

LABO

**Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft
Bodenschutz**

**Arbeitshilfe zur Bewertung von
leichtflüchtigen Schadstoffen im
Grundwasser hinsichtlich einer möglichen
Belastung der Innenraumluft von
geplanten Gebäuden**

**beschlossen auf der 66. LABO-Sitzung am 25. und 26. September 2024 in
Potsdam**

Impressum

Herausgeber:

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO)
unter dem Vorsitz des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes
Brandenburg
Henning-von-Tresckow-Straße 2-13, Haus S
14467 Potsdam
Tel.: +49 331 866-7379
E-Mail: labo@mluk.brandenburg.de
Homepage: www.labo-deutschland.de

Bearbeitung und Redaktion:

Gesprächskreis Schadstoffbewertung des Ständigen Ausschuss Altlasten (ALA)
Kleingruppe Leichtflüchter
bestehend aus folgenden Personen (erweiterter Personenkreis):

- Dr. Martin Biersack (BY, LfU)
- Dr. Urs Dippon-Deissler (UBA)
- Heiko Grosch (HE, RPDA)
- Dr. Silke Klupsch (HH, BUKEA)
- Anja Nebelsiek (HH, BUKEA)
- Margit Salzmänn (NI, GAA-HI)
- Dr. Caroline Scholze (SH, LfU)
- Ireen Werner (BB, LfU)
- Dr. Andreas Zeddel (SH, LfU)
- Volker Zeisberger (HE, HLNUG)

Federführung:

Volker Zeisberger, Dr. Caroline Scholze

Unter Mitwirkung von:

Gudrun Klemm (SN, LfULG), Dr. Stefan Feisthauer (HE, RPDA)

Stand:

September 2024

Das Papier wurde durch die 66. LABO am 25./26.9.2024 in Potsdam beschlossen.

Die UMK hat der Veröffentlichung des Papieres im Umlaufbeschluss Nr. 02/2025 zugestimmt.

Lizensierung:

Der Text dieses Werkes wird, wenn nicht anders vermerkt unter, der Lizenz Creative Commons Namensnennung 4.0 International zur Verfügung gestellt.

CC BY 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>)

Quellenangaben siehe jeweilige Abbildung, Abbildungen von der LABO haben keine Angaben

Zitiervorschlag:

LABO (2024): Arbeitshilfe zur Bewertung von leichtflüchtigen Schadstoffen im Grundwasser hinsichtlich einer möglichen Belastung der Innenraumluft von geplanten Gebäuden. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO).

Inhaltsverzeichnis

1 Veranlassung, Problembeschreibung und Arbeitsauftrag des ALA	3
2 Grundlagen zur Ableitung von Hinweiswerten für das Grundwasser.....	5
2.1 Bewertung von Innenraumluft	5
2.2 Übergang von Stoffen aus der Bodenluft in die Innenraumluft.....	6
2.3 Übergang von Stoffen aus dem Grundwasser in die Bodenluft	7
2.4 Hinweise zur Abschätzung der Schadstoffsituation im Grundwasser	7
3 Ableitung von Hinweiswerten für leichtflüchtige Schadstoffe im Grundwasser	7
4 Fallkonstellationen mit geringerem Potenzial für den Übergang von Schadstoffen in die Innenraumluft	10
4.1 Abbauverhalten leichtflüchtiger Schadstoffe.....	11
4.2 Vorgehensweise bei nicht-chlorierten Kohlenwasserstoffen	12
4.3 Vorgehensweise bei LCKW	16
4.4 Tiefenzonierung des Grundwassers	18
4.5 Weitere Einflussfaktoren	19
5 Bauliche Sicherungsmaßnahmen bei Bodenluft- bzw. Grundwasserbelastungen mit leichtflüchtigen Stoffen	20
6 Literaturverzeichnis.....	22

1 Veranlassung, Problembeschreibung und Arbeitsauftrag des ALA

Bei Altlasten, die eine Grundwasserverunreinigung verursachen, kann die Schadstofffahne Grundstücke Dritter bzw. bei großflächigen Altlasten auch unbelastete Teilflächen unterströmen. Beim Vorliegen von leichtflüchtigen Schadstoffen im oberflächennahen Grundwasser kann unter Umständen ein Eintrag dieser Stoffe über die Bodenluft in die Innenraumlufte von Gebäuden erfolgen (Expositionsszenario Grundwasser-Bodenluft-Innenraumlufte). Sofern auf einem Grundstück Dritter bzw. einer unbelasteten Teilfläche eine Bebauung oberhalb einer Schadstofffahne mit leichtflüchtigen Schadstoffen geplant ist, sollte daher geprüft werden, ob die gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse gewahrt werden können.

In der vorliegenden Arbeitshilfe werden hierzu Hilfestellungen gegeben. Insbesondere werden Hinweiswerte für Schadstoffbelastungen im Grundwasser abgeleitet, bei deren Unterschreitung eine Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann.

Die Arbeitshilfe gilt für folgende Randbedingungen (siehe auch Abbildung 1):

- Das Grundwasser unterhalb der zu bebauenden Fläche ist mit leichtflüchtigen Schadstoffen belastet und die Schadstoffkonzentrationen sind bekannt oder ableitbar.
- Die Schadstoffquelle liegt ausschließlich außerhalb des betrachteten und ggf. zu bebauenden Bereiches.

Bei bereits bebauten Flächen ist der Transportweg vom Grundwasser über die Bodenluft mittels Bodenluftmessungen im Nahbereich von Gebäuden erfassbar und die Gefährdung von Menschen in Gebäuden durch Innenraumluftemessungen abschätzbar (s. § 10, Abs. 6, sowie § 22, Abs. 2 BBodSchV (2021)). Bereits bebaute Flächen sind nicht Gegenstand dieser Arbeitshilfe.

Sind Gebäude hingegen erst in der Planungsphase, kommen Innenraumlufteuntersuchungen nicht in Betracht. Die Möglichkeit solche Fragestellungen aus der Kenntnis der Grundwasserbelastung selbst zu beantworten, ist in der Kommentierung zur BBodSchV seit 1999 erwähnt, aber bisher nie konkretisiert worden:

„Sind für eine Verdachtsfläche die Gefährdungen durch flüchtige Stoffe im Boden zu untersuchen und ist diese Fläche unbebaut, so können keine Innenraumlufteuntersuchungen zur abschließenden Gefährdungsabschätzung erfolgen. In diesem Fall ist die Gefährdungsabschätzung aufgrund von Bodenluftmessungen alleine, ggf. auch mit Hilfe von Grundwassermessungen, vorzunehmen.“

(Holzwarth et al. (2000) zu § 3 Abs. 6, BBodSchV (1999), RNr. 36)

Es ist grundsätzlich möglich, den Übergang von leichtflüchtigen Schadstoffen aus kontaminiertem Grundwasser in die Bodenluft anhand der physikalisch-chemischen Eigenschaften der Stoffe und deren Verteilungsgleichgewichte in erster Näherung zu beschreiben. Die entsprechenden Grundlagen dazu sind in der Loseblattsammlung „Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten“ (UBA, 1999) unter ‚Teil 2a‘ (B 060:

Ergänzende Ableitungsmaßstäbe – Flüchtige Stoffe) beschrieben und zur Ableitung der in Teil 4 aufgeführten Prüfwertvorschläge (Feststoffgehalte) verwendet worden.

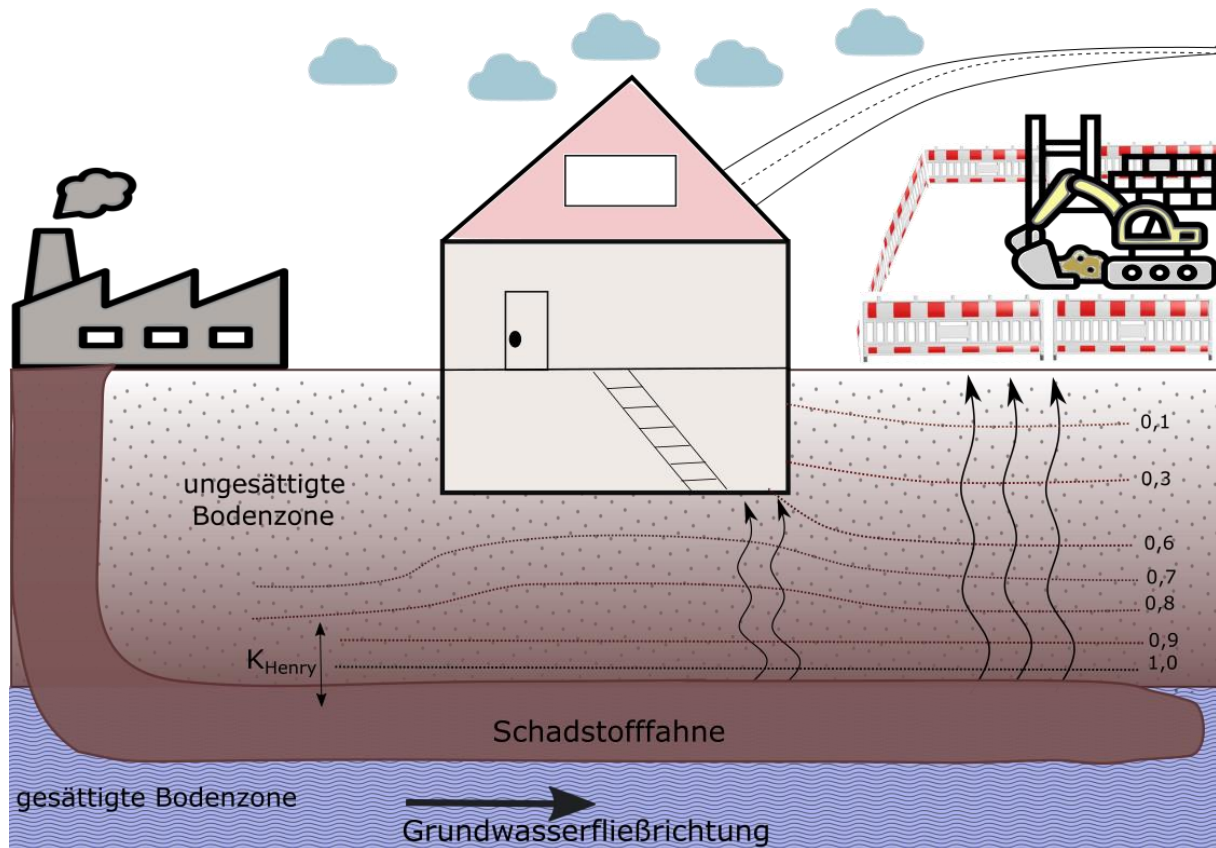


Abbildung 1: Expositionsszenario Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft bei Schadstofffahnen im Grundwasser mit der Verteilung von leichtflüchtigen Schadstoffen im Grundwasser und in der Bodenluft (K_{Henry} = Henry-Konstante)

Auf unversiegelten Flächen ist i. d. R. keine relevante Anreicherung von leichtflüchtigen Schadstoffen in der Bodenluft zu erwarten (siehe Abbildung 1, rechte Seite). Bei Bebauung und damit einhergehender Versiegelung einer solchen Fläche ist eine Anreicherung in der Bodenluft nicht ausgeschlossen (siehe Abbildung 1, Mitte). Im ungünstigsten Fall stellt sich in der Bodenluft die theoretische (Gleichgewichts-)Konzentration gemäß der Henry-Konstante (K_{Henry}) ein, dies entspricht der maximal möglichen Konzentration. Im Einzelfall können die Konzentrationen in der Bodenluft in Abhängigkeit von z. B. Grundwasserflurabstand, Ausdehnung einer Versiegelung und Bodenart jedoch deutlich geringer sein.

Da die Randbedingungen vor und nach einer Bebauung stark voneinander abweichen, können Untersuchungen der Bodenluft im Vorfeld einer Bebauung kaum Erkenntnisse über die Situation nach der Bebauung und zukünftiger Versiegelung liefern. Insofern verbleibt gemäß Holzwarth et al. (2000) zur Abschätzung zukünftiger Belastungen in Innenräumen nur die Schadstoffkonzentration im Grundwasser als belastbare Messgröße.

Das Baugesetzbuch (BauGB) schreibt die Berücksichtigung der Anforderungen an gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse vor. Im Vorfeld einer Bebauung sollte daher im Fall einer bekannten Schadstofffahne im Grundwasser eine Abschätzung durchgeführt werden, ob:

(I) im ungünstigsten Fall (siehe Kapitel 3) Innenraumluftkonzentrationen auftreten können, bei denen ein gesundes Wohnen und Arbeiten nicht sichergestellt ist und ob

(II) ein solcher, ungünstigster Fall anzunehmen ist oder durch Betrachtung weiterer Gegebenheiten eine günstigere Fallkonstellation anzunehmen ist (siehe Kapitel 4).

Die Randbedingungen, die zur Bewertung von gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnissen herangezogen werden und die Annahmen für den ungünstigsten Fall werden in Kapitel 2 näher beschrieben. Für die Bewertung, ob tolerierbare Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser vorliegen, werden für den ungünstigsten Fall „Hinweiswerte“ genannt (siehe Kapitel 3). Bei Unterschreitung der Hinweiswerte kann davon ausgegangen werden, dass auch bei einer zukünftigen Bebauung eine Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann. Weiterhin gibt die Arbeitshilfe Hinweise, ob und wie vom ungünstigsten Fall abgewichen werden kann (siehe Kapitel 4). In Kapitel 4 wird auch auf Besonderheiten bei geklüftetem/verkarstetem Untergrund eingegangen. Für weitergehende Betrachtungen zum Umgang mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser enthält Kapitel 5 Hinweise zu baulichen Sicherungsmaßnahmen.

Auf der 67. ALA-Sitzung am 1. und 2. Februar 2023 wurde der Gesprächskreis Schadstoffbewertung gebeten, eine Arbeitshilfe zum Thema „Leichtflüchtige Schadstoffe im Grundwasser hinsichtlich einer möglichen Belastung der Innenraumluft von Gebäuden“ zu erarbeiten. Diese wurde auf der 70. ALA-Sitzung vorgestellt. Auf der 66. LABO-Sitzung am 25./26.9. 2024 in Potsdam wurde der Veröffentlichung zugestimmt.

2 Grundlagen zur Ableitung von Hinweiswerten für das Grundwasser

Um die Anforderungen an gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse beurteilen zu können, wird in dieser Arbeitshilfe grundsätzlich die Einhaltung von gesundheitsbezogenen Wertsetzungen für die Innenraumluft zugrunde gelegt. Ausgehend von diesen Wertsetzungen wurden im ersten Schritt tolerierbare Bodenluftwerte abgeleitet. Anschließend wurde mittels der Henry-Konstante eine tolerierbare Schadstoffkonzentration im Grundwasser ermittelt. Dies entspricht der Fallkonstellation ungünstigster Fall und weitgehend dem Ansatz aus der Literatur (Gillbricht, C. A., 2019), der Ausgangspunkt für die vorliegende Arbeitshilfe gewesen ist. Nachfolgend sind die Grundlagen für diesen Ansatz näher beschrieben.

