



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK

Bundesamt für Verkehr BAV
Abteilung Sicherheit, Sektion Umwelt

Ernst Basler + Partner AG

Mai 2015

Risiken beim Transport gefährlicher Güter mit der Bahn

Methodik zum netzweiten Screening der Umweltrisiken 2014

Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.11





Vorwort

Die Arbeiten zum vorliegenden Bericht wurden unter Leitung des Bundesamts für Verkehr durch folgende Vertreter der Eidgenössischen Behörden, der Bahnen sowie der Kantone begleitet:

M. Ammann	BAV, Sektion Umwelt
B. Baumgartner	AfU Kanton Thurgau
D. Bonomi	BAFU, Sektion Störfall- und Erdbebenvorsorge
M. Flisch	Kantonales Laboratorium Bern
J. Hansen	AWEL Kanton Zürich
A. Kaufmann	BAV, Sektion Umwelt
P. Kuhn	SBB AG, Zentralbereich Sicherheit (seit Juli 2013 bei der Division Infrastruktur)
T. Schaller	BAV, Sektion Umwelt (Projektleitung bis Dezember 2012)
S. Schnell	BAV, Sektion Umwelt (Projektleitung seit Dezember 2012)
J. Schöbi	SBB AG, Division Infrastruktur
H.P. Stoll	SBB AG, Zentralbereich Sicherheit (seit Mai 2013 bei der Division Infrastruktur)
C. Troxler	AfU Kanton Zug
J. Vouillamoz	BLS AG, Risikomanagement und Umwelt (bis April 2013), seit Mai 2013 Vertreterin der SBB AG, Zentralbereich Sicherheit
J. Gredig	BLS AG, Nachhaltigkeits- und Sicherheitsmanagement (ab August 2014)
R. Zürcher	BLS AG, Nachhaltigkeits- und Sicherheitsmanagement (bis Juli 2014)

Folgende Mitarbeiter der durch das BAV beauftragten Firma Ernst Basler + Partner waren für die Bearbeitung verantwortlich:

Ch. Graf	Projektbearbeitung
P. Locher	Projektleitung und -bearbeitung
Ch. Willi	Projektbearbeitung
C. Zulauf	Qualitätssicherung



Inhaltsverzeichnis

1	AUSGANGSLAGE, ZIELSETZUNG UND ABGRENZUNG	4
2	LEITSTOFFE UND GEWICHTUNGSFAKTOREN.....	6
3	FREISETZUNGSHÄUFIGKEIT UND ZUGEHÖRIGE SZENARIEN	8
4	ABSCHÄTZUNG DES SCHADENAUSMASSES	13
4.1	GRUNDLAGEN GEMÄSS DEN BEURTEILUNGSKRITERIEN ZUR StFV	13
4.2	ABGRENZUNG PROZESSE	14
4.2.1	Schnittbereich Grundwasser und Oberflächengewässer	14
4.2.2	Berücksichtigung der Entwässerung und von Rückhaltemassnahmen	14
4.3	METHODIK AUSMASSSCHÄTZUNG OBERFLÄCHENGEWÄSSER.....	15
4.3.1	Berücksichtigtes Gewässernetz	15
4.3.2	Übersicht über die verwendeten Prozesse.....	15
4.3.3	Abfluss auf der Erdoberfläche entlang des grössten Gefälles	16
4.3.4	Versickerung der abfliessenden Flüssigkeit im Boden	19
4.3.5	Eintrag ins Oberflächengewässer.....	21
4.3.6	Ermittlung des Schadenausmasses ohne Berücksichtigung der Intervention	23
4.3.7	Berücksichtigung der Intervention beim Leitstoff Mineralölprodukte	25
4.4	METHODIK AUSMASSSCHÄTZUNG INDIKATOR GRUNDWASSER	31
4.4.1	Abgrenzung	31
4.4.2	Übersicht über die berücksichtigten Prozesse	32
4.4.3	Versickerung, bzw. Eindringen in den Untergrund	33
4.4.4	Prozess "Intervention" (Aushub / Sanierung)	35
4.4.5	Festlegen der Wirkdistanzen	36
4.4.6	Ermittlung des Störfallwerts	37
5	SCHLUSSDISKUSSION.....	39
6	LITERATURVERZEICHNIS.....	41
ANHANG 1: LEITSTOFFE UND GEWICHTUNGSFAKTOREN.....		44
ANHANG 2: REICHWEITE EINER VERSCHMUTZUNG UND EINFLUSSBEREICH EINER FASSUNG		52



1 Ausgangslage, Zielsetzung und Abgrenzung

Verkehrswege, auf denen gefährliche Güter transportiert werden, unterstehen der Störfallverordnung (StFV) [StFV, 1991]. Gemäss StFV sind bei Verkehrswegen die erforderlichen Sicherheitsmassnahmen zum Schutze der Bevölkerung und der Umwelt vor schweren Schädigungen infolge von Störfällen zu treffen. Zentrales Element der StFV ist ein zweistufiges Kontroll- und Beurteilungsverfahren, mit dem die getroffenen Sicherheitsmassnahmen geprüft und die Tragbarkeit des Risikos für die Bevölkerung und die Umwelt infolge von Störfällen beim Transport gefährlicher Güter beurteilt werden. Die Leitung dieses Verfahrens obliegt dem Bundesamt für Verkehr, welches Vollzugsbehörde für die Bahnen ist.

Im Rahmen der Verfahrensstufe „Kurzbericht“ haben sich in den letzten Jahren Screening-Verfahren etabliert. Ein solches wurde für die Personenrisiken bereits im Jahr 2011 ausgearbeitet, vgl. [TgG Bahn, 2011]. Screening-Verfahren sind gemäss [BAFU, 2010] wie folgt definiert: Verfahren zur Prüfung der Risiken für ein ganzes Netz von Verkehrswegen, welches „vereinfacht und konservativ berechnet, auf 100 m Streckenlänge normierte Summenkurven im W-A-Diagramm sowie eine Liste von Segmenten liefert, die aufgrund von Ausschlusskriterien als unbedenklich betrachtet werden.“ Das Screening dient somit als Basis für den Entscheid der Vollzugsbehörden, für welche Teile des Bahnnetzes das Beurteilungsverfahren gemäss StFV auf Stufe Kurzbericht abgeschlossen werden kann, da die Risiken als unbedenklich zu beurteilen sind. Zeigt sich aufgrund des Screenings, dass einzelne Streckenabschnitte potenziell kritische Risiken aufweisen, so ist für diese der Verfahrensschritt "Risikoermittlung" (RE) durchzuführen.

Nach mehrjährigen Vorarbeiten wurden im Jahr 2014 die Umweltrisiken basierend auf einer einheitlichen Methodik in Form von Summenkurven für kurze Streckenabschnitte (aus historischen Gründen als „Subelemente“ bezeichnet) ermittelt. Betrachtet wurden die Risiken für die beiden Schadenindikatoren „verunreinigte oberirdische Gewässer“ (im Folgenden meist als „Oberflächengewässer“ bezeichnet) und „verunreinigte unterirdische Gewässer“ (im Folgenden meist als „Grundwasser“ bezeichnet). Das untersuchte Screeningnetz, welches eine Länge von 1'596 km aufweist, umfasst alle Normalspurstrecken, auf welchen Gefahrgüter in Mengen mit potentiell relevanten Risiken für die Bevölkerung oder die Umwelt transportiert werden oder in Zukunft transportiert werden können. Das Vorgehen sowie die Ergebnisse sind in einem Ergebnisbericht [BAV, 2015] dokumentiert.

In Bezug auf die Abgrenzung gilt analog zu den Personenrisiken Folgendes:

- Für Strecken innerhalb von Rangierbahnhöfen sowie im Zusammenhang mit dem Rangierbetrieb werden die Umweltrisiken nicht untersucht.
- Ebenfalls nicht untersucht werden Tunnelstrecken. Die Ermittlung der Risiken für Oberflächengewässer und Grundwasser, welche von Tunnelstrecken ausgehen, würde detaillierte Abklärungen



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

zur Tunnelentwässerung voraussetzen, was den Rahmen der vorliegenden Untersuchung gesprengt hätte.

Der vorliegende Methodikbericht zum Umweltscreening 2015 richtet sich an Personen, die sich mit der Methodik zur Berechnung der Screening-Summenkurven für die beiden Umwelt-Schadenindikatoren genauer vertraut machen wollen. Er stellt somit eine Ergänzung des Ergebnisberichts dar und ist wie folgt aufgebaut:

- Kapitel 2: Zuordnung der transportierten Gefahrgüter zu Leitstoffen, für welche die Umweltrisiken einzeln ausgewiesen werden, und Berücksichtigung von Gewichtungsfaktoren, um Unterschiede im Gefahrenpotential zu berücksichtigen (vgl. auch Anhang 1).
- Kapitel 3: Definition der betrachteten Freisetzungsszenarien und Ermittlung der Freisetzungshäufigkeit in Abhängigkeit der relevanten ortsspezifischen Einflussgrössen.
- Kapitel 4: Ermittlung des Schadenausmasses für die beiden Schadenindikatoren „Oberflächengewässer“ und „Grundwasser“ in Abhängigkeit der relevanten ortsspezifischen Einflussgrössen.
- Kapitel 5: Schlussdiskussion der Methodik inkl. der innewohnenden Unschärfen.



2 Leitstoffe und Gewichtungsfaktoren

Für die beim Umweltscreening berücksichtigten Schadenindikatoren "Oberflächengewässer" und „Grundwasser" sind nur diejenigen Gefahrgüter relevant, welche unter Normalbedingungen bezüglich Umgebungsdruck und -temperatur flüssig sind. Feststoffe und Gase können nur unter sehr speziellen Bedingungen zu einer schweren Schädigung der Umwelt führen. Die Wahrscheinlichkeit solcher Ereignisse ist deshalb signifikant – d. h. um mehrere Größenordnungen – kleiner als entsprechende Ereignisse mit Flüssigkeiten. Freisetzungen von Feststoffen und Gasen können somit die Lage der Risikokurven nicht massgeblich beeinflussen und werden deshalb vernachlässigt.

Mit der Bahn wird eine Vielzahl von flüssigen Gefahrgütern mit sehr unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften transportiert. Damit die Stoffe hinsichtlich ihrer Umweltrisiken bewertet werden können, werden sie einer der drei folgenden Stoffgruppen zugeordnet. Die Zuordnung erfolgt in Funktion des voraussichtlichen Ausbreitungsverhaltens in ober- und unterirdischen Gewässern:

- Stoffgruppe 1: aufschwimmende, schwer wasserlösliche Flüssigkeiten
(Dichte < 1 kg/l, Löslichkeit < 50 g/l)
- Stoffgruppe 2: gut wasserlösliche Flüssigkeiten
(Löslichkeit > 50 g/l)
- Stoffgruppe 3: absinkende, schwer wasserlösliche Flüssigkeiten
(Dichte > 1 kg/l, Löslichkeit < 50 g/l)

Für eine einfachere Referenzierung wird jeder Stoffgruppe ein Leitstoff zugeordnet:

- Stoffgruppe 1: Mineralölprodukte
- Stoffgruppe 2: Epichlorhydrin
- Stoffgruppe 3: Perchlorethylen

Die Leitstoffe wurden auf Basis folgender Kriterien ausgewählt:

- Sie werden auf den meisten relevanten Strecken in grösseren Mengen transportiert.
- Sie werden gemäss der in Deutschland publizierten "Verwaltungsvorschrift wassergefährdender Stoffe (VwVwS) des Beirats Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe" in die Wassergefährdungsklasse WGK 3 (höchste Gefährdungsstufe) eingeteilt.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

Es ist darauf hinzuweisen, dass es sich bei den Leitstoffen lediglich um Bezeichnungen handelt. Massgeblich sind einzig die Modellparameter, welche den einzelnen Stoffgruppen zugeordnet werden (z. B. Grenzwerte, ab denen ein Oberflächengewässer als verschmutzt gilt).

Aus der ANABEL-Datenbank der SBB können die transportierten flüssigen Gefahrgüter für jede relevante Bahnstrecke pro UN-Nummer identifiziert werden (vgl. [BAV, 2013], Kap. 3.2). Die Zuteilung der transportierten Stoffe zu den drei Leitstoffen sind im Anhang 1 dokumentiert. Um der unterschiedlichen Umweltgefährdung verschiedener Flüssigkeiten Rechnung zu tragen, wird bei der Aggregation der Nettotonnagen über die verschiedenen, einem Leitstoff zugeordneten UN-Nummern ein Gewichtungsfaktor berücksichtigt:

- WGK 3: Gewichtungsfaktor $f_i = 1$
- WGK 2: Gewichtungsfaktor $f_i = 0.25$
- WGK 1: Gewichtungsfaktor $f_i = 0.0625$

Flüssigkeiten der WGK 0 werden für das Umweltscreening nicht berücksichtigt, d. h. es wird der Gewichtungsfaktor 0 verwendet.



3 Freisetzungshäufigkeit und zugehörige Szenarien

Die Basisrate für eine Freisetzung (Wert pro Kesselwagen-km) und die daraus berechnete Häufigkeit einer Freisetzung unter Berücksichtigung der zugehörigen Einflussgrössen (gewichtete Nettotonnage der transportierten Gefahrgüter pro Leitstoff, Weichendichte, zulässige Geschwindigkeit von Güterzügen und die Abdeckung der Strecke mit Heissläufer- und Festbremsortungsanlagen) basieren auf dem Personenscreening 2011 und werden unverändert übernommen. Da für das Umweltscreening die Freisetzung von flüssigen Gefahrgütern, die mehrheitlich in Standard-Kesselwagen transportiert werden, von Interesse ist, kommt bei allen hier betrachteten Leitstoffen ausschliesslich der Basiswert für den Leitstoff Benzin zur Anwendung. Die Details finden sich in [BAV, 2013], Kapitel 2.4.

Ein Freisetzungsszenario ist durch folgende Grössen charakterisiert:

- a) Ort bzw. zugehöriges Subelement,
- b) Lage des Freisetzungsorts relativ zur Bahntrasse,
- c) zugehöriger Leitstoff,
- d) Massgebliche Freisetzungssparameter für die Schadenausmassbestimmung: Freisetzungsmenge und -dauer sowie Lachengrösse (teilweise vom Leitstoff abhängig).

Für die Grössen b) bis d) werden jeweils drei Ausprägungen unterschieden, die in Abbildung 1 in Form eines Ereignisbaums dargestellt sind.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

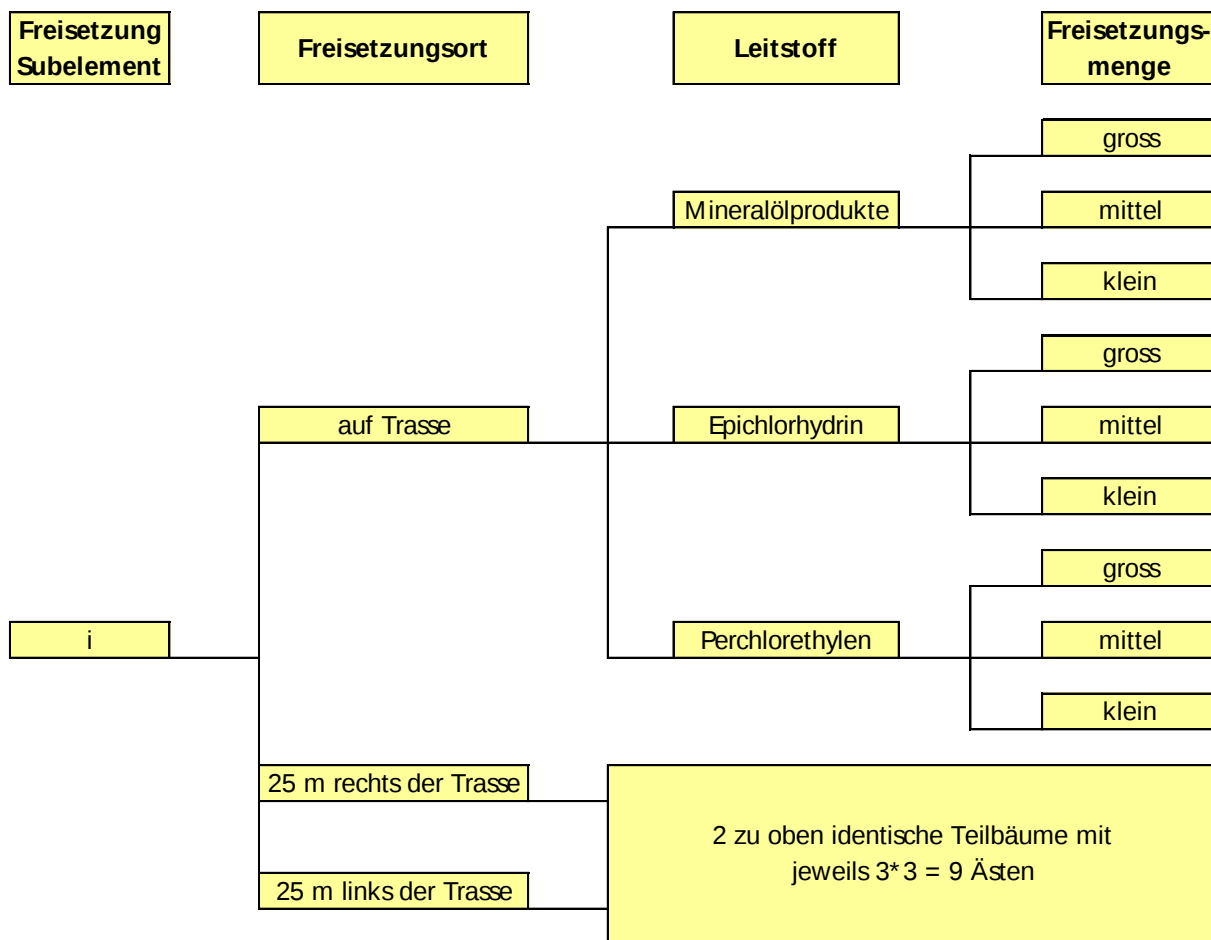


Abbildung 1: 27 Freisetzungsszenarien pro Subelement dargestellt als Ereignisbaum.

