

Handlungsleitfaden

zur Abschätzung der Altlastensanierungsdauer mithilfe von Excel-Tools

Schriftenreihe, Heft 20/2020



Handlungsleitfaden

zur Abschätzung der erforderlichen Altlastensanierungsdauer für die Auswahl eines effizienten Grundwasser- bzw. Bodenluftsanierungsverfahrens

Dr. Thomas Held, Dr. Eberhard Goldbach

Inhalt

1	Einleitung	8
2	Sanierungsdauer: Einflussfaktoren	9
2.1	Ableitung der Einflussfaktoren.....	9
2.2	Identifizierte Einflussfaktoren	11
3	Aufbau der Tools	11
3.1	Übersicht	11
3.2	Schadstoffe.....	13
3.3	Anwendungsbereich	13
3.4	Startseite	15
3.5	Schadstoffbelastung und Schadstoffinventar	15
3.6	Bodencharakterisierung	22
3.7	Grundwassercharakterisierung	24
3.8	Stoffdatenbank	24
3.9	Heterogenität	25
3.10	Sanierungsverfahren (Auslegung und Berechnungen)	29
3.10.1	Einleitung	29
3.10.2	Biologische Sanierungsverfahren (Elektronenakzeptor-Injektion)	31
3.10.3	Biologische Sanierungsverfahren (Airsparging)	35
3.10.4	Anaerober mikrobieller LCKW-Abbau	39
3.10.5	Chemische Sanierungsverfahren (ISCO).....	43
3.10.6	Thermische Sanierungsverfahren	45
3.10.7	Pump-and-Treat	48
3.10.7.1	Grundlagen des Sanierungsverfahrens	48
3.10.7.2	Randbedingungen	49
3.10.7.3	Navigation und Dateneingaben	49
3.10.7.4	Sanierungsdesign	53
3.10.7.5	Berechnung der Sanierungsdauer	54
3.10.8	Bodenluftabsaugung	54
3.10.8.1	Grundlagen des Sanierungsverfahrens	54
3.10.8.2	Randbedingungen	55
3.10.8.3	Navigation und Dateneingaben	56
3.10.8.4	Sanierungsdesign	57
3.10.8.5	Berechnung der Sanierungsdauer	58
4	Schlussfolgerungen und Forschungsbedarf	60
5	Literaturverzeichnis	61
	Anhang 1: Heterogenität.....	64
	Anhang 2: Grundlagen des biologischen Abbaus nicht-chlorierter Verbindungen	65
	Anhang 3: Grundlagen des anaeroben LCKW-Abbaus	68
	Anhang 4: Grundlagen der thermischen Sanierung	71
	Anhang 5: Grundlagen der P&T-Sanierung.....	74
	Anhang 5: Grundlagen der Bodenluftabsaugung	75