2.1 Bewertung von Innenraumluft

Für eine Sicherstellung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse kann der vom Ausschuss für Innenraumrichtwerte (AIR) abgeleitete Vorsorgerichtwert (RW I) herangezogen werden (Ad-hoc AG, 2012).

„Der RW I beschreibt die Konzentration eines Schadstoffes in der Innenraumluft, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung nach gegenwärtigem Forschungsstand auch bei lebenslanger Exposition keine gesundheitliche Beeinträchtigung zu erwarten ist“.

Innenräume sind dabei vom AIR wie folgt definiert:

- *Private Wohnungen mit Wohn-, Schlaf-, Bastel-, Sport- und Kellerräumen, Küchen und Badezimmer*
- *Arbeitsräume in Gebäuden, die im Hinblick auf gefährliche Stoffe nicht dem Geltungsbereich der Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) unterliegen, wie etwa Büroräume*
- *Innenräume in öffentlichen Gebäuden (Krankenhäuser, Schulen, Kindertagesstätten, Sporthallen, Bibliotheken, Gaststätten, Theater, Kinos und andere öffentliche Veranstaltungsräume).*

Für krebserzeugende Stoffe, für die keine Wirkschwelle identifiziert werden kann, legt der AIR risikobezogene Leitwerte fest, die mit einem theoretischen Krebsrisiko von 10^{-6} verbunden sind (AIR, 2015). Diese errechnete Konzentration wird mit dem aktuellen Referenzwert aus vorliegenden Innenraummessdaten verglichen. Ist die Konzentration des Referenzwertes mit einem höheren theoretischen Krebsrisiko als 10^{-6} verknüpft, wird ein vorläufiger Leitwert anhand des Referenzwertes in der Innenraumluft festgelegt.

Eine weitere Bewertungsgrundlage stellen die Innenraumluftwerte dar, die für die Ableitung der „Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe in der Bodenluft“ herangezogen wurden (LABO, 2008). Diese Werte wurden ebenfalls auf Grundlage toxikologischer Daten und in einem mit dem AIR vergleichbaren Vorgehen abgeleitet (siehe Anhang 2).

2.2 Übergang von Stoffen aus der Bodenluft in die Innenraumluft

Das Eindringverhalten von leichtflüchtigen Schadstoffen in ein Gebäude hängt im Wesentlichen von der Bauart und vom baulichen Zustand ab. Relevant sind insbesondere Bodenplatte (inkl. Kellerbodenplatte/-sohle), Kellerwände und Leitungsdurchführungen. Nachfolgend wird mit „Bodenplatte“ der tiefste Teil eines Gebäudes bezeichnet. Bei unterkellerten Gebäuden ist dies die Kellerbodenplatte oder -sohle.

In den ergänzenden Ableitungsmaßstäben für flüchtige Stoffe (UBA, 1999) und für die Ableitung der „Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe“ (LABO, 2008) wurde beschrieben, dass Abschätzungen für die Verdünnung der Schadstoffkonzentration aus der Bodenluft in die Innenraumluft im Bereich von 100- bis 10.000-fach liegen. Weiter wird ausgeführt, dass zusammen mit den eher vorsichtigen Annahmen zum Gleichgewichtsverhalten im Boden ein Verhältnis von Bodenluft- zu Innenraumluftkonzentration von 1.000:1 für Bewertungen von altlastverdächtigen Flächen mit bestehenden Gebäuden als hinreichend konservativ erscheint. Diese Einschätzung wird auf Neubauten übertragen. **Der Faktor von 1.000 wird somit in der Regel auch für die hier vorliegende vorsorgeorientierte Fragestellung als hinreichend konservativ betrachtet.** Die Regelannahme ist auch dadurch begründet, dass Ausgasungen leichtflüchtiger Schadstoffe aus dem Grundwasser nicht zu einem Gasdruck in Gebäudenähe führen.

Sind Neubauten mit vergleichsweise durchlässigen Bodenplatten und Keller-Seitenwänden geplant, ist gutachterlich zu beurteilen, ob die getroffenen Annahmen anwendbar sind.

2.3 Übergang von Stoffen aus dem Grundwasser in die Bodenluft

Der Übergang von leichtflüchtigen Stoffen aus dem Grundwasser in die Bodenluft kann mit Henry-Konstanten beschrieben werden. Daten zur dimensionslosen Henry-Konstante bei 10 °C wurden stoffspezifisch dem Sickerwasserprognosetool ALTEX-1D entnommen (LABO, 2007; ALTEX-1D Version 3.4.5, 2020). Die Werte der Henry-Konstanten sind für die hier relevanten Schadstoffe in Anhang 1 gelistet.

Bei großflächiger Versiegelung und geringem Grundwasserflurabstand sind Verdünnungsprozesse in der Bodenluft, die eine Schadstoffminderung bewirken, oftmals nur gering. Dann kann sich direkt unterhalb einer Bodenplatte eine Gleichgewichtskonzentration zwischen Grundwasser und Bodenluft einstellen, bei der die Henry-Konstanten direkt für die Ermittlung der Bodenluftkonzentration unterhalb der Bodenplatte anwendbar sind (siehe Kapitel 3). Für diesen ungünstigsten Fall entspricht die maximal zu erwartende Bodenluftkonzentration dem in Kapitel 3 beschriebenen Szenario. Kapitel 3 ist auch bei geklüftetem/verkarstetem Untergrund zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche anwendbar.

2.4 Hinweise zur Abschätzung der Schadstoffsituation im Grundwasser

Für den in dieser Arbeitshilfe beschriebenen Ansatz ist darauf hinzuweisen, dass die Qualität der Abschätzung auch vom Kenntnisstand der Schadstoffbelastung im Grundwasser abhängt.

Zu Über-/Unterschätzungen des potenziellen Übergangs in die Innenraumluft kann es kommen, wenn die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen nicht den obersten Teil des Grundwasserleiters, der direkt im Kontakt mit der Bodenluft steht, repräsentieren (z. B. abgesunkene Fahne, Messstelle mit langer Filterstrecke).

Zu Unterschätzungen des potenziellen Übergangs in die Innenraumluft kann es kommen, wenn nicht erkundete Bereiche der Schadstofffahne deutlich höhere Konzentrationen an leichtflüchtigen Stoffen aufweisen.

Bei unzureichendem Kenntnisstand der Grundwasserbelastung sollten im Einzelfall ergänzende Untersuchungen des Grundwassers auf die relevanten Schadstoffe durchgeführt werden (siehe auch Kapitel 4.4).

3 Ableitung von Hinweiswerten für leichtflüchtige Schadstoffe im Grundwasser

Für den **ungünstigsten Fall**, dass leichtflüchtige Schadstoffe im obersten Bereich des Grundwassers vorliegen und bis zur maximal zu erreichenden Konzentration (Gleichgewichtskonzentration) in die Bodenluft übergehen, soll sichergestellt sein, dass auch beim Übergang in die Innenraumluft vorsorgeorientierte Innenraumrichtwerte nicht überschritten werden.

Ausgehend von den einzuhaltenden Innenraumluftwerten wird über den Faktor TF_{BR} , der das Verhältnis der Bodenluftkonzentration zur Innenraumluftkonzentration beschreibt, und die dimensionslose Henry-Konstante (K_H [-] bei 10 °C) auf Grundwasserkonzentrationen zurückgerechnet.

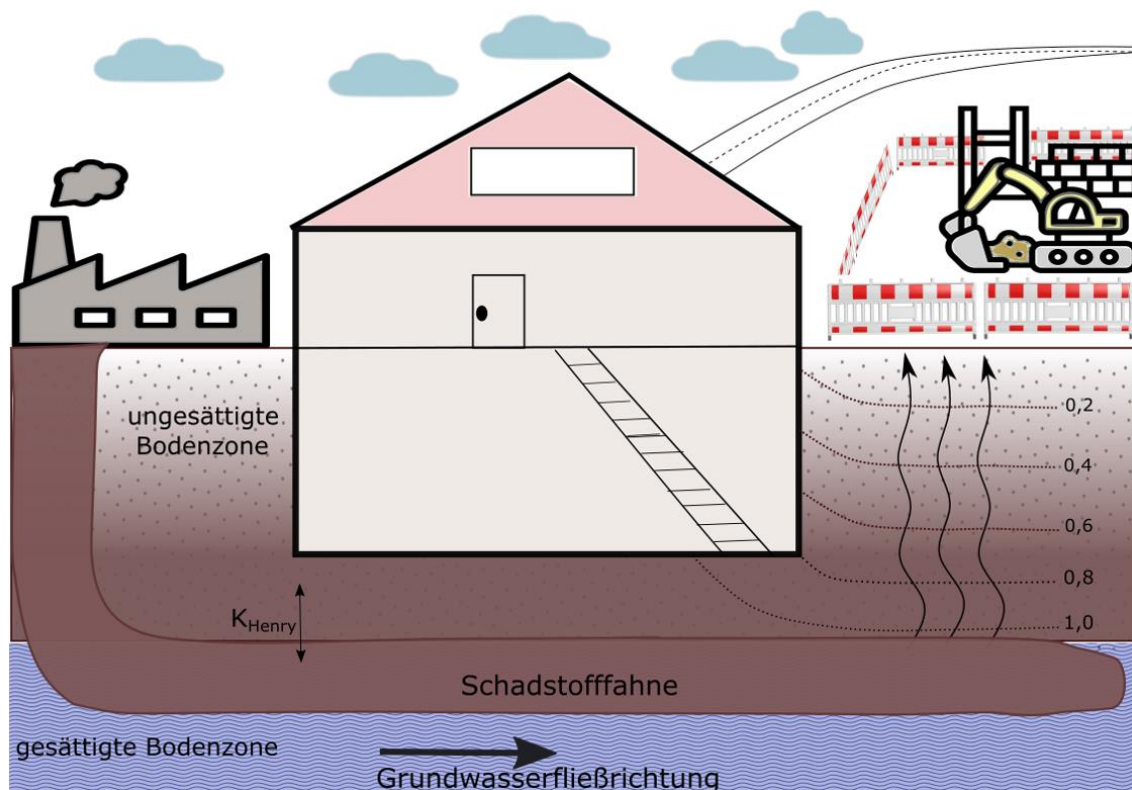


Abbildung 2: Expositionsszenario bei Gleichgewichtsausbildung von leichtflüchtigen Schadstoffen zwischen kontaminiertem Grundwasser und der Bodenluft – ungünstigster Fall

Als Ausgangspunkt für die Berechnung tolerierbarer Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser wurden Innenraumlufkonzentrationen aus folgenden Quellen herangezogen:

- Innenraumrichtwerte I (RW I), die vom Ausschuss für Innenraumrichtwerte (AIR) abgeleitet wurden (Ad-hoc AG, 2012)
- vorläufige oder risikobezogene Leitwerte für Kanzerogene, die vom AIR abgeleitet wurden (Ad-hoc AG, 2012)
- Innenraumwerte, die die Grundlage für die Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe (LABO, 2008) bilden (siehe Anhang 2).

Die Berechnung tolerierbarer Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser erfolgte jeweils nach Gleichung (1).

$$c_{GW} \left[\frac{\mu g}{L} \right] = \frac{c_{Innenraum} \left[\frac{mg}{m^3} \right] * TF_{BR}}{K_H [-]} \quad (1)$$

c_{GW} Schadstoff-Konzentration im Grundwasser in μg pro Liter

$c_{Innenraum}$ Innenraumrichtwert RW I, (vorläufiger) risikobezogener Leitwert bzw. Innenraumlufkonzentration als Grundlage für die Orientierenden Hinweise in mg/m^3

K_H Henry-Konstante bei 10 °C ($K_H = \frac{c_{Bodenluft}}{c_{GW}}$, dimensionslos), ALTEX-1D (2020)

TF_{BR}

Faktor 1.000 aus dem Verhältnis Bodenluft zu Innenraumluft (dimensionslos)

Für die Ableitung von Hinweiswerten für das Grundwasser (siehe Anhang 1) wurde nach Prüfung aller vorhandenen Richtwerte, Leitwerte und Konzentrationen der niedrigste plausible Innenraumluftwert eines Stoffes gewählt. Wenn dieser gewählte Innenraumluftwert vom RW I des AIR abweicht, ist dies im Anhang 2 für jeden Stoff entsprechend erläutert. Bezüglich der verwendeten Richt- und Leitwerte für den niedrigsten plausiblen Innenraumrichtwert ist jeweils der aktuelle Stand anzuwenden (<https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/kommissionen-arbeitsgruppen/ausschuss-fuer-innenraumrichtwerte>).

Die abgeleiteten Grundwasserkonzentrationen im einstelligen µg/L-Bereich wurden grundsätzlich auf die nächstgelegene ganze Zahl abgerundet. Bei Konzentrationen über 10 µg/L wird grundsätzlich so abgerundet, dass die nächstkleinere runde Zahl der gleichen Größenordnung erreicht wird.

Tabelle 1: Hinweiswerte für das Grundwasser [µg/L] in Bezug auf eine mögliche Exposition von Menschen in Innenräumen durch leichtflüchtige Stoffe aus dem Grundwasser auf noch unbebauten Flächen (ohne Schadstoffquellen in der ungesättigten Bodenzone)

Leichtflüchtige Stoffe	Hinweiswerte für Grundwasser [µg/L]
BTEX	
Benzol	40
Toluol	2.000*
Ethylbenzol	1.000*
Xylole	900*
Styrol	600
LCKW	
Dichlormethan	1.000
Trichlormethan	30
Tetrachlormethan	5
1,2-Dichlorethen	40
Chlorethen (Vinylchlorid)	3
cis-1,2-Dichlorethen	100**
Trichlorethen	100
Tetrachlorethen	200
PAK	
Naphthalin	1.000

*Für die C7-C8-Alkylbenzole (Toluol, Ethylbenzol und Xylole) ist beim Nachweis von mehr als einem der Alkylbenzole eine Gruppenbetrachtung durchzuführen. Dafür wird die Summe aus den jeweiligen Konzentrationen im Verhältnis zum entsprechenden Hinweiswert im Grundwasser gebildet und sollte 1 nicht überschreiten ($R_{GW} \leq 1$, siehe Formel 2)

**Das rechnerische Ergebnis der Ableitung einer tolerierbaren Grundwasserkonzentration für cis-1,2-Dichlorethen von 10.000 µg/L ist für die Praxis nicht praktikabel, da ein möglicher Abbau zu Chlorethen (Vinylchlorid) ebenfalls beachtet werden muss. Angesichts der niedrigen Grundwasserkonzentrationen, die für Vinylchlorid abgeleitet wurde, wird ein Hinweiswert von 100 µg/L vorgeschlagen.