Pro Subelement werden drei Freisetzungsorte unterschieden: Auf der Trasse und links bzw. rechts der Trasse. Die Distanz zwischen der Trasse und den Freisetzungsorten links und rechts davon beträgt im Modell jeweils 25 m. Diese Distanz entspricht der Auflösung des verwendeten digitalen Höhenmodells. Mit der Unterscheidung in drei verschiedene Freisetzungsorte pro Subelement werden folgende Zwecke verfolgt:

- Die Schadenwirkungen, insbesondere in Bezug auf den Indikator "Oberflächengewässer", können sehr sensitiv vom Freisetzungsort abhängen.¹ Die möglichen Unterschiede im Schadenausmass

¹ Erfolgt bei einer Strecke entlang eines Sees die Freisetzung auf der dem See zugewandten Seite, so kann ein Grossteil des freigesetzten Gefahrguts direkt in den See gelangen, während eine Freisetzung auf der dem See abgewandten Seite in flachem Gelände zu einem vollständigen Versickern des Gefahrguts führen kann.



mitsamt ihren Wahrscheinlichkeiten werden durch die Unterscheidung von drei Freisetzungsorten pro Subelement berücksichtigt.

- Die Wirksamkeit einer Massnahme, die sich auf den unmittelbaren Trassenbereich beschränkt (z. B. Abdichtung des Untergrunds und Entwässerung) kann ermittelt werden.

Für die bedingte Wahrscheinlichkeit einer Freisetzung an einem der drei Orte werden unabhängig vom Subelement die folgenden Werte angenommen:

- Freisetzung im Trassenbereich: 0.50
- Freisetzung 25 m links bzw. rechts der Trasse: je 0.25

Ist eine Freisetzung ausserhalb der Trasse aufgrund der Topographie (z.B. steiler Einschnitt) nicht möglich, so wird die bedingte Wahrscheinlichkeit einer Freisetzung im Trassenbereich entsprechend erhöht (auf 75% bzw. 100%).

Eine Analyse der Gefahrgutunfälle bei Bahntransporten in der Schweiz seit 1984 hat gezeigt, dass die Freisetzungsmengen zwischen wenigen 100 l und mehreren 100'000 l variieren. Diese Varianz der Freisetzungsmengen muss für das vorliegende Screening der Umweltrisiken auf wenige, störfallrelevante und repräsentative Szenarien zusammengefasst werden. In Anlehnung an die beim Screening der Rangierbahnhöfe und beim Screening Personenrisiken verwendeten Methoden werden drei verschiedene Freisetzungsmengen unterschieden: grosse, mittlere und kleine Freisetzung. Zur Festlegung der leitstoffabhängigen Zahlenwerte werden folgende Aspekte berücksichtigt:

- Der Leitstoff Mineralölprodukte wird mehrheitlich in Ganzzügen transportiert. Falls mehrere Wagen bei einem Unfall leckschlagen, so sind Freisetzungsmengen möglich, die den Inhalt eines Kesselwagens à 80 m³ deutlich übersteigen.²
- Die anderen Leitstoffe werden meist in gemischten Güterzügen transportiert. Die Zahl der Wagen eines gegebenen Leitstoffs pro Zug ist somit deutlich kleiner als im Falle von Mineralölprodukte. Somit ist auch die Wahrscheinlichkeit signifikant kleiner, dass mehr als ein Wagen leckschlägt. Vereinfachend kann angenommen werden, dass maximal der Inhalt eines vollen Kesselwagens freigesetzt wird.
- Die Grösse der Transportgebinde ist abhängig vom jeweiligen Einzelstoff, vereinfacht wird jedoch angenommen, dass sie je Leitstoff identisch ist.

² Grosse Freisetzungen von Mineralölprodukten aus mehreren leckgeschlagenen Kesselwagen haben sich in der Schweiz mehrfach ereignet: 120 m³ (Sargans, 4.6.1984), 371 m³ (Au, 19.9.1988), 320 m³ (Zürich-Affoltern, 8.3.1994). Die in Stein-Säckingen (4.1.1991) freigesetzte Menge ist unbekannt.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Aus methodischer Sicht werden nur Freisetzungsmengen berücksichtigt, die so hoch sind, dass eine schwere Schädigung gemäss den geltenden Beurteilungskriterien für beide Schadenindikatoren möglich ist. Für den Leitstoff Mineralölprodukte ist eine schwere Schädigung z. B. erst ab einer Freisetzungsmenge von 15 t möglich.³

Ausgehend von diesen Aspekten werden folgende Freisetzungsmengen festgelegt:

- Leitstoff Mineralölprodukte:
 - grosse Freisetzung: Inhalt von 3 vollen Kesselwagen
 - mittlere Freisetzung: Inhalt eines vollen Kesselwagens
 - kleine Freisetzung: 1/3 des Inhalts eines vollen Kesselwagens
- Leitstoffe Epichlorhydrin und Perchlorethylen:
 - grosse Freisetzung: 100% eines vollen Behälters bzw. dieselbe Menge aus mehreren Behältern
 - mittlere Freisetzung: 50% eines vollen Behälters
 - kleine Freisetzung: 25% eines vollen Behälters

Bei allen Leitstoffen wird ein Grossteil der zugehörigen Stoffe in Kesselwagen transportiert. Die mittlere Tonnage pro Kesselwagen eines Leitstoffs wird aus den vorhandenen Transportdaten (Stand 2010) ausgewertet. Dazu wird der Quotient zwischen der netzweit beförderten Nettotonnage pro Leitstoff (ohne Berücksichtigung des Gewichtungsfaktors) und der Zahl der insgesamt beförderten vollen Wagen bestimmt. Weiter wird angenommen, dass 50% der Wagen leer befördert werden. Die Auswertung ergibt folgende gerundeten Tonnagen pro vollen Kesselwagen in Abhängigkeit des Leitstoffs:

- Mineralölprodukte: 60 t / Kesselwagen
- Epichlorhydrin: 40 t / Kesselwagen
- Perchlorethylen: 50 t / Kesselwagen

³ Dies ergibt sich aus der Vorgabe in den Beurteilungskriterien, dass mit einer Menge von 15 g 1 m² eines Oberflächengewässers verschmutzt werden kann. Für eine Verschmutzung von 1 km² (Grenze einer schweren Schädigung) sind somit 15 t notwendig.



In der nachfolgenden Tabelle 1 sind die für das Screening der Umweltrisiken angenommenen Werte für Freisetzungsmenge, Lachengrösse und Freisetzungsrate angegeben. Die Bestimmung der Lachengrösse und der Freisetzungsrate erfolgte auf Basis bereits publizierter Werte [Carbura; 1995, E&B 1998, EBP, 1998]. Es wird vereinfachend angenommen, dass die Freisetzungsrate unabhängig vom Leitstoff ist.

Leitstoff / Merkmal	Grosse Freisetzung		Mittlere Freisetzung		Kleine Freisetzung	
	Menge	Lachenfläche	Menge	Lachenfläche	Menge	Lachenfläche
Mineralölprodukte	180 t	500 m ²	60 t	200 m ²	20 t	50 m ²
Epichlorhydrin	40 t	200 m ²	20 t	50 m ²	10 t	50 m ²
Perchlorethylen	50 t	200 m ²	25 t	50 m ²	10 t	50 m ²
Freisetzungsrate	100 kg/s		20 kg/s		10 kg/s	

Tabelle 1: Freisetzungsmenge und Lachenfläche in Abhängigkeit des Leitstoffs sowie Freisetzungsrate pro Freisetzungsszenario

Da grosse Freisetzungen anteilmässig umso häufiger zu erwarten sind, je grösser die Zuggeschwindigkeit kurz vor dem Unfall war, werden die Wahrscheinlichkeiten für die obigen Klassen in Abhängigkeit der zulässigen Geschwindigkeit von Güterzügen festgelegt. Die verwendeten Werte (Expertschätzung) sind in der folgenden Tabelle 2 dargestellt.

Freisetzungsmenge	Anteil in Abhängigkeit der Fahrtgeschwindigkeit							
	80 km/h	70 km/h	60 km/h	50 km/h	40 km/h	30 km/h	20 km/h	10 km/h
gross	20%	17%	14%	11%	9%	6%	3%	0%
mittel	30%	26%	23%	19%	16%	12%	9%	5%
klein	50%	56%	63%	69%	76%	82%	89%	95%

Tabelle 2: Wahrscheinlichkeit pro Klasse der Freisetzungsmenge in Abhängigkeit der zulässigen Höchstgeschwindigkeit von Gefahrgutzügen



4 Abschätzung des Schadenausmasses

4.1 Grundlagen gemäss den Beurteilungskriterien zur StFV

Die Ermittlung des Schadenausmasses (Störfallwert) basiert auf dem Konsultationsentwurf der Beurteilungskriterien gemäss [BAFU, 2010]. Als wichtiger Unterschied zu den bisherigen Kriterien (vgl. [BK II, 2001]) wird vorgeschlagen, als Kriterium für eine schwere Schädigung von Grundwasserträgern nicht mehr den Ausfall einer Wasserversorgung in Personenmonaten, sondern die nicht mehr nutzbare Fördermenge zu verwenden. Dies führt letztlich zu einer veränderten Zuordnung des Störfallwerts. Eine schwere Schädigung des Grundwassers ist neu gegeben, wenn infolge der Verschmutzung einer Fassung oder Quelle in einer rechtsgültigen Grundwasserschutzzone S eine konzessionsierte Fördermenge von mindestens 2'500 l/min nicht mehr für die öffentliche Trinkwasserversorgung nutzbar ist. Im Gegensatz zum Schadenindikator „Oberflächengewässer“ ist keine Mindestmenge vorgegeben, damit eine solche Verschmutzung anzunehmen ist. Sobald freigesetztes Gefahrgut innerhalb der gesättigten Zone in den Pumpbereich einer Fassung gelangt, ist somit in Abhängigkeit der Fördermenge von einer entsprechenden Schädigung auszugehen. Eine Verfünffachung der nicht mehr nutzbaren Fördermenge führt zu einer Zunahme des Störfallwerts um 0.3 (d.h. 12'500 l/min → Störfallwert 0.6).

Oberirdische Gewässer sind im Sinne der Beurteilungskriterien weiterhin verunreinigt, wenn die Menge der nicht wasserlöslichen Gefahrgutflüssigkeiten auf der Oberfläche 15 g/m² für Mineralölprodukte bzw. 5 g/m² für die übrigen schwerlöslichen, wassergefährdenden Flüssigkeiten (Leitstoff Perchlorethylen) überschreitet. Bei wasserlöslichen Flüssigkeiten wird angenommen, dass mit 1 g des Leitstoffs Epichlorhydrin 1 m³ Wasser verschmutzt werden kann. Eine schwere Schädigung (Störfallwert 0.3) ist erreicht, wenn eine Fläche von mindestens 1 km² bzw. ein Volumen von mindestens 10⁶ m³ verschmutzt ist.

Zur Beurteilung der Risiken liegen noch keine definitiv festgelegten Beurteilungskriterien vor. Für die Auswertung der Screeningresultate wird deshalb mit dem vorgeschlagenen Schadenindikator für Grundwasser gemäss Konsultationsentwurf [BAFU, 2010] und den Beurteilungskriterien von 2001 gearbeitet.



4.2 Abgrenzung Prozesse

4.2.1 Schnittbereich Grundwasser und Oberflächengewässer

Folgende Prozesse werden im Rahmen des Umweltscreenings nicht berücksichtigt:

- Exfiltration aus dem Grundwasser in ein Oberflächengewässer;
- Infiltration von verschmutztem Wasser aus Oberflächengewässern ins Grundwasser;
- Ausfall von Seewasseraufbereitungsanlagen zur Trinkwasserversorgung beim Indikator "verschmutzte unterirdische Gewässer"⁴.

Aufgrund dieser Annahmen wird für Fassungen, die in Bezug auf die Bahn auf der anderen Seite eines Flusses liegen, angenommen, dass sie bei einem Störfall nicht verschmutzt werden können. Zudem wird angenommen, dass im Boden versickertes Gefahrgut nicht zur Verschmutzung eines Flusses führen kann. Damit kann nur eine direkte Einleitung via oberflächlicher Abfluss oder via Entwässerung zu einer Verschmutzung eines Oberflächengewässers führen.

4.2.2 Berücksichtigung der Entwässerung und von Rückhaltemassnahmen

Fahrbahntwässerungen können im Rahmen der Methodik für das Screening der Umweltrisiken grundsätzlich grob berücksichtigt werden, sofern die notwendigen Daten vorhanden sind. Dabei wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Eine Entwässerung beeinflusst lediglich den Abflusspfad von Gefahrgutflüssigkeiten, die im Bereich der Trasse freigesetzt werden.
- Entwässerungen in Form von Sickerleitungen oder vergleichbaren Systemen, die Flüssigkeiten lediglich aus dem unmittelbaren Trassenbereich abführen und sie einer lateralen Versickerung in der Nähe zuführen oder über die Schulter versickern, gelten nicht als Entwässerungen im Sinne des verwendeten Modells.

⁴ Der Beitrag von Seen zur Trinkwasserversorgung wird nicht berücksichtigt. In Anbetracht der komplexen horizontalen und vertikalen Mischungs-, bzw. Schichtungsverhältnisse in Seen kann dieser Prozess nur im Rahmen einer ortsspezifischen Risikoermittlung berücksichtigt werden.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Eine signifikante, vom Modell berücksichtigte Wirkung einer Entwässerung ist erst gegeben, wenn gesammelte Flüssigkeiten über Leitungen, allenfalls mit dazwischengeschaltetem Retentionsbecken oder einer kommunalen ARA einem Vorfluter (Normalfall) oder einem Versickerungsbauwerk (Ausnahmefall) zugeführt werden.
- Bei einer Einleitung einer Entwässerung in ein Versickerungsbauwerk wird angenommen, dass dieses so positioniert ist (z. B. ausserhalb einer Schutzzone), dass keine schwere Schädigung des Grundwassers möglich ist (wegen der Vernachlässigung einer möglichen Exfiltration in ein Oberflächengewässer gilt gleiches auch für diese).
- Sofern passive Rückhaltemassnahmen wie Becken vorhanden sind (in aller Regel eine ARA), so wird angenommen, dass das Gefahrgut vollständig zurückgehalten werden kann (d. h. es wird ein Störfallwert 0 eingesetzt). Aktive Massnahmen, die für ihre Wirksamkeit einer Intervention des Menschen nach einer Freisetzung bedürfen, werden nicht berücksichtigt (z. B. Schliessen eines Schiebers).

4.3 Methodik Ausmassschätzung Oberflächengewässer

4.3.1 Berücksichtigtes Gewässernetz

Es werden grundsätzlich alle Oberflächengewässer (Bäche, Flüsse und Seen, ohne unterirdisch verlaufende Gewässer) berücksichtigt, welche im Vektor 25-Datensatz "Gewässernetz" (Quelle: Bundesamt für Landestopographie Swisstopo, Datenstand 2009 oder älter) erfasst sind.

Der oberflächliche Abfluss von Gefahrgutflüssigkeit bzw. die Beurteilung, ob Gefahrgutflüssigkeiten auf diesem Weg ein nahe gelegenes Gewässer erreichen kann oder nicht, wird unter Verwendung des digitalen Höhenmodells DHM 25 des Bundesamts für Landestopographie bestimmt. Somit ist die Verwendung eines fixen Abstandsbereichs (Korridor) von der Bahnlinie, wie dies im Handbuch III zur StfV vorgeschlagen wird, nicht notwendig.

4.3.2 Übersicht über die verwendeten Prozesse

Folgende Prozesse werden berücksichtigt, um das Schadenausmass für die einzelnen Freisetzungsszenarien gemäss Kapitel 3 zu bestimmen (vgl. auch Abbildung 2):

- Abfluss auf der Erdoberfläche entlang des grössten Gefälles
- Rückhalt der abfliessenden Flüssigkeit durch oberflächliche Benetzung



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Versickerung der abfliessenden Flüssigkeit im Boden
- Oberflächlicher Eintrag in das erste Oberflächengewässer entlang des Abflusspfads
- Ausschliesslich für den Leitstoff Mineralölprodukte: Ermittlung des Schadenausmasses unter Berücksichtigung einer möglichen Intervention mittels Ölsperren, Absaugen etc. während der Ausbreitung auf einem Oberflächengewässer.

Die Reduktion der auf der Erdoberfläche abfliessenden Gefahrgutflüssigkeit durch aktive Interventionsmassnahmen wird nicht berücksichtigt. Der Erfolg dieser Massnahme in der Praxis ist mit grossen Unsicherheiten behaftet.

Nachfolgend wird die Methodik zur Berücksichtigung dieser Prozesse einzeln beschrieben.