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Häufigkeit verschiedener Schadstoffe im Untergrund (240 Standorte; Mehrfachnennungen möglich).....	13
Abbildung 2	Startseite des Berechnungstools (Beispiel: Bodenluftabsaugung)	15
Abbildung 3	Konzentrationsverteilung.....	17
Abbildung 4	Flächenrepräsentanz	18
Abbildung 5	Seite Schadstoffbelastung	19
Abbildung 6	Auswahl der Dateneingabe (Beispiel: Thermische Sanierung)	19
Abbildung 7	Ausschnitt der Seite Eingabe der Schadstoffbelastung (gesättigte Bodenzone) .	20
Abbildung 8	Seite Eingabe der Schadstoffbelastung im Grundwasser (Beispiel: Airsparging)	21
Abbildung 9	Auswahl der Datenquelle (Beispiel: Airsparging) (s. auch Abbildung 5).....	21
Abbildung 10	Auswahl der Bodenarten (Beispiel: Airsparging)	22
Abbildung 11	Auswahlfenster (Beispiel: Airsparging)	23
Abbildung 12	Parameter verschiedener Bodenarten (Datenbank) (in den Tools ausgeblendet)	23
Abbildung 13	Warnhinweis (Beispiel: Airsparging)	23
Abbildung 14	Grundwassercharakterisierung	24
Abbildung 15	Stoffspezifische Parameter (Beispiel: Airsparging).....	25
Abbildung 16	Seite „Heterogenität“	26
Abbildung 17	Auswahlfenster zur Heterogenität.....	27
Abbildung 18	Warnfenster bei der Auswahl des Ausmaßes der Heterogenität.....	27
Abbildung 19	Ansicht der Datei „Compile_V1.1	28
Abbildung 20	Erforderliches Datenformat	28
Abbildung 21	Abhängigkeit der erforderlichen Sanierungszeit von der Pegel-Gridweite	29
Abbildung 22	Abhängigkeit der Kosten von der Pegel-Gridweite	30
Abbildung 23	Seite „Sanierungsdesign“ (Injektion von Elektronenakzeptoren).....	31
Abbildung 24	Auswahlfelder auf der Seite „Sanierungsdesign“ (Injektion von Elektronenakzeptoren).....	31
Abbildung 25	Ausgabe der berechneten Daten (Seite „Berechnung Sanierungsdauer“).....	33
Abbildung 26	Ergebnistabellen und Grafiken Elektronenakzeptor-Injektion (Seite „Berechnung Sanierungsdauer“)	35
Abbildung 27	Verfahrensprinzip Airsparging (Seite „Sanierungsdesign“, rechter Teil).....	36
Abbildung 28	Seite „Sanierungsdesign“ (Airsparging) (linker Teil)	37
Abbildung 29	Auswahlfelder Relevanter Schadstoff (oben) und Ausbreitungswinkel (unten)	37
Abbildung 30	Ergebnistabellen und Grafiken Airsparging (Seite „Sanierungsdauer“).....	39
Abbildung 31	Seite „Sanierungsdesign“ (Anaerober LCKW-Abbau)	40
Abbildung 32	Seite „Sanierungsdesign“: Auswahlfenster (oben: Schadstoff, unten: Substrat) (Anaerober LCKW-Abbau)	41
Abbildung 33	Seite „Berechnungen“ (Tabelle LCKW-Abbau).....	42
Abbildung 34	Seite „Sanierungsdesign“ (ISCO).....	44
Abbildung 35	Auswahlfenster SOD	44
Abbildung 36	Ergebnistabelle ISCO (Seite „Calculation“).....	44
Abbildung 37	Schematische Darstellung des TCH-Verfahrens	45
Abbildung 38	Seite „Sanierungsdesign“ (Thermisches Verfahren).....	46
Abbildung 39	Seite „Berechnung“ (Thermisches Verfahren)	47
Abbildung 40	Schema des Prozessmodells (Thermisches Verfahren).....	48
Abbildung 41	Startseite (Tool Pump-and-Treat)	49
Abbildung 42	Seite Schadstoffbelastung (Tool Pump-and-Treat, Ausschnitt).....	50
Abbildung 43	Eingabeschema	51
Abbildung 44	Seite Eingabe der Schadstoffbelastung (sedimentbezogene Werte) (Ausschnitt)	52
Abbildung 45	Seite Eingabe der Schadstoffbelastung (nur Konzentrationen im Grundwasser)	52
Abbildung 46	Seite Sanierungsdesign (Tool Pump and Treat).....	53

Abbildung 47	Seite Sanierungsdauer (Tool Pump and Treat)	54
Abbildung 48	Startseite (Tool Bodenluftabsaugung)	56
Abbildung 49	Seite Schadstoffbelastung (Tool Bodenluftabsaugung, Ausschnitt)	56
Abbildung 50	Seite Belastung ungesättigter Boden (Tool Bodenluftabsaugung, Ausschnitt)	57
Abbildung 51	Seite Sanierungsdesign (Tool Bodenluftabsaugung)	58
Abbildung 52	Seite Sanierungsdesign: Auswahl der Schadstoffe (Tool Bodenluftabsaugung)	58
Abbildung 53	Seite „Sanierungsdauer“ (Bodenluftabsaugung).....	59
Abbildung 54	Heterogenitätsprofile (links) und korrespondierende Lorenz-Kurve (rechts)	64
Abbildung 55	Mikrobieller Abbau (Redoxreaktion).....	65
Abbildung 56	Reduktive Dechlorierung von Tetrachloethen (PCE) (nach: Vogel, 1994)	68
Abbildung 57	Schematische Darstellung der reduktiven Dechlorierungsprozesse (nach: Manoli et al., 2012)	68
Abbildung 58	Schadstoffaustrags bei einer BLA in Bezug zum Temperaturverlauf der TCH-Sanierung	
	(nach Hiester & Wolf, 2016, verändert).....	72
Abbildung 59	Pump-and-Treat-Verfahren	74