Für Toluol, Ethylbenzol und Xylole gilt außerdem, dass der Summenwert R_{GW} den Wert von 1 nicht überschreitet. Dafür wird die Summe der Verhältnisse der Konzentrationen im Grundwasser der drei Stoffe wie folgt gebildet:

$$R_{GW}[-] = \frac{c_{GW,Toluol} \left[\frac{\mu g}{L} \right]}{2.000 \frac{\mu g}{L}} + \frac{c_{GW,Ethylbenzol} \left[\frac{\mu g}{L} \right]}{1.000 \frac{\mu g}{L}} + \frac{c_{GW,Xylole} \left[\frac{\mu g}{L} \right]}{900 \frac{\mu g}{L}} \quad (2)$$

R_{GW} Summenwert zur Beurteilung eines Toluol-, Ethylbenzol-, Xylole-Gemisches (dimensionslos)

$c_{GW,Toluol}$ Konzentration von Toluol im Grundwasser in $\mu g/L$

$c_{GW,Ethylbenzol}$ Konzentration von Ethylbenzol im Grundwasser in $\mu g/L$

$c_{GW,Xylole}$ Konzentration von Xylenen im Grundwasser in $\mu g/L$

Soweit unter einer potenziell zu bebauenden Fläche die Schadstoffkonzentrationen im obersten Teil des Grundwasserleiters hinreichend bekannt sind, kann bei Unterschreitung der Hinweiswerte der Tabelle 1 (bzw. bei einem Summenwert R_{GW} für Toluol, Ethylbenzol und Xylole von ≤ 1) davon ausgegangen werden, dass auch bei einer zukünftigen Bebauung eine Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann. Dies gilt auch für geklüfteten/verkarsteten Untergrund zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche.

4 Fallkonstellationen mit geringerem Potenzial für den Übergang von Schadstoffen in die Innenraumluft

Der **ungünstigste Fall** (siehe Kapitel 3) kann hinsichtlich der Fragestellung, ob gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse gewährleistet werden können, zu einer unplausiblen Einschätzung führen. Fallkonstellationen, bei denen eine mögliche Beeinträchtigung deutlich geringer ist als im ungünstigsten Fall, sind:

- Die Schadstoffe sind in der ungesättigten Bodenzone (unter aeroben Bedingungen) gut abbaubar (z. B. BTEX, vergleiche Kapitel 4.2) und/oder
- der Flurabstand des Grundwassers (Abstand Bodenplatte zur Grundwasseroberfläche¹) ist groß und/oder
- die versiegelte Gebäudefläche ist klein und/oder
- unter dem geplanten Gebäude, d. h. zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche¹, liegt eine durchgehende tonige, lehmige oder schluffige Bodenschicht vor (Mächtigkeit > 0,5 m) und/oder

¹ Die Grundwasseroberfläche wird gemäß DIN 4049 Teil 3 definiert – bei gespanntem Grundwasser ist die Unterkante des Stauers die Grundwasseroberfläche. Bei schwankenden Grundwasserständen wird der mittlere Grundwasserhöchststand herangezogen (LABO, 2007)

- das beprobte Grundwasser weist eine Tiefenzonierung auf, bei der die Schadstoffkonzentration in den obersten Dezimetern vergleichsweise gering ist (z. B. bei einer absinkenden Fahne infolge der Grundwasserneubildung, siehe Kapitel 4.4).

Grundlage für die nachfolgenden Ausführungen sind Arbeitshilfen aus den USA (US-EPA, 2015a) und aus Australien (Australia CRC Care , 2013) sowie Literatur, die bei der Erstellung der Arbeitshilfen verwendet wurde. Die Arbeitshilfen berücksichtigen Feldmessungen von Grundwasser, Bodenluft und Innenraumlufte (US-EPA, 2015; US-EPA, 2012a; US-EPA, 2015a) und numerische Modellierungen (Abreu, Ettinger, & McAlary, 2009; Davis, G., 2013; US-EPA, 2012).

Zu beachten ist:

- Befindet sich im Umfeld des Gebäudes eine durchgängige tonige/schluffige/lehmmige Schicht oberhalb der Kellersohle, ist der ungünstigste Fall anzunehmen (Kapitel 3). Denn analog zu einer Versiegelung kann es unterhalb dieser Schicht und damit im Bereich der Kellersohle und -wände zu einer Schadstoffanreicherung in der Bodenluft kommen.
- Besteht der Bereich zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche ausschließlich aus Kluft-/Karstgestein, ist ebenfalls der ungünstigste Fall anzunehmen (Kapitel 3). Einerseits ist in klüftigem/verkarstetem Gestein nur von einem geringen biologischen BTEX-Abbau auszugehen (US-EPA, 2015a), andererseits ist kaum zu beurteilen, ob Verdünnungseffekte stärker oder geringer sind als bei Bodenschichten aus Lockergesteinen (Mineralböden). Befinden sich zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche sowohl Festgestein als auch Lockergestein, zählen im Folgenden nur die Bodenschichten aus Lockergesteinen (Beispiel: Zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche befindet sich 3 m Lockergestein und 2 m Karstgestein, dann wird in den folgenden Kapiteln 4.2 und 4.3 von 3 m Abstand zwischen Bodenplatte zur Grundwasseroberfläche ausgegangen).

4.1 Abbauverhalten leichtflüchtiger Schadstoffe

Bei leichtflüchtigen Schadstoffen ist von großer Relevanz, ob diese unter aeroben Bedingungen (Anwesenheit von Sauerstoff) gut abbaubar sind. Bei altlastentypischen leichtflüchtigen Schadstoffen sind folgende zwei Schadstoffgruppen zu unterscheiden:

- Leichtflüchtige nicht-chlorierte Kohlenwasserstoffe wie Benzol und andere BTEX, Mineralölkohlenwasserstoffe aus Benzin, Kerosin, Diesel, Heizöl. Diese gelten unter aeroben Bedingungen als gut abbaubar.
- Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW): Hochchlorierte LCKW wie Tetrachlorethen (PER) und Trichlorethen (TRI) gelten als nicht abbaubar unter aeroben Bedingungen. Niedrigchlorierte LCKW wie Vinylchlorid und cis-1,2-Dichlorethen (CIS) sind prinzipiell unter aeroben Bedingungen abbaubar (Eklund et al., 2022); da von vergleichsweise geringen Abbauraten auszugehen ist, sollte bei niedrigchlorierten LCKW der mögliche Abbau nur dann berücksichtigt werden, wenn am konkreten Standort hierfür begründete Nachweise vorliegen.

Die beiden Arbeitshilfen (US-EPA, 2015a) und (Australia CRC Care, 2013) beziehen sich auf flüchtige nicht-chlorierte Kohlenwasserstoffe wie Benzol. Diese sind unter aeroben Bedingungen in der ungesättigten Bodenzone gut abbaubar (siehe oben). Für die Entscheidung, ob eine Relevanz vorliegt, ist der diffusive/advektive Zutritt von Sauerstoff in den Bereich zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche von entscheidender Bedeutung (siehe Kapitel 4.2). Diffusive/advektive Verdünnungsprozesse der Schadstoffe sind im Vergleich zum aeroben Abbau von geringerer Relevanz.

Bei Schadstoffen, die unter aeroben Bedingungen nicht abbaubar sind (z. B. PER, TRI) oder deren Abbaubarkeit schwer abzuschätzen ist (Vinylchlorid), sind nur diffusive/advektive Verteilungsprozesse von Bedeutung. Die Minderungsprozesse sind insgesamt deutlich geringer als bei aerob abbaubaren Stoffen (siehe Kapitel 4.3).

4.2 Vorgehensweise bei nicht-chlorierten Kohlenwasserstoffen

Für aerob abbaubare flüchtige Stoffe (hier: Nicht-chlorierte Kohlenwasserstoffe wie Benzol, andere BTEX, MKW aus Kerosin, Diesel, Heizöl) können die Empfehlungen aus der US-EPA-Veröffentlichung (US-EPA, 2015a) und insbesondere aus der australischen Veröffentlichung (Australia CRC Care, 2013) prinzipiell angewendet werden. Beide Veröffentlichungen gehen davon aus, dass in der ungesättigten Bodenzone eine Limitation des Schadstoffabbaus durch Sauerstoffmangel vergleichsweise selten ist.

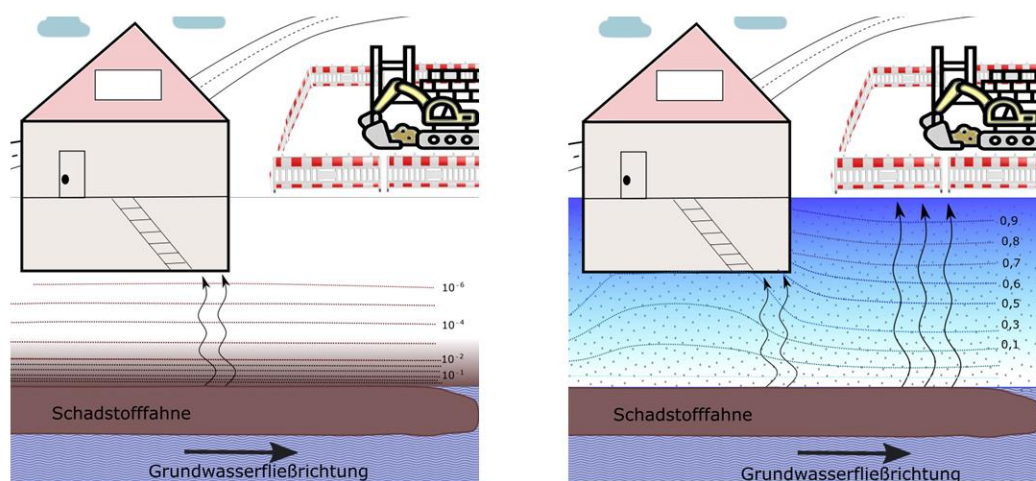


Abbildung 3: Schematische Abbildung der Iso-Konzentrationslinien als relative Angabe (in Anlehnung an US-EPA (2012)). Auf dem linken Bild ist die relative Konzentration von BTEX bzw. MKW in der Bodenluft schematisch dargestellt. Auf dem rechten Bild ist in dieser Situation die relative Sauerstoff-Konzentration in der Bodenluft schematisch dargestellt.

Wie Abbildung 3 zeigt, nehmen die Schadstoffkonzentrationen (linkes Bild) von unten nach oben sehr rasch ab, da Sauerstoff (rechtes Bild) für den Schadstoffabbau ausreichend zur Verfügung steht. Insbesondere in den obersten für den Übertritt in die Innenraumluft relevanten Bodenschichten direkt unterhalb der Bodenplatte ist die Sauerstoffkonzentration i. d. R. ausreichend.

Die australische Arbeitshilfe (Australia CRC Care, 2013) hat umfangreiches Datenmaterial ausgewertet (US-EPA, 2013; Davis, G., 2013; US-EPA, 2012), eine Veröffentlichung von 2021 (Davis, Knight, & Rayner, 2021) bestätigt den in der australischen Arbeitshilfe beschriebenen Bewertungsansatz.

Relevante Parameter sind die Schadstoffkonzentration im Grundwasser, die Ausdehnung des Gebäudes (Gebäudebreite der schmalen Seite, einschließlich direkt angrenzender versiegelter Flächen) und der Abstand von der Bodenplatte bis zur Grundwasseroberfläche. Die beiden letztgenannten Parameter werden zum *Quotienten (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘* zusammengefasst.

$$Q = \frac{\text{Gebäudebreite}}{\text{Abstand Bodenplatte zum Grundwasser}} \quad (2)$$

Q: Quotient aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘; je größer Q ist, desto eher ist mit einem Eindringen von Schadstoffen in die Innenraumlufte zu rechnen

Gebäudebreite:

Bei rechteckigen Gebäuden ist die schmale Seite relevant. Sofern die unmittelbar an das Gebäude angrenzenden Freiflächen ebenfalls versiegelt sind (Asphalt, Beton), zählen diese zur Gebäudefläche hinzu

Abstand Bodenplatte zum Grundwasser:

Abstand zur Grundwasseroberfläche des Grundwasserleiters. Die Grundwasseroberfläche wird gemäß DIN 4049 Teil 3 definiert – bei gespanntem Grundwasser ist die Unterkante des Stauers die Grundwasseroberfläche. Bei schwankenden Grundwasserständen wird der mittlere Grundwasserhöchststand herangezogen (LABO, 2007)

Unter Berücksichtigung der großen Unsicherheiten und des Vorsorgegedankens können auf Grundlage von (Australia CRC Care, 2013) und (Davis, Knight, & Rayner, 2021) die in Tabelle 2 für Benzol und in Tabelle 3 für BTEX beschriebenen konservativen Annahmen im Hinblick auf die gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse getroffen werden. Erläuterungen und Hintergrundinformationen zu Tabelle 2 und Tabelle 3 sind im Anhang 3 enthalten.

Tabelle 2: Hinweise auf eine mögliche Exposition von Menschen in Innenräumen bei leichtflüchtigen Stoffen unter Berücksichtigung der Benzol-Konzentrationen im Grundwasser, des biologischen Abbaus in der ungesättigten Bodenzone und des Quotienten (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘

Überschreitung des Benzol-Hinweiswertes für Grundwasser*	Q**	Gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse
1 bis 2-fach (40 bis 80 µg/L)	≥ 11	möglicherweise beeinträchtigt; weitere Prüfschritte sind empfehlenswert
	< 11	wahrscheinlich nicht beeinträchtigt
2 bis 5-fach (80 bis 200 µg/L)	≥ 10	möglicherweise beeinträchtigt; weitere Prüfschritte sind empfehlenswert
	< 10	wahrscheinlich nicht beeinträchtigt
5 bis 10-fach (200 bis 400 µg/L)	≥ 9	möglicherweise beeinträchtigt; weitere Prüfschritte sind empfehlenswert
	< 9	wahrscheinlich nicht beeinträchtigt
10 bis 20-fach (400 bis 800 µg/L)	≥ 8	möglicherweise beeinträchtigt; weitere Prüfschritte sind empfehlenswert
	< 8	wahrscheinlich nicht beeinträchtigt

* siehe Tabelle 1 in Kapitel 3

** Quotient aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘, siehe Seite 13

Beispiel: Die im Grundwasser gemessene Benzol-Konzentration beträgt 320 µg/L, der Benzol-Hinweiswert von 40 µg/L (siehe Tabelle 1) wird also 8-fach überschritten (Bereich 5 bis 10-fach). Die Gebäudebreite beträgt 14 m, der Abstand der Bodenplatte zum Grundwasser 2 m. Dann gilt für den Quotienten (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘: $Q = \frac{14m}{2m} = 7$

Nach Tabelle 2 ergibt sich:

Überschreitung des Benzol-Hinweiswertes für Grundwasser*	Q**	Gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse
5 bis 10-fach (200 bis 400 µg/L)	≥ 9	möglicherweise beeinträchtigt; weitere Prüfschritte sind empfehlenswert
	< 9	wahrscheinlich nicht beeinträchtigt

Da Q im Beispiel kleiner als 9 ist, kann eine Beeinträchtigung über den Pfad Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft als unwahrscheinlich eingestuft werden.