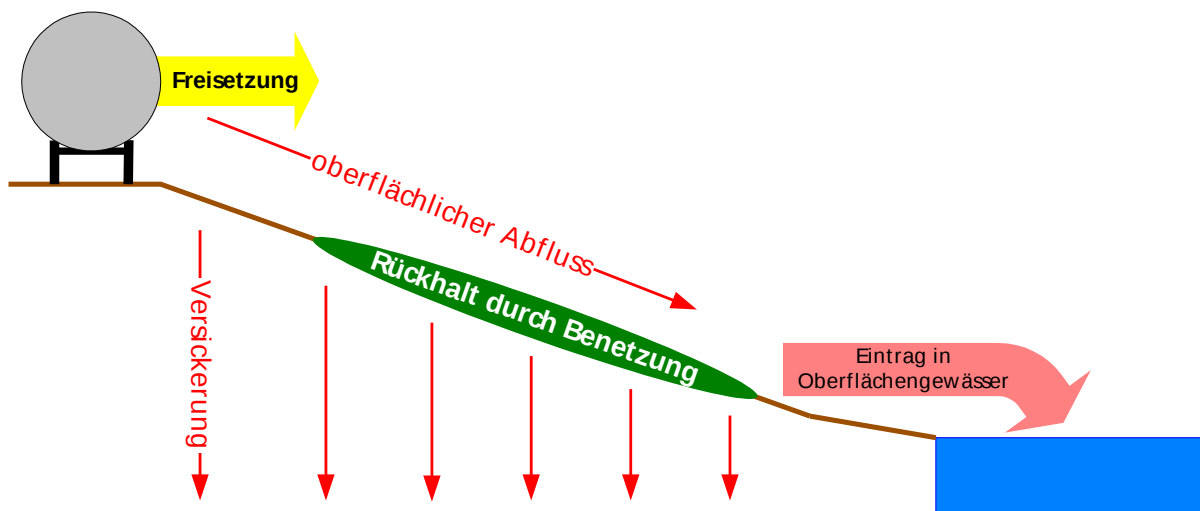


Abbildung 2: Prozesse zur Abschätzung des Schadenausmasses für Oberflächengewässer.

4.3.3 Abfluss auf der Erdoberfläche entlang des grössten Gefälles

Ausgehend vom gewählten Freisetzungsort wird unter Berücksichtigung des digitalen Höhenmodells DHM 25 der Abflusspfad mit Hilfe eines im GIS implementierten Algorithmus ermittelt. Das Höhenmodell basiert auf der Landeskarte 1:25'000 und weist eine horizontale Auflösung bzw. Rasterweite von



25 m auf⁵. Der Algorithmus bricht ab, sobald der ermittelte Abflusspfad entweder ein Oberflächengewässer schneidet oder einen Steigungswert 0 (Terrain ist absolut flach) bzw. einen negativen Steigungswert antrifft (Terrain steigt in allen Richtungen an)⁶.

Für die Prozesse "Rückhalt des abfliessenden Gefahrguts durch oberflächliche Benetzung" und "Versickerung der abfliessenden Flüssigkeit im Boden" (Kap. 4.3.4) müssen folgende Ergebnisse aus der Bestimmung des Abflusspfades festgehalten werden:

- Breite des Abflusspfades
- Länge des Abflusspfades und Bodenmerkmale entlang des Abflusspfades
- Merkmale entlang des Abflusspfades, welche die Versickerung im Boden massgeblich beeinflussen. Dazu werden die Steilheit des Geländes sowie der Bodentyp, welcher dessen Durchlässigkeit für Flüssigkeiten charakterisiert, berücksichtigt.

In Anbetracht der Auflösung des digitalen Höhenmodells und den möglichen lokal vorhandenen topographischen Bruchkanten (Mauern, Senken, Hügel) wird eine terrainabhängige Verbreiterung oder Einengung des abfliessenden Gefahrgutes vernachlässigt. Es wird angenommen, dass die **Breite des Abflusspfades** dem Lachendurchmesser der freigesetzten Flüssigkeit entspricht (basierend auf kreisrund angenommenen Lachenflächen gemäss Tabelle 1).

In Bezug auf die Steilheit des Abflusspfades werden folgenden Klassen unterschieden:

- $< 2^\circ$
- $2 - 3^\circ$
- $3 - 5^\circ$
- $5 - 10^\circ$
- $10 - 30^\circ$
- $> 30^\circ$

Die Bodenmerkmale werden der "vereinfachten geotechnischen Karte"⁷ entnommen (Basis: Landeskarten 1:200'000 mit einer kartographischen Auflösung von 200 m). Dazu werden in Anlehnung an [FAL 35, 2000] folgende Klassen bzw. Typen definiert:

- Karst: sehr grosse Durchlässigkeit für Flüssigkeiten

⁵ Dies bedeutet, dass pro Rasterzelle von 25 m auf 25 m ein maximaler Steigungswert sowie die Angabe, zu welcher von acht möglichen benachbarten Rasterzellen die Höhendifferenz maximal ist, vorliegt.

⁶ Diese Aussage bezieht sich auf den maximal möglichen Abflusspfad, welcher mittels GIS ermittelt wird. Davon unabhängig wird angenommen, dass ab einem vorgegebenen Steigungsgrenzwert alles Gefahrgut versickert, da eine Ausbreitung entlang der Oberfläche nicht mehr möglich ist.

⁷ Bezugsquelle: Bundesamt für Statistik (GEOSTAT), Datenherr: BAFU, Datenstand 1963-1967, digitalisiert 1990



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Kies / Sand: grosse Durchlässigkeit
- Sand / Silt: mittlere Durchlässigkeit
- Tone / Fels: kleine Durchlässigkeit

Mit Hilfe des GIS wird der Abflussweg in Abhängigkeit von Steigungsklasse i und Bodentyp j in Abschnitte der Länge l_{ij} unterteilt. Die Länge des gesamten Abflussweges ergibt sich aus der Summe der Abschnittslängen l_{ij} .

Ein Teil des Gefahrguts wird durch die Benetzung der Oberfläche entlang des Abflusses zurückgehalten. Es wird angenommen, dass dieser Anteil der freigesetzten Flüssigkeit weder zu einer Schädigung von Oberflächengewässern noch zu einer Schädigung des Grundwassers beiträgt.

Zur Abschätzung des Rückhaltes von Gefahrgut durch oberflächliche Benetzung werden folgende Annahmen getroffen:

- Der Rückhalt ist unabhängig vom Leitstoff sowie der Dauer der Freisetzung bzw. des Abflusses.
- Der Rückhalt ist abhängig vom Bodentyp. Für die einzelnen Bodentypen werden folgende Werte für die durch Benetzung zurückgehaltene Flüssigkeitsmenge B_j angenommen [Gujer, 1995]:

- Karst: $B = 0.5 \text{ l/m}^2$

- alle anderen Bodentypen: $B = 1.5 \text{ l/m}^2$

Der Wert für karstigen Untergrund ist tiefer, da der Bewuchs i. A. spärlicher ist.

In einem Abschnitt des Abflussweges der Länge l_{ij} und einem Lachendurchmesser D , welcher der Breite der von der Flüssigkeit überstrichenen Fläche entspricht, ergibt sich somit folgende Gefahrgutmenge $m_{Be,ij}$, welche durch Benetzung zurückgehalten wird:

$$m_{Be,ij} = B_j \cdot D \cdot l_{ij} \cdot \rho \quad \text{Formel [1]}$$

- $m_{Be,ij}$: totale Gefahrgutmenge, welche durch Benetzung der Oberfläche zurückgehalten wird, [kg]
 B_j : Bodentyp spezifischer Kennwert für die durch oberflächliche Benetzung zurückgehaltene Gefahrgutmenge, [l/m^2]
 D : Lachendurchmesser, [m]
 l_{ij} : Länge eines Elements des Abflussweges, [m]
 i : Index zur Charakterisierung der Steigungsklasse, [-]
 j : Index zur Charakterisierung des Bodentyps, [-]
 ρ : Dichte des Schadstoffs (vgl. Tab. 3), [kg/l]



4.3.4 Versickerung der abfliessenden Flüssigkeit im Boden

Für den Prozess "Versickerung der abfliessenden Flüssigkeit im Boden" werden folgende generellen Annahmen getroffen:

- Der Anteil des Gefahrguts, der entlang des Abflussespfades im Boden versickert, stellt keine Gefährdung für das Oberflächengewässer dar, kann aber zu einer Verschmutzung des Grundwassers führen.
- Sobald die Steigung längs des Abflussespfades unter einen vorgegebenen Schwellenwert fällt, d. h. das Terrain hinreichend flach ist, ist kein oberflächliches Weiterfliessen der freigesetzten Flüssigkeit mehr möglich.⁸ Die gesamte Flüssigkeitsmenge versickert dann zwingend im Boden. Als Steigungsgrenzwert, unterhalb dessen das oberflächliche Abfliessen zum Erliegen kommt, wird ein Wert von 2° angenommen [FAL 35, 2000].
- Sofern die Freisetzung sich im Bereich der Bahntrasse ereignet oder der oberflächliche Abflussweg die Bahntrasse schneidet, wird in Analogie zur Risikoanalyse für die Rangierbahnhöfe [E&B, 2002] angenommen, dass 10'000 l der Freisetzungsmenge im Trassenbereich zurückgehalten werden.⁹

Zur Berechnung der Versickerung in einem Abschnitt l_{ij} des Abflussespfades mit Bodentyp i und Steigungsklasse j werden folgende Annahmen getroffen:

- Pro Flächen- und Zeiteinheit versickert ein konstantes, als Sickerleistung S bezeichnetes Flüssigkeitsvolumen im Boden¹⁰. Die Sickerleistung S ist grundsätzlich abhängig von der Geländeneigung, der Bodendurchlässigkeit, der Sättigung des Bodens mit Wasser und der Viskosität des Gefahrguts. Vereinfachend wird angenommen, dass alle Leitstoffe bezüglich Versickerung eine vergleichbare Viskosität haben. Somit ist S noch abhängig
 - vom Bodentyp (bzw. der Bodendurchlässigkeit) sowie dem momentanen Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser und
 - von der Steigung.

⁸ Durch den Impuls der Flüssigkeit kann über kurze Distanzen auch ein Terrain mit noch geringerer oder verschwindender Steigung überflossen werden. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass das verwendete digitale Höhenmodell eine Rasterweite von 25 m hat, so dass über diese Länge der mittlere Steigungswert unter dem Grenzwert liegen muss, damit das oberflächliche Abfliessen zum Erliegen kommt.

⁹ Dies bedeutet, dass in den entsprechenden Fällen einer kleinen Freisetzung der Leitstoffe Epichlorhydrin und Perchlorethylen (Freisetzungsmengen in diesen Fällen < 10'000 l) kein Eintrag in ein Oberflächengewässer erfolgt, ausser wenn das zugehörige Subelement auf einer Brücke liegt und / oder eine Fahrbahnenentwässerung aufweist.

¹⁰ In Realität ist die Sickerleistung anfänglich höher und nimmt mit zunehmender Sättigung des Bodens mit Gefahrgut ab. Die eingesetzte Sickerleistung soll deshalb einen zeitlichen Mittelwert darstellen.



- In Bezug auf den Sättigungsgrad des Bodens mit Wasser werden zwei Szenarien unterschieden:
 - Mit Wahrscheinlichkeit 98% weist der Boden eine Sättigung mit Wasser unterhalb der Feldkapazität auf, welche einem Wassergehalt des Bodens entspricht, nachdem das durch Erdgravitation innert weniger Tage drainierbare Wasser entfernt ist.
 - Für die verbleibenden 2% der Fälle wird ein hoher Sättigungsgrad mit Wasser angenommen, wie er nach längeren Regenperioden gelegentlich auftreten kann. Vereinfachend wird auch ein hoher Sättigungsgrad mit Wasser angenommen, wenn der Boden gefroren ist.

In der folgenden Tabelle 3 sind die verwendeten Sickerleistungen in Abhängigkeit von Bodentyp j und der Sättigung des Untergrundes k dargelegt. Die Werte basieren auf Literaturangaben aus [Gujer, 1995] und [ZH UP, 1996]. Zusätzlich wurden folgende Annahmen getroffen:

- Für Böden mit hoher Sättigung ist die Sickerleistung 50-mal kleiner als der ungesättigte Wert.
- Im Fall des Bodentyps Karst ist eine hohe Sättigung unrealistisch. Deshalb wird kein Unterschied in der Sickerleistung berücksichtigt.
- Die Werte der Tabelle 3 sind als Basiswerte ohne Korrektur aufgrund der Abhängigkeit von der Steigung zu verstehen. Mit zunehmender Steigung nimmt die Sickerleistung ab, da einerseits die massgebliche Komponente der Schwerkraft senkrecht zum Boden abnimmt und andererseits die Fliessgeschwindigkeit zunimmt. Es wird angenommen, dass der Einfluss der zunehmenden Fliessgeschwindigkeit vergleichbar ist mit demjenigen der abnehmenden Schwerkraftkomponenten. Da letzterer $\cos\alpha$ beträgt, wird insgesamt ein Korrekturfaktor von $\cos^2\alpha$ angenommen.

Bodentyp j	Sickerleistung S_{jk} [l/s/m ²]	
	Boden bei Feldkapazität	hohe Sättigung mit Wasser
Karst	1.0	1.0
Kies/Sand	0.5	0.01
Sand/Silt	0.1	0.002
Tone/Fels	0.01	0.0002

Tabelle 3: Sickerleistungen in Abhängigkeit von Bodentyp j und Untergrundsättigung k

Für einen Abschnitt des Abflusspfades mit Länge l_{ij} , auf dem der Steigungsgrenzwert für das Fließen überschritten ist, wird die im Boden versickerte Menge an Gefahrgutflüssigkeit mit folgender Formel berechnet:



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

$$m_{s,ijk} = S_{jk} \cdot \cos^2 \alpha_i \cdot D \cdot t_{Fr} \cdot l_{ij} \cdot \rho \quad \text{Formel [2]}$$

- $m_{s,ijk}$: Gefahrgutmenge, welche pro Abschnitt l_{ij} des Abflussespfades in den Boden versickert, [kg]
 S_{jk} : Sickerleistung, [l/s/m²]
 α_i : Steigung des Geländes, [°]
 D : Lachendurchmesser, entspricht Breite der von der Flüssigkeit überstrichenen Fläche, [m]
 t_{Fr} : Freisetzungsdauer, [s]
 l_{ij} : Länge eines Abschnitts des Abflussespfades, [m]
 ρ : Dichte des Schadstoffs, [kg/l]
 i : Index zur Charakterisierung der Steigungsklasse, [-]
 j : Index zur Charakterisierung des Bodentyps, [-]
 k : Index zur Charakterisierung der Wassersättigung des Bodens, [-]

Enthält der Abflussesweg einen Abschnitt l_{ij} , dessen Steigung unterhalb des Grenzwerts für das Fließen liegt, gelangt per Definition kein Gefahrgut in ein Oberflächengewässer. Das gesamte Volumen der Gefahrgutflüssigkeit versickert im Boden.

4.3.5 Eintrag ins Oberflächengewässer

Falls der ermittelte oberflächliche Abflussesweg auf ein Oberflächengewässer trifft, ohne dass bis dorthin der vorgegebene Schwellenwert in Bezug auf die Mindeststeigung von 2° irgendwo unterschritten wird oder das gesamte Gefahrgut versickert, so kann der Eintrag ins Oberflächengewässer m_{OFG} wie folgt ermittelt werden:

$$m_{OFG} = \text{Max} (m_{Fr} - V_{Tr} \cdot \rho - \sum_{i,j} m_{Be,ij} - \sum_{i,j} m_{s,ijk}, 0) \quad \text{Formel [3]}$$

- m_{OFG} : totale Gefahrgutmenge, welche in ein Oberflächengewässer gelangt, [kg]
 m_{Fr} : freigesetzte Gefahrgutmenge, [kg]
 V_{Tr} : im Trassebereich zurückgehaltene Gefahrgutmenge, [l]
 ρ : Dichte des Schadstoffs, [kg/l]
 $m_{Be,ij}$: Gefahrgutmenge, welche auf einem Element des Abflussespfades durch Benetzung der Oberfläche zurückgehalten wird, [kg]
 $m_{s,ijk}$: Gefahrgutmenge, welche auf einem Element des Abflussespfades in den Boden versickert, [kg]
 i : Index zur Charakterisierung der Steigungsklasse, [-]
 j : Index zur Charakterisierung des Bodentyps, [-]
 k : Index zur Charakterisierung der Wassersättigung des Bodens, [-]

Der Term m_{Fr} bezieht sich auf die freigesetzte Gefahrgutmenge gemäss Tabelle 1 und V_{Tr} auf die gegebenenfalls im Trassenbereich zurückgehaltenen 10'000 l (Kap. 4.3.4). Die Dichte ρ weist für die Leitstoffe gemäss [Leo, 1994] und [ECB, 2000] folgende Werte auf:



Leitstoff	Dichte ρ in [kg/l] (20°C)
Mineralölprodukte	0.75
Epichlorhydrin	1.18
Perchlorethylen	1.62

Tabelle 4: Dichte ρ der Leitstoffe

Trifft der ermittelte oberflächliche Abflussweg auf ein eingedoltes Oberflächengewässer, wird berücksichtigt, dass in diesem Spezialfall kein Eintrag stattfinden kann, sofern der eingedolte Gewässerabschnitt eine gewisse Länge aufweist. Befindet sich beispielsweise der Freisetzungsort unmittelbar im Bereich des eingedolten Gewässerabschnittes, muss das Gewässer mindestens je 50 m links und rechts der Trasse eingedolt sein, damit kein Eintrag ins Gewässer angenommen wird.

Für den Spezialfall, dass sich ein Freisetzungsort links oder rechts der Trasse in einem Oberflächengewässer befindet, wird die Eintragsmenge in das entsprechende Gewässer der Freisetzungsmenge für das betrachtete Freisetzungsszenario gleichgesetzt.

