34 | Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten mit Zielwert als kritischer Konzentration | 22 |
| 35 | Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert als kritischer Konzentration | 291 |

Aus der Tabelle 18 kann nun ersehen werden, dass der Ökofaktor zwischen den Varianten 1 und 4 um den Faktor 66.3 zunehmen sollte. Das ist das Verhältnis zwischen den Normierungsflüssen der Varianten. Ein Blick auf die Tabelle 16 bestätigt diese Analyse, betragen die Ökofaktoren für TVOC doch 10 in Variante 1 und 670 in Variante 4. Der leicht unterschiedliche Faktor 67 ist der Rundung auf ganze Zahlen geschuldet.

Im Vergleich zwischen den Varianten 1 und 4 zeigt sich, dass das Neu- und Umbauvolumen eines Jahres von 13.5 Mio. m³ (siehe Tabelle 11) rund 1.5 % des Gesamtvolumens des Schweizer Wohnraums von 904 Mio. m³ (Tabelle 6) entspricht. Dieses Verhältnis findet sich auch im Vergleich der Normierungsflüsse wieder.

5.3 Kombinierte Einflüsse

Für die Varianten 5 und 35 mit zeitlicher Herleitung der Flüsse ändern sich sowohl die Normierungsflüsse wie auch die Gewichtung gegenüber der Basisvariante. Die aktuellen und die Normierungsflüsse werden als Mittelwert über den zeitlichen Verlauf der Emissionen in zehn Jahren hergeleitet und unterscheiden sich somit von allen anderen Varianten. Der kritische Fluss wird in der Variante 5 am Tag 30 nach Bauabschluss mit dem Eingreifwert der Stadt Zürich gleichgesetzt und in der Variante 35 mit dem Zielwert. Als Folge davon unterscheiden sich auch die Gewichtungen von allen anderen Varianten. Das Verhältnis der Ökofaktoren dieser beiden Varianten zur Basisvariante wird somit durch beide diskutierten Terme beeinflusst. In Abbildung 8 ist der Normierungsfluss in der X-Achse, die Gewichtung in der Y-Achse und die resultierenden Ökofaktoren für TVOC in der Z-Achse aufgetragen. Vergleicht man nun beispielsweise die Varianten 34 und 35, so wird ersichtlich, dass die Variante 35 den grösseren Normierungsfluss und auch den grösseren Gewichtungsterm wie Variante 34 aufweist. Die gegenläufigen Auswirkungen der beiden Einflussgrössen halten sich für die diskutierten Varianten ungefähr die Waage, so dass für beide ähnlich grosse Ökofaktoren für TVOC resultieren.

Aus Abbildung 8 wird ebenfalls ersichtlich, dass die Gewichtungen der Varianten 6.1, 6.2 und 6.3 von den anderen Varianten abweichen. Dies folgt daraus, dass diese Varianten jeweils für Einzelräume hergeleitet werden. Damit werden die aktuellen Flüsse in jedem Fall individuell berechnet, was auch zu spezifischen Gewichtungen führt.

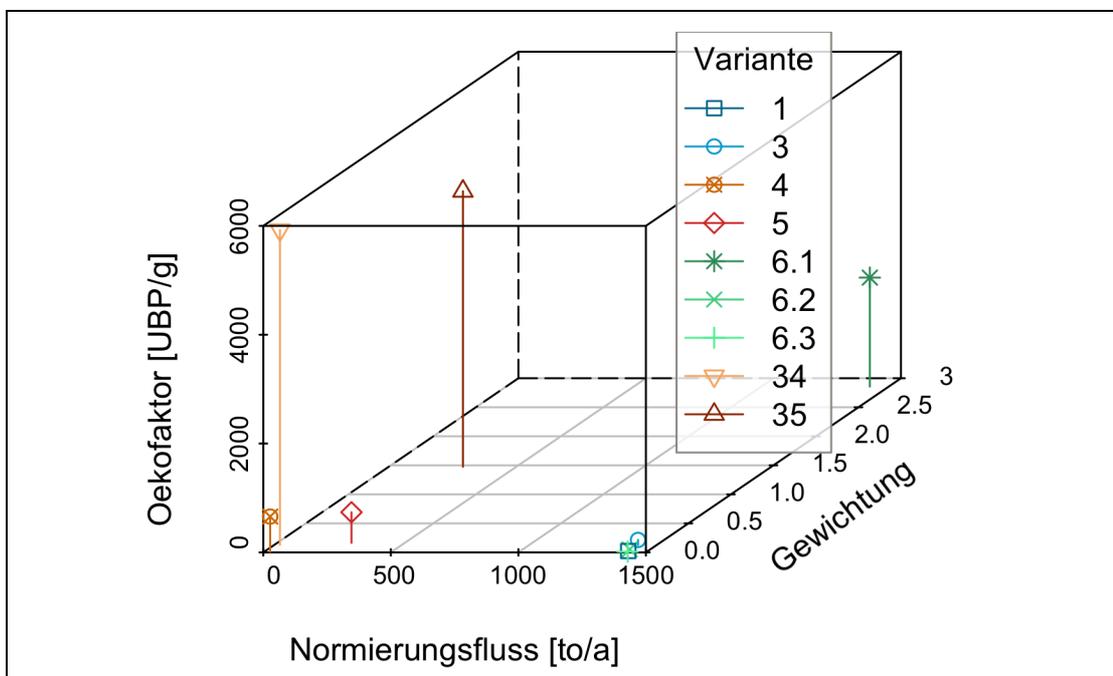


Abbildung 8: XYZ-Plot der Einflussgrössen und resultierender Ökofaktoren für TVOC

5.4 Empfohlene Variante für die Aufnahme in die Ökofaktoren Schweiz

Die Variantenstudie ermöglicht ein besseres Verständnis der Einflussgrößen auf die Ökofaktoren. Die einflussenden Grundlagendaten konnten zudem eingehender analysiert werden. Damit flossen in die Varianten weitergehende Überlegungen zur Ableitung der Flüsse aus den vorhandenen statistischen und Messdaten ein als in die Basisvariante. Der Bezug sowohl der bekannten Messdaten für TVOC wie auch des kritischen Flusses auf das gesamte Wohnraumvolumen der Schweiz ohne weitere Überlegungen erscheint im Rückblick als zu einfach und den praktischen Verhältnissen zu wenig angemessen.

Die Abnahme der Emissionen aus Baustoffen über die Zeit sollte in die Abschätzung des aktuellen und des Normierungsflusses einfließen. Die vorhandenen Messdaten der AGÖF (AGÖF, 2013) beziehen sich auf die Messtätigkeit der Mitglieder. Dies führt zu einer Überschätzung der Raumluftkonzentrationen gegenüber dem Durchschnitt des gesamten Baukörpers. Messinstitute werden nur mit Messungen beauftragt, wenn Abnahmemessungen gewünscht sind oder Probleme mit der Raumluft vermutet werden. Problemlose Räume mit einwandfreier Raumluft sind in einer Datensammlung von Messinstituten zwangsläufig untervertreten. Eine Hochrechnung des Medianwerts für TVOC aus dieser Datensammlung auf das gesamte Wohnraumvolumen führt deshalb zu einer Überschätzung des aktuellen und des Normierungsflusses, wobei die Differenz zum realen Wert nicht bekannt ist. Durch den Einbezug des Wissens über die zeitliche Abnahme der Emissionen kann dieser plausiblen Überschätzung entgegengewirkt werden.

Zwei der vorgestellten Methoden berücksichtigen die zeitliche Abnahme der Emissionen auf unterschiedliche Weise. Die Variante 4 durch Bezug zum Um- und Neubauvolumen, die Variante 5 durch explizite Modellierung einer exponentiellen Abnahme. Beide sind auf Abschätzungen angewiesen: Die Variante mit Bezug zum Neu- und Umbauvolumen muss dieses aus statistischen Daten abschätzen. Die Variante zur zeitlichen Abnahme muss mithilfe eines vereinfachten Emissionsmodells die Abnahme aus Messdaten herleiten. Es stellt sich die Frage, welche der beiden Varianten zuverlässigere Resultate liefern kann.

Aus methodischer Sicht scheint der Bezug des Volumens nur auf Um- und Neubauten der Schweiz problematisch. Der damit hergeleitete Normierungsfluss stellt nicht mehr den Fluss aller VOC in die Schweizer Innenräume dar. Aus den Überlegungen zum zeitlichen Verlauf kann theoretisch zwar davon ausgegangen werden, dass mit der Herleitung über 80 % des tatsächlichen Flusses erfasst werden. Das Ergebnis für den Normierungsfluss der Variante 5 lassen allerdings Zweifel an dieser Interpretation aufkommen. Ein Grund dafür könnte sein, dass die Bau- und Wohnbaustatistik die „baubewilligungspflichtigen Bauinvestitionen“ erfasst. Viele Sanierungsmassnahmen im Innenraum sind jedoch nicht bewilligungspflichtig. Die gewählte Herleitung des Umbauvolumens könnte somit die innenraumlufrelevante Bautätigkeit erheblich unterschätzen. Aufgrund der Datenlage ist jedoch keine bessere Herleitung des Umbauvolumens erkennbar.