Für Toluol, Ethylbenzol, Xylole und Styrol gilt analog zu Benzol die in Tabelle 3 zusammengefasste Vorgehensweise:

Tabelle 3: Hinweise auf eine mögliche Exposition von Menschen in Innenräumen bei leichtflüchtigen Stoffen unter Berücksichtigung der Grundwasser-Konzentrationen von Toluol bzw. Ethylbenzol bzw. Xylole bzw. Styrol, des biologischen Abbaus in der ungesättigten Bodenzone und des Quotienten (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘

Überschreitung des Hinweiskwertes für Grundwasser für Toluol bzw. Ethylbenzol bzw. Xylole bzw. Styrol *	Q**	Gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse
1 bis 2-fach (2.000 bis 4.000 µg/L Toluol) (1.000 bis 2.000 µg/L Ethylbenzol) (900 bis 1.800 µg/L Xylole) (600 bis 1.200 µg/L Styrol)	≥ 11	möglicherweise beeinträchtigt; weitere Prüfschritte sind empfehlenswert
	< 11	wahrscheinlich nicht beeinträchtigt
2 bis 5-fach (4.000 bis 10.000 µg/L Toluol) (2.000 bis 5.000 µg/L Ethylbenzol) (1.800 bis 4.500 µg/L Xylole) (1.200 bis 3.000 µg/L Styrol)	≥ 10	möglicherweise beeinträchtigt; weitere Prüfschritte sind empfehlenswert
	< 10	wahrscheinlich nicht beeinträchtigt

* Toluol, Ethylbenzol, Xylole und Styrol werden einzeln betrachtet; die Hinweiskwerte sind Tabelle 1 zu entnehmen

** Quotient aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘, siehe Seite 13

Der für Toluol, Ethylbenzol und Xylole in der Innenraumluft zu beachtende Summenwert (s. Kapitel 3) wird bei der weiteren Betrachtung nicht verwendet, da die Ableitungen für die hier benannten Überschreitungen von Hinweiskwerten als ausreichend konservativ zu betrachten sind.

Beispiel: Die Ethylbenzol-Konzentration beträgt 1.500 µg/L, der Hinweiskwert von Ethylbenzol 1.000 µg/L (s. Tab. 1). Der Hinweiskwert wird also um das 1,5-fache überschritten (Bereich 1 bis 2-fach). Die Gebäudebreite ist 21 m, der Abstand der Bodenplatte zum Grundwasser 1,5 m. Dann gilt für den Quotienten (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘: $Q = \frac{21 \text{ m}}{1,5 \text{ m}} = 14$

Nach Tabelle 3 ergibt sich:

Überschreitung des Hinweiskwertes für Grundwasser für Toluol bzw. Ethylbenzol bzw. Xylole bzw. Styrol *	Q**	Gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse
1 bis 2-fach (1.000 bis 2.000 µg/L Ethylbenzol)	≥ 11	möglicherweise beeinträchtigt; weitere Prüfschritte sind empfehlenswert
	< 11	wahrscheinlich nicht beeinträchtigt

Da Q im Beispiel größer als 11 ist, können die gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse über den Pfad Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft als möglicherweise beeinträchtigt eingestuft werden (weitere Prüfschritte sind empfehlenswert).

Ergibt sich aus Tabelle 2 oder Tabelle 3 eine potenzielle Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse, sollten z. B. folgende weitere Prüfschritte vorgenommen werden:

- Klärung hydrogeologischer Aspekte
 - Tiefenhorizontierte Grundwasserbeprobung zur Ermittlung der BTEX-Konzentration in den obersten Dezimetern des Grundwassers (Kapitel 4.4)
 - Bau weiterer Grundwassermessstellen, um im Bereich der geplanten Bebauung möglichst repräsentative Grundwasserproben erhalten zu können
- Klärung baulicher Aspekte
 - Prüfung, ob durch geringfügige bauliche Änderungen die Beeinträchtigung der Bewohner gemindert werden kann (z. B. Verzicht auf großflächige Beton-/Asphaltversiegelung im direkten Umfeld der geplanten Bebauung)
 - Prüfung, ob bauliche Sicherungsmaßnahmen im Sinne der Vorsorge gerechtfertigt sind (Kapitel 5)
- Sonstige Aspekte
 - Prüfung, ob kurz-/mittelfristig eine deutliche Abnahme der BTEX-Konzentrationen zu erwarten ist (z. B. infolge von Sanierungsmaßnahmen an der Schadstoffquelle)
 - Gutachterliche Betrachtung des Einflusses der Bodenart/-feuchte und evtl. vorhandener stauender Schichten auf BTEX-Ausbreitung und -Abbau im konkreten Einzelfall (Kapitel 4.5).

4.3 Vorgehensweise bei LCKW

Für die Stoffgruppe „LCKW“ werden in diesem Kapitel Empfehlungen gegeben. Diese stützen sich in erster Linie auf eine US-EPA-Studie, in der Untersuchungsergebnisse aus LCKW-Schadensfällen zusammengefasst wurden (US-EPA, 2012a). Hintergrundinformationen sind in Anhang 4 zusammengestellt.

Die Ergebnisse der US-EPA-Studie lassen folgende Schlüsse zu: Je größer der Abstand Fundament/Bodenplatte zum Grundwasser ist, desto niedrigere LCKW-Innenraumluftkonzentrationen sind zu erwarten. Hinsichtlich der Bodenart ergab die statistische Auswertung der US-EPA-Studie, dass bei feinkörnigen Böden geringere Schadstoffkonzentrationen in der Innenraumluft zu erwarten sind als bei grobkörnigen Böden. Der Einfluss der Bodenart ist allerdings geringer als der Einfluss des Abstands zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche (siehe auch Anhang 4).

Zusammenfassend können unter Berücksichtigung der oben beschriebenen Unsicherheiten (Feldmessungen, Modellierung) (US-EPA, 2012a; US-EPA, 2012) und des Vorsorgedankens folgende konservative Empfehlungen abgeleitet werden:

- Bei einem **Abstand Bodenplatte zur Grundwasseroberfläche** von mindestens 3 m können die für den ungünstigsten Fall (Kapitel 3) abgeleiteten LCKW-Grundwasserhinweiswerte

um den **Faktor 2** erhöht werden. Bei einem Abstand von mindestens 5 m können die Grundwasserhinweiswerte um den **Faktor 3** erhöht werden.

- Bei einer **durchgehenden Bodenschicht** der Bodenarten-Hauptgruppen Ton, Schluff oder Lehm (nach KA 5) mit einer Mächtigkeit von mehr als 0,5 m zwischen der Unterkante des geplanten Gebäudes und der Grundwasseroberfläche (nach DIN 4049 Teil 3) können die für den ungünstigsten Fall (Kapitel 3) beschriebenen LCKW-Grundwasserhinweiswerte um den **Faktor 2** erhöht werden. Dabei ist es unerheblich, ob diese wassergeringleitende Bodenschicht vollständig in der ungesättigten Zone liegt (ungespannter Grundwasserleiter) oder es sich um ein gespanntes Grundwasser handelt mit dieser Schicht als Stauer.
- Treffen **beide o. g. Kriterien gemeinsam** zu, kann ein **Faktor 4** angewendet werden.

Eine Übersicht über die empfohlenen Faktoren und die dafür einzuhaltenden Kriterien bietet Tabelle 4.

Tabelle 4: Empfehlung zu Faktoren mit denen die LCKW-Hinweiswerte für das Grundwasser [$\mu\text{g/L}$] aus Tabelle 1 multipliziert werden können, um damit eine potenzielle Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse beurteilen zu können

Kriterium	Faktor*
Abstand Bodenplatte zur Grundwasseroberfläche $> 3 \text{ m} \leq 5 \text{ m}$	2
Abstand Bodenplatte zur Grundwasseroberfläche $> 5 \text{ m}$	3
tonige, schluffige oder lehmige** Bodenschicht (Mächtigkeit $> 0,5 \text{ m}$) unterhalb der Bodenplatte	2
Abstand Bodenplatte zur Grundwasseroberfläche $> 3 \text{ m}$ UND tonige, schluffige oder lehmige** Bodenschicht (Mächtigkeit $> 0,5 \text{ m}$) unterhalb der Bodenplatte	4

* Treffen die in der linken Spalte genannten Kriterien zu, können die LCKW-Hinweiswerte für das Grundwasser [$\mu\text{g/L}$] (siehe Kapitel 3 Tabelle 1) mit dem genannten Faktor multipliziert werden. Damit können die im Grundwasser ermittelten LCKW-Konzentrationen mit den um den Faktor 2, 3 oder 4 erhöhten Hinweiswerten verglichen werden, analog zu Tabelle 1.

** Böden, die zu den Bodenarten-Hauptgruppen Tone, Schluffe und Lehme (nach KA5) gerechnet werden

Durch Multiplikation des Grundwasser-Hinweiswertes mit dem nach Tabelle 4 ermittelten Faktor ergibt sich ein Wert, anhand dessen die Konzentration im obersten Meter des Aquifers bewertet werden kann. Bei Unterschreitung ist davon auszugehen, dass die gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse wahrscheinlich nicht beeinträchtigt werden.

Beispiel: Unterhalb einer geplanten Wohnbebauung beträgt die Trichlorethen-Konzentration im obersten Meter des Aquifers ca. $220 \mu\text{g/L}$. Der Grundwasser-Hinweiswert von $100 \mu\text{g/L}$ (siehe Tabelle 1) wird um mehr als das Doppelte überschritten. Aufgrund der Überschreitung sind die Gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse möglicherweise beeinträchtigt und es wurde eine Einzelfallprüfung durchgeführt. Diese ergab unter anderem:

- Der Abstand der Kellersohle zum Grundwasser beträgt ca. 4 Meter
- Eine lehmige Bodenschicht (Mächtigkeit ca. 1 m) ist unterhalb der Bodenplatte vorhanden.

Gemäß Tabelle 4 können die LCKW-Hinweiswerte für das Grundwasser [$\mu\text{g/L}$] in diesem Fall mit dem Faktor 4 multipliziert werden (unterste Zeile Tabelle 4). Somit ergibt sich ein Wert von $4 \cdot 100 = 400 \mu\text{g/L}$. Da der Trichlorethen-Messwert von $220 \mu\text{g/L}$ diesen Wert unterschreitet, sind die gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse wahrscheinlich nicht beeinträchtigt.

Bei größeren Gebäuden (schmale Seite $> 12 \text{ m}$) bzw. Gebäuden mit großflächiger Versiegelung in unmittelbarer Umgebung des Gebäudes ist eine gutachterliche Beurteilung zu empfehlen, inwieweit die oben genannten Faktoren anwendbar sind.

Vinylchlorid ist prinzipiell unter aeroben Bedingungen abbaubar (Eklund et al., 2022). Aufgrund der großen Unsicherheiten bei der Abschätzung der Abbauraten (unter anderem besteht eine starke Temperaturabhängigkeit (CityChlor, 2013)) werden in diesem Kapitel keine generellen Aussagen zu Vinylchlorid getroffen, die über die im vorigen Absatz beschriebenen hinausgehen. Sollte bei niedrigchlorierten LCKW der mögliche Abbau berücksichtigt werden, wären für den betreffenden Standort plausible und nachprüfbare Nachweise für den biologischen Abbau vorzulegen.

4.4 Tiefenzonierung des Grundwassers

Für das Expositionsszenario Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft ist die Schadstoffkonzentration in den obersten Dezimetern des Grundwassers relevant. Daher sollten Grundwassermessstellen, die zur Beurteilung des Expositionsszenarios Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft herangezogen werden, im obersten Bereich des Aquifers (grundwassererfüllter Bereich des Grundwasserleiters) verfiltert sein.

In Grundwassermessstellen werden mit üblichen Beprobungsverfahren zuflussgewichtete Wasserproben gewonnen. Bei Annahme eines homogenen Grundwasserleiters im Bereich der Filterstrecke wäre die ermittelte Schadstoffkonzentration tiefengemittelt. Aus solchen Mischproben ist nicht erkennbar, ob die Schadstoffkonzentration über die Tiefe in etwa gleich ist oder ob eine Tiefendifferenzierung vorliegt. Da sich die zu bebauende Fläche abstromig der Schadstoffeintragsquelle befindet, ist infolge Grundwasserneubildung mit absinkenden Schadstofffahnen zu rechnen (sofern der Bereich oberhalb der Schadstofffahne nicht vollständig versiegelt ist), also mit vergleichsweise niedrigen Konzentrationen im obersten Bereich des Aquifers. Im Hinblick darauf, dass nur die obersten Dezimeter des Grundwassers für Ausgasungsprozesse relevant sind, kann eine tiefenhorizontierte Beprobung im obersten Bereich des Aquifers sinnvoll sein. Hierzu stehen unter anderem folgende Techniken zur Verfügung:

- Direct-Push-Sondierungen mit Grundwasser-Beprobung (im obersten Bereich des Aquifers bzw. in verschiedenen Tiefen) (Koschitzky, Leven, & Weiss, 2011; Dietrich & Leven, 2006; Gerstner, Scheytt, & Fälder, 2006; LUA, 2004; UBA-Ö, 2016; Leven et al., 2010)
- Low-Flow Purging and Sampling (Probennahme mit geringer Abpumprate) (HLNUG, 2014; UBA-Ö, 2016)

- Tiefenorientierte Probennahme mit (Thermo)flowmetern bzw. zwei Probennahmepumpen (UBA-Ö, 2016)
- Passivsammler (in verschiedenen Tiefen zur Ermittlung von Konzentrationsgradienten) (UBA-Ö, 2016).

Die so ermittelten Schadstoffkonzentrationen im obersten Bereich des Grundwassers können für die Beurteilung herangezogen werden.

4.5 Weitere Einflussfaktoren

Für das Expositionsszenario Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft haben die versiegelte Fläche und der Grundwasserflurabstand die größte Relevanz (siehe Kapitel 4.2 und 4.3). Weiterhin ist die Bodenart relevant (Kapitel 4.3). Darüber hinaus ist das Expositionsszenario Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft im Einzelfall von weiteren Einflussfaktoren abhängig, die nachfolgend kurz erläutert werden. Der Einfluss der genannten Faktoren ist in der Praxis nur sehr schwer quantifizierbar und wird in dieser Arbeitshilfe daher nicht vertieft behandelt. Diese Einflussfaktoren werden indirekt berücksichtigt, indem in den vorangegangenen Kapiteln 4.2 und 4.3 konservative Annahmen getroffen werden:

- **Bodenart:**
Tendenziell wurden bei feinkörnigen Böden geringere LCKW-Konzentrationen in der Innenraumluft gemessen als bei grobkörnigen Böden (siehe Kapitel 4.3). Untersuchungen zeigen, dass der Einfluss der Bodenart deutlich weniger relevant ist als die Abbaubarkeit (bei Vorliegen aerob abbaubarer Schadstoffe) (US-EPA, 2012a) und weniger relevant als die Bodenfeuchte (Ma et al., 2020).
- **Bodenfeuchte:**
Mit steigender Bodenfeuchte verlangsamt sich die Stoffausbreitung in der ungesättigten Zone, da sich der luftgefüllte Porenraum verkleinert und die Diffusionsgeschwindigkeit abnimmt. Da eine hohe Bodenfeuchte insbesondere in gering durchlässigen Bodenschichten auftritt, sind tonige/schluffige Bodenschichten als günstig anzusehen (US-EPA, 2015; McHugh, Loll, & Eklund, 2017). Bei aerob abbaubaren Stoffen (z. B. BTEX) ist zu beachten, dass sehr trockene Böden (< 2% Bodenfeuchte), wie sie unter großflächigen Versiegelungen auftreten können, den Abbau mindern (US-EPA, 2015a). Der Einfluss der Bodenfeuchte wird nicht berücksichtigt, da diese unterhalb einer geplanten Bebauung variabel und kaum abschätzbar ist.
- **Advektive Schadstoffausbreitung:**
In der Literatur wird davon ausgegangen, dass die Schadstoffausbreitung in der ungesättigten Bodenzone in erster Linie diffusiv erfolgt. Im Nahbereich der Bodenplatte bzw. der Geländeoberkante kann die advektive Schadstoffausbreitung dominieren (US-EPA, 2015; Eklund et al., 2022; Ma et al., 2020). Diese ist vergleichsweise schnell. Der Einfluss der Advektion wird in dieser Arbeitshilfe nicht berücksichtigt, da dieser Faktor (i) sehr schwer quantifizierbar ist und (ii) bei Neubauten eine vergleichsweise geringe Relevanz aufweisen sollte.
- **Luftdruckschwankungen:**
Luftdruckschwankungen können atmosphärisch bedingt sein oder durch den Betrieb von

Heizungen/Klimaanlagen/Ventilatoren in einem Gebäude auftreten.