Die beiden Summen in Formel [3] stellen die Mengen dar, welche durch oberflächliche Benetzung ($m_{Be,ij}$) bzw. Versickerung ($m_{S,ijk}$) insgesamt längs des gesamten Abflusswegs bis zum Eintritt ins Oberflächengewässer maximal zurückgehalten werden und somit nicht zur Verunreinigung des Oberflächengewässers beitragen.

Wenn die Differenz in der obigen Formel [3] negativ ist, bedeutet dies, dass die gesamte Freisetzungsmenge durch oberflächliche Benetzung zurückgehalten wird oder versickert, bevor das erste Oberflächengewässer erreicht wird, d.h. der Eintrag in das Oberflächengewässer ist dann gleich Null.

Aufgrund der beschränkten Auflösung des DHM25 sowie der Uferlinien von Flüssen (diese sind im GIS als Linien abgebildet, tragen also keine Information zur Breite) werden zudem folgende Anpassungen bei der Ermittlung des Gefahrguteintrages in bahnnahe Oberflächengewässer vorgenommen:

- Bei Freisetzungsorten in der Nähe von Seen mit flachen Uferbereichen, bei denen gemäss Abflussmodellierung kein Eintrag in den See erfolgt, wird die Eintragsmenge wie folgt in Prozent der jeweiligen Freisetzungsmenge eingesetzt, um die Risiken nicht systematisch zu unterschätzen:
 - 1 - 25 m Abstand von der Uferlinie: 90%
 - 25 – 50 m Abstand von der Uferlinie: 30%
 - > 50 m Abstand von der Uferlinie: kein Eintrag (wie gemäss Abflussmodellierung)



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Bei Fliessgewässern liegen keine GIS-Daten zu den Uferlinien vor. Es wird von folgenden Standardbreiten ausgegangen, um zu entscheiden, ob ein Direkteintrag (= Freisetzungsmenge gemäss Szenario) erfolgt:
 - Fluss: 40 m,
 - Bach mit GEWISS-Nr.: 20 m,
 - Bach ohne GEWISS-Nr.: 10 m.

Bei den grösseren Flüssen (Rhein, Limmat, Aare, Rhone, Reuss) werden zudem händisch Freisetzungsorte identifiziert, wo aufgrund der Darstellung in der LK 1:25'000 ein Freisetzungsort im oder unmittelbar bei der Uferlinie stattfindet. In diesen Fällen wird die Eintragsmenge der Freisetzungsmenge gleichgesetzt.

4.3.6 Ermittlung des Schadenausmasses ohne Berücksichtigung der Intervention

In den Beurteilungskriterien werden Vorgaben gemacht, wie die Gefahrgutmenge, die in ein Oberflächengewässer eintritt, in eine verschmutzte Fläche umgerechnet werden kann, solange keine Intervention berücksichtigt wird. Dabei wird zwischen folgenden Grenzwerten unterschieden (Kap. 4.1):

- Mineralölprodukte: 15 g/m²
- wassergefährdende Flüssigkeiten: 5 g/m²

Für die beiden nicht bzw. schlecht wasserlöslichen Leitstoffe Mineralölprodukte und Perchlorethylen werden diese Grenzwerte verwendet. Ohne Berücksichtigung einer Intervention wird die verschmutzte Fläche wie folgt ermittelt:



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

$$A_{OFG,i} = \frac{m_{OFG,i} \cdot 1000}{f_i}$$

Formel [4]

$A_{OFG,i}$: verschmutzte Oberfläche im Oberflächengewässer, [m²]
 $m_{OFG,i}$: totale Gefahrgutmenge, welche in ein Oberflächengewässer gelangt, [kg]
 f_i : Grenzwert gemäss Beurteilungskriterien zur Störfallverordnung, [g/m²]
 i : Index zur Charakterisierung des Leitstoffs, [-]

Dabei beträgt $f_i = 15 \text{ g/m}^2$ für den Leitstoff Mineralölprodukte und 5 g/m^2 für den Leitstoff Perchlorethylen. Aus der verschmutzten Fläche kann nach den Vorgaben der Beurteilungskriterien II bzw. dem Schadenindikator n_3 "verunreinigte oberirdische Gewässer (Fläche)" der Störfallwert ermittelt werden.

Für den wasserlöslichen Leitstoff Epichlorhydrin wird ausgehend von einem angenommenen Grenzwert für die Verschmutzung von $f_{m,v} = 1 \text{ g/m}^3$ Wasser, der einem typischen, jedoch in der Tendenz eher konservativen Wert für lösliche Stoffe der WGK 3 entspricht, das verschmutzte Volumen analog zu obiger Formel [4] ermittelt:

$$V_{OFG,i} = \frac{m_{OFG,i} \cdot 1000}{f_i}$$

Formel [5]

$V_{OFG,i}$: verschmutztes Volumen im Oberflächengewässer, [m³]
 $m_{OFG,i}$: totale Gefahrgutmenge, welche in ein Oberflächengewässer gelangt, [kg]
 f_i : Grenzwert gemäss Beurteilungskriterien zur Störfallverordnung, [g/m³]
 i : Index zur Charakterisierung des Leitstoffs, [-]

Die Umrechnung auf den Störfallwert erfolgt gemäss den Vorgaben für den Schadenindikator "Volumen verunreinigter oberirdische Gewässer".

Zur Illustration ist in Tabelle 5 an Beispielen dargestellt, welche Störfallwerte in Abhängigkeit des Leitstoffs sowie der Menge $m_{OFG,i}$, welche in ein Oberflächengewässer eintritt, resultieren, ohne eine allfällige Intervention zu berücksichtigen. Die Ergebnisse der Tabelle 5 lassen folgende Schlüsse zu:

- Bei den Leitstoffen Mineralölprodukte und Perchlorethylen sind deutlich grössere Eintragsmengen als bei Epichlorhydrin notwendig, um rechnerische Störfallwerte ≥ 0 zu erhalten.
- Beim Leitstoff Epichlorhydrin führt bereits ein Eintritt von 1'000 kg zu einer schweren Schädigung (Störfallwert ≥ 0.3), bei den beiden anderen Leitstoffen sind dazu 15'000 bzw. 5'000 kg notwendig.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Umgekehrt steigt der Schaden mit zunehmender Eintragsmenge in ein Oberflächengewässer beim Leitstoff Epichlorhydrin weniger schnell an als bei den beiden anderen Leitstoffen. Eine Verzehnfachung des Schadens entspricht einer Zunahme des Störfallwerts um 0.2 für Epichlorhydrin bzw. 0.3 für die anderen Leitstoffe.

Leitstoff	Grenzwert Schaden	Menge, welche in OFG gelangt [kg]	Störfallwert	Verzehnfachung Schaden bei Zunahme StF-Wert um
Mineralölprodukte	15 [g/m ²]	100	0	0.3
		1'000	0	
		15'000	0.30	
		60'000	0.48	
Epichlorhydrin	1 [g/m ³]	100	0.10	0.2
		1'000	0.30	
		8'000	0.48	
		40'000	0.62	
Perchloräthylen	5 [g/m ²]	100	0	0.3
		1'000	0.09	
		5'000	0.30	
		20'000	0.48	
		50'000	0.60	

Tabelle 5: Störfallwert ohne Intervention in Abhängigkeit von Leitstoff und Eintragsmenge in Oberflächengewässer.

4.3.7 Berücksichtigung der Intervention beim Leitstoff Mineralölprodukte

Für die beiden Leitstoffe Epichlorhydrin und Perchloräthylen wird im Modell angenommen, dass keine Intervention möglich ist. Für den Leitstoff Mineralölprodukte wird die Möglichkeit, das Schadenausmass mittels Interventionsmassnahmen wie Einsatz von Ölsperren oder Abpumpen von aufschwimmendem Gefahrgut zu reduzieren, anhand der nachfolgend beschriebenen, pragmatischen Methodik pauschal berücksichtigt.

a) Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Intervention



Als Basis für die Ermittlung der Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Intervention sowie deren Wirkung wird berechnet, welche Länge der Fliesspfad zwischen dem Eintragsort ins erste Oberflächengewässer und dem ersten See aufweist¹¹. Die Berechnung erfolgt gegliedert nach den folgenden Fliessgewässertypen n, welche den Grössenklassen des GIS-Datensatzes entsprechen:

- n = 1: kleine Bäche ohne Namen bzw. GEWISS-Nr.
- n = 2: Bäche mit Namen bzw. GEWISS-Nr.
- n = 3: Flüsse mit Namen bzw. GEWISS-Nr.¹².

Es wird angenommen, dass Fliessgewässer nach dem ersten See, der eine Grösse von mindestens 2'500 m² aufweist, niemals von einer Verschmutzung des Leitstoffs Mineralölprodukte betroffen sind, da ein Abfluss aus dem See immer mit Interventionsmassnahmen verhindert werden kann.

Für jeden Fliessgewässertyp n, der vom Eintragsort bis zum Eintritt in den ersten See vorhanden ist und verschmutzt wird, werden jeweils 2 Szenarien unterschieden:

- "Intervention erfolgreich",
- "Intervention nicht erfolgreich bzw. nicht möglich".

Gleiches gilt für den ersten See, der noch von einer Verschmutzung betroffen wird.

Je mehr Zeit verstreicht bis eine Intervention erfolgt, desto grösser ist die Distanz, über die eine Gefahrgutflüssigkeit in den Oberflächengewässern transportiert wird (Fliessdistanz). Umgekehrt nimmt die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Intervention mit zunehmender Zeit, also mit zunehmender Fliessdistanz zu. Deshalb wird als massgebliche Grösse für die Bestimmung der bedingten Wahrscheinlichkeiten der Szenarien die Fliessdistanz herangezogen.

Es wird davon ausgegangen, dass die Intervention entlang eines Fliessgewässers an jedem Ort mit gleicher Wahrscheinlichkeit erfolgen kann. Die Fliessdistanz entspricht deshalb der Distanz vom Ort des Eintritts des Gefahrguts in das erste Fliessgewässer (Eintragsort) bis zur Mitte des gerade betrachteten Fliessgewässertyps (halbe Länge) bzw. bis zum Eintritt in den See.

Weiter werden folgende Annahmen getroffen (siehe auch Abbildung 3):

¹¹ Bzw. bis zum Erreichen der Grenze im grenznahen Ausland, ab der keine GIS-Daten aus der Schweiz mehr vorliegen.

¹² Die Unterscheidung der Gewässertypen erfolgt auf Basis der GIS-Daten



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Die bedingte Wahrscheinlichkeit p für das Szenario "Intervention erfolgreich" ist proportional zur Flie ssdistanz.
- Eine erfolgreiche Intervention ist nach einer maximalen Flie ssdistanz von 10 km im Fall eines Sees und von 30 km im Fall von Flie ssgewässern immer möglich, bzw. hat die Wahrscheinlichkeit 1. Die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Intervention ist neben der Zeitdauer auch von der generellen Zugänglichkeit des Gewässers und den Strömungsverhältnissen abhängig. Aus diesem Grund wird bei Seen die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Intervention um ca. einen Faktor 3 höher eingeschätzt als bei Flie ssgewässern (Steigung der Geraden).
- Bei einem direkten Schadstoffeintrag in einen See ist eine Intervention immer möglich (Schnittpunkt mit Ordinate bei 0.1; bezieht sich nur auf die Wahrscheinlichkeit, nicht auf die Ausmassminderung).
- Die Wahrscheinlichkeit q für das komplementäre Ereignis "Intervention ist nicht erfolgreich" beträgt $q = 1 - p$, wobei p die Wahrscheinlichkeit für das Ereignis "Intervention ist erfolgreich" darstellt.

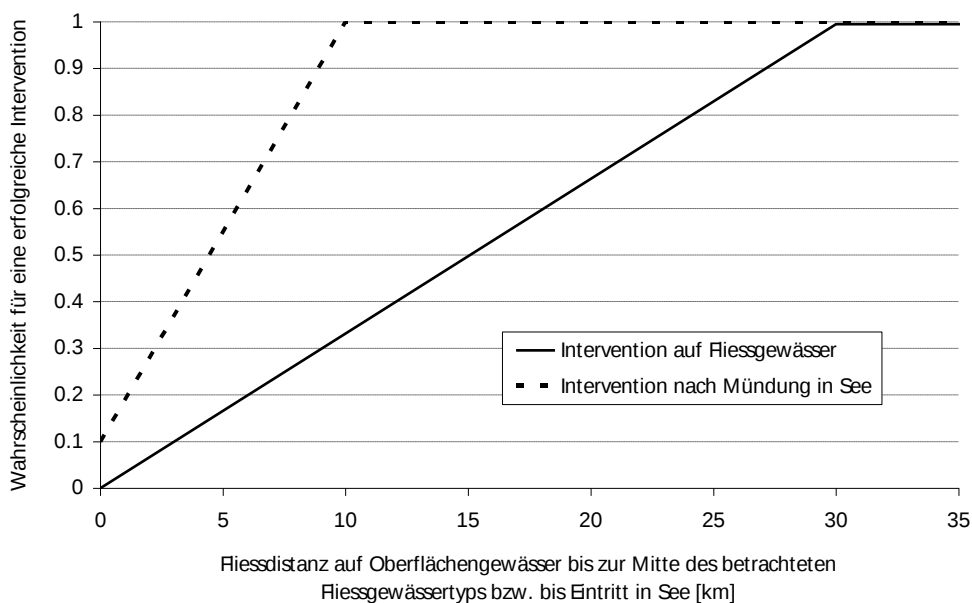


Abbildung 3: Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Intervention auf Flie ssgewässern bzw. nach der Mündung in einen See in Abhängigkeit der Flie ssdistanz.

Die Bestimmung der bedingten Wahrscheinlichkeiten p und q wird anhand der folgenden Beispiele illustriert:



Beispiel 1: Der Ersteintrag erfolgt in einen 3 km langen Bach. Die Wahrscheinlichkeit p , dass innerhalb dieses Bachs die Intervention erfolgreich ist, beträgt somit:

$$p = \frac{\frac{3}{2}}{30} = 0.05$$

$$p = \frac{\frac{3}{2}}{30} = 0.05$$

Der Nenner (30) entspricht derjenigen Länge in km, nach welcher eine erfolgreiche Intervention mit Wahrscheinlichkeit 1 angenommen wird (vgl. Abbildung 3), der Zähler entspricht der halben Länge des betrachteten Oberflächengewässerabschnitts (hier $3/2$ km). Die Wahrscheinlichkeit q , dass die Intervention nicht erfolgreich ist beträgt $1 - p = 1 - 0.05 = 0.95$.

Beispiel 2: Nach dem 3 km langen Bach folgt ein 10 km langer Fluss, der anschliessend in einen See mündet. Die Wahrscheinlichkeit, dass innerhalb des Flusses die Intervention erfolgreich ist, beträgt

$$p = \frac{3 + \frac{10}{2}}{30} = 0.27$$

Mit $q = 0.73$ ist somit die Intervention nicht erfolgreich.

Die Wahrscheinlichkeit, dass die Intervention nach der Mündung in den See erfolgreich ist, beträgt dagegen 1, da die gesamte Fließdistanz 13 km beträgt.

Beispiel 3: Die Freisetzung erfolgt in der unmittelbaren Nähe eines Sees und führt zu einem direkten Eintrag in diesen.

Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Intervention erfolgreich ist, beträgt 10%. Diese ist primär dann erfolgreich, wenn die Ausbreitung durch einen günstigen Küstenverlauf (z.B. Bucht), Wind etc. verlangsamt bzw. eingeschränkt wird.

Ausgehend von einer halbkreisförmigen Ausbreitung auf dem See mit einer mittleren Geschwindigkeit von 0.5 m/s, ergibt sich nach 15 Minuten eine verschmutzte Halbkreisfläche mit einem Radius von annähernd 500 m bzw. einem Umfang von 1'400 m. Bei solchen Dimensionen ist eine wirksame Begrenzung der weiteren Ausbreitung durch Interventionsmassnahmen wenig wahrscheinlich.



b) Ausmassminderung im Falle einer erfolgreichen Intervention

Das Rechenverfahren zur Ermittlung des Schadenausmasses beinhaltet folgende Rechenschritte:

- Bestimmung der Gefahrgutmengen, welche einem Oberflächengewässer zufließen mit und ohne Berücksichtigung der Intervention (Unterscheidung von 2 Interventionsszenarien pro Oberflächengewässer). Eine Verunreinigung ist dann gegeben, wenn eine Gefahrgutmenge > 0 in das entsprechende Gewässer gelangt.
- Bestimmung des Schadenausmasses mit bzw. ohne erfolgreiche Intervention

Die Menge an Gefahrgut, die einem Gewässer durch Intervention entnommen werden kann, hängt von der Charakteristik des Gewässers (Zugänglichkeit, Fließgeschwindigkeit, Turbulenz etc.) ab. Dieser Umstand wird mit folgenden Annahmen zum entnommenen Anteil an Gefahrgut ξ berücksichtigt:¹³.

- kleine Bäche ohne Namen bzw. GEWISS-Nr. (n = 1): $\xi = 90\%$
- Bäche mit Namen bzw. GEWISS-Nr. (n = 2): $\xi = 70\%$
- Flüsse (n = 3): $\xi = 20\%$
- Seen: $\xi = 98\%$

Für das Szenario "Intervention nicht erfolgreich" wird angenommen, dass kein Gefahrgut entnommen bzw. zurückgehalten werden kann, d.h. $\xi = 0$.