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Erforderlicher Mindestdatensatz für die Anwendung der Tools	14
Tabelle 2	Festlegungen zur Heterogenität	26
Tabelle 3	Terminale Elektronenakzeptor-Prozesse	66
Tabelle 4	Wasserstoffbedarf (H ₂) zur Reduktion eines Elektronenakzeptors	69
Tabelle 5	Reduktionsäquivalente (H ₂) bei fermentativem Substratabbau (Adamson, 2009, verändert).	69

Abkürzungsverzeichnis

AKW	Aromatische Kohlenwasserstoffe
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
cDCE	<i>cis</i> -1,2-Dichlorethen
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
CPT	Cone Penetration Test (Messung der Mantelreibung und des Spitzendrucks)
DCM	Dichlormethan
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquid (Schwerphase)
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
DP	Direct Push
DU	Detailuntersuchung
EA	Elektronenakzeptor
EA _{ox}	Elektronenakzeptor, oxidiert
EA _{red}	Elektronenakzeptor, reduziert
ECH	Electric Conductive Heating
ERH	Electric Resistive Heating
ETBE	Ethyl-tert-butylether
f _{oc}	Fraktion organischen Kohlenstoffs
GIS	Geographische Informationssysteme
HPT	Hydraulic Profiling Tool
ISCO	In-situ chemische Oxidation
KW	Kohlenwasserstoffe
LCKW	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
LNPAL	Light Non-Aqueous Phase Liquid (Leichtphase)
m u. GOK	Meter unter Geländeoberkante
MIP	Membrane Interface Probe
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MNA	Monitored Natural Attenuation (überwachte Selbstreinigung)
MTBE	Methyl-tert-butylether
MW	Mittelwert, arithmetisch
NAPL	Non-Aqueous Phase Liquid (nicht-wässrige Flüssigphase)
NAS	Natural Attenuation Software
OS	Original (Feucht-)substanz
P&T	Pump-and-Treat (hydraulische Maßnahmen)
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCE	Tetrachlorethen
RKS	Rammkernsondierung
ROST	Rapid Optical Screening Tool
SOD	Soil Oxygen Demand
SU	Sanierungsuntersuchung
TBA	tert-Butylalkohol
TCE	Trichlorethen
TCH	Thermal Conductive Heating
tDCE	<i>trans</i> -1,2-Dichlorethen
US-EPA	United States Environmental Protection Agency (amerikanische Umweltbehörde)
VC	Vinylchlorid
VOC	Volatile Organic Compounds (Flüchtige organische Stoffe)

Die Excel-Tools wurden auf Basis der im Rahmen des Forschungsvorhabens erfassten und ausgewerteten Daten mit größter Sorgfalt erstellt. Dies schließt jedoch die Möglichkeit der Verbesserung der Tools in der projektbezogenen Anwendung und Lauffähigkeit nicht aus. In diesem Fall möchten wir Sie bitten, uns per E-Mail (Sebastian.Broese@smul.sachsen.de) zu benachrichtigen. Wir werden uns bemühen, ihre Anregungen im Sinne der Fortschreibung umzusetzen.