Die Überlegungen zum zeitlichen Verlauf der Emissionen aus Baustoffen in den Innenraum führen zu einer Abschätzung des aktuellen und kritischen Flusses, welche die Autoren als realistischer einstufen als in der Basisvariante. Der Normierungsfluss

der Varianten 5 und 35 mit Überlegungen zum zeitlichen Verlauf beschreibt den Gesamtfluss für die Schweiz pro Jahr und ist damit konsistent mit den Anforderungen der Methode. Für die Abschätzung des zeitlichen Verlaufs liegen mit den Daten aus Prüfkammerversuchen und den Messungen des Büros für Umweltchemie in realen Räumen zwei unabhängige Datenquellen vor. Die Ergebnisse der Abschätzung des zeitlichen Verlaufs liegen für beide Herleitungswege nahe beieinander, was eine gewisse Robustheit des ermittelten Werts nahelegt. Das Emissionsmodell ist stark vereinfacht, aufgrund der vorhandenen Messdaten scheitert jedoch eine genauere Analyse der Emissionsverläufe bereits an der verfügbaren Datenbasis. Auch wesentlich komplexere Abnahmemodelle würden die Unsicherheiten über den langfristigen Verlauf der Emissionen nicht verringern.

Der Normierungsfluss der Varianten 5 und 35 von $2.912 \cdot 10^8$ Gramm pro Jahr entspricht einer mittleren TVOC-Konzentration im Innenraum von $74 \mu\text{g} / \text{m}^3$. Zur Plausibilisierung wurden die zehn Messungen aus der Messtätigkeit des Büros für Umweltchemie mit den tiefsten TVOC-Konzentrationen ausgewertet. Wie aus Tabelle 19 ersichtlich wird, beträgt der Mittelwert dieser zehn Messungen rund $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Etwas tiefere Werte resultieren aus den zehn tiefsten Messwerten aus 250 Abnahmemessungen der Stadt Zürich, deren Mittelwert für TVOC bei $17.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt, bei Einbezug der 25 Messungen mit den tiefsten TVOC-Werten resultiert ein Mittelwert von $43.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Pöll, 2016). Diese Messwerte werden mangels besserer Daten als Mass für die Belastung weitgehend unbelasteter Räume gesehen. Da auch der Mittelwert über 10 Jahre einen weitgehend unbelasteten Raum beschreibt, der nur in den ersten rund drei Jahren eine wesentlich erhöhte VOC-Belastung aufweist, erlauben die beiden Datenpunkte eine qualitative Plausibilisierung des Mittelwerts von $74 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabelle 19: Zehn tiefste TVOC-Konzentrationen aus Messtätigkeit

| Messwert | Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] |
|---------------------|--|
| TVOC ECA Messung 1 | 127.2 |
| TVOC ECA Messung 2 | 117.2 |
| TVOC ECA Messung 3 | 92.1 |
| TVOC ECA Messung 4 | 89.0 |
| TVOC ECA Messung 5 | 85.8 |
| TVOC ECA Messung 6 | 83.9 |
| TVOC ECA Messung 7 | 72.8 |
| TVOC ECA Messung 8 | 56.2 |
| TVOC ECA Messung 9 | 50.8 |
| TVOC ECA Messung 10 | 43.4 |
| Mittelwert TVOC | 81.8 |

Aus diesen Überlegungen favorisieren die Autoren die Varianten 5 und 35, welche den zeitlichen Verlauf der Emissionen in die Herleitung der Ökofaktoren einbeziehen. Den kritischen Fluss leitet die Variante 5 aus dem Eingreifwert der Stadt Zürich her, während die Variante 35 den Zielwert der Stadt Zürich für TVOC verwendet. Der Eingreifwert bezeichnet jenen Wert, bei dem die Stadt Zürich als Bauherrin unmittelbaren Handlungsbedarf für Verbesserungsmaßnahmen sieht. Dieser Wert ist also ein

Alarmwert. Der Zielwert ist derjenige Wert, der angestrebt wird, um auch empfindlichen Bewohnern eine Raumlufte zu bieten, die zu keinen negativen gesundheitlichen Folgen führen sollte. Der Zielwert entspricht dem Grenzwert für Minergie-Eco-Gebäude. Die Methode der ökologischen Knappheit definiert den kritischen Fluss als „die im Rahmen der umweltpolitischen Ziele als maximal zulässig erachteten Flüsse“. Aufgrund der Definition des kritischen Flusses ist nicht klar, ob der Eingreifwert oder der Zielwert für die Berechnung des kritischen Flusses verwendet werden soll. Der Vergleich mit der Herleitung von Ökofaktoren für Luftschadstoffe im Aussenraum (NO_x , NH_3 , SO_2) zeigt, dass die kritischen Flüsse aus dem Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundesrats beziehungsweise dem Bericht Umweltziele Landwirtschaft von BAFU & BLW abgeleitet werden. Gemäss (Frischknecht et al., 2013) wurden diese „so festgelegt, dass bei ihrer Einhaltung Menschen, Tiere, Pflanzen (...) nicht gefährdet sind“. Der Vergleich mit der Zieldefinition des Zielwerts der Stadt Zürich zeigt, dass dieser besser als der Eingreifwert dem Schutzniveau entspricht, wie es auch für Schadstoffe in der Aussenluft gefordert wird. Somit sollte der kritische Fluss aus dem Zielwert der Stadt Zürich für TVOC abgeleitet werden.

Aufgrund der dargestellten Überlegungen empfehlen wir deshalb, die Variante 35 „Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert als kritischer Konzentration“ zur Berechnung von Ökofaktoren für VOC in der Innenraumlufte zu verwenden.

5.5 Empfohlene Variante im Kontext

Die Variante 35 weist jedem Gramm nicht näher spezifizierter flüchtiger organischer Substanz in der Innenraumlufte einen Ökofaktor von 5'064 UBP zu. Die Tabelle 20 weist einige Ökofaktoren für Luftschadstoffe aus. Wie aus dem Vergleich zu sehen ist, liegt der Wert für TVOC im Innenraum im mittleren Bereich der Faktoren für Luftschadstoffe. Schwermetallen und Dieselruss im Aussenraum werden deutlich höhere Werte pro Gramm zugesprochen. Die Ökofaktoren für Einzelsubstanzen in der Luft – NO_x , SO_2 oder Benzol – sind hingegen deutlich kleiner.

Tabelle 20: Ausgewählte Ökofaktoren für Emissionen in die Luft

| Emission in die Luft | Ökofaktor | Einheit |
|-------------------------------|-----------|---------------------------|
| CO_2 | 0.46 | UBP / g CO_2 -eq |
| NMVOG | 14 | UBP / g |
| NO_x | 39 | UBP / g |
| SO_2 | 21 | UBP / g |
| PM10 | 140 | UBP / g |
| Dieselruss | 38'000 | UBP / g |
| Benzol | 810 | UBP / g |
| Blei | 22'000 | UBP / g |
| Cadmium | 460'000 | UBP / g |
| Quecksilber | 210'000 | UBP / g |
| Zink | 5'600 | UBP / g |
| TVOC nicht näher spezifiziert | 6'027 | UBP / g |

Wie verändert sich nun die Bewertung der Umweltbelastung mittels UBP durch den neuen Ökofaktor für die Innenraumluftbelastung? Mit der Methode der ökologischen Knappheit ist eine Gesamttaggregation der Umweltwirkungen für die Schweiz möglich. Dazu werden die normierten aktuellen Flüsse aller Emissionen, Ressourcen, Abfälle und des Lärms mit den zugehörigen Ökofaktoren multipliziert. Die Kennzahlen stammen aus der Tabelle A des Berichts „Ökofaktoren Schweiz 2013“ (Frischknecht et al., 2013). Ergänzt wurden die Emissionen in die Innenraumluft, bewertet mit dem Ökofaktor und multipliziert mit dem Normierungsfluss der empfohlenen Variante 35. Dieser Vergleich ist in Abbildung 9 dargestellt und zeigt die Anteile der verschiedenen Umwelteinwirkungen an der Gesamtbelastung der Schweiz, wenn sie in UBP gemessen wird. Die Emissionen in die Innenraumluft machen demnach rund 1 % der gesamten Umweltbelastung der Schweiz aus.