Luftdruckschwankungen, die einen Unterdruck im Gebäude bewirken, können zu einem verstärkten Schadstoffeintritt über die Bodenplatte führen. Dieser Einflussfaktor wird in dieser Arbeitshilfe nicht berücksichtigt, da dieser Faktor (i) sehr schwer quantifizierbar ist und (ii) bei Neubauten vergleichsweise gering sein sollte.

- Kanalisation, präferenzielle Fließwege:
Prinzipiell können leichtflüchtige Schadstoffe über präferenzielle Fließwege wie Kanalrohre oder Gebäuderisse vergleichsweise leicht in Gebäude gelangen (US-EPA, 2015).
- Drainageschicht unter einem Gebäude:
Eine gut durchlässige Drainageschicht ist als gefährdungsmindernd anzusehen, da Schadstoffe außen am Gebäude abgeführt werden und in geringerem Maße die Kellersohle durchdringen (siehe Kapitel 5).

5 Bauliche Sicherungsmaßnahmen bei Bodenluft- bzw. Grundwasserbelastungen mit leichtflüchtigen Stoffen

Leichtflüchtige Schadstoffe können aus dem Grundwasser grundsätzlich bis in oberflächennahe Schichten aufsteigen und sich unter versiegelten Flächen anreichern oder über bodenberührte Gebäudeteile in die Innenraumluft eindringen. Bodenluft- bzw. Grundwasserbelastungen mit leichtflüchtigen Schadstoffen (LCKW, BTEX, Naphthalin) stehen einer Bebauung nicht im Weg, es sind jedoch bauliche Sicherungsmaßnahmen erforderlich, wenn ein Übertritt von Schadstoffen in die Innenräume nicht hinreichend sicher ausgeschlossen werden kann und weitere Maßnahmen zur Verringerung der Grundwasserbelastung nicht verhältnismäßig oder zielführend sind.

Das oberste Ziel beim Neubau ist es, den Übertritt der leichtflüchtigen Schadstoffe in die Innenräume zu unterbinden. Bei Grundwasserkonzentrationen oberhalb der Hinweiswerte (siehe Tabelle 1) oder beim Nachweis von Bodenluftbelastungen sind für Neubauten geeignete Gassicherungsmaßnahmen zu empfehlen. Hierzu geeignet sind insbesondere:

- Kontrollierte Ableitung der Bodengase mittels passiver Gasdrainage
 - Horizontale Flächendrainage:
Drainage aus Sand oder Kies unterhalb der Bodenplatte und Schutz der Drainageschicht mittels Folie vor Zementschlämmen beim Schütten der Bodenplatte. Zusätzlich sind bei Streifen- oder Ringfundamenten Entlüftungsdurchbrüche vorzusehen, um Gasansammlungen in „gefangenen Räumen“ unter der Bodenplatte zu vermeiden.
 - Vertikale Gasdrainage:
Drainage aus Sand oder Kies an den bodenberührten Seitenwänden des Gebäudes mit direktem Anschluss an die horizontale Flächendrainage. Die Abdeckung der vertikalen Drainage an der Geländeoberfläche sollte mit Kies oder Pflaster mit dauerhaft diffusionsoffener Verfugung erfolgen.
- Gasdichte Ausführung der Bodenplatte und/oder der Außenwände

- Gasdichte Ausführungen von Leitungsdurchbrüchen durch die Bodenplatte oder die unterirdischen Außenwände.
- Absaugen der schadstoffhaltigen Bodenluft (z. B. Gasbrunnen)

Weiterführende Hinweise zum Schutz von Neubauten und bereits bestehenden Gebäuden durch Bodengase können auch den verschiedenen Vorgaben zum Radon- und Methanschutz bei Gebäuden entnommen werden (BUKEA, 2022; LfU, 2023; SMEKUL, 2020).

6 Literaturverzeichnis

- Abreu, L., Ettinger, R., & McAlary, T. (2009): Simulated Soil Vapor Intrusion Attenuation Factors Including Biodegradation for Petroleum Hydrocarbons. *Ground Water Monitoring & Remediation* 29, no. 1/ Winter 2009, S. 105–117.
- Ad-hoc AG (1997): Richtwerte für die Innenraumluft: Dichlormethan <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/pdfs/Dichlormethan.pdf>
- Ad-hoc AG (2012): Richtwerte für die Innenraumluft: erste Fortschreibung des Basisschemas Bundesgesundheitsbl. 55, 279-290. <https://doi.org/10.1007/s00103-011-1420-0>
- Ad-hoc AG (2012a): Richtwerte für Ethylbenzol in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl. 55, 1192–1200 . <https://doi.org/10.1007/s00103-012-1523-2>
- Ad-hoc AG (2013): Richtwerte für Naphthalin und Naphthalin-ähnliche Verbindungen in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl. 56, 1448–1459. <https://doi.org/10.1007/s00103-013-1836-9>
- AIR (2015): Gesundheitliche Bewertung krebserzeugender Verunreinigungen der Innenraumluft - erste Ergänzung zum Basisschema. Bundesgesundheitsbl. 58, 769-773. <https://doi.org/10.1007/s00103-015-2175-9>
- AIR (2015a): Gesundheitliche Bewertung von Trichlorethen in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl. 58, 762–768. <https://doi.org/10.1007/s00103-015-2173-y>
- AIR (2015b): Richtwerte für Dimethylbenzole in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl. 58, 1378-1389. <https://doi.org/10.1007/s00103-015-2252-0>
- AIR (2016): Richtwerte für Toluol und gesundheitliche Bewertung von C7-C8-Alkylbenzolen in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl. 59, 1522-1539. <https://doi.org/10.1007/s00103-016-2444-2>
- AIR (2017): Richtwerte für Tetrachlorethen in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl 60, 1305–1315. <https://doi.org/10.1007/s00103-017-2637-3>
- AIR (2019): Gesundheitliche Bewertung von 1,2-Dichlorethan (1,2-DCE) in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl 62, 114–117. <https://doi.org/10.1007/s00103-018-2849-1>
- AIR (2020): Vorläufiger Leitwert für Benzol in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl 63, 361–367. <https://doi.org/10.1007/s00103-019-03089-4>
- AIR (2021): Risikobezogener Leitwert für Vinylchlorid (Chlorethen) in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl 64, 1616–1623. <https://doi.org/10.1007/s00103-021-03437-3>
- ALTEX-1D Version 3.4.5. (Februar 2020): Abgerufen am 28.10.2022 von https://www.lbeg.niedersachsen.de/boden_grundwasser/altlasten/arbeitshilfen/sickerwasserprognose/sickerwasserprognose-870.html

- Australia CRC Care (2013): Petroleum hydrocarbon vapour intrusion assessment - australian guidance. Technical Report 23.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 126 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist.
- BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung, *neue Fassung als Teil der Mantelverordnung*, BGBl. I, 2598.
- BUKEA (2022): Methan aus Weichschichten – Sicheres Bauen bei Bodenluftbelastungen. Abgerufen am 01.02.2022 von:
<https://www.hamburg.de/contentblob/2854392/54b138c9314ee7efe6ea351944f5c654/data/d-bodenluftbelastung-broschuere.pdf>
- CityChlor (2013): Attenuation of the vinyl chloride in the vadose zone - Study of VC degradation in the unsaturated zone at different scales.
- Davis, G. (2013): Do petroleum vapours accumulate under buildings? – data and modelling. *AEHS West Coast Conference, 23rd Annual International Conference on Soil, Water, Energy, and Air*. San Diego, 18-21 March 2013.
- Davis, G., Knight, J., & Rayner, J. (2021): Extinguishing Petroleum Vapor Intrusion and Methane Risks for Slab-on-ground Buildings - A Simple Guide. *Groundwater Monitoring & Remediation* 41, no. 2/ Spring 2021.
- DeVaull, G. (2007): Indoor Vapor Intrusion with Oxygen-Limited Biodegradation for a Subsurface Gasoline Source. *Environ. Sci. Technol.*, S. 3241-3248.
- Dietrich, P., & Leven, C. (2006): Direct Push-Technologies. *Groundwater geophysics*. (R. Kirsch, Hrsg.) Berlin, Heidelberg: Springer. S. 321–340.
- Eklund, B., Rago, R., Plantz, G., Haddad, E., & Miesfeldt, M. (2022): Fate & transport of vinyl chloride in soil vapor. *Remediation*. 2022 Vol. 32, Issue 4, p. 273-279.
- Gerstner, D., Scheytt, T., & Fälker, C. (2006): Untersuchungen von Altlasten – Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von Direct-Push Technologien bei der Altlastenbearbeitung. *Altlasten Spektrum*. 6/2006.
- Gillbricht, C. A. (2019): Anmerkungen zur Berücksichtigung von Belastungen der Bodenluft im Baurechtsverfahren. *Altlasten Spektrum*. 1/2019.
- HLNUG (2014): Handbuch Altlasten Band 3 Teil 2 "Untersuchung von altlastenverdächtigen Flächen und Schadensfällen", 2. Auflage.
- Holzwarth, F., Ratke, H., Hilger, B., & Bachmann, G. (2000): Handkommentar zu Bundesbodenschutzgesetz/ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, 2. Auflage 2000. ESV.
- KORA-Konsortium (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse bei mineralölkontaminierten Standorten : Methoden, Empfehlungen und Hinweise zur

Untersuchung und Beurteilung / Dorothea Wabbels, Georg Teutsch & der Themenverbund 1 (TV1) "Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe. Universität Tübingen, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften (ZAG).

- Koschitzky, H.-P., Leven, C., & Weiss, H. (2011): Direct Push Technologies, Overview, Applications and Limits; Kopenhagen. Abgerufen am 11. 04. 2023 von <https://www.iws.uni-stuttgart.de/publikationen/vegas/Koschitzky-Leven-NICOLE-Copenhagen-final-web.pdf>
- LABO (2007): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen. Arbeitshilfe DU mit ALTEX-1D der *Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz. Die AH befindet sich in der Aktualisierung (2023)*
- LABO (2008): Bewertungsgrundlagen für Schadstoffe in Altlasten – Informationsblatt für den Vollzug. *Ständiger Ausschuss Altlasten der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Stand: 01.09.2008 inkl. Ergänzung Juni 2009.*
- Leven, C., Weiß, H., Koschitzky, H.-P., Blum, P., Ptak, T., & Dietrich, P. (2010): Direct-Push-Verfahren. *Schriftenreihe Altlastenforum Baden-Württemberg e.V.* 15, 36. Stuttgart
- LfU (2023): Maßnahmen zum Schutz vor Radon. Abgerufen am 25.07.2023 von: https://www.lfu.bayern.de/strahlung/radon_in_gebaeuden/massnahmen_schutz/index.htm
- LUA (2004): Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg. Nationale und internationale Sachstandsrecherche, Praxiserprobte und innovative Direkt/in situ-Probennahmeverfahren für Grund-, Sickerwasser und Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung. (*L. Brandenburg, Hrsg.*) Abgerufen am 11.04.2023 von https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/labo_nr4.3991613.pdf
- Ma, J., McHugh, T., Beckley, L., Lahvis, M., DeVaul, G., & Jiang, L. (2020): Vapor intrusion Investigations and Decision-Making: A critical Review, *Envir. Sci. Technol.* 2020, Vol. 54, Issue 12, S. 7050-7069.
- McCarty, K., & Johnson, R. (1993): Transport of Volatile Organic Compounds Across the Capillary Fringe. *Water Resources Research*, Vol. 29, Issue 6, S. 1675-1683.
- McHugh, T., Loll, P., & Eklund, B. (2017): Recent advances in vapor intrusion site investigation. *Journal of Environmental Management*, Vol. 204, Part 2, S. 783-792.
- SMEKUL (2020): Radonschutzmaßnahmen – Planungshilfe für Neu- und Bestandsbaute. *Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft.* <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/26126>
- UBA (1999): In: Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten. Teil 2: Ergänzende Ableitungsmethoden, Teil 4: Stoffbezogene Berechnungen als orientierende Hinweise auf Prüfwerte für nicht in der BBodSchV mit Prüfwerten zum Wirkungspfad Boden-Mensch geregelte Stoffe. Berlin: *Umweltbundesamt.*

- UBA-Ö (2016): Quicksan Erkundungs- und Monitoringtechnologien. (*REP-0570*), *Report / Umweltbundesamt*, S.166. (U. G. Österreich, Hrsg.) Wien, Österreich. Abgerufen am 11.04.2023 von <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0570.pdf>
- US-EPA (2012): Conceptual Model Scenarios for the Vapor Intrusion Pathway. Abgerufen am 01.02.2023 von <https://www.epa.gov/vaporintrusion/conceptual-model-scenarios-vapor-intrusion-pathway>
- US-EPA (2012a): EPA's Vapor Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation Factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings. Abgerufen am 01.02.2023 von <https://www.epa.gov/vaporintrusion/epas-vapor-intrusion-database-evaluation-and-characterization-attenuation-factors>
- US-EPA (2013): Evaluation of Empirical Data and Modeling Studies to Support Soil Vapor Intrusion Screening Criteria for Petroleum Hydrocarbon Compounds. Washington, DC. Abgerufen am 01.02.2023 von https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-09/documents/pvi_database_report.pdf
- US-EPA (2015): Technical Guide for Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from subsurface Vapor Sources to Indoor Air. Abgerufen am 01.02.2023 von <https://www.epa.gov/vaporintrusion/technical-guide-assessing-and-mitigating-vapor-intrusion-pathway-subsurface-vapor>
- US-EPA (2015a): Technical Guide For Addressing Petroleum Vapor Intrusion At Leaking Underground Storage Tank Sites. Abgerufen am 01.02.2023 von <https://www.epa.gov/ust/technical-guide-addressing-petroleum-vapor-intrusion-leaking-underground-storage-tank-sites>

Anhang 1 Langfassung der Tabelle für Hinweiswerte im Grundwasser

Tabelle A1-1 Langfassung der Tabelle für Hinweiswerte im Grundwasser [$\mu\text{g/L}$] in Bezug auf eine mögliche Exposition von Menschen in Innenräumen mit den zu Grunde liegenden Innenraumluftkonzentrationen und der gewählten Henry-Konstante

	Innenraumluft [mg/m³]			Bodenluft [mg/m³]		Henry-K. K _H [-] bei 10°C	Grundwasser [µg/L]		Grund- wasser- hinweis- wert [µg/L]	
	AIR ¹	Grundlage orientie- rende Hinweise ⁴		aus RW I oder Leitwert	Orientie- rende Hinweise		aus RW I oder Leitwert	aus orien- tierenden Hinweisen		
		Richtwert I (RW I) ²	Risikobezogener bzw. vorläufiger Leitwert ³							
BTEX und Styrol										
Benzol			0,0045 (v)	0,01	4,5	10	0,111	40,5	90	40
Toluol ⁵	0,30			2,6	300	1.000	0,131	2.290	7.634	2.000
Ethylbenzol ⁵	0,20			0,2	200	200	0,121	1.653	1.653	1.000
Xylole ⁵	0,10			4	100	1.000	0,102	980	9.804	900
Styrol	0,030			0,08	30	100	0,0479	626	2.088	600
LCKW										
Dichlormethan	0,20			0,08	200	80	0,0597	3.350	1.340	1.000
Trichlormethan				0,002		2	0,0639		31	30
Tetrachlormethan				0,003		3	0,516		5,81	5
1,2-Dichlorethan		0,0010 (v)			1		0,0241	41,5		40
Chlorethen (VC)		0,0023		0,004	2,3	4	0,667	3,45	6	3
cis-1,2-Dichlorethen				0,87		900	0,0819		10.989	100
Trichlorethen		0,020		0,022	20	20	0,172	116	116	100
Tetrachlorethen	0,10			0,07	100	70	0,298	336	235	200
PAK										
Naphthalin	0,010			0,014	10	10	0,00949	1.054	1.054	1.000

¹Ausschuss für Innenraumrichtwerte. Bezüglich der verwendeten Richt- und Leitwerte für den niedrigsten plausiblen Innenraumrichtwert ist jeweils der aktuelle Stand anzuwenden [<https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/kommissionen-arbeitsgruppen/ausschuss-fuer-innenraumrichtwerte>].