1 Einleitung

Ziel des Forschungsthemas war die Entwicklung von Verfahren (kurz: Tools) zur qualifizierten Abschätzung der Sanierungsdauer bei ausgewählten Grundwasser- und Bodenluftsanierungen. Die Kenntnis der Sanierungsdauer ist aus fachlicher und wirtschaftlicher Sicht von großer Bedeutung bei der Auswahl eines effizienten (verhältnismäßigen) Sanierungsverfahrens für den zu erarbeitenden Sanierungsvorschlag. Sie stellt ein wichtiges Kriterium im Rahmen der Sanierungsuntersuchung (siehe Handbuch zur Altlastenbehandlung, Teil 8 „Sanierungsuntersuchung“ des Freistaates Sachsen, LfULG in der aktualisierten Version aus dem Jahr 2020) dar. Unter einem effizienten (und damit auch verhältnismäßigen) Sanierungsverfahren wird nach BBodSchV ein geeignetes, erforderliches und angemessenes Sanierungsverfahren verstanden. Zur Erfüllung dieser Kriterien sind u.a. die technische Durchführbarkeit, der erforderliche Zeitaufwand, die Wirksamkeit hinsichtlich des Sanierungszieles und die Kostenschätzung zu prüfen. Die Sanierungsdauer hat dabei einen relevanten Einfluss auf die Betriebskosten und gegebenenfalls notwendige Reinvestitionen nach Ablauf der Laufzeit von Sanierungsanlagen.

Die Einflussfaktoren zur Abschätzung der Sanierungsdauer wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens qualifiziert ausgewertet. Besondere Beachtung fanden Sanierungen von Standorten mit LHKW (leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe) als Hauptschadstoffe. Dem Faktor Sanierungsziel kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, da er einen entscheidenden Einfluss auf die Sanierungsdauer hat. Dazu gehören die Unterscheidung von festzulegenden vorläufigen Sanierungszielen (im Ergebnis der Detailuntersuchung) und endgültigen Sanierungszielen (im Ergebnis der Sanierungsuntersuchung) durch die Behörde.

Das Handbuch der Altlastenbehandlung Teil 8 „Sanierungsuntersuchung“ hat sich bezüglich der Methodik zur Auswahl des Sanierungsverfahrens prinzipiell bewährt und stellt den Handlungsrahmen für die Anwendung der Tools dar. Eines der maßgeblichen Kriterien für die Auswahl eines optimalen Sanierungsszenarios in dieser Phase sind die zu erwartenden Kosten bis zum Abschluss der Sanierung. Diese werden signifikant von der angesetzten Sanierungsdauer beeinflusst. Wird die erforderliche Dauer der Sanierung unzureichend eingeschätzt, erfolgt gegebenenfalls die Auswahl eines weniger effizienten Verfahrens, vor allem dann, wenn alternative Sanierungsverfahren mit einer anderen Kostenstruktur (hohe Investmentkosten und geringe Betriebskosten) nicht fachlich ausreichend bewertet werden. Diese Unsicherheiten können auch die Standortentwicklungen beeinflussen (unsichere Kosten verunsichern Investoren) und behindern auch den Einsatz der oft kostengünstigeren und ökologisch vorteilhafteren In-situ-Verfahren.

Wie durchgeführte Recherchen zeigen, existieren in der wissenschaftlichen Literatur nur wenige praktische Ansätze zur Ermittlung der Sanierungsdauer. Diese umfassen meist Entscheidungsmodelle zum Finden des sinnvollen Endpunktes der Sanierung auf Basis der vorhandenen dokumentierten Verlaufsdaten (Barnes, 2003) und die Entwicklung eines Computerprogramms (Natural Attenuation Software; NAS), um bei einer vorlaufenden Quelleneliminierung die Dauer des MNA abschätzen zu können (Mendez et al., 2004 und Chapelle et al., 2003). Bei diesem Programm ergab die Evaluierung des Modells an einer Reihe von Standorten eine gute Zuverlässigkeit (ESTPC, 2008).