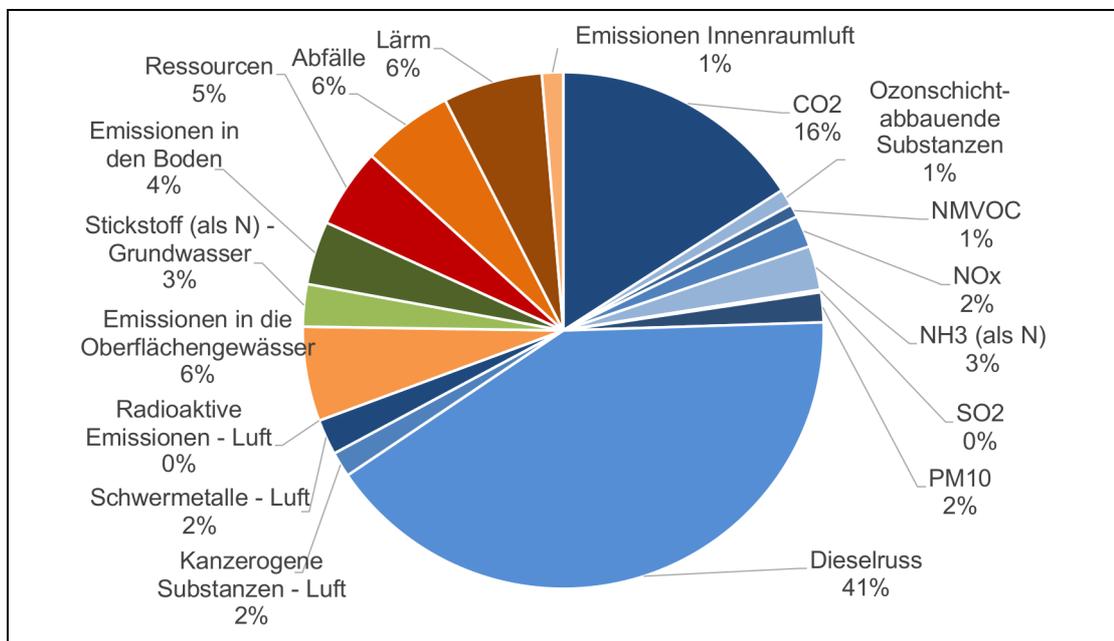


Abbildung 9: Anteile der Umweltwirkungen an der Gesamtbelastung der Schweiz

6 Ausblick

Die Autoren sind überzeugt, dass der Einbezug des Innenraums in die Methode der ökologischen Knappheit einen Gewinn darstellen und die Aussagekraft der UBP als Messgrößen für die Gesamtumweltbelastung steigern würde. Wir empfehlen, die offenen Fragen hinsichtlich einer Umsetzung in der Methode der ökologischen Knappheit zu klären und würden uns freuen, wenn die Ergebnisse der vorliegenden Studie zur Definition von UBP für Luftschadstoffe im Innenraum führen würden.

Der vorliegende Bericht wurde durch Norbert Egli, Tridee, Basel und Rolf Frischknecht, treeze, Zürich, einem Review unterzogen. Die Berichte der Reviewer sind in Anhang C angehängt. Die Reviewer stellen bestehende Lücken in der Herleitung der Umweltbelastungspunkte fest und machen Vorschläge zum weiteren Vorgehen. Unter Berücksichtigung dieser Rückmeldungen, wie auch des Auftraggebers, der durch Michael Pöll vertreten wird, wird im Folgenden versucht, ein mögliches weiteres Vorgehen zu skizzieren.

Es zeigte sich, dass bisher keine einheitliche Zieldefinition existiert, wie die hier entwickelten UBP in der Methode der ökologischen Knappheit berücksichtigt werden könnten. Das Ziel des AHB ist eine Aktivierung des Wissens um die Emissionen von Baustoffen während der Nutzungsphase im Bauprozess. Mithilfe einer Baustoffübergreifenden Bewertungsmethode sollen vergleichende Betrachtungen möglich werden. Ein Beispiel ist die vergleichende Bewertung der zugelassenen Emissionsniveaus von Ökolabels wie „Emicode“ oder der Umweltetikette der Stiftung Farbe. Aus den Reviews wurde ersichtlich, dass weitere Untersuchungen gewünscht werden, bevor die UBP für Innenraumluft in die Methode der ökologischen Knappheit integriert werden können (Egli, 2016), sowie die Herleitung der Flüsse revidiert werden sollte (Frischknecht, 2016). Frischknecht sieht die Ökofaktoren als spezifisch für Einzelgebäude und erachtet die Anwendung eines generischen Faktors für Bauprodukte als schwierig. Die Autoren stimmen dieser Einschätzung nicht zu und sehen hier keinen grundsätzlichen Unterschied beispielsweise zu einem Pflanzenschutzmittel, das seine Wirkung auf nicht-Zielorganismen ebenfalls lokal, z. B. im Boden eines Rebbergs entfaltet. Auch für diese Kategorie erfolgt keine homogene Wirkung in der gesamten Umwelt der Schweiz, dennoch kann sie mit UBP bewertet werden. Im Hinblick auf das weitere Vorgehen wird klar, dass eine klare Zieldefinition erarbeitet werden muss, wie die Ökofaktoren eingesetzt werden sollen. Dieser sollten die relevanten Akteure in der Methodenentwicklung der Methode der ökologischen Knappheit zustimmen. Auf dieser Basis kann dann eine Variantenwahl erfolgen und der weitere Abklärungsbedarf zur Verbesserung der Berechnungsmethode eruiert werden.

Weiterhin bestehen gemäss den Kommentaren in (Frischknecht, 2016) grundsätzliche Diskrepanzen zwischen der Herleitung der charakterisierten Ökofaktoren für Einzelstoffe in der vorliegenden Arbeit und den Anforderungen der Methode der ökologischen Knappheit. Eine Charakterisierung für Einzelstoffe erfordert gemäss dem Hinweis des Reviewers eine Berechnung eines charakterisierten Normierungsflusses. Dafür ist leider keine Datenbasis vorhanden, weshalb sich die Autoren dafür entschieden haben, die aus ihrer Sicht belastbarsten Daten zu TVOC für die Herleitung der UBP für TVOC, resp. nicht näher spezifizierte VOC zu verwenden. Die Charakterisierung für Einzelstoffe erfolgte dann in Relation zu den UBP für TVOC. Dieser Vor-

schlag stellt eine Erweiterung der Methodik dar, die ebenfalls in den relevanten Gremien diskutiert werden sollte. Als Alternative zu dieser Methodenerweiterung ist auch eine Herleitung der UBP nur für unspezifische VOC, respektive die TVOC-Konzentration denkbar, ohne dass Werte für Einzelstoffe generiert werden. Dieses Vorgehen würde dann demjenigen für NMVOC in der Aussenluft entsprechen.

7 Literaturverzeichnis

- AGÖF (Hrsg.) (28. November 2013) *AGÖF-Orientierungswerte für flüchtige organische Verbindungen in der Raumluft*. Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute e.V.
- BAG (Hrsg.) (2016) *Formaldehyd in der Innenraumluft*. Bundesamt für Gesundheit. Abgerufen von <http://www.bag.admin.ch/themen/chemikalien/00228/05381/>
- BfS (Hrsg.) (2016a) *Bau- und Wohnbaustatistik der Schweiz*. Bundesamt für Statistik. Abgerufen von www.bfs.admin.ch
- BfS (2016b) *Bevölkerungsstand und -struktur*. Bundesamt für Statistik.
- eco-Institut (25. April 2008) *PRÜFBERICHT Nr.18583-1 - Corelan, Eiche gekalkt, Nano Strong Lack, Produktion 100308*. eco-Institut GmbH, Sachsenring 69, Köln.
- N. Egli (28. Oktober 2016) *Review des Berichtes «Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraumluftschadstoffe»*. Tridee, Basel.
- R. Frischknecht (27. Oktober 2016) *Feedback zu den Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraum-Luftschadstoffe*. treeze Ltd, Uster.
- R. Frischknecht & S. Büsser Knöpfel (2013) *Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz* (Umwelt-Wissen 1330) (S. 256). Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Ökonomie und Umweltbeobachtung, Fachbereich Ökobilanzen.
- W. Horn, O. Jann, J. Kasche, F. Bitter, D. Müller & B. Müller (2007) *Umwelt- und Gesundheitsanforderungen an Bauprodukte - Ermittlung und Bewertung der VOC-Emissionen und geruchlichen Belastungen*. Umweltbundesamt, Dessau.
- O. Jann, O. Wilke & D. Brödner (31. März 1998) *Entwicklung eines Prüfverfahrens zur Ermittlung der Emission flüchtiger organischer Verbindungen aus beschichteten Holzwerkstoffen und Möbeln* (UBO-Forschungsbericht UFOPLAN 295 44 512/02) (S. 169). Berlin: Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14191 Berlin.
- U. Kasser, M. Klingler & D. Savi (25. April 2014) *Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen - Methodik zur Bewertung umweltrelevanter Baustoffbestandteile - Phase I: Entwicklung und Test der Methodik* (Schlussbericht). Zürich: Büro für Umweltchemie.
- U. Kasser, D. Savi & M. Klingler (16. März 2015a) *Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen - Methodik zur Bewertung umweltrelevanter Baustoffbestandteile - Phase II: Anwendung der Methodik auf eine breite Palette von Baustoffen* (Schlussbericht). Zürich: Büro für Umweltchemie.
- U. Kasser, D. Savi & M. Klingler (Juli 2015b) *Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen - Schlussbericht*. Zürich: Fachstelle nachhaltiges Bauen, Stadt Zürich - Baudirektion, Kanton Zürich - Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- A. Katsoyiannis, P. Leva & D. Kotzias (2008) *VOC and carbonyl emissions from carpets: A comparative study using four types of environmental chambers*. Journal of Hazardous Materials, 152, 669–676.
- MV & HEV (Hrsg.) (2016) *Lebensdauertabelle (MV/HEV Schweiz)*. Mieterinnen- und Mieterverband, Hauseigentümerversand, Zürich. Abgerufen von <https://www.mieterverband.ch/mv/mietrecht-beratung/ratgeber-mietrecht/unterlagen-tools/lebensdauertabelle.html#>

- M. Pöll (2013) *Persönliche Mitteilung*. AHB Zürich.
- M. Pöll (2014) *Hintergrundbelastung VOC Stadtzürcher Aussenluft*. AHB Stadt Zürich.
- M. Pöll (2016) *Persönliche Mitteilung*. Fachstelle nachhaltiges Bauen, AHB Stadt Zürich.
- UBA (2012) *Richtwerte für die Innenraumluft: erste Fortschreibung des Basisschemas*. Bundesgesundheitsblatt, 55(2), 249–290. Abgerufen von DOI 10.1007/s00103-011-1420-0
- UBA (Hrsg.) (2015) *Tabelle Richtwerte I und II*. Ausschuss für Innenraumrichtwerte, Umweltbundesamt.
- WESSLING (30. April 2007) *Prüfprotokoll Remmers System Deco Color*. WESSLING Beratende Ingenieure GmbH, Oststrasse 7, 48341 Altenberge.
- O. Wilke, O. Jann & D. Brödner (Mai 2003) *Untersuchung und Ermittlung emissionsarmer Klebstoffe und Bodenbeläge* (UBA-Forschungsbericht UFOPLAN 298 95 308). Berlin: Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin.
- C. Zellweger, M. Hill, P. Gehrig & P. Hofer (Januar 1997) *Schadstoffemissionsverhalten von Baustoffen* (2. Auflage). Dübendorf.