Die **Gefahrgutmenge** m_{n+1} , die für ein gegebenes Szenario in den (n+1)-ten Oberflächengewässertyp eintritt, wird schrittweise für alle vorkommenden Werte von n (n = 1, 2, 3, 4) wie folgt ermittelt:

$$m_{n+1} = \text{Max}\left(m_n \cdot \left(1 - \frac{\xi_n}{100}\right) - b_n \cdot l_n \cdot \frac{f_m}{1000}, 0\right) \quad \text{Formel [6]}$$

- m_n : Eintrag in Oberflächengewässertyp n (n ≥ 1), wobei $m_1 = m_{\text{OFG}}$ (vgl. Formel [3]), [kg]
 n : Index zur Charakterisierung des Oberflächengewässertyps, [-]
 ξ_n : Gefahrgutanteil, welcher durch Intervention entnommen werden kann, [%]
 b_n : mittlere Breite des Fließgewässertyps n; folgende Werte werden angenommen:
kleine Bäche ohne Namen bzw. GEWISS-Nr.: 2 m

¹³ Bei den aufgeführten Werten handelt es sich um Annahmen. Bei Fließgewässern ist grundsätzlich davon auszugehen, dass i.d.R. mit zunehmender Grösse die Fließgeschwindigkeit zunimmt. Damit einhergehend reduzieren sich die Möglichkeiten für eine erfolgreiche Intervention. Aufgrund praktischer Erfahrungen ist bekannt, dass ab einer Fließgeschwindigkeit von etwa 2 m/s Ölsperren nicht mehr wirksam sind. Für kleine Fließgewässer sind diese Interventionsmassnahmen erfahrungsgemäss sehr wirksam.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

	Bäche mit Namen bzw. GEWISS-Nr.:	5 m
	Flüsse:	60 m
l_n :	Länge des Fliessgewässertyps n gemäss GIS-Analyse, [m]	
f_m :	Grenzwert gemäss Beurteilungskriterien zur Störfallverordnung (Mineralölprodukte: 15 g/m ²), [g/m ²]	

Über die Maximum-Funktion "Max(.)" wird sichergestellt, dass keine negativen Werte resultieren. Falls $m = 0$, bedeutet dies, dass der nächste Fliessgewässerabschnitt nicht mehr von einer Verschmutzung betroffen ist und somit auch keine weitere Reduktion des Schadenausmasses über eine Intervention mehr zu betrachten ist.

Das Schadenausmass für Szenarien mit erfolgreicher Intervention wird schliesslich ermittelt, indem die Eintragsmenge in das erste Fliessgewässer um alle Entnahmemengen durch erfolgreiche Interventionen reduziert und daraus analog zu Formel [4] die verschmutzte Fläche errechnet wird:

$$A_{OFG} = \frac{m_{OFG} - \sum_{n \geq 1} (m_n \cdot \xi_n)}{f_m \cdot 0.001} \quad \text{Formel [7]}$$

$A_{OFG,m}$:	verschmutzte Oberfläche im Oberflächengewässer, [m ²]
m :	Index zur Charakterisierung des Leitstoffs, [-]
m_{OFG} :	totale Gefahrgutmenge, welche in ein Oberflächengewässer gelangt, [kg]
m_n :	Eintrag in Oberflächengewässertyp n ($n \geq 1$), [kg]
n :	Index zur Charakterisierung des Oberflächengewässertyps, [-]
ξ_n :	Gefahrgutanteil, welcher durch Intervention entnommen werden kann, [%]
f_m :	Grenzwert gemäss Beurteilungskriterien zur Störfallverordnung, [g/m ²]

Für die Wahrscheinlichkeit, dass die Intervention erfolgreich ist, wird auf Abbildung 3 verwiesen. Es wird darauf hingewiesen, dass die Intervention nur dort berücksichtigt werden kann, wo die entsprechenden GIS-Daten zu den Oberflächengewässern, die verschmutzt werden können, vorhanden sind, d. h. innerhalb der Schweiz sowie in den grenznahen Gebieten des Auslands. Ausserhalb dieses Gebiets wird mangels der notwendigen Daten angenommen, dass keine Intervention möglich ist.



4.4 Methodik Ausmassschätzung Indikator Grundwasser

4.4.1 Abgrenzung

Berücksichtigte Fassungen

Für die Auswahl der im Rahmen des Screenings berücksichtigten Fassungen werden folgende Ausschlusskriterien verwendet:

- Es werden nur Fassungen berücksichtigt, welche aus Blickwinkel der StFV bzw. Katastrophenvorsorge für die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung massgeblich und deshalb besonders schützenswert sind. Diese Fassungen müssen in rechtsgültigen ausgeschiedenen Schutzzonen liegen. Fassungen, die ausschliesslich der Notversorgung dienen, werden nicht berücksichtigt.
- Es werden nur Fassungen berücksichtigt, für welche die konzessionierte Fördermenge¹⁴ mindestens 500 l/min beträgt. Somit liegt der Fokus primär auf den Grundwasserfassungen mit Pumpwerken. Quelfassungen weisen meistens eine geringere Ergiebigkeit auf und werden daher oftmals nicht berücksichtigt.

Fassungen, die ausserhalb des Untersuchungskorridors von jeweils 500 m beidseits der Bahntrasse liegen, werden nicht berücksichtigt. Dieser Wert entspricht typischen, im Rahmen von Untersuchungen festgestellten Ausbreitungslängen von Schadstofffahnen bei Altlasten. Grössere Ausbreitungslängen wurden vereinzelt im Fall von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffverbindungen (LCKW) und anorganischen Stoffen festgestellt [Stupp und Paus, 1999], [Stupp, 2002] und [Christensen et al., 1994].

Fassungen, die um mehr als 30 m höher liegen als die Bahnstrecke, werden ebenfalls nicht berücksichtigt. Die Wahrscheinlichkeit einer Verschmutzung im Sinne der vorliegenden Fragestellung wird als hinreichend klein angenommen.

Bei der Ermittlung der kumulierten Fördermenge pro Subelement (Summation über alle Fassungen innerhalb eines Abstandsbereichs gemäss Kapitel 4.4.5) werden zudem nur Fassungen berücksichtigt, bei denen die Verbindungslinie zwischen Subelement-Mittelpunkt und Fassungsstandort kein Oberflächengewässer, das in der Landeskarte 1:25'000 als Fluss klassifiziert ist, schneidet. Ist dies

¹⁴ In einzelnen Kantonen gibt es „altrechtliche“ Fassungen, deren Betrieb keiner Konzession bedarf, wie sie sonst heute üblich ist. Sofern solche Fassungen für die Trinkwasserversorgung der Öffentlichkeit wichtig sind, werden sie im Screening berücksichtigt.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

der Fall, so wird angenommen, dass eine Freisetzung am Ort des Subelements nicht zu einer Verschmutzung der Fassung führt (eine Verschmutzung über eine Infiltration aus einem verschmutzten Oberflächengewässer wird gemäss den Aussagen in Kapitel 4.2.1 ebenfalls ausgeschlossen).

Umgang mit Grundwasserschutzarealen

Falls Grundwasserschutzareale innerhalb der vorgegebenen Korridorbreite vorliegen, werden diese für das Screening festgehalten. Die Grundwasserschutzareale werden jedoch nicht in der Summenkurve berücksichtigt, da die Fördermenge einer allfälligen zukünftigen Fassung normalerweise nicht bekannt ist.

4.4.2 Übersicht über die berücksichtigten Prozesse

Zur Abschätzung des Schadenausmasses in Bezug auf die ausgefallene Trinkwasserfördermenge für den Indikator "unterirdisches Gewässer" werden im Modell die folgenden Prozesse berücksichtigt (Abbildung 4):

- Versickerung bzw. Eindringen in den Untergrund
- Intervention (Aushub / Sanierung)
- Eindringen in die gesättigte Zone und zugehörige Transportprozesse, welche durch eine Wirkdistanz in Abhängigkeit der Fliessrichtung des Grundwassers und des Bodentyps charakterisiert sind.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

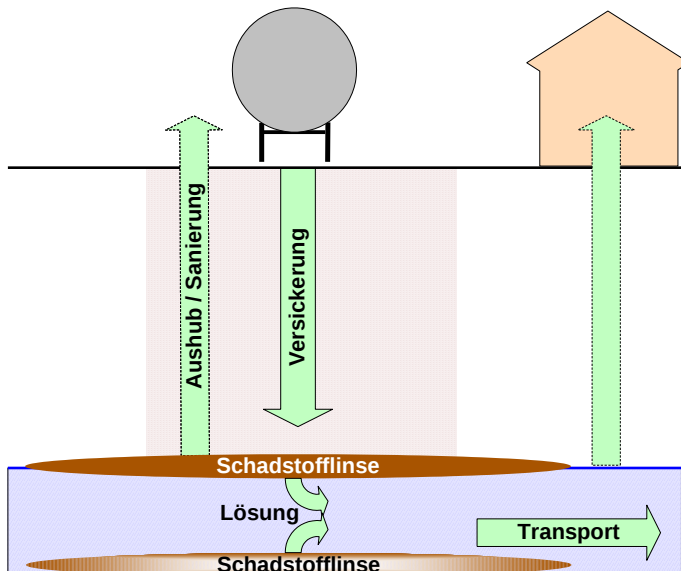


Abbildung 4: Übersicht über die Prozesse, die zur Bestimmung des Schadenausmasses beim Indikator "unterirdische Gewässer" berücksichtigt werden.

4.4.3 Versickerung, bzw. Eindringen in den Untergrund

Die maximale Masse an Gefahrgut, die pro Freisetzungsszenario und Abschnitt des Abflusspfades im Boden versickern und somit potentiell ins Grundwasser eingetragen werden kann ($m_{s,ijk}$, Formel [2], Kap. 4.3.4), wird durch den Prozess "Versickerung der abfliessenden Flüssigkeit in den Boden" abgeschätzt. Die gesamte Versickerungsmenge $m_{s,tot}$ entspricht der kumulierten Versickerungsmenge pro Szenario über alle Abschnitte l_{ij} des Abflusspfades:

$$m_{s,tot} = \sum_{i,j,k} m_{s,ijk} = \sum_{i,j,k} S_{jk} \cdot \cos^2 \alpha_i \cdot D \cdot t_{Fr} \cdot l_{ij} \cdot \rho$$

Formel [8]

$m_{s,tot}$	totale Gefahrgutmenge, welche über alle Abschnitte l_{ij} des Abflusspfades in den Boden versickert, [kg]
$m_{s,ijk}$	Gefahrgutmenge, welche pro Abschnitt l_{ij} des Abflusspfades in den Boden versickert, [kg]
S_{jk}	Sickerleistung, [l/s/m ²]
α_i	Steigung des Geländes, [°]
D	Lachendurchmesser, entspricht Breite der von der Flüssigkeit überstrichenen Fläche, [m]
t_{Fr}	Freisetzungsdauer, [s]
l_{ij}	Länge eines Abschnitts des Abflusses, [m]
i	Index zur Charakterisierung der Steigungsklasse, [-]
j	Index zur Charakterisierung des Bodentyps, [-]
k	Index zur Charakterisierung der Wassersättigung des Bodens, [-]
ρ	Dichte des Schadstoffs, [kg/l]



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

Die gesamte Versickerungsmenge pro Szenario ($m_{s,tot}$) wird verglichen mit der Menge an Gefahrgut (m_{uz}), die in der ungesättigten Zone zurückgehalten wird:

$$m_{uz} = 1000 \cdot D \cdot L \cdot h_F \cdot R_B \cdot f_V \cdot \rho$$
 Formel [9]

m_{uz}	maximale Gefahrgutmenge, welche in der ungesättigten Zone zurückgehalten werden kann, [kg]
D	Lachendurchmesser, entspricht Breite der von der Flüssigkeit überstrichenen Fläche, [m]
L	Gesamte Länge des oberflächlichen Abflusses, exklusive Lachenbereich ($L = \sum l_{ij}$), [m]
h_F	Flurabstand am Freisetzungsort, [m]
R_B	Rückhaltekapazität des Bodens, [m^3/m^3]
f_V	Korrekturfaktor Viskosität, [-]
ρ	Dichte des Schadstoffs, [kg/l]

Ein Eintrag in die gesättigte Zone erfolgt, falls die gesamthaft versickerte Menge $m_{s,tot}$ grösser ist als m_{uz} . Die (positive) Differenz entspricht der Menge m_{gZ} , welche direkt, d.h. ohne Berücksichtigung von Auswaschungsprozessen, in die gesättigte Zone gelangt und damit eine Gefährdung für das Grundwasser darstellt:

$$m_{gZ} = \text{Max}(m_{s,tot} - m_{uz}, 0)$$
 Formel [10]

m_{gZ}	Gefahrgutmenge, welche direkt in die gesättigte Zone eindringen kann, [kg]
$m_{s,tot}$	gesamthaft versickerte Gefahrgutmenge, [kg]
m_{uz}	Gefahrgutmenge, welche in der ungesättigten Zone zurückgehalten werden kann, [kg]

Im Sinne einer Modellvereinfachung wird angenommen, dass diese Menge direkt unterhalb des Freisetzungsorts und nicht entlang des gesamten Abflusses an der Oberfläche verteilt in die gesättigte Zone gelangt.

Die Rückhaltekapazität R_B des Bodens ist u. a. von der Viskosität des Stoffes, der Sättigung des Untergrundes, dem organischen Kohlenstoffgehalt, der effektiven Porosität sowie dem Vorhandensein und der Zugänglichkeit der Sorptionsflächen abhängig. Basierend auf [Eiling, 1994], [Leo, 1994] und [Mays, 1999] werden folgende Werte festgelegt, die vereinfachend für alle Leitstoffe als gleich angenommen werden:



Bodentyp j	Rückhaltekapazität R_B [m ³ /m ³] bei	
	adsorptionsfähigem Boden	Wasser gesättigtem Boden
Karst	0.001	0.001
Kies/Sand	0.01	0.001
Sand/Silt	0.03	0.001
Tone/Fels	0.05	0.001

Tabelle 6: Rückhaltekapazität des Bodens in Abhängigkeit des Bodentyps

Zudem wird angenommen, dass die Viskosität für alle Leitstoffe 1 beträgt.

Sowohl für die schwerlöslichen Leitstoffe Mineralölprodukte und Perchlorethylen als auch für den leicht löslichen Leitstoff Epichlorhydrin wird zudem angenommen, dass das im Boden zurückgehaltene Gefahrgut dort verbleibt und nicht in die gesättigte Zone ausgewaschen wird. Einerseits ist die Auswaschung auch im Falle leichtlöslicher Flüssigkeiten ein lange dauernder Prozess und erlaubt somit eine Intervention mit geeigneten Massnahmen wie z. B. ein Abtragen des verschmutzten Bodens oder das Einleiten von biologischen Abbauprozessen. Andererseits sind die Transportmengen von leicht löslichen und somit gut auswaschbaren Stoffen relativ gering und dürften die Ergebnisse nur in beschränktem Masse beeinflussen.

4.4.4 Prozess "Intervention" (Aushub / Sanierung)

Durch Interventionsmassnahmen wie Aushub, Abpumpen von flüssigem Gefahrgut aus einer sich bildenden Schadstofflinse oder durch andere Massnahmen wird der Anteil des Gefahrguts, der die gesättigte Zone erreichen und somit zu einer Verschmutzung des Grundwassers führen kann, reduziert. Die Effektivität von Interventionsmassnahmen hängt im Wesentlichen von der Interventionszeit, der Infrastruktur der Einsatzkräfte, den lokalen Verhältnissen (Zugänglichkeit, Bodenbeschaffenheit etc.), der Menge an freigesetztem Gefahrgut und allfälligen Folgeereignissen (z. B. Brand) ab.

Zunächst wurde im Sinne einer pauschalen Modellannahme angenommen, dass 60% der Menge, welche ohne Intervention in die gesättigte Zone gelangt, durch aktive Interventionsmassnahmen zurückgewonnen werden können. Eine Reduktion der Gefahrgutmenge, welche in die gesättigte Zone gelangt, hat allerdings – zumindest im Rahmen des verwendeten Rechenmodells – keinen Einfluss auf die Reichweite einer Verschmutzung, sondern vermindert lediglich die Dauer einer Verschmutzung und somit die Dauer eines Fassungsausfalls. Da mit den zur Diskussion stehenden Beurteilungskriterien [BAFU, 2010], die hier zugrunde gelegt werden, die Dauer eines Fassungsausfalls beim Störfallwert nicht berücksichtigt wird, hat eine Reduktion der Gefahrgutmenge in der gesättigten Zone infolge



von Interventionsmassnahmen keine Auswirkungen auf das Schadenausmass und muss somit nicht berücksichtigt werden.

4.4.5 Festlegen der Wirkdistanzen

Dringt Gefahrgut in die gesättigte Zone ein, wird angenommen, dass diejenigen Trinkwasserfassungen ausfallen, die sich innerhalb der sogenannten Wirkdistanz befinden. Bei der Festlegung der Wirkdistanzen werden zwei Einflussgrössen berücksichtigt:

1. die maximale Reichweite einer Verschmutzung, welche der Einfachheit halber als unabhängig vom Leitstoff angenommen wird. Die Menge, die in die gesättigte Zone eintritt, wird nicht berücksichtigt, da die auftretende Konzentration im Grundwasser insbesondere von der Löslichkeit der Stoffe abhängig ist und nicht von deren Menge.
2. die Ausdehnung des Einflussbereichs der Fassung auf den Grundwasserstrom in Abhängigkeit der Fliessrichtung des Grundwassers, der Grundwassermächtigkeit und des Bodentyps sowie der Fördermenge der Fassung (siehe dazu auch Anhang 2)

Grundlagen zur Festlegung der Wirkdistanzen sind im Anhang 2 dargestellt. Die effektiven Distanzen, innerhalb deren mit einer Verschmutzung einer Fassung zu rechnen ist, können stark von ortsspezifischen Aspekten abhängen. Diese ortsspezifischen Aspekte können im Rahmen des Screenings aufgrund der Komplexität und der Unschärfen in den vorhandenen Grundlagen nur grob abgebildet werden. Zudem wird vereinfachend angenommen, dass Fassungen, die sich über 500 m von der Bahnlinie befinden, von einem Störfall nicht betroffen sind.