² Der Richtwert I beschreibt die Konzentration eines Schadstoffes in der Innenraumluft, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung nach gegenwärtigem Forschungsstand auch bei lebenslanger Exposition keine gesundheitliche Beeinträchtigung zu erwarten ist.

³ Risikobezogene bzw. vorläufige Leitwerte für krebserzeugende Stoffe. (v) = vorläufiger Leitwert

⁴Innenraumluftkonzentrationen, die für die Ableitung der orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe in der Bodenluft (LABO, 2008) genutzt wurden (siehe auch Anhang 2)

⁵Für die C7-C8-Alkylbenzole (Toluol, Ethylbenzol und Xylole) soll nach Auffassung des AIR beim Nachweis von mehr als einem der Alkylbenzole eine Gruppenbetrachtung durchgeführt werden. Dafür wird die Summe aus den jeweiligen Konzentrationen im Verhältnis zum Hinweiswert im Grundwasser gebildet und sollte 1 nicht überschreiten ($R \leq 1$, siehe Formel 2)

Anhang 2 Erläuterungen der Wahl der Innenraumluftkonzentrationen als Grundlage für die Ableitung der Hinweiswerte für leichtflüchtige Schadstoffe im Grundwasser

Datengrundlagen

Für die Ableitung der Hinweiswerte für das Grundwasser (letzte Spalte der Tabelle A1-1 des Anhang 1) wurde die jeweils niedrigste plausible Stoffkonzentration in der Innenraumluft gewählt (Spalte 2-4 der Tabelle A1-1). Wie in Kapitel 2 ausgeführt, werden für eine Sicherstellung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse zuerst die Wertsetzungen des AIR (RW I oder risikobezogener Leitwert) herangezogen (Spalte 2 und 3). Die in Spalte 4 zum Vergleich aufgeführten Stoffkonzentrationen, die als Grundlage für die bodenschutzrechtlichen orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe in der Bodenluft nach LABO dienen, sind tendenziell höher. Dies ist auch in der unterschiedlichen Zielsetzung begründet, da bodenschutzrechtlich solche Situationen zu identifizieren sind, bei denen die hinreichende Wahrscheinlichkeit eines Schadeneintritts besteht. Die gewählten Stoffkonzentrationen sind dennoch in einigen Fällen vergleichbar dem RW I oder dem risikobezogenen Leitwert und bei Tetrachlorethen geringfügig niedriger. Dies ergibt sich aus den teils vorsichtigen Interpretationen der toxikologischen Studien, die auch Studien mit eher unsicherer Datenlage berücksichtigten, soweit sich daraus niedrigere Innenraumluftkonzentrationen ergaben. Die Auswahl der Daten ist den Stoffblättern der Loseblattsammlung *Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten* (UBA, 1999) zu entnehmen. Dieses Vorgehen wurde von den Ländern angesichts der Unsicherheiten, die mit Messungen in der Bodenluft einhergehen, als angemessen bewertet, auch wenn dadurch die gewählte Stoffkonzentration für die Innenraumluft eher Vorsorge-orientierenden Charakter haben kann. Bei der Plausibilitätsprüfung der Orientierenden Hinweise wurde von den Ländern eine Kappungsgrenze bei 1.000 mg/m^3 in der Bodenluft eingeführt (LABO, 2008). Diese soll sicherstellen, dass auch ein Gasgemisch in der Summe einen Wert von 1 mg/m^3 in der Innenraumluft nicht überschreitet. In Spalte 4 der Tabelle A1-1 werden die vor der Plausibilitätsprüfung zur ersten Berechnung verwendeten Stoffkonzentrationen in der Innenraumluft dargestellt (UBA, 1999). So lassen sich die Ausgangsgrößen der Ableitung aus dem bodenschutzrechtlichen Bereich mit denen des AIR vergleichen.

BTEX und Styrol

Für Toluol, Ethylbenzol, Xylol und Styrol liegen jeweils Innenraumrichtwerte und ein Summenrichtwert (Ad-hoc AG, 2012a; AIR, 2015b; AIR, 2016) sowie für Benzol ein vorläufiger Leitwert des AIR vor (AIR, 2020). Die Innenraumluftkonzentrationen aus der Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe liegen bei allen Stoffen in derselben Größenordnung oder darüber.

Kappungsgrenzen: Bei der Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe (LABO, 2008) wurde eine Kappungsgrenze bei 1.000 mg/m^3 in der Bodenluft eingeführt, um sicher zu stellen, dass auch ein Gasgemisch in der Summe einen Wert von 1 mg/m^3 in der Innenraumluft nicht überschreiten kann. In der Ableitung der Orientierenden Hinweise wurde diese Kappungsgrenze für Xylol und Toluol angewandt. Aufgrund der Ableitung über den

Innenraumrichtwert RW I wird die Kappungsgrenze in der Bodenluft bei allen BTEX eingehalten (siehe auch Anhang 1).

Summenrichtwert für Toluol, Ethylbenzol und Xylole

Aufgrund der ähnlichen toxikologischen Wirkungen und der Unsicherheiten in der Ableitung von einzelnen Richtwerten soll für die C7-C8-Alkylbenzole (Toluol, Ethylbenzol und Xylole) ein Summenwert geprüft werden (AIR, 2016). Wie in Kapitel 3 erläutert, wird hierfür die Summe aus den jeweiligen Konzentrationen im Grundwasser im Verhältnis zum Hinweiswert im Grundwasser gebildet. Die so ermittelte Summenwert R_{GW} sollte den Wert von 1 nicht überschreiten ($R_{GW} = \sum c/H_{GW} \leq 1$)

***Beispiel:** Die Konzentration von Toluol im Grundwasser beträgt 900 µg/L, von Ethylbenzol 400 µg/L und von Xylole 100 µg/L. Der Summenwert wird aus den Konzentrationen im Verhältnis zum jeweiligen Hinweiswert im Grundwasser gebildet und soll $R_{GW} \leq 1$ einhalten:*

$$R_{GW} = \frac{900 \frac{\mu g}{L}}{2.000 \frac{\mu g}{L}} + \frac{400 \frac{\mu g}{L}}{1.000 \frac{\mu g}{L}} + \frac{100 \frac{\mu g}{L}}{900 \frac{\mu g}{L}} = 0,96$$

Eine Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse über den Pfad Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft ist damit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen.

Benzol

Für Benzol ist nach Einschätzung des AIR eine Konzentration von 0,1 µg/m³ mit einem Krebsrisiko von 10⁻⁶ für die allgemeine Bevölkerung assoziiert. Aus der wissenschaftlichen Literatur lässt sich für Benzol eine aktuelle Innenraumluftbelastung, hier als 95. Perzentil in Wohninnenräumen von 4,5 µg/m³ abschätzen. Daher wurde auf Basis des 95. Perzentils ein vorläufiger Leitwert für Benzol von 4,5 µg/m³ vom AIR festgelegt (AIR, 2020).

LCKW

Für Dichlormethan und Tetrachlorethen liegen Innenraumrichtwerte vor, für 1,2-Dichlorethan, Chlorethen (Vinylchlorid) und Trichlorethen sind jeweils risikobezogene Leitwerte festgelegt. Für die weiteren altlastenrelevanten Schadstoffe Trichlormethan, Tetrachlormethan und cis-1,2-Dichlorethen liegen nur Innenraumluftkonzentrationen aus der Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe vor.

Dichlormethan

Die Innenraumluftkonzentration aus der Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe für Dichlormethan ist niedriger angesetzt (0,08 mg/m³) als der RW I des AIR (0,20 mg/m³) (Ad-hoc AG, 1997). Diese Abweichung ergibt sich aus der unterschiedlichen Einschätzung der Studienlage durch die beiden Gremien. Für die Abschätzung des AIR wurde die Neurotoxizität als sensibelster, gesicherter Endpunkt betrachtet. Für die Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe wurde auch bei einer unklaren Datenlage die vermutete Kanzerogenität in Betracht gezogen und als sensibelster Endpunkt mit einem unit risk (EPA, 1996) von 4,7*10⁻⁷ µg/m³ und damit umgerechnet eine Innenraumluftkonzentration von 0,08

mg/m³ der Ableitung zu Grunde gelegt. Beide Ableitungen beziehen sich auf dieselbe Studienlage.

Trichlormethan (Chloroform)

Für Trichlormethan liegt kein Innenraumrichtwert des AIR vor. Hier wurde ersatzweise die Innenraumlufthkonzentration aus der Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe für Chloroform herangezogen. Der Ableitung ist dabei die vermutete Kanzerogenität als sensibelster Endpunkt mit einem unit risk (EPA, 1996) von $2,3 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit umgerechnet eine Innenraumlufthkonzentration von 0,002 mg/m³ zu Grunde gelegt.

Tetrachlormethan

Für Tetrachlormethan liegt kein Innenraumrichtwert des AIR vor. Hier wurde ersatzweise die Innenraumlufthkonzentration aus der Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe für Tetrachlormethan herangezogen. Der Ableitung ist dabei die vermutete Kanzerogenität als sensibelster Endpunkt mit einem unit risk (EPA, 2002) von $1,5 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit umgerechnet eine Innenraumlufthkonzentration von 0,003 mg/m³ zu Grunde gelegt.

1,2-Dichlorethan

Für 1,2-Dichlorethan ist nach Einschätzung des AIR eine Konzentration von 0,37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Innenraumlufth mit einem Krebsrisiko von 10^{-6} für die allgemeine Bevölkerung assoziiert. Aufgrund einer großen Datenbasis an Einzelmessungen wurde ein Referenzwert von 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 1,2-Dichlorethan (95. Perzentil) abgeleitet. Daher wurde auf Basis des 95. Perzentils ein vorläufiger Leitwert für 1,2-Dichlorethan von 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vom AIR festgelegt (AIR, 2019).

Chlorethen (Vinylchlorid)

Für Chlorethen ist nach Einschätzung des AIR eine Konzentration von 2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mit einem Krebsrisiko von 10^{-6} für die allgemeine Bevölkerung assoziiert. Ein Referenzwert liegt aufgrund fehlender Daten nicht vor. Es ist aber nicht zu erwarten, dass ein 95. Perzentil von repräsentativen Innenraumbelastungen oberhalb des abgeleiteten risikobezogenen Leitwertes liegt. Der risikobezogene Leitwert für Chlorethen wurde daher mit 2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vom AIR festgelegt (AIR, 2021).

cis-1,2-Dichlorethen

Für cis-1,2-Dichlorethen liegt kein Innenraumrichtwert des AIR vor. Hier wurde ersatzweise die Innenraumlufthkonzentration aus der Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe für cis-1,2-Dichlorethen herangezogen. Der Ableitung ist dabei die vermutete Kanzerogenität als sensibelster Endpunkt mit einem unit risk (EPA, 2002) von $1,5 \cdot 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit umgerechnet eine Innenraumlufthkonzentration von 0,87 mg/m³ zu Grunde gelegt.

Das Ergebnis der Ableitung einer Grundwasserkonzentration für cis-1,2-Dichlorethen ist für die Praxis nicht praktikabel, da ein möglicher Abbau zu Chlorethen (Vinylchlorid) ebenfalls beachtet werden muss. Angesichts der niedrigen Grundwasserkonzentration, die für Vinylchlorid abgeleitet wurde, wird eine Kappung auf 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ festgelegt.

Trichlorethen

Für Trichlorethen (TRI) ist nach Einschätzung des AIR eine Konzentration von 20 µg/m³ mit einem Krebsrisiko von 10⁻⁶ für die allgemeine Bevölkerung assoziiert. Diese Konzentration liegt über dem 95. Perzentil einer für Deutschland repräsentativen Studie zu Trichlorethen in der Innenraumlufth von Wohnungen. Der risikobezogene Leitwert für Trichlorethen wurde daher mit 20 µg/m³ vom AIR festgelegt (AIR, 2015a).

Tetrachlorethen

Die Innenraumlufthkonzentration aus der Ableitung der Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe für Tetrachlorethen (PER) ist niedriger angesetzt (0,07 mg/m³) als der RW I des AIR (0,10 mg/m³) (AIR, 2017). Diese Abweichung ergibt sich aus der unterschiedlichen Einschätzung der Studienlage durch die beiden Gremien. Für die Ableitung des AIR wurde die Nephrotoxizität als sensibelster, gesicherter Endpunkt betrachtet. Für die Orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe wurde auch bei einer unklaren Datenlage die vermutete Kanzerogenität in Betracht gezogen und als sensibelster Endpunkt der Ableitung zu Grunde gelegt.

Die Ableitung des AIR von 2017 ist aktueller, die zitierten Studien sind aber deckungsgleich.

PAK

Für Naphthalin liegen Innenraumrichtwerte vor (Ad-hoc AG, 2013).

Anhang 3 Erläuterungen zur Stoffgruppe BTEX

Die in Kapitel 4.2 „Vorgehensweise bei nicht-chlorierten Kohlenwasserstoffen“ beschriebene Vorgehensweise, die in Tabelle 2 und Tabelle 3 mündet, wird im Folgenden erläutert. Sie ist angelehnt an Veröffentlichungen aus Australien (Australia CRC Care, 2013) und den USA (Davis, Knight, & Rayner, 2021). Die genannten Arbeitshilfen beruhen auf zahlreichen Schadstoffmessungen (Grundwasser, Innenraumluft) (Abreu, Ettinger, & McAlary, 2009; US-EPA, 2015; US-EPA, 2012a) und auf Modellierungen (Abreu, Ettinger, & McAlary, 2009; Davis, G., 2013; US-EPA, 2012).