A Abnahmekonstanten

A.1 Aus Prüfkammermessungen

In der Phase II der Studie zur Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen (Kasser et al., 2015a) wurden die Messkammerdaten zahlreicher Studien systematisch ausgewertet und zu jeder Messung mit TVOC-Wert die am besten passende exponentielle Abnahme angenähert. Für die umfangreiche Studie von (Horn et al., 2007) wurde dann der Abnahmefaktor pro Produktgruppe als Mittelwert der Abnahmefaktoren der Einzelmessungen hergeleitet. Alle Abnahmefaktoren der Produkte und Produktgruppen wurden nun zur erneuten Mittelwertbildung herangezogen, um eine mittlere zeitliche Abnahme von Baustoffemissionen in Gebäuden abzuschätzen. Die einzelnen Faktoren sind in Tabelle 21 aufgeführt.

Tabelle 21: Abnahmefaktoren für TVOC-Konzentrationen in Prüfkammermessungen

| Studie | Baustoff | c_0 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] | k [1/d] |
|-----------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|----------------|
| (Katsoyiannis et al., 2008) | Teppich 1 | 155.9 | 0.00886 |
| (Katsoyiannis et al., 2008) | Teppich 2 | 1351.2 | 0.01705 |
| (Katsoyiannis et al., 2008) | Teppich 3 | 1631.7 | 0.01734 |
| (Horn et al., 2007) | Acryldichtmassen | | 0.00327 |
| (Horn et al., 2007) | Silikondichtmassen | | 0.00375 |
| (Horn et al., 2007) | Klebstoffe | | 0.00346 |
| (Horn et al., 2007) | Anstrich lösemittelverdün- bar | | 0.00180 |
| (Horn et al., 2007) | Anstrich wasserverdünbar | | 0.00635 |
| (Horn et al., 2007) | OSB-Platte | | 0.00188 |
| (Wilke et al., 2003) | Kunsthartzfertigputz | | 0.00353 |
| (Wilke et al., 2003) | Linoleum | | 0.00266 |
| (Wilke et al., 2003) | Teppiche | | 0.00200 |
| (Wilke et al., 2003) | TPO | 215.0 | 0.00172 |
| (Wilke et al., 2003) | PVC | | 0.00176 |
| (Wilke et al., 2003) | Kautschuk | 344.5 | 0.00161 |
| (Jann et al., 1998) | Spanplatte | 1073.0 | 0.00301 |
| (WESSLING, 2007) | Epoxidbelag | 908.5 | 0.00050 |
| (eco-Institut, 2008) | Korkfertigparkett | 946.4 | 0.00204 |
| (Zellweger et al., 1997) | Tiefgrund A191 | | 0.02004 |
| (Zellweger et al., 1997) | Tiefgrund A231 | | 0.02296 |
| MITTELWERT | | | 0.00628 |

A.2 Aus Raumlufmessungen

Aus der Tätigkeit als Messstelle für VOC-Konzentrationen in der Innenraumluft verfügt das Büro für Umweltchemie über zahlreiche Messdaten realer Räume. In den in Tabelle 22 aufgeführten Räumen wurden zwei bis vier Messungen in unterschiedlichen Zeitabständen genommen. Aus den gemessenen Summenkonzentrationen TVOC und den Messzeitpunkten wurden die am besten passenden Abnahmekonstanten für eine exponentielle Abnahme der Raumlufkonzentration ermittelt. Aus allen Abnahmekonstanten wurde dann der gewichtete Mittelwert berechnet, wobei die Anzahl Tage zwischen der ersten und der letzten Messung als Gewichtungsfaktor verwendet wurde. Die Überlegung dahinter ist die, dass weiter auseinanderliegende Messungen eher das mittelfristige Emissionsverhalten der Baustoffe vermitteln, während kürzer aufeinanderfolgende Messungen stärker durch kurzfristige Schwankungen beeinflusst werden.

Tabelle 22: Abnahmekonstanten für TVOC-Konzentrationen in realen Räumen

| Raum | # Messungen | Max. Messabstand [d] | k [1/d] |
|-----------------------------|-------------|----------------------|----------------|
| Büro 1, 1. OG | 2 | 194 | 0.01493 |
| Büro 1, 2. OG | 2 | 281 | 0.00059 |
| Büro 2, 2. OG | 4 | 991 | 0.00228 |
| Büro 3, 1. OG | 3 | 475 | 0.00202 |
| Büro 3, 2. OG | 4 | 991 | 0.00355 |
| Trainingsraum 3. OG | 2 | 88 | 0.00740 |
| 1. Stock Wohnzimmer/Essecke | 2 | 108 | 0.00480 |
| Einzelbüro 4. OG | 2 | 112 | 0.01792 |
| Einzelbüro links, 2. OG | 2 | 141 | 0.00420 |
| Grossraumbüro 2.OG | 2 | 141 | 0.00451 |
| Raum 65 | 3 | 79 | 0.01160 |
| Raum 70 | 3 | 79 | 0.00684 |
| Raum 101, 1. OG | 2 | 59 | 0.01057 |
| Raum 201, 2. OG | 2 | 59 | 0.01296 |
| Whg. 5.01, Wohnküche | 2 | 51 | 0.03400 |
| Sporthalle oben | 3 | 189 | 0.00791 |
| Sporthalle unten | 3 | 189 | 0.00535 |
| Wohnung C_001 | 2 | 39 | 0.03457 |
| MITTELWERT gewichtet | | 237 | 0.00531 |

B Ökofaktoren für alle VOC nach Varianten

B.1 Variante 1: Basisvariante

Tabelle 23: Ökofaktoren aller VOC, berechnet nach der Basisvariante

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|---|---------------------------------|
| TVOC / VOC un spez. | 10 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 242 |
| 2-Ethylhexanol | 30 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 151 |
| Diethylenglykolmethylether | 5 |
| Diethylenglykoldimethylether | 101 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 30 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 15 |
| Diethylenglykolmonoethylether | 15 |
| Ethylenglykolbutylether | 30 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 15 |
| Diethylenglykolbutylether | 30 |
| Ethylenglykolhexylether | 30 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 3 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 4 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 10 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 10 |
| Methylisobutylketon | 30 |
| Ethylbenzol | 15 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 30 |
| Kresole | 606 |
| Phenol | 151 |
| 2-Furaldehyd | 303 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 8 |
| Benzaldehyd | 151 |
| Benzylalkohol | 8 |
| Monozyklische Monoterpene | 3 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 15 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 15 |
| Naphthalin | 1010 |
| Terpene, bicyclisch | 15 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 606 |
| Styrol | 101 |
| Dichlormethan | 15 |
| Pentachlorphenol | 30'293 |
| Toluol | 10 |
| Acetaldehyd | 30 |
| Xylol Summe | 38 |

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|-----------------------|---------------------------------|
| Butanonoxim | 505 |
| 2-Chlorpropan | 4 |
| Ethylacetat | 5 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 30 |
| 1-Butanol | 15 |

B.2 Variante 2: Herleitung der Ökofaktoren für Einzel-VOC

Die Herleitung von Ökofaktoren für Einzelstoffe ist nur für wenige VOC möglich. Damit alle Flüsse berechnet werden können, müssen einerseits Messwerte in der AGÖF-Liste (AGÖF, 2013) aufgeführt und andererseits Richtwerte durch die Kommission des UBA (UBA, 2015) festgelegt worden sein. Beide Bedingungen sind nur für wenige Substanzen erfüllt.