Im Rahmen des vorliegenden Umweltscreenings werden in Bezug auf die Fliessrichtung des Grundwassers folgende vier Fälle unterschieden:

- Fall a) Grundwasser fliesst vom Freisetzungsort in Richtung der Fassung. Dabei wird davon ausgegangen, dass das ins Grundwasser eingetragene Gefahrgut mit der Grundwasserströmung auch über den Bereich der Fassung hinaus transportiert wird. Im Folgenden wird dies mit „zur Fassung“ bezeichnet.
- Fall b) Grundwasser fliesst vom Freisetzungsort nicht in Richtung der Fassung, sondern in die entgegengesetzte Richtung. Dies wird im Folgenden mit „zur Bahn“ bezeichnet.
- Fall c) Das Grundwasser fliesst in eine Richtung, die im Zwischenbereich der Fälle a) und b) liegt. Im Folgenden wird dies mit „parallel“ bezeichnet.
- Fall d) Die Fliessrichtung des Grundwassers ist unbekannt. In diesem Fall wird im Sinne einer konservativen Annahme der Fall a) angenommen.



Befindet sich eine relevante Trinkwasserfassung innerhalb der Wirkdistanz, so gilt die Fassung als durch die Grundwasserverschmutzung beeinträchtigt, falls Gefahrgut die gesättigte Zone erreicht. Es wird also im Sinne der Beurteilungskriterien zur Störfallverordnung (Konsultationsentwurf vom 2. Juli 2010) angenommen, dass der Grenzwert gemäss Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) überschritten ist.

Es werden folgende leitstoffunabhängigen Wirkdistanzen unter Berücksichtigung der genannten Einflussgrössen angenommen (vgl. Tabelle 7):

Bodentyp	Wirkdistanz [m] in Abhängigkeit der Fliessrichtung Grundwasser			
	zur Fassung	parallel	zur Bahn	unbekannt
Karst	500	500	500	500
alle anderen bzw. unbekannt	500	100	40	500

Tabelle 7: Wirkdistanz in Abhängigkeit der Fliessrichtung des Grundwassers und des Bodentyps¹⁵

Als Grundlage für die Zuordnung der Bodentyps wird die vereinfachte geotechnische Karte (Grundlage: 1:200'000, Genauigkeit 200 m) herangezogen.¹⁶

Das Schadenausmass für den Indikator "unterirdische Gewässer" hat die Dimension "ausgefallene Trinkwasserfördermenge (l/min)". Die ausgefallene Fördermenge entspricht dabei der kumulierten Fördermenge der sich in Wirkdistanz befindenden Trinkwasserfassung, die verloren geht. Das heisst, wenn von einer Freisetzung mehrere Fassungen betroffen sind, werden die zugehörigen Fördermengen und damit die Schadenausmasse kumuliert.

4.4.6 Ermittlung des Störfallwerts

Der Störfallwert wird aus der verschmutzten, d. h. nicht mehr nutzbaren kumulierten Fördermenge F der innerhalb der Wirkdistanz gelegenen Fassungen gemäss den Vorgaben in [BAFU, 2010] unter Anwendung der folgenden Formel ermittelt:

¹⁵ Eine feinere Differenzierung der Wirkdistanz nach Bodentyp (Unterscheidung zwischen Kies/Sand, Sand/Silt und Tone/Fels) macht in der Praxis keinen Sinn, da im Einflussbereich von Fassungen die Durchlässigkeit des Bodens in aller Regel gut ist (Bodentyp Kies/Sand) und die Auflösung der verfügbaren GIS-Daten zum Bodentyp eher gering ist. Somit wird nur unterschieden zwischen karstigem Untergrund und allen anderen Bodentypen.

¹⁶ Bezugsquelle: BFS GEOSTAT, Datenherr: BAFU. Datenstand 1963-1967 (digitalisiert 1990).



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

$$\text{Störfallwert} = 0.3 \cdot \left(\frac{\log \frac{F}{2500}}{\log(5)} + 1 \right) \dots\dots\dots (\text{Formel 11})$$

Die Fördermenge F ist dabei in Liter/Minute einzusetzen. Für F=2'500 [l/Min] resultiert ein Störfallwert 0.3, für F=12'500 [l/Min] ein solcher von 0.6.



5 Schlussdiskussion

Mit der hier dargestellten Methodik können die Risiken unter Zuhilfenahme der EDV-Applikation „TgG 2.1“ für die Schadenindikatoren „Oberflächengewässer“ und „Grundwasser“ in Form von Summenkurven für ausgewählte Streckenabschnitte des untersuchten Eisenbahnnetzes berechnet und dargestellt werden. Die Methodik erfüllt die Vorgaben der Störfallverordnung sowie der zur Diskussion stehenden Beurteilungskriterien [BAFU, 2010].

Die Methodik zur Ermittlung der Umweltrisiken beinhaltet naturgemäss beträchtliche Unschärfen. Dies betrifft vor allem folgende wichtigen Aspekte in Bezug auf die Ausmasseseinschätzung:

1. Berechnung der Eintragsmengen von Gefahrgutfreisetzungsgemäss den in Kapitel 3 vorgegebenen Freisetzungsszenarien (charakterisiert durch Leitstoff, Freisetzungsort, -menge und -dauer).
2. Aggregation der Stoffmengen je Leitstoff und die Parameter zu Boden, Eisenbahninfrastruktur etc. werden nur einmal erfasst und können so für Grundwasser- und Oberflächengewässerrisiken nicht in unterschiedlicher Ausprägung berücksichtigt werden. Dies führt so teilweise nur bezüglich einem Schutzgut zu konservativen Annahmen (z. B. „keine Entwässerung“).
3. Berücksichtigung möglicher Interventionsmassnahmen zur Reduktion der Verschmutzung von Oberflächengewässern, insbesondere beim Leitstoff Mineralölprodukte (für die anderen Leitstoffe dürften wirksame ausmassmindernde Massnahmen nach einer Einleitung in ein Oberflächengewässer kaum mehr möglich sein).
4. Keine Berücksichtigung vorhandener Notfallschieber.
5. Eintragsmenge von Gefahrgütern in die mit Grundwasser gesättigte Zone und mögliche Reichweite einer Verschmutzung von Fassungen oder Quellen, die der öffentlichen Trinkwasserversorgung dienen und damit – zumindest vorübergehende – nicht mehr nutzbar sind (allenfalls unter Berücksichtigung möglicher Interventionsmassnahmen).

Mittels vertiefter Analysen, dem Beizug zusätzlicher Daten (z. B. gefährdete Fassungen in grösserem Abstand bei karstigem Untergrund) und/oder einer Beurteilung von Ort (z. B. Einfluss der lokalen Topographie auf die Abflusspfade freigesetzter Flüssigkeiten) lassen sich modellbedingte Unschärfen in den obigen Grössen bzw. damit verbundene Fehleinschätzungen oftmals korrigieren. Eine Stärke der Screening-Methodik bzw. der EDV-Applikation TgG 2.1 ist es, dass sich die Ergebnisse solcher zusätzlicher Analysen in Form von wichtigen Einflussgrössen ins Modell einspeisen lassen, um so zu einer Risikoeinschätzung zu gelangen, welche belastbarer ist. Entsprechend der obigen Punkte betrifft dies insbesondere die folgenden, risikorelevanten Einflussgrössen:



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Gefahrgut-Eintragsmengen in ein Oberflächengewässer für jedes Freisetzungsszenario
- kumulierte Trinkwasserfördermenge von Fassungen bzw. Quellen, die bei der jeweils gültigen Grundwasserfliessrichtung bei einem Gefahrguteintrag in die gesättigte Zone verschmutzt werden können.

Das Screening Umweltrisiken bildet ein geeignetes Hilfsmittel, um ein Monitoring der Umweltrisiken vorzunehmen, risikoermittlungspflichtige Streckenabschnitte zu identifizieren und für diese bei Bedarf Ergebnisse aus vertieften Analysen zu zentralen Risikoeinflussgrössen einarbeiten zu können. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist stets zu berücksichtigen, wie gut die Qualität bzw. die Unschärfe in wichtigen Einflussgrössen sind. Damit bildet das Umweltscreening zusammen mit dem EDV-Tool TgG 2.1 ein wertvolles Hilfsmittel für den systematischen Vollzug der StFV für Bahnlinien.



6 Literaturverzeichnis

- [AGW, 1986] Amt für Gewässerschutz und Wasserbau Kanton Zürich. "Die Grundwasservorkommen im Kanton Zürich." Kümmerly & Frey AG, Bern, 1986
- [ASTRA, 2006] Bundesamt für Strassen ASTRA "Vollzug der Störfallverordnung bei den Nationalstrassen – Methodik Umweltrisiken", 2006
- [B&H, 2002] Baudirektion Kanton Zürich, AWEL, Modell zur Abschätzung der Grundwasserbelastung bei Störfällen, Basler & Hofmann, Zürich, 2002
- [BAFU, 2010] Bundesamt für Umwelt (BAFU), Beurteilungskriterien zur Störfallverordnung, Vollzugshilfe für Betriebe, Verkehrswege und Rohrleitungsanlagen, Konsultationsentwurf, Version vom 02.07.2010
- [BAV, 2013] Bundesamt für Verkehr, Dokumentation Grundlagen Screening Personenrisiken Bahn 2011, Ernst Basler + Partner, Februar 2013
- [BAV, 2015] Risiken beim Transport gefährlicher Güter mit der Bahn, Netzweites Screening der Umweltrisiken 2014, Ergebnisbericht Ernst Basler + Partner, Februar 2015
- [BK II, 2001] Bundesamt für Umwelt (BAFU, ehemals BUWAL), Beurteilungskriterien II zur Störfallverordnung StFV, Juli 2001
- [Carbura, 1992] Carbura; Rahmenbericht über Stehtankanlagen für flüssige Brenn- und Treibstoffe im Hinblick auf die Störfallvorsorge, SKS Ingenieure AG, Zürich, 1992
- [Christensen et al., 1994] Christensen, J.B., P. Kjeldsen, H.-J. Albrechtsen, G. Heron, P.H. Nielsen, P.L. Bjerg und P.E. Holm. "Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers." Environmental Science & Technology, 24 (2), 1994
- [de Marsily, 1986] de Marsily G.. "Quantitative Hydrogeolgy." Academic Press Inc., San Diego, 1986
- [DVWK, 1989] DVWK. Stofftransport im Grundwasser. DVWK Schriften 83, Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin, 1989



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- [E&B, 2002] BAV/SBB, Vollzug Störfallverordnung bei den Eisenbahnen, Umsetzung bei Rangierbahnhöfen der SBB, Methodikbericht, Emch und Berger, 2002
- [EBP, 1998] Unterarbeitsgruppe "Beurteilungskriterien Verkehrswege"; Pilotrisikoanalyse für den Transport gefährlicher Güter, Fallbeispiel Bahn, Ernst Basler + Partner AG, Zollikon, 1998
- [EBP, 2004] Bundesamt für Betriebe des Heeres, Bestimmung des Schadenindikators "Grundwasser" bei Mineralölfreisetzungen - Grundlagenbericht gemäss "Beurteilungskriterien I zur Störfallverordnung StFV", vertraulich, Ernst Basler + Partner AG, Zollikon, 2004
- [EBP, 2007] Schweizerische Bundesbahnen, BLS AG, Bundesamt für Verkehr, Bundesamt für Umwelt, "Personenrisiken beim Transport gefährlicher Güter auf der Bahn - Aktualisierte netzweite Abschätzung der Personenrisiken (Screening 2006), Ernst Basler + Partner AG, Zollikon, 2007
- [ECB, 2000] European Commission, European Chemicals Bureau, ICLUID-Datasets, 2000
- [Eiling, 1994] Eiling R. und R.H. Lilie. "Chemiewehr-Handbuch." K.O. Storch Verlag, Hamburg, 1994
- [FAL 35, 2000] Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau; Schriftenreihe FAL35, GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich, Zürich-Reckenholz, 2000
- [FIV, 1995] Verordnung des EDI vom 26. Juni 1995 über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV), Stand Oktober 2006
- [Grombach, 1993] Grombach P., K. Haberer, G. Merkl und E.U. Trüb: "Handbuch der Wasserversorgungstechnik." R. Oldenbourg Verlag GmbH, München, 1993
- [Gujer, 1995] Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft; Skript "Siedlungsentwässerung", Willi Gujer, ETH Zürich, 1995
- [Kinzelbach, 1998] Kinzelbach W. und F. Stauffer. "Grundwasserhydraulik I." ETH Zürich, Inst. für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, 1998



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

[Leo, 1994]	Leo R. und R.H. Lilie. "Ölwehr-Handbuch." K.O. Storck Verlag, Hamburg, 1994
[Mays, 1999]	Mays L.W.. "Hydraulic Design Handbook." McGraw-Hill, 1999
[MERCK, 2006]	MERCK Data Sheets, 2006
[Mutschmann, 1995]	Mutschmann J. und F. Stimmelmayer. "Taschenbuch der Wasserversorgung." Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co., Stuttgart, 1995
[Rauber, 1998]	Rauber, M., F. Stauffer, P. Huggenberger and T. Dracos. "Remediation well efficiency: Numerical experiments using a conditioned/unconditioned stochastic facies type approach." Water Resources Research, 34 (9), 2225-2233, 1998[Stupp, 2002] Stupp; D.. "Migration und Dechlorierung von LCKW in Grundwasserleitern." Altlasten Spektrum 3/2002, S. 129-139
[Stupp und Paus, 1999]	Stupp, D. und L. Paus. "Migrationsverhalten organischer Grundwasser-Inhaltstoffe und daraus resultierende Ansätze zur Beurteilung von Monitored Natural Attenuation (MNA)." Terra Tech 5, 1999
[UBA, 1985]	Umweltbundesamt. "Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadensfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz," 1985
[WHO, 2004]	World Health Organisation WHO: Guidelines for Drinking-water Quality, 3. Edition, Volume 1, Recommendations, 2004
[ZH UP, 1996]	Zürcher Umweltpraxis. "Versickerung von Regenabwasser auf der Liegenschaft," 1996



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

Anhang 1: Leitstoffe und Gewichtungsfaktoren

Nachfolgend sind pro Leitstoff die zugehörigen Stoffe (UN-Nummer, Name, Gefahrgut-Klasse, Wassergefährdungsklasse (WGK)) aufgelistet. Zudem ist der jeweils gültige Gewichtungsfaktor gemäss den Angaben in Kapitel 2 angegeben.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

Zugehöriger Leitstoff und Gewichtungsfaktor pro UN-Nummer

Stoffe, die dem Leitstoff Mineralölprodukte zugeordnet werden

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
1088	ACETAL	3	2	0.25
1105	PENTANOLE	3	2	0.25
1107	Amylchloride	3	2	0.25
1111	Amylmercaptane	3	2	0.25
1123	BUTYLACETATE	3	1	0.0625
1130	KAMPFERÖL	3	2	0.25
1133	KLEBSTOFFE, mit entzündbarem flüssigem Stoff	3	2	0.25
1158	DIISOPROPYLAMIN	3	2	0.25
1164	Dimethylsulfid	3	2	0.25
1173	ETHYLACETAT	3	1	0.0625
1175	ETHYLBENZEN	3	2	0.25
1177	Ethylbutylacetat	3	2	0.25
1178	2-ETHYLBUTYRALDEHYD	3	2	0.25
1193	ETHYLMETHYLKETON	3	1	0.0625
1195	Ethylpropionat	3	1	0.0625
1201	FUSELÖL	3	2	0.25
1202	DIESELKRAFTSTOFF	3	2	0.25
1203	BENZIN	3	3	1
1207	HEXALDEHYD	3	1	0.0625
1208	HEXANE	3	2	0.25
1210	DRUCKFARBE, entzündbar	3	2	0.25
1216	Isooctene	3	2	0.25
1223	KEROSIN	3	2	0.25
1237	Methylbutyrat	3	2	0.25
1249	Methylpropylketon	3	2	0.25
1266	PARFÜMERIEERZEUGNISSE, mit entzündbaren Lösungsmitteln	3	2	0.25
1267	Roherdöl	3	2	0.25
1268	ERDÖLDESTILLATE, N.A.G.	3	2	0.25
1294	TOLUEN	3	2	0.25
1300	TERPENTINÖLERSATZ	3	2	0.25
1301	VINYLACETAT, STABILISIERT	3	2	0.25
1307	XYLENE	3	2	0.25
1550	Antimonlaktat	6.1	2	0.25
1600	Dinitrotoluene, geschmolzen	6.1	2	0.25
1647	METHYLBROMID UND ETHYLENDBROMID, MISCHUNG, FLÜSSIG	6.1	2	0.25
1724	Allyltrichlorsilan, stabilisiert	8	2	0.25
1793	Isopropylphosphat	8	2	0.25
1851	MEDIKAMENT, FLÜSSIG, GIFTIG, N.A.G.	6.1	2	0.25
1863	DÜSENKRAFTSTOFF	3	1	0.0625
1902	DIISOCTYLPHOSPHAT	8	2	0.25
1917	ETHYLACRYLAT, STABILISIERT	3	2	0.25
1918	ISOPROPYLBENZEN	3	1	0.0625
1919	METHYLACRYLAT, STABILISIERT	3	2	0.25
1993	ENTZÜNDBARER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	3	1	0.0625
2046	Cymene	3	2	0.25
2055	STYREN, MONOMER, STABILISIERT	3	2	0.25
2058	VALERALDEHYD	3	2	0.25
2252	1,2-DIMETHOXYETHAN	3	2	0.25
2273	2-Ethylanilin	6.1	2	0.25
2275	2-Ethylbutanol	3	2	0.25
2277	Ethylmethacrylat	3	2	0.25
2294	N-METHYLANILIN	6.1	3	1
2300	2-METHYL-5-ETHYLPYRIDIN	6.1	2	0.25
2305	Nitrobenzensulfonsäure	8	2	0.25