In der vorliegenden Arbeitshilfe wird eine vereinfachte Vorgehensweise in Anlehnung an die vorgenannten Arbeitshilfen vorgeschlagen.

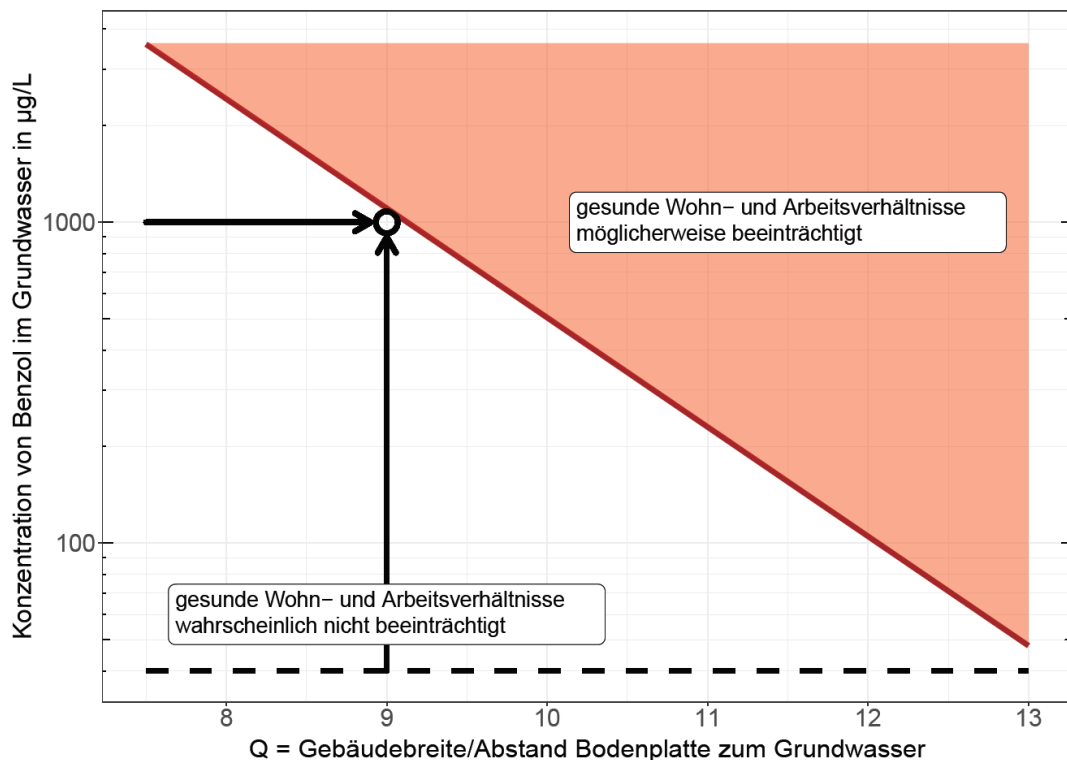
Die Eingangsparameter sind:

- Schadstoffkonzentration in der Schadstofffahne unterhalb eines (geplanten) Gebäudes bzw. der Überschreitungsfaktor, mit dem die gemessene Konzentration den Hinweiswert überschreitet (das x-fache vom Hinweiswert)
- Quotient (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘ (siehe Kapitel 4.2)

Bei aerob abbaubaren Stoffen wie Benzol/BTEX fließt die Höhe der Schadstoffkonzentration logarithmisch ein (dies betrifft die rechnerische Ableitung des Quotienten (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘ in Abhängigkeit von der Benzolkonzentration, siehe Abbildung A3-1 sowie Tabellen A3-1 und A3-2). Der Einfluss der Schadstoffkonzentration ist somit geringer als auf den ersten Blick zu erwarten. Auch sehr hohe Benzol/BTEX-Konzentrationen sind tolerierbar, solange ausreichend Sauerstoff für den aeroben Abbau zur Verfügung steht. Eine ausreichende Sauerstoffzufuhr kann insbesondere bei kleiner Gebäudebreite und/oder großem Flurabstand des Grundwassers angenommen werden.

Benzol:

In der australischen Arbeitshilfe (Australia CRC Care, 2013) sind zum Schadstoff Benzol eine Grafik und eine Tabelle enthalten (Abb. A3-1, Tab. A3-1, jeweils überarbeitet und übersetzt).



: Abb. A3-1 aus (Australia CRC Care , 2013) (verändert, übersetzt) hinsichtlich der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse betreffend das Expositionsszenario Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft. Die gestrichelte Linie markiert die Konzentration, die als Hinweiswert für Benzol im Grundwasser abgeleitet wurde (siehe Kapitel 3)

In der Abbildung A3-1 kann anhand der Pfeile beispielhaft nachvollzogen werden, welcher Konzentrationsbereich sich für ein gegebenes Q ergibt. Ausgehend von 1.000 µg/L Benzol und einem Q von 9 (z. B. Gebäudebreite 18 m, Flurabstand 2 m wie in Tabelle A3-1 blau hinterlegt dargestellt) ergibt sich in Anlehnung an die australische Arbeitshilfe, dass die gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse wahrscheinlich nicht beeinträchtigt sind. Bei höherem Q oder höherer Benzolkonzentration wären dagegen die gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse möglicherweise beeinträchtigt.

Tab. A3-1: Tabellarische Umsetzung der Abb. A3-1 hinsichtlich der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse betreffend das Expositionsszenario Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft (in Anlehnung an (Australia CRC Care , 2013), verändert und übersetzt); blaue Hinterlegung Beispiel siehe Text

	Maximale Gebäudebreite [m], bei der eine Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse über den Pfad Grundwasser-Bodenluft- Innenraumluft nicht zu erwarten ist						
Benzol-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] im obersten Bereich der Schadstofffahne	500	1.000	1.500	2.000	2.500	3.000	5.000
Abstand Bodenplatte zum Grundwasser [m]							
0,5	5,0	4,6	4,3	4,1	4,0	3,9	3,5
1	10	9,1	8,6	8,2	8,0	7,7	7,0
1,5	15	14	13	13	12	12	11
2	20	18	17	16	16	15	14
3	30	27	26	25	24	23	21
4	40	36	34	33	32	31	28
5	50	46	43	41	40	38	35
8	80	73	69	66	64	62	56
10	100	91	88	82	80	77	71
15	150	140	130	120	120	115	110
20	200	180	170	160	160	155	140

Aus Abbildung A3-1 und Tabelle A3-1 kann eine mathematische Formel abgeleitet werden:

$$Q = 13,266 - 1,29 \cdot \ln(x) \text{ (mit } x = x\text{-fache Überschreitung des Benzol-Hinweiswerts)}$$

Die Formel ergibt die in Tabelle A3-2 dargestellte Abhängigkeit zwischen „Überschreitung des Benzol-Hinweiswertes für Grundwasser“ und dem „Quotienten (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘“. Q_{grenz} markiert die Grenze zwischen „wahrscheinlich keine Beeinträchtigung von gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnissen“ und „Gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse möglicherweise beeinträchtigt“.

Tab. A3-2: Rechnerische Ableitung des Quotienten (Q) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘ in Abhängigkeit von der Benzolkonzentration (hier: x-fache Überschreitung des Benzol-Hinweiswertes) unter Verwendung der empirischen Formel $y = 13,266 - 1,29 \cdot \ln(x)$

Überschreitung des Benzol- Hinweiswertes für Grundwasser*	Q_{grenz}^{**}
1-fach (= 40 $\mu\text{g/L}$ = Benzol-Hinweiswert)	13,3
2-fach	12,4
5-fach	11,2
10-fach	10,3
20-fach	9,4
25-fach (= 1.000 $\mu\text{g/L}$ Benzol)	9,1

* siehe Tabelle 1

** Quotient (Q_{grenz}) aus ‚Gebäudebreite‘ und ‚Abstand Bodenplatte zum Grundwasser‘
 Q_{grenz} markiert die Grenze zwischen „wahrscheinlich keine Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse“ und „gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse möglicherweise beeinträchtigt“

Zur Interpretation der Daten in Tabelle A3-2: Wird in einem realen Fall Q_{grenz} unterschritten, dann besteht wahrscheinlich keine Beeinträchtigung der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse. Im Falle einer Überschreitung von Q_{grenz} sind die gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse möglicherweise beeinträchtigt. Weitere Untersuchungen (siehe Kapitel 4.5) und/oder bauliche Vorkehrungen (siehe Kapitel 5) sind empfehlenswert.

Tabelle A3-2 wurde nicht direkt für das Kapitel 4.2 übernommen. Unter Berücksichtigung von Unsicherheiten sowie weiterer Einflussfaktoren (siehe Kapitel 4.5) wurde eine konservative Vorgehensweise gewählt, die in Kapitel 4.2 in Tabelle 2 beschrieben ist. Dort wurden für Q kleinere Werte verwendet als in Tabelle A3-2. Diese liegen innerhalb des in Abbildung A3-2 grün markierten Bereichs.

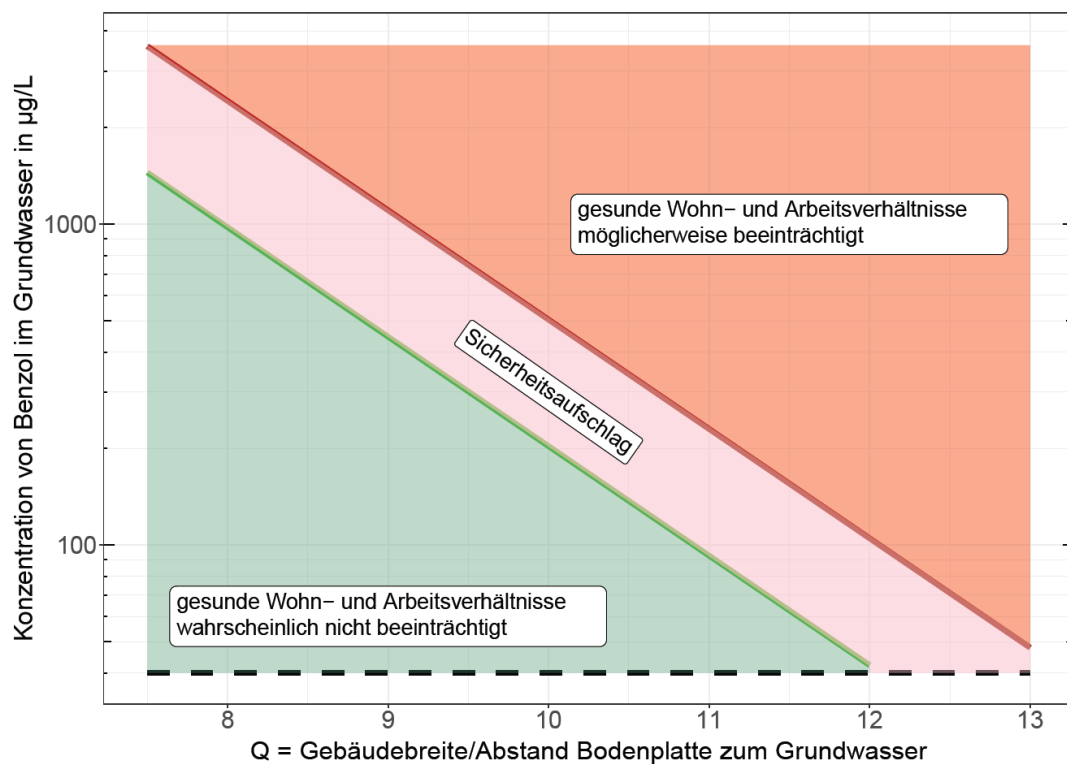


Abb. A3-2 aus (Australia CRC Care, 2013) (verändert, übersetzt) hinsichtlich der gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnisse betreffend das Expositionsszenario Grundwasser-Bodenluft-Innenraumluft; ergänzt um einen Sicherheitsaufschlag und einen grün markierten Bereich, der als sicher eingeschätzt werden kann.

BTEX und Styrol:

In den verwendeten Arbeitshilfen (US-EPA, 2015a; Australia CRC Care, 2013) wird in erster Linie auf Benzol eingegangen, da Benzol deutlich humantoxischer ist als andere BTEX (hier: Toluol, Ethylbenzol, Xylole, Styrol). Letztere werden unter „Vapour“, also Dämpfen, zusammengefasst (Davis, Knight, & Rayner, 2021).

Eine Literaturlauswertung ergab, dass die einzelnen BTEX unter aeroben Bedingungen zwar unterschiedliche, insgesamt jedoch ähnliche Abbauraten aufweisen. Im KORA-Leitfaden wird ausgesagt, dass Toluol und Ethylbenzol gegenüber Benzol besser abbaubar seien, während Xylole schlechter als Benzol abbaubar sind (KORA-Konsortium, 2008). Auf Styrol wird nicht eingegangen. In einer umfangreichen US-amerikanischen Studie wurde unter den BTEX kein relevanter Unterschied der Abbauraten festgestellt (DeVaull, 2007). Auch in dem LABO-Sickerwasserprognosetool ALTEX-1D sind die dort hinterlegten BTEX-Abbauraten sehr ähnlich (LABO, 2007). Anhand einer umfangreichen Datenzusammenstellung der US-EPA konnte anhand von Fallbeispielen außerdem festgestellt werden, dass Benzol als Leitsubstanz für die Bewertung des Übergangs in die Innenraumluft durch im Grundwasser gelöste BTEX herangezogen werden kann (US-EPA, 2013). Hierbei konnte eine Unterschätzung einer Gefährdung ausgeschlossen werden.

Aufgrund der ähnlichen Abbauraten der BTEX sowie der Erfahrungen, dass in BTEX-Schadstofffällen i. d. R. Gemische vorliegen, ist es aus Sicht der Autoren sinnvoll und praktikabel, dass Toluol, Ethylbenzol, Xylole und Styrol analog zu Benzol eingestuft werden (siehe Kapitel 4.2 Tabelle 2 und Tabelle 3). Im Unterschied zu Benzol wurden bei Toluol, Ethylbenzol, Xylole und Styrol (Tabelle 3) maximal eine 5-fache Überschreitung der Grundwasserhinweiswerte betrachtet, da die Konzentrationen sonst unplausibel hoch wären.

Anhang 4 Erläuterungen zur Stoffgruppe LCKW

Zu den in Kapitel 4.3 „Vorgehensweise bei LCKW“ genannten Empfehlungen werden in diesem Anhang Hintergrundinformationen gegeben. Die Überlegungen stützen sich in erster Linie auf eine US-EPA-Studie, in der Untersuchungsergebnisse aus LCKW-Schadensfällen zusammengefasst wurden (US-EPA, 2012a).