Tabelle 24: Ökofaktoren aller VOC, berechnet nach der Variante für Einzel-VOC

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|----------------------------------|---------------------------------|
| TVOC / VOC un spez. | 10 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 565 |
| 2-Ethylhexanol | 1 |
| Ethylenglykolbutylether | 0.5 |
| Ethylbenzol | 0.1 |
| 2-Furaldehyd | 25 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 0.1 |
| Benzaldehyd | 25 |
| Monozyklische Monoterpene | 0.01 |
| Terpene, bicyclisch | 0.3 |
| Styrol | 3 |
| Toluol | 0.2 |
| Acetaldehyd | 5 |
| Ethylacetat | 0.02 |
| 1-Butanol | 1 |

B.3 Variante 3: Herleitung der kritischen Konzentration aus dem Zielwert der Stadt Zürich für TVOC

Tabelle 25: Ökofaktoren aller VOC, berechnet mit Herleitung der kritischen Konzentration aus dem Zielwert für TVOC der Stadt Zürich

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|---|---------------------------------|
| TVOC / VOC un spez. | 91 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 727 |
| 2-Ethylhexanol | 909 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 4'544 |
| Diethylenglykolmethylether | 45 |
| Diethylenglykoldimethylether | 3'029 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 909 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 454 |
| Diethylenglykolmonoethylether | 130 |
| Ethylenglykolbutylether | 909 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 454 |
| Diethylenglykolbutylether | 227 |
| Ethylenglykolhexylether | 909 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 91 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 45 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 303 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 303 |
| Methylisobutylketon | 909 |
| Ethylbenzol | 454 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 909 |
| Kresole | 18'176 |
| Phenol | 4'544 |
| 2-Furaldehyd | 9'088 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 227 |
| Benzaldehyd | 4'544 |
| Benzylalkohol | 227 |
| Monozyklische Monoterpene | 91 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 909 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 454 |
| Naphthalin | 9'088 |
| Terpene, bicyclisch | 454 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 18'176 |
| Styrol | 3'029 |
| Dichlormethan | 454 |
| Pentachlorphenol | 908'800 |
| Toluol | 303 |
| Acetaldehyd | 909 |
| Xylole Summe | 909 |
| Butanonoxim | 4'544 |
| 2-Chlorpropan | 114 |
| Ethylacetat | 151 |

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|-----------------------|---------------------------------|
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 909 |
| 1-Butanol | 130 |

B.4 Variante 4: Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten

Tabelle 26: Ökofaktoren aller VOC, berechnet mit Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|---|---------------------------------|
| TVOC / VOC unspez. | 643 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 15'428 |
| 2-Ethylhexanol | 1'929 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 9'643 |
| Diethylenglykolmethylether | 321 |
| Diethylenglykoldimethylether | 6'428 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 1'929 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 964 |
| Diethylenglykolmonoethylether | 964 |
| Ethylenglykolbutylether | 1'929 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 964 |
| Diethylenglykolbutylether | 1'929 |
| Ethylenglykolhexylether | 1'929 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 193 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 276 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 643 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 643 |
| Methylisobutylketon | 1'929 |
| Ethylbenzol | 964 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 1'929 |
| Kresole | 38'570 |
| Phenol | 9'643 |
| 2-Furaldehyd | 19'285 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 482 |
| Benzaldehyd | 9'643 |
| Benzylalkohol | 482 |
| Monozyklische Monoterpene | 193 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 964 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 964 |
| Naphthalin | 64'284 |
| Terpene, bicyclisch | 964 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 38'570 |
| Styrol | 6'428 |

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|-----------------------|---------------------------------|
| Dichlormethan | 964 |
| Pentachlorphenol | 1'928'506 |
| Toluol | 643 |
| Acetaldehyd | 1'929 |
| Xylole Summe | 2'411 |
| Butanonoxim | 32'142 |
| 2-Chlorpropan | 241 |
| Ethylacetat | 321 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 1'929 |
| 1-Butanol | 964 |

B.5 Variante 5: Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauteilen

Tabelle 27: Ökofaktoren aller VOC, berechnet unter Berücksichtigung des Emissionsverlaufs während der Nutzung von Bauteilen

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|---|---------------------------------|
| TVOC / VOC unspez. | 563 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 13'504 |
| 2-Ethylhexanol | 1'688 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 8'440 |
| Diethylenglykolmethylether | 281 |
| Diethylenglykoldimethylether | 5'627 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 1'688 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 844 |
| Diethylenglykolmonoethylether | 844 |
| Ethylenglykolbutylether | 1'688 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 844 |
| Diethylenglykolbutylether | 1'688 |
| Ethylenglykolhexylether | 1'688 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 169 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 241 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 563 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 563 |
| Methylisobutylketon | 1'688 |
| Ethylbenzol | 844 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 1'688 |
| Kresole | 33'761 |
| Phenol | 8'440 |
| 2-Furaldehyd | 16'880 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 422 |
| Benzaldehyd | 8'440 |

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|----------------------------|---------------------------------|
| Benzylalkohol | 422 |
| Monozyklische Monoterpene | 169 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 844 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 844 |
| Naphthalin | 56'268 |
| Terpene, bicyclisch | 844 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 33'761 |
| Styrol | 5'627 |
| Dichlormethan | 844 |
| Pentachlorphenol | 1'688'049 |
| Toluol | 563 |
| Acetaldehyd | 1'688 |
| Xylole Summe | 2'110 |
| Butanonoxim | 28'134 |
| 2-Chlorpropan | 211 |
| Ethylacetat | 281 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 1'688 |
| 1-Butanol | 844 |

B.6 Variante 6: Spezifische Ökofaktoren für Einzelräume

Tabelle 28: Ökofaktoren aller VOC, berechnet für reale Einzelräume

| Verbindung | Ökofaktor Raum 1 [UBP/g Emissionen] | Ökofaktor Raum 2 [UBP/g Emissionen] | Ökofaktor Raum 3 [UBP/g Emissionen] |
|---|--|--|--|
| TVOC / VOC unspez. | 2'003 | 22 | 5 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 48'067 | 517 | 129 |
| 2-Ethylhexanol | 6'008 | 65 | 16 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 30'042 | 323 | 81 |
| Diethylenglykolmethylether | 1'001 | 11 | 3 |
| Diethylenglykoldimethylether | 20'028 | 216 | 54 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 6'008 | 65 | 16 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 3'004 | 32 | 8 |
| Diethylenglykolmonoethylether | 3'004 | 32 | 8 |
| Ethylenglykolbutylether | 6'008 | 65 | 16 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 3'004 | 32 | 8 |
| Diethylenglykolbutylether | 6'008 | 65 | 16 |
| Ethylenglykolhexylether | 6'008 | 65 | 16 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 601 | 6 | 2 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 858 | 9 | 2 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 2'003 | 22 | 5 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 2'003 | 22 | 5 |
| Methylisobutylketon | 6'008 | 65 | 16 |

| Verbindung | Ökofaktor Raum 1 [UBP/g Emissionen] | Ökofaktor Raum 2 [UBP/g Emissionen] | Ökofaktor Raum 3 [UBP/g Emissionen] |
|----------------------------------|--|--|--|
| Ethylbenzol | 3'004 | 32 | 8 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 6'008 | 65 | 16 |
| Kresole | 120'168 | 1'293 | 323 |
| Phenol | 30'042 | 323 | 81 |
| 2-Furaldehyd | 60'084 | 647 | 162 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 1'502 | 16 | 4 |
| Benzaldehyd | 30'042 | 323 | 81 |
| Benzylalkohol | 1'502 | 16 | 4 |
| Monozyklische Monoterpene | 601 | 6 | 2 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 3'004 | 32 | 8 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 3'004 | 32 | 8 |
| Naphthalin | 200'280 | 2'156 | 539 |
| Terpene, bicyclisch | 3'004 | 32 | 8 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 120'168 | 1'293 | 323 |
| Styrol | 20'028 | 216 | 54 |
| Dichlormethan | 3'004 | 32 | 8 |
| Pentachlorphenol | 6'008'390 | 64'672 | 16'168 |
| Toluol | 2'003 | 22 | 5 |
| Acetaldehyd | 6'008 | 65 | 16 |
| Xylole Summe | 7'510 | 81 | 20 |
| Butanonoxim | 100'140 | 1'078 | 269 |
| 2-Chlorpropan | 751 | 8 | 2 |
| Ethylacetat | 1'001 | 11 | 3 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 6'008 | 65 | 16 |
| 1-Butanol | 3'004 | 32 | 8 |

B.7 Variante 34: Bezug der Flüsse auf Neu- und Umbauten mit Zielwert als kritischer Konzentration

Tabelle 29: Ökofaktoren aller VOC, berechnet mit Bezug des Normierungsflusses auf Neu- und Umbauten unter Herleitung des kritischen Flusses aus Zielwert der Stadt Zürich

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|------------------------------------|---------------------------------|
| TVOC / VOC un spez. | 5'786 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 46'284 |
| 2-Ethylhexanol | 57'855 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 289'276 |
| Diethylenglykolmethylether | 2'893 |
| Diethylenglykoldimethylether | 192'851 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 57'855 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 28'928 |

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|---|---------------------------------|
| Diethylenglykolmonoethylether | 8'265 |
| Ethylenglykolbutylether | 57'855 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 28'928 |
| Diethylenglykolbutylether | 14'464 |
| Ethylenglykolhexylether | 57'855 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 5'786 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 2'893 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 19'285 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 19'285 |
| Methylisobutylketon | 57'855 |
| Ethylbenzol | 28'928 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 57'855 |
| Kresole | 1'157'104 |
| Phenol | 289'276 |
| 2-Furaldehyd | 578'552 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 14'464 |
| Benzaldehyd | 289'276 |
| Benzylalkohol | 14'464 |
| Monozyklische Monoterpene | 5'786 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 57'855 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 28'928 |
| Naphthalin | 578'552 |
| Terpene, bicyclisch | 28'928 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 1'157'104 |
| Styrol | 192'851 |
| Dichlormethan | 28'928 |
| Pentachlorphenol | 57'855'191 |
| Toluol | 19'285 |
| Acetaldehyd | 57'855 |
| Xylole Summe | 57'855 |
| Butanonoxim | 289'276 |
| 2-Chlorpropan | 7'232 |
| Ethylacetat | 9'643 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 57'855 |
| 1-Butanol | 8'265 |

B.8 Variante 35: Emissionsverlauf während der Nutzung mit Zielwert als kritischer Konzentration

In der folgenden Tabelle 30 sind die Ökofaktoren der empfohlenen Herleitungsvariante dargestellt.