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
2306	Nitrobenzotrifluoride, flüssig oder fest	6.1	2	0.25
2323	Triethylphosphit	3	1	0.0625
2330	Undecan	3	3	1
2348	BUTYLACRYLATE, STABILISIERT	3	1	0.0625
2351	Butylnitrit	3	2	0.25
2356	2-CHLORPROPAN	3	2	0.25
2363	ETHYLMERCAPTAN	3	3	1
2368	α -Pinen	3	1	0.0625
2385	Ethylisobutyrate	3	2	0.25
2388	Fuortoluene	3	2	0.25
2400	METHYLISSOVALERAT	3	2	0.25
2402	Propanthiole	3	2	0.25
2435	Ethylphenyldichlorsilan	8	2	0.25
2460	2-Methylbut-2-en	3	2	0.25
2541	TERPINOLEN	3	2	0.25
2542	TRIBUTYLAMIN	6.1	2	0.25
2560	2-Methylpentan-2-ol	3	2	0.25
2610	Triäthylamin	3	2	0.25
2617	Methylcyclohexanole, entzündbar	3	1	0.0625
2619	BENZYLDIMETHYLAMIN	8	3	1
2620	Amylbutyrate	3	2	0.25
2709	Butylbenzene	3	2	0.25
2738	N-Butylanilin	6.1	2	0.25
2741	Bariumhypochlorit mit mehr als 22 % aktivem Chlor	5.1	2	0.25
2784	Organophosphor-Pestizid, flüssig, entzündbar, giftig, Flammpunkt unter 23 °C	3	2	0.25
2826	Ethylchlorothioformiat	8	2	0.25
2829	CAPRONSAURE	8	2	0.25
2845	Pyrophor organischer flüssiger Stoff	4.2	2	0.25
2851	Bordifluoridhydrat	8	2	0.25
2924	ENTZÜNDBARER FLÜSSIGER STOFF, ÄTZEND, N.A.G.	3	2	0.25
2927	GIFTIGER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, ÄTZEND, N.A.G.	6.1	3	1
2929	GIFTIGER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, ENTZÜNDBAR, N.A.G.	6.1	3	1
2934	Isopropyl-2-chlorpropionat	3	2	0.25
2994	Arsenhaltiges Pestizid, flüssig, giftig	6.1	2	0.25
3009	Kupferhaltiges Pestizid, flüssig, giftig, entzündbar, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3015	Bipyridium-Pestizid, flüssig, giftig, entzündbar, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3020	ORGANOZINN-PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG	6.1	2	0.25
3025	Cumarin-Pestizid, flüssig, giftig, entzündbar, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3056	n-HEPTALDEHYD	3	1	0.0625
3073	Vinylpyridine, stabilisiert	6.1	2	0.25
3079	Methacrylnitril, stabilisiert	3	1	0.0625
3082	UMWELTGEFÄHRDENDER STOFF, FLÜSSIG, N.A.G.	9	3	1
3098	ENTZÜNDEND (OXIDIEREND) WIRKENDER FLÜSSIGER STOFF, ÄTZEND, N.A.G.	5.1	2	0.25
3099	Entzündend (oxidierend) wirkender, flüssiger Stoff, giftig	5.1	2	0.25
3101	Organisches Peroxid, Typ B, flüssig	5.2	2	0.25
3103	ORGANISCHES PEROXID TYP C, FLÜSSIG	5.2	2	0.25
3107	ORGANISCHES PEROXID TYP E, FLÜSSIG	5.2	2	0.25
3109	ORGANISCHES PEROXID TYP F, FLÜSSIG	5.2	2	0.25
3122	Giftiger, flüssiger Stoff, entzündend (oxidierend) wirkend	6.1	2	0.25
3139	Entzündend (oxidierend) wirkender flüssiger Stoff	5.1	2	0.25
3183	Selbsterhitzungsfähiger, organischer, flüssiger Stoff	4.2	2	0.25
3243	Feste Stoffe mit giftigem, flüssigem Stoff	6.1	2	0.25
3265	ÄTZENDER SAURER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	8	2	0.25
3289	GIFTIGER ANORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, ÄTZEND, N.A.G.	6.1	2	0.25
3351	Pyrethroid-Pestizid, flüssig, giftig, entzündbar, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3357	Nitroglycerol, Gemisch, desensibilisiert, flüssig, mit höchstens 30 Masse-% Nitroglycerol	3	2	0.25



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
3379	Desensibilisierter Explosivstoff, flüssig	3	2	0.25
3384	Flüssigkeit, giftig beim Inhalieren, entzündbar, mit einer Inhalationstoxizität kleiner oder gleich 1000 ml/m3 und einer gesättigten Dampfkonzentration von größer oder gleich 10 LC50	6.1	2	0.25
3398	Metallorganischer Stoff, mit Wasser reagierend, flüssig	4.3	2	0.25
3420	Bortrifluorid-Propionsäure-Komplex, fest, flüssig oder geschmolzen	8	2	0.25
3427	para-Chlorbenzylchlorid, flüssig, fest oder geschmolzen	6.1	2	0.25
3440	Selenverbindung, nicht anderweitig genannt, flüssig, sehr giftig	6.1	2	0.25
3459	Nitrobrombenzole, Isomerengemisch, fest oder geschmolzen	6.1	2	0.25
3466	Metallcarbonyle, fest oder geschmolzen, giftig	6.1	2	0.25
3469	Farbe, entzündbar Flammpunkt: 60 °C, ätzend	3	2	0.25
3470	Farbe, ätzend	8	2	0.25

Stoffe, die dem Leitstoff Epichlorhydrin zugeordnet werden

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
1089	ACETALDEHYD	3	1	0.0625
1093	ACRYLNITRIL, STABILISIERT	3	3	1
1154	DIETHYLAMIN	3	2	0.25
1165	DIOXAN	3	2	0.25
1188	ETHYLENGLYCOLMONOMETHYLETHER	3	2	0.25
1197	EXTRAKTE, GESCHMACKSTOFFE, FLÜSSIG	3	2	0.25
1198	Formaldehyd, Lösung, entzündbar	3	2	0.25
1199	FURALDEHYDE	6.1	2	0.25
1204	Nitroglycerol, Lösung in Alkohol mit höchstens 1 % Nitroglycerol	3	2	0.25
1219	ISOPROPANOL	3	1	0.0625
1230	METHANOL	3	1	0.0625
1239	Methylchlormethylether	6.1	2	0.25
1244	Methylhydrazin	6.1	2	0.25
1248	Methylpropionat	3	2	0.25
1250	Methyltrichlorsilan	3	2	0.25
1261	Nitromethan	3	2	0.25
1277	Propylamin	3	1	0.0625
1280	PROPYLENOXID	3	2	0.25
1282	PYRIDIN	3	2	0.25
1298	TRIMETHYLCHLORSILAN	3	1	0.0625
1306	HOLZSCHUTZMITTEL, FLÜSSIG	3	3	1
1411	Lithiumaluminiumhydrid in Ether	4.3	2	0.25
1541	ACETONCYANHYDRIN, STABILISIERT	6.1	3	1
1556	Arsenverbindung, flüssig, anorganisch einschließlich Arsenate, Arsenite und Arsensulfide	6.1	2	0.25
1560	Arsen(III)-chlorid	6.1	2	0.25
1594	Diethylsulfat	6.1	3	1
1595	DIMETHYLSULFAT	6.1	2	0.25
1614	Cyanwasserstoff, stabilisiert, mit weniger als 3 % Wasser und aufgesaugt durch eine inerte, poröse Masse	6.1	2	0.25
1648	ACETONITRIL	3	2	0.25
1716	Acetylbromid	8	1	0.0625
1717	ACETYLCHLORID	3	2	0.25
1739	Benzylchlorformiat	8	2	0.25
1754	CHLORSULFONSÄURE mit oder ohne Schwefeltrioxid	8	2	0.25



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
1761	Kupferethyldiamin, Lösung	8	2	0.25
1765	Dichloracetylchlorid	8	2	0.25
1769	Diphenyldichlorsilan	8	2	0.25
1779	AMEISENSÄURE	8	1	0.0625
1783	HEXAMETHYLENDIAMIN, LÖSUNG	8	2	0.25
1786	Fluorwasserstoffsäure und Schwefelsäure, Mischung	8	2	0.25
1789	CHLORWASSERSTOFFSÄURE	8	1	0.0625
1790	FLUORWASSERSTOFFSÄURE	8	3	1
1791	HYPOCHLORTLÖSUNG	8	2	0.25
1796	NITRIERSÄUREMISCHUNG, mit 50 % Salpetersäure	8	2	0.25
1800	Octadecyltrichlorsilan	8	2	0.25
1801	Octyltrichlorsilan	8	2	0.25
1802	Perchlorsäure mit höchstens 50 Masse-% Säure	8	2	0.25
1808	Phosphortribromid	8	1	0.0625
1809	PHOSPHORTRICHLORID	6.1	1	0.0625
1814	KALIUMHYDROXIDLÖSUNG	8	1	0.0625
1816	Propyltrichlorsilan	8	2	0.25
1824	NATRIUMHYDROXIDLÖSUNG	8	1	0.0625
1827	ZINNTETRACHLORID, WASSERFREI	8	1	0.0625
1829	SCHWEFELTRIOXID, STABILISIERT	8	2	0.25
1830	SCHWEFELSÄURE mit mehr als 51 % Säure	8	2	0.25
1831	SCHWEFELSÄURE, RAUCHEND	8	2	0.25
1832	SCHWEFELSÄURE, GEBRAUCHT	8	2	0.25
1834	SULFURYLCHLORID	8	1	0.0625
1836	THIONYLCHLORID	8	1	0.0625
1837	THIOPHOSPHORYLCHLORID	8	2	0.25
1838	TITANIUMTETRACHLORID	8	3	1
1873	Perchlorsäure, mit mehr als 50 Masse-%, aber höchstens 72 Masse-% Säure	5.1	2	0.25
1915	CYCLOHEXANON	3	1	0.0625
1922	PYRROLIDIN	3	1	0.0625
1935	CYANID, LÖSUNG, N.A.G.	6.1	3	1
1940	Thioglycolsäure	8	1	0.0625
1992	ENTZÜNDBARER FLÜSSIGER STOFF, GIFTIG, N.A.G.	3	2	0.25
2023	EPICHLORHYDRIN	6.1	3	1
2030	HYDRAZIN, WÄSSERIGE LÖSUNG mit mindestens 37 Masse-%, aber höchstens 64 Masse-% Hydrazin	8	2	0.25
2031	SALPETERSÄURE, andere als rotrauchende	8	2	0.25
2047	DICHLORPROPENE	3	2	0.25
2054	MORPHOLIN	8	2	0.25
2056	TETRAHYDROFURAN	3	1	0.0625
2078	TOLUYLENDIISOCYANAT	6.1	2	0.25
2205	ADIPONITRIL	6.1	1	0.0625
2209	FORMALDEHYDLÖSUNG mit 25 % Formaldehyd	8	2	0.25
2218	ACRYLSÄURE, STABILISIERT	8	2	0.25
2258	1,2-PROPYLENDIAMIN	8	1	0.0625
2259	TRIETHYLENTETRAMIN	8	2	0.25
2265	N,N-DIMETHYLFORMAMID	3	1	0.0625
2269	3,3'-IMINOBISSOPROPYLAMIN	8	2	0.25
2270	ETHYLAMIN, WÄSSERIGE LÖSUNG mit mindestens 50 Masse-% und höchstens 70 Masse-% Ethylamin	3	1	0.0625
2312	PHENOL, GESCHMOLZEN	6.1	2	0.25
2313	PICOLINE	3	2	0.25
2327	TRIMETHYLHEXAMETHYLENDIAMINE	8	2	0.25
2334	Allylamin	6.1	2	0.25
2357	CYCLOHEXYLAMIN	8	1	0.0625
2359	Diallylamin	3	2	0.25
2374	3,3-DIETHOXYPROPEN	3	2	0.25
2398	METHYL-tert-BUTYLETHER	3	1	0.0625



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
2401	PIPERIDIN	8	2	0.25
2426	Ammoniumnitrat, flüssig, heiße konzentrierte Lösung mit einer Konzentration von mehr als 80 %, aber höchstens 93 %	5.1	1	0.0625
2428	NATRIUMCHLORAT, WÄSSERIGE LÖSUNG	5.1	2	0.25
2438	TRIMETHYLACETYLCHLORID	6.1	1	0.0625
2485	n-BUTYLISOCYANAT	6.1	2	0.25
2513	Bromacetyl bromid	8	2	0.25
2522	2-DIMETHYLAMINOETHYLMETHACRYLAT	6.1	1	0.0625
2564	Trichloressigsäure, Lösung	8	2	0.25
2572	Phenylhydrazin	6.1	2	0.25
2606	METHYLORTHOSILICAT	6.1	1	0.0625
2611	1-Chlorpropan-2-ol	6.1	2	0.25
2668	Chloracetonitril	6.1	3	1
2672	AMMONIAKLÖSUNG in Wasser, relative Dichtezwischen 0,88 und 0,957 bei 15 °C, mit mehr als %, aber höchstens 35 % Ammoniak	8	2	0.25
2685	N,N-DIETHYLETHYLENDIAMIN	8	1	0.0625
2689	Glycerol-alpha-monochlorhydrin	6.1	2	0.25
2692	Bortribromid	8	2	0.25
2735	AMINE, FLÜSSIG, ÄTZEND, N.A.G.	8	1	0.0625
2742	Chlorformiate, giftig, ätzend, entzündbar	6.1	2	0.25
2743	n-Butylchlorformiat	6.1	2	0.25
2746	PHENYLCHLORFORMIAT	6.1	2	0.25
2789	EISSESSIG	8	1	0.0625
2790	ESSIGSÄURE, LÖSUNG	8	2	0.25
2796	BATTERIEFLÜSSIGKEIT, SAUER	8	2	0.25
2810	GIFTIGER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	6.1	2	0.25
2849	3-Chlorpropan-1-ol	6.1	2	0.25
2902	PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG, N.A.G.	6.1	3	1
2903	PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG, ENTZÜNDBAR, N.A.G., mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	3	1
2922	ÄTZENDER FLÜSSIGER STOFF, GIFTIG, N.A.G.	8	2	0.25
2936	Thiomilchsäure	6.1	1	0.0625
2966	THIOGLYCOL	6.1	2	0.25
2987	CHLORSILANE, ÄTZEND, N.A.G.	8	2	0.25
3006	Thiocarbamat-Pestizid, flüssig, giftig	6.1	2	0.25
3017	ORGANOPHOSPHOR-PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG, ENTZÜNDBAR, mit einem Flammpunkt von 23 °C oder darüber	6.1	2	0.25
3022	1,2-BUTYLENOXID, STABILISIERT	3	2	0.25
3064	NITROGLYCEROL, LÖSUNG IN ALKOHOL mit mehr als 1 %, aber höchstens 5 % Nitroglycerol	3	2	0.25
3080	ISOCYANAT, LÖSUNG, GIFTIG, ENTZÜNDBAR, N.A.G.	6.1	2	0.25
3092	1-METHOXY-2-PROPANOL	3	1	0.0625
3105	ORGANISCHES PEROXID TYP D, FLÜSSIG	5.2	2	0.25
3210	CHLORATE, ANORGANISCHE, WÄSSERIGE LÖSUNG, N.A.G.	5.1	2	0.25
3214	Permanganate, anorganische, wässrige Lösung	5.1	2	0.25
3219	NITRITE, ANORGANISCHE, WÄSSERIGE LÖSUNG, N.A.G.	5.1	2	0.25
3264	ÄTZENDER SAURER ANORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	8	2	0.25
3266	ÄTZENDER BASISCHER ANORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	8	2	0.25
3267	ÄTZENDER BASISCHER ORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	8	2	0.25
3271	ETHER, N.A.G.	3	2	0.25
3275	NITRILE, GIFTIG, ENTZÜNDBAR, N.A.G.	6.1	2	0.25
3287	GIFTIGER ANORGANISCHER FLÜSSIGER STOFF, N.A.G.	6.1	2	0.25
3293	HYDRAZIN, WÄSSERIGE LÖSUNG mit höchstens 37 Masse-% Hydrazin	6.1	2	0.25
3302	2-DIMETHYLAMINOETHYLACRYLAT	6.1	2	0.25
3382	Flüssigkeit, giftig beim Inhalieren, organisch, mit einer Inhalationstoxizität kleiner oder gleich 1000 ml/m3 und einer gesättigten Dampfkonzentration von größer oder gleich 10 LC50	6.1	2	0.25