Die in Kapitel 4.2 „Vorgehensweise bei nicht-chlorierten Kohlenwasserstoffen“ beschriebenen Arbeitshilfen (US-EPA, 2015a) und (Australia CRC Care, 2013) sind nicht direkt anwendbar, denn LCKW sind im Gegensatz zu BTEX unter aeroben Bedingung entweder nicht abbaubar (z. B. Tetrachlorethen, Trichlorethen) oder deren Abbaubarkeit ist stark von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig (z. B. Vinylchlorid). Die beiden Arbeitshilfen sind insoweit hilfreich, dass Analogieschlüsse möglich sind. Sofern der in Kapitel 3 beschriebene ungünstigste Fall (leichtflüchtige Schadstoffe reichern sich unter der Bodenplatte bis zur Gleichgewichtskonzentration Grundwasser-Bodenluft an) nicht zutrifft, ist davon auszugehen, dass Konzentrationsabnahmen in der Bodenluft durch diffusions-/advektionsbedingte Verdünnungsprozesse stattfinden. Auch in diesen Fällen ist eine Abhängigkeit der Innenraumluftkonzentrationen von der Größe der versiegelten Fläche und dem Abstand des Grundwassers zur Bodenplatte plausibel.

In der US-EPA-Studie (US-EPA, 2012a) wurden Messungen an mehreren 100 bestehenden Wohngebäuden (Einfamilien- und Reihenhäuser) ausgewertet. Insofern gelten die nachfolgend beschriebenen Erkenntnisse für Gebäude, deren Grundfläche der von durchschnittlichen Ein- und Zweifamilienhäusern entspricht, nicht aber für Mehrfamilienhäuser und größere gewerblich genutzte Gebäude, bei denen eine deutlich größere Fläche versiegelt wird. Bei letztgenannten Gebäuden ist eine vertiefte gutachterliche Betrachtung zu empfehlen, inwieweit das Kapitel 4.3 der vorliegenden Arbeitshilfe angewendet werden kann.

Für jedes der in der US-EPA-Studie untersuchten Wohngebäude liegen Wertepaare aus Bodenluft- und Innenraumluftkonzentration und/oder Grundwasser- und Innenraumluftkonzentration vor. Die Grundwasserkonzentrationen wurden zunächst unter Anwendung der Henry-Konstante in Bodenluftkonzentrationen umgerechnet (dies entspricht dem ungünstigsten Fall, siehe Kapitel 3). Anschließend wurde aus dem Verhältnis (gemessener) LCKW-Innenraumluftkonzentration und (errechneter) Bodenluftkonzentration der sogenannte attenuation factor (Verdünnungsfaktor) ermittelt. Dieser entspricht in etwa der in Kapitel 2.2 erläuterten Verdünnung der Schadstoffkonzentration aus der Bodenluft in die Innenraumluft.

In der US-EPA-Studie erfolgte eine statistische Auswertung der Wertepaare Grundwasserkonzentration / Innenraumluftkonzentration hinsichtlich des Einflusses der Bodenart sowie des Abstands der Bodenplatte zum Grundwasser auf die Verdünnungsfaktoren.

Für die vorliegende Arbeitshilfe wurden insbesondere die 75. Perzentile dieser Auswertung herangezogen. Die 75. Perzentile werden aus folgenden Gründen als ausreichend konservativ

angesehen: Es ist davon auszugehen, dass Bodenplatten in US-Bestandsgebäuden zum Teil deutlich höhere Gasdurchlässigkeiten aufweisen als dies für ordnungsgemäß ausgeführte Neubauten in Deutschland anzunehmen ist. Die Fälle, die in der US-EPA-Studie oberhalb des 75. Perzentils liegen und bei denen somit eine vergleichsweise hohe Gefährdung vorliegt, sind wahrscheinlich Gebäude mit vergleichsweise gut durchlässigen Bodenplatten (Undichtigkeiten im Bereich von Leitungsdurchführungen, Bodenplatten mit Rissen oder keine flächig gegossenen Bodenplatten).

Im Folgenden werden wichtige Ergebnisse der US-EPA-Studie (75. Perzentile) beschrieben.

- Abstand der Bodenplatte zum Grundwasser
 - Je größer der Abstand der Bodenplatte zum Grundwasser ist, desto niedrigere LCKW-Innenraumlufkonzentrationen wurden nachgewiesen (unabhängig von der Bodenart, bei sonst gleichen Randbedingungen):
 - Ist der Grundwasserabstand 0 bis 1,5 m, beträgt die Verdünnung 1:670
 - Ist der Grundwasserabstand 1,5 bis 3 m, beträgt die Verdünnung 1:3.100.
 - Ist der Grundwasserabstand 3 bis 5 m, beträgt die Verdünnung 1:4.000.
 - Ist der Grundwasserabstand größer 5 m, beträgt die Verdünnung 1:6.200.

Die Auswertung der US-EPA-Studie zeigt, dass eine statistische Abhängigkeit zwischen der LCKW-Innenraumlufkonzentration und dem Abstand zwischen Bodenplatte und Grundwasseroberfläche (Grundwasserabstand) besteht. Beispielsweise sind bei einem Grundwasserabstand kleiner 1,5 m um den Faktor 9 höhere Innenraumlufwerte zu erwarten als bei einem Grundwasserabstand von größer 5 m, bei sonst gleichen Randbedingungen. Weiterhin zeigen die 75. Perzentil-Werte, dass bereits bei einem Grundwasserabstand von 1,5 bis 3 deutlich niedrigere Schadstoff-Innenraumlufkonzentrationen zu erwarten sind als im „ungünstigsten Fall“, bei dem eine Verdünnung der Schadstoffkonzentration aus der Bodenluft in die Innenraumluf von 1:1.000 verwendet wird (siehe Kapitel 3).

- Bodenart

In der US-EPA-Studie wurden die Standorte in fein-, grob- und sehr grobkörnige Böden unterteilt und hinsichtlich der Verdünnungsfaktoren (attenuation factors) ausgewertet (unabhängig vom Grundwasserabstand). Bei feinkörnigen Böden wurden geringere Schadstoffkonzentrationen in der Innenraumluf nachgewiesen als bei grobkörnigen bzw. sehr grobkörnigen Böden. Aufgrund der schwierigen bzw. fehleranfälligen Differenzierung der Bodenarten grob und sehr grobkörnig wurde für diese Arbeitshilfe nur der Unterschied zwischen feinkörnigen und grobkörnigen Bodenarten berücksichtigt. Zwischen den Verdünnungsfaktoren in feinkörnigem und grobkörnigem Boden wurde etwa der Faktor 1,8 ermittelt. Der Einfluss unterschiedlicher Bodenarten ist somit geringer als der oben beschriebene Einfluss des Grundwasserabstandes zur Bodenplatte.

In einer weiteren US-Veröffentlichung (McHugh, Loll, & Eklund, 2017) wurde der Einfluss bindiger Bodenschichten unter einer Bodenplatte untersucht. Gesättigte tonige oder schluffige Bodenschichten zwischen Grundwasser und dem geplanten Gebäude

verlangsamen die vertikalen Schadstoffausbreitung und führen daher zu geringeren Schadstoffkonzentrationen unter dem Gebäude.

Neben den zuvor beschriebenen statistischen Auswertungen liegen aus den USA Veröffentlichungen vor, die den Einfluss des Kapillarraums sowie die Modellierung des Schadstofftransports betrachten:

- **Kapillarraum** und angrenzender Bereich der **ungesättigten Zone**: Laborexperimente mit LCKW zeigten, dass Konzentrationen im Kapillarraum und unmittelbar oberhalb des Kapillarraums mit zunehmendem Abstand von der Grundwasseroberfläche deutlich abnehmen (McCarty & Johnson, 1993). Ursache für die Konzentrationsminderung ausgasender LCKW ist, dass die Diffusionsgeschwindigkeiten von LCKW in der ungesättigten Bodenzone deutlich höher sind als in der gesättigten Zone. Diese Laborstudie wird durch die Ergebnisse der o. g. US-EPA Studie bestätigt (US-EPA, 2012a). In allen Fällen, bei denen der ungünstigste Fall nach Kapitel 3 nicht zutrifft, ist daher zu erwarten, dass bereits unmittelbar über der Grundwasseroberfläche deutlich geringere Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft auftreten als durch die Berechnung mittels Henry-Konstante zu erwarten wäre.
- Die **Modellierung** der Schadstoffverteilung in der ungesättigten Bodenzone ist u. a. in (US-EPA, 2012) beschrieben. Die folgende Abbildung zeigt ein typisches Szenario bei aerob nicht-abbaubaren Stoffen wie TRI und PER, bei dem der Unterschied zwischen einer versiegelten Fläche zu einer unversiegelten Fläche deutlich wird:

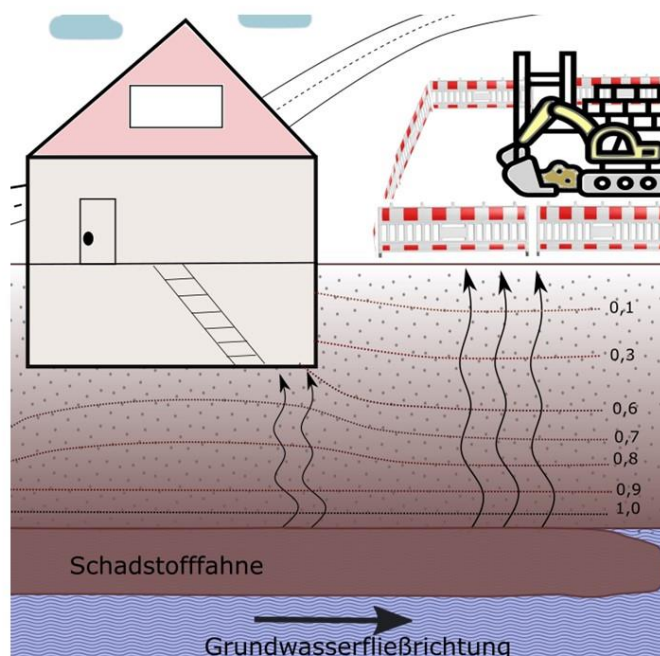


Abbildung A4-1: Relative Schadstoffkonzentration von LCKW in der Bodenluft dargestellt als Iso-Konzentrationen nach (US-EPA, 2012) für versiegelte und unversiegelte Bereiche

Die in Abbildung A4-1 dargestellte Modellierung zeigt, dass die Schadstoffkonzentration unter dem Gebäude nur gering abnimmt (linke Seite der Abbildung), während in

unversiegelten Bereichen (rechte Seite der Abbildung) die Schadstoffkonzentration von der Grundwasseroberfläche hin zur Geländeoberkante etwa linear bis zur Konzentration „Null“ abnimmt. Da bei der Modellierung die Schadstoffminderung im Kapillarraum nicht berücksichtigt wird (siehe oben), sind die Modellierungsergebnisse als sehr konservativ anzusehen. Numerische Modellierungen im Einzelfall werden von der Arbeitsgruppe nicht empfohlen, da für belastbare Ergebnisse Heterogenitäten wie z. B. präferenzielle Advektionswege und Wurzelkanäle berücksichtigt werden müssten, die den Einsatz numerischer Modelle nicht zielführend bzw. unverhältnismäßig erscheinen lassen.

In der vorliegenden Arbeitshilfe (Kapitel 4.3) werden konservative Annahmen getroffen, die einerseits auf den statistischen Auswertungen der US-Studie beruhen und andererseits den verbleibenden Unsicherheiten und dem Vorsorgegedanken Rechnung tragen. In den nachfolgenden Ausführungen und in der Tabelle A4-1 werden die Auswertungen aus der US-Studie und die daraus resultierenden Empfehlungen dargestellt.

Abstand der Bodenplatte zum Grundwasser: Zur Ableitung eines Faktors, der zur Erhöhung der in Kapitel 3 abgeleiteten Hinweiswerte angewendet werden kann, wird zunächst der Quotient aus dem in der US-EPA-Studie berechneten Verdünnungsfaktor (z. B. GW-Abstand 3 bis 5 m: 1:4.000) und der in Kapitel 2.2 für den ungünstigsten Fall angenommenen Verdünnung (1:1.000) berechnet. Dieser Wert wird anschließend aus Vorsorgegründen halbiert und abgerundet. Beispiel: Bei einem GW-Abstand von 3 bis 5 m ergibt sich $4.000 : 1.000 = 4$. Nach Halbierung resultiert eine Empfehlung für den Faktor 2.

Bodenart: Basierend auf den in der US-EPA-Studie ermittelten Verdünnungsfaktoren, unter Berücksichtigung der Studie von McHugh, Loll & Eklund (2017) und der Tatsache, dass Bodenarten kleinräumig stark variieren können, wird ein Faktor 2 für die feinkörnigen Böden der Bodenarten-Hauptgruppen Tone, Schluffe und Lehme empfohlen. Voraussetzung ist, dass es sich um eine durchgängige, mindestens 0,5 m mächtige Schicht zwischen Grundwasseroberfläche und Gebäudeunterkante handelt.

Sollten sowohl die für den Grundwasserabstand als auch für die Bodenart genannten Bedingungen erfüllt sein, kann der Hinweiswert um den Faktor 4 erhöht werden.

Tab. A4-1: Zusammenstellung ausgewählter statistischer Ergebnisse aus der US-EPA-Studie von 2012 und Empfehlungen von Faktoren zur Verringerung der Hinweiswerte (siehe Kapitel 3) für die Fallkonstellation „LCKW, ungünstigster Fall trifft nicht zu“

Kriterium	Verhältnis zwischen der Verdünnung nach US-EPA-Studie und einer Verdünnung von 1:1.000 ¹	Empfohlene Faktoren für die Hinweiswerte im Grundwasser (Kapitel 3 und Anhang 1)
Abstand Bodenplatte zur Grundwasseroberfläche		
1,5 bis 3 m	ca. 3	1
3 bis 5 m	ca. 4	2
> 5 m	ca. 6	3
Kombination aus Abstand Bodenplatte zur Grundwasseroberfläche > 3 m (Faktor 4 bzw. 6) UND Bodenart² (Faktor 2)	4 * 2 = 8 bzw. 6 * 2 = 12	4

¹ Verhältnis zwischen dem 75. Perzentil der attenuation factors nach US-EPA-Studie (US-EPA, 2012a) und der angenommenen Verdünnung von 1:1.000 (vergleiche Kapitel 2.2) für die Berechnung von Hinweiswerten

² 0,5 m mächtige durchgängige Schicht der Bodenarten-Hauptgruppen (nach KA5) Tone, Schluffe oder Lehme

Bei größeren Gebäuden (schmale Seite > 12 m) bzw. Gebäuden mit großflächiger Versiegelung in unmittelbarer Umgebung des Gebäudes ist eine gutachterliche Beurteilung zu empfehlen, inwieweit die oben genannten Faktoren anwendbar sind.

Vinylchlorid ist prinzipiell unter aeroben Bedingungen abbaubar (Eklund et al., 2022). Aufgrund der großen Unsicherheiten bei der Abschätzung der Abbauraten (u. a. besteht eine starke Temperaturabhängigkeit (CityChlor, 2013)) werden in diesem Kapitel keine generellen Aussagen zu Vinylchlorid getroffen, die über die Aussagen zu LCKW hinausgehen. Sollte bei niedrigchlorierten LCKW der mögliche Abbau berücksichtigt werden, wären für den betreffenden Standort plausible und nachprüfbare Nachweise für den biologischen Abbau vorzulegen.