Tabelle 30: Ökofaktoren aller VOC, berechnet unter Berücksichtigung des Emissionsverlaufs und dem Zielwert der Stadt Zürich zur Herleitung des kritischen Flusses

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|---|---------------------------------|
| TVOC / VOC un spez. | 5'064 |
| Formaldehyd (Richtwert BAG) | 40'513 |
| 2-Ethylhexanol | 50'641 |
| Ethylenglykolmonomethylether | 253'207 |
| Diethylenglykolmethylether | 2'532 |
| Diethylenglykoldimethylether | 168'805 |
| Ethylenglykolmonoethylether | 50'641 |
| Ethylenglykolmonoethylether-acetat | 25'321 |
| Diethylenglykolmonoethylether | 7'234 |
| Ethylenglykolbutylether | 50'641 |
| Ethylenglykolbutyletheracetat | 25'321 |
| Diethylenglykolbutylether | 12'660 |
| Ethylenglykolhexylether | 50'641 |
| 2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME) | 5'064 |
| Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME) | 2'532 |
| 2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E) | 16'880 |
| 2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE) | 16'880 |
| Methylisobutylketon | 50'641 |
| Ethylbenzol | 25'321 |
| Alkylbenzole, C9-C15 | 50'641 |
| Kresole | 1'012'830 |
| Phenol | 253'207 |
| 2-Furaldehyd | 506'415 |
| Zyklische Dimethylsiloxane D3-D6 | 12'660 |
| Benzaldehyd | 253'207 |
| Benzylalkohol | 12'660 |
| Monozyklische Monoterpene | 5'064 |
| Aldehyde, C4 bis C11 | 50'641 |
| C9-C14-Alkane / Isoalkane | 25'321 |
| Naphthalin | 506'415 |
| Terpene, bicyclisch | 25'321 |
| Tris(2-chlorethyl)phosphat | 1'012'830 |
| Styrol | 168'805 |
| Dichlormethan | 25'321 |
| Pentachlorphenol | 50'641'478 |
| Toluol | 16'880 |
| Acetaldehyd | 50'641 |
| Xylol Summe | 50'641 |
| Butanonoxim | 253'207 |

| Verbindung | Ökofaktor [UBP/g Emissionen] |
|-----------------------|---|
| 2-Chlorpropan | 6'330 |
| Ethylacetat | 8'440 |
| 1-Methyl-2-pyrrolidon | 50'641 |
| 1-Butanol | 7'234 |

C Berichte Reviews

C.1 Einleitung

Der Entwurf des vorliegenden Berichts wurde durch Norbert Egli und Rolf Frischknecht einem Review unterzogen. Die Berichte der beiden Gutachter werden im Folgenden vollständig angefügt. Die Bemerkungen der Reviewer wurden im vorliegenden Bericht berücksichtigt, soweit sie inhaltliche Fehler, Verbesserungsvorschläge hinsichtlich der Berichtsstruktur oder Ergänzungen zur Erhöhung der Verständlichkeit des Berichts betrafen. Die Reviewer stellen auch Fragen hinsichtlich der weiteren Verwendung der Ergebnisse der vorliegenden Studie und machen Vorschläge zur Weiterentwicklung der vorgestellten Varianten. Diese wurden aufgegriffen bei der Formulierung des Ausblicks in der Diskussion. Hingegen wurden die Varianten nicht grundsätzlich überarbeitet und den Reviewern erneut vorgelegt.

C.2 Review Norbert Egli

Review des Berichtes «Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraumlufschadstoffe»

Studie erarbeitet 2016 durch das Büro für Umweltchemie im Auftrag von AHB Stadt Zürich.

Review durch Norbert Egli, Ingenieur und Ökologe SVU, Tridee GmbH (Basel).

Der Unterzeichnende hat vom Auftraggeber am 10. Oktober 2016 den Auftrag erhalten, als ein externer Sachverständiger ein Review der Studie «Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraumlufschadstoffe» durchzuführen. Dieser Reviewbericht enthält die Ergebnisse der Beurteilung der Version 1.0 des Berichtes vom 7. Oktober 2016.

1 Prüfkriterien und Vorgehen

Es wurde geprüft, ob

1. die bei der Durchführung der Studie angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind,
2. die angestellten Überlegungen den grundlegenden Prinzipien der Methode der ökologischen Knappheit entsprechen,
3. die Rahmenbedingungen so gesetzt sind, dass die Fragestellung sinnvoll beantwortet werden kann,
4. die verwendeten Daten und Annahmen bezüglich des Ziels der Studie hinreichend und zweckmässig sind (nicht systematisch geprüft wurde, ob die Berechnungen numerisch korrekt sind),
5. der Bericht nachvollziehbar und in sich stimmig ist – dazu gehört auch, ob
6. die Beantwortung der Fragestellung schlüssig aus den Rechenergebnissen und begründeten Überlegungen hergeleitet wird.

Der Review wurde allein auf Grund der schriftlich vorliegenden Studie, ohne Kontakt mit den Autoren, weiteren am Projekt Beteiligten oder anderen Gutachtern durchgeführt.

2 Allgemeine Kommentare und Einschätzung

Die Abstützung auf Gesundheitsschäden auf Grund gesundheitlicher Effekte ist zielführend. Die Verwendung der Innenraumrichtwerte des deutschen Umweltbundesamtes sowie der Richtwerte der Stadt Zürich für die Raumluft erscheint zweckmässig. Die gesamte Anlage der Studie ist zweckmässig, namentlich die breite Darlegung möglicher Herleitungsvarianten.

Weil die Lesbarkeit der Studie wichtig ist, seien hier einleitend zwei Feststellungen gemacht, die beim Lesen irritierend wirken und möglicherweise sogar die Ergebnisse beeinflussen:

Bezüglich Schreibweise werden die Begriffe „Richtwert I“ und „Richtwert II“ nicht konsequent verwendet. Sowohl im Lauftext als auch namentlich in Tabelle 5 kommen die Begriffe „Richtwert 1“ und „Richtwert 2“ vor. Hier scheint eine Systematisierung angezeigt.

Als durchschnittliche Raumhöhe werden im Bericht unterschiedliche Werte verwendet. In Tabelle 6 sind es 2.5 Meter, in Tabelle 10 lediglich 2.4 Meter. Die Werte sind in den entsprechenden Lauf-texten ebenfalls unterschiedlich ausgewiesen. Ist das eine Unstimmigkeit lediglich im Text oder wurde tatsächlich mit verschiedenen Werten gerechnet? Welchen Einfluss das allenfalls auf die Ergebnisse und Vergleiche haben könnte, habe ich nicht geprüft.

2.1 Verwendung der Methode der ökologischen Knappheit

Das Verständnis der «Methode der ökologischen Knappheit» (MöK) ist gut und scheint mir auch sinngemäss bei Entwicklung der Herleitungsvarianten umgesetzt zu sein.

Eine Frage bleibt mir: Ist die Annahme eines einheitlichen Luftwechsels in 2.3 tatsächlich sinnvoll? Das sollte m.E. in einem erweiterten Kreis kritisch hinterfragt und diskutiert werden. Das insbesondere mit Blick auf die zukünftige Entwicklung und namentlich auf die praktische Anwendung der gebildeten Ökofaktoren auf reale Bauwerke und die dabei zu verwendenden Messwerte an den Objekten.

2.2 Entwicklung verschiedener Herleitungsvarianten

2.2.1 Allgemein

Die breite Herleitung verschiedenster Varianten ist wertvoll.

Es stellt sich für mich noch eine grundsätzlich Kernfrage: Ist es richtig, die beruflich genutzten Innenräume, namentlich die Büroräume, zu vernachlässigen? Oder gelten diese UBP-Ökofaktoren nur für Wohnräume? Ist die Verwendung des Begriffes „Innenraum Schweiz“ zutreffend, wenn nur die Wohn-, nicht aber die Arbeitsräume einbezogen sind? Wäre dann „Wohninnenraum Schweiz“ nicht korrekter?

2.2.2 Zu Variante 6 «Regionalisierung auf Einzelräume»

Für die Herleitung dieser Variante mit raumspezifischen Einzelvarianten bezieht man sich auf die Büroräume des Auftragnehmers. Das ist messtechnisch nachvollziehbar. Ich denke zwar, dass das als Erläuterung zur Machbarkeit dieses Ansatzes legitim und zielführend ist, würde aber gerne mit weiteren Fachleuten diskutieren, ob und wie sich die Ungenauigkeit im Normierungsfluss („Innenraum Schweiz“ ist nicht exakt gleich wie „Innenraum Wohnen Schweiz“) auf die Ergebnisse und deren Interpretation auswirkt.