Zudem existieren zur Frage der Sanierungsdauer eine Reihe von statistischen Auswertungen abgeschlossener Sanierungsverfahren (Landesumweltamt NRW, 2001; Heinzl, 2006; Lorenz et al., 2008). Es wurden dabei die Sanierungsfälle hinsichtlich der projektspezifischen Sanierungszeiten, der erfolgten Austragsfrachten im Zusammenhang mit der Wirtschaftlichkeit und wesentlicher Einflussfaktoren betrachtet bzw. bewertet.

In den letzten Jahren haben sich relativ viele neue Sanierungsverfahren etabliert, diese gehören heute zum Stand der Technik. Es liegen zunehmend projektbezogene Erfahrungen zu den verschiedensten Sanierungsverfahren und Randbedingungen vor.

Hinsichtlich der in der Sanierungsuntersuchung vorzunehmenden vergleichenden Betrachtung zur Auswahl eines geeigneten Sanierungsverfahrens sind bei der Abschätzung der Sanierungsdauer aber Defizite in der fachlichen Bewertung erkennbar. In der Regel erfolgt die Abschätzung aufgrund von projektbezogenen Erfahrungswerten oder

im ungünstigsten Fall werden die Sanierungsverfahren im Rahmen der Vorauswahl wegen unzureichender Kenntnisse z. T. nicht weiter berücksichtigt. Die Grundlage der Beurteilung sollte die wissenschaftliche systematische Erfassung der bekannten Einzelprozesse und deren Bewertung sein. Das ermöglicht nicht nur eine verbesserte Planungssicherheit, sondern erlaubt wissensbasierte Entscheidungsprozesse im Altlastenmanagement. Aus der Kenntnis der abgelaufenen Prozesse wurden Tools entwickelt, die eine nachvollziehbare, an bestehenden Grundsätzen orientierende und mit wissenschaftlichen Ansätzen versehene, fundierte Ableitung der Sanierungsdauer ermöglichen.

Vor dem Hintergrund, dass bisher keinerlei daten- und wissenschaftsbasierte Verfahren hierfür verfügbar waren, stellen sie gegenüber der bisher gängigen Praxis der empirischen Abschätzung einen signifikanten Fortschritt und damit verbunden ein Hilfsmittel im Rahmen der Sanierungsuntersuchung zur Entscheidungsfindung dar.

2 Sanierungsdauer: Einflussfaktoren

2.1 Ableitung der Einflussfaktoren

Da im Ergebnis der Recherchen geeignete Grundlagen fehlten, wurde für die folgende Betrachtung auf vorliegende spezielle projektspezifische Erfahrungen sowie veröffentlichte wissenschaftliche Ansätze zurückgegriffen. Die erforderliche Dauer einer Sanierung ($T_{\text{Sanierung}}$) lässt sich vereinfacht definieren als das Inventar bzw. die Masse der Schadstoffe (M_S) dividiert durch die Schadstoffeliminierungsrate (R_S = Rate der Schadstoffrückgewinnung oder des Schadstoffabbaus) (Kuo, 1998) (Gleichung 1).

Gleichung 1:

$$T_{\text{Sanierung}} = \frac{M_S}{R_S}$$

Das **Schadstoffinventar** und dessen Eigenschaft (dreidimensionale räumliche Verteilung, Vorliegen der Schadstoffe in sorbierter oder gelöster Form bzw. als separate Produktphase) spielen somit eine wesentliche Rolle. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang eine detaillierte Datenerfassung zum Standort vor Beginn der Sanierung. Im Rahmen der Detailuntersuchung erfolgt als wesentliches Ziel eine räumliche Abgrenzung des Schadens unter Berücksichtigung der jeweiligen Wirkungs-/Migrationspfade. In vielen Fällen von Bodenluft- und Grundwassersanierungen fehlen trotz des Vorhandenseins vielfältiger standortbezogener Daten oft Daten für eine zuverlässige Abschätzung des machbaren Sanierungserfolges sowie der Sanierungsdauer. Dies dürfte auch einer der wesentlichsten Faktoren für die Tatsache sein, dass die Sanierung länger dauert als berechnet bzw. angenommen.