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umwelt Risiken
3383	Flüssigkeit, giftig beim Inhalieren, entzündbar, mit einer Inhalationstoxizität kleiner oder gleich 200 ml/m ³ und einer gesättigten Dampfkonzentration von größer oder gleich 500 LC ₅₀	6.1	2	0.25
3390	Flüssigkeit, giftig beim Inhalieren, ätzend, organisch, mit einer Inhalationstoxizität kleiner oder gleich 1000 ml/m ³ und einer gesättigten Dampfkonzentration von größer oder gleich 10 LC ₅₀	6.1	2	0.25
3399	Metallorganischer Stoff, mit Wasser reagierend, entzündbar, flüssig	4.3	2	0.25
3408	Bleiperchlorat, entzündend/oxidierend wirkend, wässrige Lösung	5.1	2	0.25
3410	4-Chlor-ortho-toluidinhydrochlorid, wässrige Lösung	6.1	2	0.25
3412	Ameisensäure	8	1	0.0625
3414	Natriumcyanid, giftig, wässrige Lösung	6.1	3	1
3415	Natriumfluorid, wässrige Lösung	6.1	1	0.0625
3418	2,4-Toluyldiamin, als Lösung, flüssig	6.1	2	0.25
3421	Kaliumbifluorid, wässrige Lösung mit höchstens 28 % Kaliumbifluorid	8	2	0.25
3426	Acrylamid, wässrige Lösung, stabilisiert	6.1	3	1
3430	Xylenol, Isomergemisch, flüssig	6.1	3	1
3463	Propionsäure	8	1	0.0625

Stoffe, die dem Leitstoff Perchlorethylen zugeordnet werden

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umwelt Risiken
1099	ALLYLBROMID	3	2	0.25
1134	CHLORBENZEN	3	3	1
1139	SCHUTZANSTRICH-LÖSUNG (einschließlich zu Industrie- oder anderen Zwecken verwendete Oberflächenbehandlungen oder Beschichtungen, wie Zwischenbeschichtung für Fahrzeugkarosserien, für Fässer)	3	3	1
1169	EXTRAKTE, AROMATISCH, FLÜSSIG	3	3	1
1184	ETHYLENDICHLORID	3	3	1
1259	Nickeltetracarbonyl	6.1	2	0.25
1263	FARBE (einschließlich Farbe, Lack, Emaille, Beize, Schellack, Firnis, Politur, flüssiger Füllstoff und flüssige	3	1	0.0625
1279	1,2-DICHLORPROPAN	3	3	1
1545	Allylthiocyanat, stabilisiert	6.1	3	1
1547	ANILIN	6.1	2	0.25
1578	Chlornitrobenzene, flüssig oder fest	6.1	2	0.25
1580	CHLORPIKRIIN	6.1	2	0.25
1593	DICHLORMETHAN	6.1	2	0.25
1662	Nitrobenzol	6.1	2	0.25
1702	1,1,2,2-Tetrachlorethan	6.1	2	0.25
1710	TRICHLORETHYLEN	6.1	3	1
1752	CHLORACETYLCHLORID	6.1	3	1
1846	TETRACHLORKOHLENSTOFF	6.1	3	1
1865	n-PROPYLNITRAT	3	2	0.25
1866	HARZ-LÖSUNG, entzündbar	3	1	0.0625
1888	CHLOROFORM	6.1	3	1
1897	TETRACHLORETHYLEN	6.1	3	1
1916	2,2'-DICHLORDIETHYLETHER	6.1	2	0.25
2019	CHLORANILINE, FLÜSSIG	6.1	3	1
2224	BENZONITRIL	6.1	3	1
2295	METHYLCHLORACETAT	6.1	3	1
2299	METHYLDICHLORACETAT	6.1	2	0.25
2311	PHENETIDINE	6.1	1	0.0625
2319	TERPENKOHLENWASSERSTOFFE, N.A.G.	3	3	1



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

UN-Nr.	Stoffname	Klasse	WGK	Gewichtungsfaktor Umweltrisiken
2337	PHENYLMERCAPTAN	6.1	3	1
2338	BENZOTRIFLUORID	3	2	0.25
2340	2-BROMETHYLETHYLETHER	3	2	0.25
2342	Brommethylpropan	3	2	0.25
2381	DIMETHYLDISULFID	3	3	1
2414	Thiophen	3	3	1
2470	PHENYLACETONITRIL, FLÜSSIG	6.1	2	0.25
2504	Tetrabromethan	6.1	2	0.25
2604	BORTRIFLUORIDIETHYLETHERAT	8	3	1
2643	METHYLBROMACETAT	6.1	2	0.25
2644	Methyliodid	6.1	2	0.25
2656	CHINOLIN	6.1	2	0.25
2664	DIBROMMETHAN	6.1	3	1
2785	Thiapentan-4-al	6.1	2	0.25
2788	ORGANISCHE ZINNVERBINDUNG, FLÜSSIG, N.A.G.	6.1	2	0.25
2809	QUECKSILBER	8	3	1
2920	ÄTZENDER FLÜSSIGER STOFF, ENTZÜNDBAR, N.A.G.	8	3	1
2935	Ethyl-2-chlorpropionat	3	2	0.25
2937	alpha-Methylbenzylalkohol	6.1	2	0.25
3018	ORGANOPHOSPHOR-PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG	6.1	3	1
3145	ALKYLPHENOLE, FLÜSSIG, N.A.G. (einschließlich C2-C12-Homologe)	8	3	1
3276	NITRILE, GIFTIG, N.A.G.	6.1	3	1
3352	PYRETHROID-PESTIZID, FLÜSSIG, GIFTIG	6.1	3	1
3429	Chlortoluidin, Isomerengemisch, flüssig	6.1	2	0.25
3450	Diphenylchlorarsin, fest, flüssig oder geschmolzen	6.1	2	0.25



Anhang 2: Reichweite einer Verschmutzung und Einflussbereich einer Fassung

Reichweite einer Verschmutzung (Wirkdistanz)

Ein Eintrag von flüssigem Gefahrgut in die gesättigte Zone muss nicht in jedem Fall zu einer Beeinträchtigung der umliegenden Grundwasserfassungen führen. Durch biologische, chemische oder physikalische Prozesse kann die Ausgangskonzentration eines Schadstoffes (Konzentration im Grundwasser nach Lösung aus der Schadstofflinse) während dem Transport auf nicht mehr nachweisbare oder unter gesetzlich vorgegebene Grenzwerte absinken, bevor die sich ausbreitende Schadstofffahne die Fassungen erreicht.

Die maximale Reichweite der Verschmutzung $x_{\max}$ (Wirkdistanz) ist leitstoffabhängig und kann in Funktion der Löslichkeit und dem Beurteilungswert für Trinkwasser wie folgt ermittelt werden [EBP, 2004]:

$$x_{\max} = \frac{k \cdot J}{\phi \cdot R} \cdot \frac{1}{k_c} \cdot \ln \left(\frac{c_0}{c_{\text{grenz}}} \right) \quad \text{Formel [12]}$$

$x_{\max}$:	maximale Wirkdistanz, [m]
k :	Durchlässigkeit des Grundwasserleiters, [m/s]
J :	Hydraulisches Gefälle, [-]
Φ :	effektive Porosität, [-]
R :	Retardationsfaktor, [-]
k_c :	Reaktionskonstante 1. Ordnung für mikrobiellen Abbau, [1/s]
c_0 :	Löslichkeit des Schadstoffs im Wasser, [g/m ³]
c_{grenz} :	Beurteilungswert Trinkwasser, [g/m ³]

Eine Verdünnung des Schadstoffs während des Transports wird dabei vernachlässigt.

Die massgeblichen Einflussgrößen bei der Ermittlung der Wirkdistanz $x_{\max}$ sind die Stoffeigenschaften (Löslichkeit und maximal erlaubte Konzentration im Trinkwasser), die Sorption (im Modell durch einen Retardationsfaktor abgebildet), die mikrobielle Abbaurate sowie die Eigenschaften des Untergrundes (Fließgeschwindigkeit des Grundwassers). Die Wirkdistanz $x_{\max}$ der Verschmutzung ist jedoch unabhängig von der Eintragsmenge in den Boden, da angenommen wird, dass unterhalb der Phasengrenzfläche zwischen Schadstofflinse (siehe "Ausbildung einer Schadstofflinse") und Grundwasser die Sättigungskonzentration erreicht wird.



Folgende Annahmen werden für die Berechnung von $x_{\max}$ gemäss Formel [12] getroffen bzw. folgende Werte werden verwendet:

- Die Konzentration des Schadstoffs im Grundwasser ist immer kleiner als dessen Löslichkeit.
- Der Abbau des Schadstoffes kann mit einer Kinetik 1. Ordnung beschrieben werden. Als Ausgangskonzentration c_0 zur Bestimmung der Reaktionsgeschwindigkeit wird die Löslichkeit (maximale Konzentration) verwendet. Die Wirkdistanz ist proportional zum Logarithmus des Verhältnisses zwischen Ausgangskonzentration und Grenzwert für Trinkwasser.
- Für den Abbau stehen immer genügend Elektronenakzeptoren zur Verfügung und die Organismen weisen eine maximale Aktivität auf.
- Für die ortsspezifische Durchlässigkeit k des Aquifers stehen nur wenige numerische Angaben zur Verfügung. In den meisten Fällen sind die Angaben beschreibender Natur (z.B. sandiger Kies). In solchen Fällen werden für die einzelnen Bodentypen folgende Werte verwendet ([Mutschmann, 1995], [Grombach, 1993], [de Marsily, 1986], [AGW, 1986], [Rauber, 1998], [Kinzelbach, 1998], [Eiling, 1994]):
 - Karst: 0.1 m/s
 - Kies/Sand: 0.001 m/s
- Für das hydraulische Gefälle J liegen keine ortsspezifischen Daten vor. Für die Abschätzung der maximalen Wirkdistanz wird deshalb für J ein mittlerer Wert von 0.005 eingesetzt.
- Für die effektive Porosität Φ [-] werden folgende Werte verwendet ([de Marsily, 1986], [Eiling, 1994], [Kinzelbach, 1998], [Rauber, 1998]):
 - Karst: 0.2
 - Kies/Sand: 0.25
- Adsorption und Desorption werden mit Hilfe des Retardationsfaktors berücksichtigt. Dabei wird angenommen, dass der Sorptionsprozess linear, reversibel, augenblicklich und im Gleichgewicht ist. Sowohl die Stoff- als auch die Bodeneigenschaften haben einen Einfluss auf die Grösse des Retardationsfaktors. Deshalb können die Retardationsfaktoren innerhalb einer Stoffgruppe um mehrere Grössenordnungen variieren. Zugleich weist auch der Retardationsfaktor eines einzelnen Stoffes in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften eine grosse Variabilität auf. Vereinfachend wird für alle Leitstoffe ein mittlerer Wert von 5 für den Retardationsfaktor R angenommen. Dies bedeutet, dass durch Sorptionsprozesse im Untergrund die Reichweite der Verschmutzung um einen Faktor 5 reduziert wird.



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

- Angenommene Werte für die Reaktionskonstante 1. Ordnung k_c zur Berücksichtigung des mikrobiellen Abbaus¹⁷ in Anlehnung an [MERCK, 2006], [ECB, 2000]:

Leitstoff	Reaktionskonstante 1. Ordnung k_c [1/s]
Mineralölprodukte	$5 \cdot 10^{-8}$
Epichlorhydrin	$1.5 \cdot 10^{-6}$
Perchlorethylen	$2 \cdot 10^{-8}$

- Leitstoffspezifische Löslichkeit c_0 (Werte in Anlehnung an [ECB, 2000]):

Leitstoff	Löslichkeit c_0 [g/m ³]
Mineralölprodukte	100
Epichlorhydrin	60'000
Perchlorethylen	150

- Grenzwert Trinkwasser c_{grenz} ([FIV, 1995] und [WHO, 2004]):

Leitstoff	Grenzwert c_{grenz} [g/m ³]	Bemerkungen
Mineralölprodukte	0.02	FIV-Toleranzwert für schwer-lösliche Kohlenwasserstoffe
Epichlorhydrin	0.0004	WHO-Richtwert
Perchlorethylen	0.04	FIV-Grenzwert, WHO-Richtwert

Mit den obigen Werten ergibt sich je nach je Bodentyp die folgenden maximalen Wirkdistanzen (ohne Berücksichtigung des Einflusses der durch das Pumpen induzierten Strömung bei einer Fassung):

- Kies/Sand: 852 m
- Karst: 341'000 m

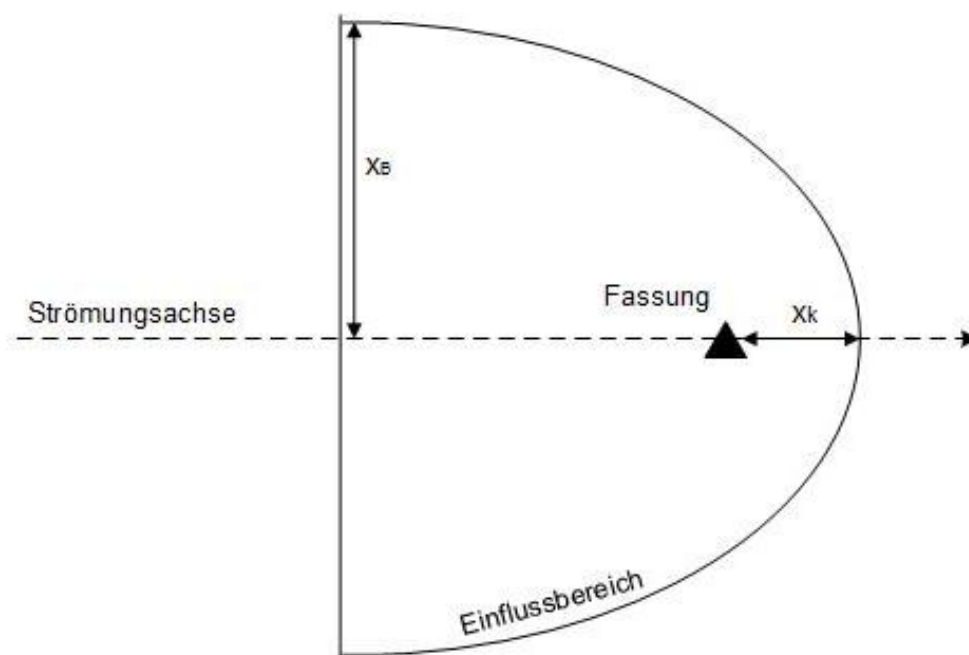
Der gewählte Wert von 500 m für die maximale Wirkdistanz stellt letztlich eine Konvention dar. Für den Bodentyp Kies / Sand ergeben sich mittels der obigen Formeln Werte in der gleichen Grössenordnung. Für karstigen Untergrund ergeben sich rechnerisch und auch in der Praxis deutlich grössere Wirkdistanzen. Allerdings ist es aber auch bei karstigen Bedingungen nicht zu erwarten, dass alle Fassungen in einem grösseren Umfeld verschmutzt werden.

¹⁷ Die Reaktionskonstante 1. Ordnung drückt aus, wie schnell die die Konzentration des Gefahrgutes durch den mikrobiellen Abbau reduziert werden kann. Ein Wert von $5 \cdot 10^{-8}$ pro Sekunde (Beispiel Leitstoff Mineralölprodukte) bedeutet, dass innerhalb von $5 \cdot 10^8$ Sekunden (rund 8 Monate) die Konzentration des Gefahrgutes um einen Faktor e (≈ 2.718) reduziert wird.



Einflussbereich einer Fassung auf die Grundwasserströmung

Der Einflussbereich einer Fassung auf den Grundwasserstrom ist abhängig von der Fördermenge der Fassung (Pumpleistung) sowie den Eigenschaften des Grundwasserleiters. Die Abstände, innerhalb denen der Grundwasserstrom durch die Fassung beeinflusst wird, können gemäss folgender Abbildung bestimmt werden:



Der Abstand x_k [m] parallel zur Strömungsachse (entspricht in etwa der Wirkdistanz bei der Fliessrichtung „zur Bahn“) berechnet sich wie folgt:

$$x_k = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot h_{GW} \cdot k \cdot J} \quad (\text{Formel 13})$$

Q	Fördermenge, [m ³ /s]
h_{GW}	Grundwassermächtigkeit, [m]
k:	Durchlässigkeit des Grundwasserleiters, [m/s]
J	Hydraulisches Gefälle, [-]



Referenz/Aktenzeichen: BAV-522.112007-05-21

Der Abstand x_B [m] senkrecht zur Strömungsachse (entspricht in etwa der Wirkdistanz bei der Fliessrichtung „parallel zur Bahn“) berechnet sich wie folgt:

$$x_B = \frac{Q}{2 \cdot h_{GW} \cdot k \cdot J} \quad (\text{Formel 14})$$

Q	Fördermenge, [m ³ /s]
h_{GW}	Grundwassermächtigkeit, [m]
k:	Durchlässigkeit des Grundwasserleiters, [m/s]
J	Hydraulisches Gefälle, [-]

Mit den obigen Werten (vgl. Kapitel „Reichweite einer Verschmutzung“ in Anhang 2), einer angenommenen mittlerer Fördermenge von 1'500 l/min und einer Grundwassermächtigkeit von 20 m, ergeben sich für den Bodentyp „Kies/Sand“, der bei nahen Grundwasserfassungen am häufigsten auftritt, die folgenden Abstände, innerhalb denen die Fassung einen Einfluss auf den Grundwasserstrom ausübt:

- $x_k = 40$ m
- $x_B = 125$ m

Diese rechnerischen Werte entsprechen bzw. liegen nahe bei den verwendeten Werten: 40 m bei einer Fliessrichtung von der Fassung in Richtung Bahn, 100 m bei einer Fliessrichtung parallel zu Bahn.