2.3 Diskussion

Die Wahl der empfohlenen Variante 35 erscheint mir nachvollziehbar und sinnvoll. Namentlich die Fokussierung auf jene Varianten, die den zeitlichen Verlauf der Konzentrationsabnahme in den Innenräumen berücksichtigen, beurteile ich als richtig.

Im Anhang B würde es der Lesbarkeit dienen, wenn bei den einzelnen Tabellen der Titel auch die Nummer der Variante (gemäss Übersichtstabelle 5) beinhaltet. Namentlich bei B.7 und B.8 ist nicht auf Anhieb ersichtlich, dass sie sich auf die Varianten 34 und 35 beziehen.

3 Beurteilung

Die vorliegende Methodenstudie bildet meines Erachtens eine gute Grundlage für die weiteren Arbeiten zur möglichen Integration von Ökofaktoren zur Qualität der Innenraumlauft in die «Methode der ökologischen Knappheit». Für eine abschliessende Beurteilung ist es meines Erachtens jedoch erforderlich, in einer weiterführenden Studie die Auswirkungen der Verwendung der vorgeschlagenen Ökofaktoren auf die Bewertung konkreter Gebäude zu untersuchen. Dort wäre dann zu untersuchen, wie die Messungen der Raumluftqualität zu einem bestimmten Zeitpunkt in die Modellierung der Gehalte der Innenraumluft einfließen sollen.

Erst gestützt darauf wird sich beurteilen lassen, ob die der empfohlenen Variante zu Grunde liegenden Annahmen, Modellierungen und Begründungen zu den verschiedenen Flüssen mit den verschiedenen, noch zu definierenden Rahmenbedingungen einer möglichen praktischen Umsetzung konsistent sind.

Basel, 28. Oktober 2016
Norbert Egli

C.3 Review Rolf Frischknecht

Feedback zu den Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraum-Luftschadstoffen

| | |
|-----------|--|
| Autor | Rolf Frischknecht (treeze Ltd.) |
| Datum | 27.10.2016 |
| Version | 1.0 |
| Datei | Feedback_UBP_Nutzungsphase_Entwurf_v2_v1.0 |
| Verteiler | Michael Pöll |

1 Zweck dieses Dokuments

In diesem Dokument sind die Beobachtungen und Rückmeldungen zum Entwurf des Berichts „Herleitungsvarianten zu Umweltbelastungspunkten für Innenraumluftschadstoffe“ des Büros für Umweltchemie der KNU (Bericht Varianten UBP_Entwurf_v2.pdf) festgehalten. In Kapitel 2 werden die wesentlichen Punkte zusammengefasst und Kapitel 3 enthält Detailkommentare. Auf ein Hinweisen auf die (wenigen) Tippfehler habe ich verzichtet.

2 Zusammenfassung

2.1 Inhalt des Berichts

Der Bericht beschreibt 6 Haupt- und 3 Untervarianten der Herleitung von Ökofaktoren für Innenraum-Luftschadstoffe. Die Varianten spannen ein breites Spektrum möglicher Ansätze auf, welche von den Autoren diskutiert werden. Die Autoren geben abschliessend eine Empfehlung ab für die Varianten 5 (Emissionsverlauf während der Nutzung von Bauten) und 35 (dito mit Zielwert der Stadt Zürich) und begründen diese Wahl.

2.2 Gesamteinschätzung

Die Herleitung der Ökofaktoren weicht an einigen Stellen aus verschiedenen Gründen von den methodischen Setzungen ab. Auch werden aus meiner Sicht ungeeignete beziehungsweise nicht passende Informationen und Daten verwendet. Von den beschriebenen Varianten von Ökofaktoren kann ich derzeit keinen zur Anwendung empfehlen. Nachstehend sind die wesentlichen Kritikpunkte erläutert.

2.3 Charakterisierung

Entgegen den Aussagen im Bericht ist die Charakterisierung nicht bei allen Varianten identisch. Die Varianten basierend auf dem Eingreifwert verwenden ein anderes Set von Charakterisierungsfaktoren als die Varianten mit dem Zielwert.

2.4 Normierung

2.4.1 Gebäudesample

Der Normierungsfluss soll durch die Jahresfracht der Innenraum-Luftschadstoffe des gesamten Gebäudevolumens der Schweiz repräsentiert werden. Eine Beschränkung auf die Neu- und Umbauten (wie in den Varianten 4 und 34) ist nicht zulässig.

Analogiebeispiel: Für die Bestimmung des Ökofaktors von Phosphoremissionen in Gewässer wurde die Belastung in allen (grösseren) Seen der Schweiz herangezogen und nicht nur diejenige einer Untermenge (beispielsweise diejenigen mit einer Belastung oberhalb des Grenzwerts).

2.4.2 Daten zu Innenraumkonzentrationen

Bei den meisten Varianten wird der Medianwert aus der Liste der AGÖF-Orientierungswerte ($360 \mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$) als Basis für die Herleitung des Normierungsflusses verwendet. Dieser basiert auf einem Datensample von 4'846 Messungen. Dieser Wert dürfte deutlich über dem Mittelwert der Raumluftkonzentration aller Räume der Schweiz liegen. Die tiefsten 10 % der Abnahmemessungen der Stadt Zürich (d.h. Messungen an soeben erstellten beziehungsweise sanierten Bauten, 30-90 Tage nach Bauabschluss, d.h. nach einer deutlich kürzeren Zeitspanne als die in Variante 5 angesetzten 2 Jahre) zeigen Werte unter $50 \mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$. Zudem wird in Variante 5 derselbe Medianwert von $360 \mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$ als Mittelwert der ersten zwei Jahre nach einem Um- oder Neubaueingriff interpretiert (siehe Abschnitt 2.5.2). Der Normierungsfluss wird aus meiner Sicht somit deutlich überschätzt. Dasselbe gilt für den aktuellen Fluss für die Gesamtsituation Schweiz (siehe auch Abschnitt 2.5.1).

2.4.3 Charakterisierung

Beinhaltet der Ökofaktor der Emissionen von Innenraum-Luftschadstoffen eine Charakterisierung, so muss auch die Normierung diese Charakterisierung aufnehmen. Je nach Referenzsubstanz, die für die Charakterisierung verwendet wird, kann die charakterisierte Summe von der nicht charakterisierten Summe deutlich nach oben oder unten abweichen und damit die tatsächliche Höhe des Ökofaktors empfindlich beeinflussen.

2.5 Gewichtung

2.5.1 Mittelwertbildung (Varianten 1 bis 4)

Der Gewichtungsfaktor in der Basisvariante resultiert aus dem Verhältnis von Durchschnittskonzentration einerseits und dem Eingreif- beziehungsweise dem Zielwert der Stadt Zürich andererseits. Da der Gewichtungsfaktor durch das Quadrat dieses Verhältnisses gebildet wird, spielt es eine Rolle, ob zuerst eine Durchschnittskonzentration ermittelt und dann der Gewichtungsfaktor gebildet wird oder ob zuerst der Gebäudebestand in Teilmengen mit unterschiedlichen Innenraum-Luftschadstoff-Konzentrationen aufgeteilt, die Gewichtungsfaktoren dieser Teilmengen ermittelt und dann ein volumengewichteter, mittlerer Gewichtungsfaktor bestimmt wird. Auch hier kann das Beispiel „Phosphor in Gewässern“ als Beispiel für das Vorgehen dienen.

2.5.2 Emissionsverlauf (Variante 5)

Bei Variante 5 wird die mit der Zeit stark abnehmende Konzentration von Innenraum-Luftschadstoffen in die Herleitung eines Ökofaktors einbezogen. Die Durchschnittskonzentration gemäss AGÖV wird als repräsentativ für den Durchschnitt der Konzentration in den ersten beiden Jahren nach einem Baueingriff interpretiert und in eine Anfangskonzentration umgerechnet. Aufgrund der steil abfallenden Kurve der Konzentration (Ab-

bildung 5 des Berichts) und der quadratischen Funktion des Gewichtungsfaktors kommt der Annahme 2 Jahre eine zentrale Bedeutung zu.

Auch hier würde ich den Zeitverlauf der Emissionen im Gebäude aufteilen, für die einzelnen Zeitabschnitte den Gewichtungsfaktor und den Ökofaktor bestimmen und danach über die Zeit integrieren. Das ergibt einen durchschnittlichen Ökofaktor für die Emissionen von Innenraum-Luftschadstoffen, der auf dem Neu- und Umbaubestand angewendet werden kann.

Die Annahme, dass aktueller und kritischer Fluss sich zeitlich gleich verhalten (exponentiell abnehmend) und deshalb lediglich die Anfangskonzentration bekannt sein muss, ist meines Erachtens eine Fehlüberlegung. Der kritische Fluss bleibt als Ziel- oder Eingreifwert konstant (bei 1'000 beziehungsweise 3'000 $\mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$). Somit nimmt der Ökofaktor mit zunehmendem zeitlichen Abstand vom Abschluss der Bauarbeiten stark ab.

2.5.3 Gebäudespezifischer Ökofaktor (Variante 6)

Der gebäudespezifische Ökofaktor (im Bericht als „Regionalisierung“ bezeichnet) soll den Ökofaktor für eine konkrete Situation darstellen. Aus meiner Sicht sollten die Messungen an konkreten Gebäuden mit dem unter Abschnitt 2.5.2 vorgeschlagenen Vorgehen kombiniert werden. Diese Variante sehe ich nicht als eine Alternative zu den übrigen Varianten (im Sinne von „Variante 6 anstelle von Variante 1“) sondern ist eine ergänzende Variante. In Analogie zu Phosphor in Gewässern stellt sie den Ökofaktor für Emissionen in den Vorfluter des Einzugsgebiets eines bestimmten Sees dar, zusätzlich zum durchschnittlichen Ökofaktor für Phosphoremissionen in Vorfluter allgemein.

2.6 Empfehlung

Die Autoren empfehlen die Variante 35. Grundsätzlich scheint mir das Berücksichtigen der zeitlichen Entwicklung der Luftschadstoff-Innenraumkonzentration angebracht. Für einen gesamtschweizerischen Durchschnitts-Ökofaktor für Innenraum TVOC sollte jedoch die Herleitung des Normierungsflusses gründlich revidiert und insbesondere die Datenbasis um Konzentrationsmessungen in Bestandesbauten erweitert werden. Die Bestimmung des durchschnittlichen Gewichtungsfaktors sollte durch Gruppenbildung (Gebäude im 1. Jahr nach Neu- und Umbau, im 2. Jahr, 3. Jahr etc.), durch Bestimmen der jeweiligen Gewichtungsfaktoren und durch Aufintegrieren dieser Gewichtungsfaktoren über die Zeit erfolgen.

Ergänzend dazu können gebäudespezifische Ökofaktoren bestimmt werden unter Nutzung des gesamtschweizerischen Normierungsflusses und des gewählten kritischen Flusses.

2.7 Redaktionelles

Der Bericht ist verständlich geschrieben und liest sich gut.

Ich schlage vor, bei den Zwischentiteln die Nummer der jeweiligen Variante hinzuzufügen. So erkennt der Leser sofort, zu welcher Variante der Text gehört.

2.8 Umsetzung

Der Bericht macht keine Aussagen über den Anwendungsbereich der erarbeiteten und vorgeschlagenen Ökofaktoren. Für den Leser bleibt unklar, wie und wo der empfohlene Ökofaktor angewendet werden soll.

Die Innenraum-Luftschadstoff-Konzentration ist jeweils spezifisch für ein bestimmtes Gebäude mit den darin verbauten Baustoffen. Es dürfte somit schwierig sein, einem Baustoff einen generischen „Nutzungsphase“-Emissionsfaktor für Innenraum-Luftschadstoffe zuzuweisen, welcher dann mit einem hier empfohlenen Ökofaktor bewertet werden kann. Bei individuellen, realisierten Bauten können die Innenraumluft-Konzentrationen gemessen und daraus ein Ökofaktor abgeleitet werden. Die hier hergeleiteten Ökofaktoren können also in Ex-post-Analysen verwendet werden.

3 Detailkommentare

- p1: Satz „Zudem kommt die Wahrnehmung ...“ Aussage?
- p2: Analogieschlüsse der kanzerogenen Wirkung bei tiefer Dosis: Auf welche Quellen stützt sich diese Aussage? Durch wen wird dieselbe Wirkung zugesprochen?
- p2: Von wem stammt die Forderung, dass die Methode sich auf gesundheitliche Effekte abstützen sollte?
- p.3: „Der aktuelle Fluss beschreibt die Emissionen im Gebiet, für den der Ökofaktor gelten soll.“
- p.3: „... einer Gruppe mit denselben allgemeinen Flüssen ...“: hier geht es eher um „mit derselben Wirkung“.
- p.3: in MoeK 13 (und auch den früheren Versionen) haben die Aussenluft-VOC keine Charakterisierung.
- p.4: 80 bis 120 $\mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$ entsprechen immerhin einem Viertel bis einem Drittel des Medianwerts der Innenraumkonzentration. Das Nullsetzen bedarf somit einer ausführlicheren Begründung.
- p.4/5: für den Durchschnittsfaktor Schweiz sollten aktueller und Normierungsfluss identisch sein.
- p.8, Tabelle 6: runden. Zudem: hier ist die Raumhöhe 2.5 m, in weiteren Varianten dann nur noch 2.4 m.
- p.8: Dieses Datensample von 4'846 Messungen sollte detaillierter charakterisiert werden: Anteil Messungen bei Reklamationen, Anteil Neu- und Umbauten, Zeit zwischen Abschluss Bauarbeiten und Messungen, Anteil Messungen an Bestandesbauten. Damit kann die Eignung des Datensatzes zur Bestimmung des Normierungsflusses besser eingeschätzt werden (siehe auch zusammenfassende Kommentare unter Abschnitt 2.4.2).
- p.9: Umweltbundesamt (IRK) welchen Landes?
- p.13: Diese Schlussfolgerung gilt nur für den Fall, dass der Normierungsfluss mit dem aktuellen Fluss identisch ist.
- p.14: wie unterscheiden sich der Medianwert (360 $\mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$) vom Mittelwert (? $\mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$)? Weshalb wurde der Median verwendet?
- p.14, Tabelle 8: Die Summe der aufgelisteten Substanzen ist deutlich kleiner als die Gesamtsumme TVOC. Welche in grösseren Mengen emittierten Substanzen fehlen in dieser Liste? Hat es gesundheitskritische Substanzen unter den Fehlenden?

- p.15, 3.5.2: Normierungsfluss muss charakterisiert werden.
- p.17, 3.6.2: Auch hier muss die Normierung weiterhin mit dem gesamten Gebäudevolumen der Schweiz berechnet werden. Der hier abgeleitete Ökofaktor ist dann auf Neu- und Umbauten anwendbar.
- p.18, 1. Zeile und Tabelle 10: hier wird eine abweichende Raumhöhe von 2.4 m eingeführt.
- p.18: Kann die angenommene Sanierungsrate mit anderen Informationen verifiziert werden?
- p.18, 3.6.3: aktueller Fluss ja, Normierungsfluss nein (siehe Abschnitt 2.4.1).
- p.19, Formel 8: wie gross ist ,k'?
- p.20, Abbildung 5: aus der Graphik entnehme ich, dass für den Grossteil der Gebäude von Jahr 3 nach Abschluss von Bau- und Sanierungsarbeiten die Innenraumkonzentration sehr gering (praktisch null) ist. Die Aussage dieser Graphik ist mit ein Grund für das Hinterfragen der verwendeten Durchschnittskonzentration von $360 \mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$.
- p.20, 3.7.3: wie wurden die 291.2 Tonnen bestimmt/berechnet?
- p.22: Begriff „Geschwindigkeit der zeitlichen Abnahme“ überdenken.
- p.22: Wie ändert sich die Anfangskonzentration bei Annahme von 1 Jahr nach Bauabschluss (statt 2 Jahre)?
- p.22: Anfangskonzentration bei allen Gebäuden des Gebäudeparks Schweiz ist 42 % über dem Zielwert der Stadt Zürich von $1'000 \mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$! Ist das realistisch bzw. plausibel?
- p.23: Begriff „Regionalisierung“ im Titel etc. überdenken. Beispielsweise „Gebäudespezifischer Ökofaktor“.
- p.23: Formulierung optimieren: „... eine Kombination aus dem Bezug der Flüsse aus Neu- und Umbauten wie ...“
- p.25: falscher Verweis auf „Kapitel 0“.
- p.25, Tabelle 14: in allen Varianten (ausser 2) sollte derselbe Normierungsfluss verwendet werden (siehe Abschnitt 2.4.1).
- p.26: Aussage zu Charakterisierung ist nicht korrekt. Die Varianten 3, 34, 35 verwenden eine andere Charakterisierung als die übrigen Varianten.
- p.28, Tabelle 17: in allen Varianten (ausser 2) sollte derselbe Normierungsfluss verwendet werden.
- p.30: Einverstanden mit der Einschätzung aber nicht mit der Begründung: Die Basisvariante ist wenig angemessen, aber eher weil der Medianwert der Innenraum-Schadstoffkonzentration für die Bestimmung des Normierungs- und aktuellen Flusses nicht angemessen ist.
- p.30: nicht nur der Normierungsfluss wird überschätzt sondern auch der aktuelle Fluss (zumindest in der Basisvariante).
- p.30: Eingrenzen auf Neu- und Umbauten: ja, das ist problematisch in Bezug auf den Normierungsfluss, ansonsten aber eine Option für einen Ökofaktor spezifisch für Neu- und Umbauten.

- p.31: Gut, dass Messwerte und Datensätze vergleichend diskutiert werden. Allerdings sollten die Messwerte zunächst konsolidiert werden, damit die Werte auch vergleichbar sind. Die tiefen 10 % der TVOC Abnahmewerte der Stadt Zürich (nach 30 bis 90 Tagen) zeigen deutlich tiefere Werte als die 2 Jahres Durchschnittswerte von $74 \mu\text{g TVOC}/\text{m}^3$ gemäss Modell. Wirklich vergleichbar sind diese Werte jedoch nicht, da zwischen dem ersten Monat und 2 Jahren eine deutliche Abnahme der Konzentration zu verzeichnen ist.
- p.32: die kritischen Flüsse von NO_x , NH_3 und SO_2 wurden in MoeK 2013 nicht aus Grenzwerten der Luftreinhalteverordnung abgeleitet, sondern dem Konzept betreffend lufthygienische Massnahmen des Bundesrats beziehungsweise dem Bericht Umweltziele Landwirtschaft von BAFU & BLW entnommen.