Bei der Masse der Schadstoffe (M_S) nach der oben genannten Formel wird die akzeptable Residualmasse beim Erreichen der Sanierungsziele in Abzug gebracht. In diesem Zusammenhang wird sichtbar, dass die zu definierenden **Sanierungsziele** einen erheblichen Einfluss auf die Sanierungsdauer haben. Eine geringfügige Erhöhung der Sanierungszielwerte führt in vielen Fällen bereits zu einer bedeutenden Verkürzung der Sanierungszeiten. Entsprechend den Vorgaben des BBodSchG/V sind aber nur solche Sanierungsverfahren detailliert zu betrachten, die die Sanierungsziele erreichen können. Unter dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit müssten daher Sanierungsverfahren als ungeeigneter bewertet werden, die zwar im Prinzip geeignet sind, die Sanierungsziele zu erreichen, dafür aber eine unverhältnismäßig lange Sanierungszeit und damit verbunden erhebliche Kosten erfordern.

Weiterhin sind die den einzelnen Sanierungsverfahren wirksamen Prozesse im Hinblick auf die Aussage, was mit diesen Verfahren technisch machbar ist, zu bewerten.

Die **Schadstoffeliminierungsrate** (R_S) hängt u. a. von dem jeweiligen Sanierungsverfahren ab. Beim *Pump-and-Treat* ist R_S gegeben durch die Schadstoffkonzentration (gelöste Schadstoffe) multipliziert mit der Grundwasserextraktionsrate, bei dem mikrobiellen oder chemischen Abbau mit der Konzentration der gelösten

Schadstoffe und der jeweiligen Abbaurate. Damit wird deutlich, dass die **Konzentration der im Grundwasser gelösten Schadstoffe** der dominierende Faktor ist. Wird diese vermindert durch Abbau oder Schadstoffaustrag, entsteht ein Konzentrationsgradient und die im Boden noch vorhandenen Schadstoffe werden nachgelöst (desorbiert, aus der Produktphase nachgeliefert oder per Diffusion freigesetzt). Die Kinetik dieser Stofftransferprozesse:

- Advektion
- Desorption
- Solubilisierung
- Verdampfung
- Diffusion

bestimmt somit, wie schnell die Schadstoffe für eine Eliminierung bereitgestellt werden können und wie schnell sich die Schadstoffquelle auflöst.

Entsprechend wurde von Mercer (1990) die Dauer einer P&T-Sanierung auf Basis der Grundwasserströmungsgeschwindigkeit, der Retardation und der Lösungsgleichgewichte berechnet.

Wie die vorliegenden Erfahrungen zeigen, wird in vielen Fällen eine dauerhaft anhaltende Schadstofffracht – wenn auch auf geringem Niveau – vor allem durch zwei Faktoren hervorgerufen: Zum einen durch das diffusive Freisetzen von Schadstoffen an gering durchlässigen Bereichen (Rückdiffusion) und zum anderen, soweit vorhanden, durch die Auflösung von residualen Phasen.

Vor allem die Rückdiffusion bzw. deren Ausmaß ist zudem vom Ausmaß der Heterogenität des Untergrundaufbaus abhängig. Grundsätzlich gilt, dass die Sanierung umso länger dauert, je heterogener der Boden ist, d.h. je länger es dauert bis die Schadstoffe vollständig durch Rückdiffusion freigesetzt und in eine für jegliche Sanierung verfügbare Form überführt sind. Lediglich die thermische Desorption weicht von diesem Prinzip ab. Hinsichtlich des Stofftransfers gibt es zahlreiche Publikationen. Wesentlich im Zusammenhang mit der Abschätzung der Dauer einer Bodenluftabsaugung ist die sogenannte „Kritische Porengasgeschwindigkeit“ (DiGiulio, 2001, Alvim-Ferraz et al., 2006a, 2006b, Kaleris et al., 1997). Dem liegt der Gedanke zugrunde, dass mit zunehmender Entfernung vom Absaugbrunnen die Gasströmungsgeschwindigkeit exponentiell sinkt. Ab einem gewissen Punkt (gekennzeichnet durch die kritische Porengasgeschwindigkeit) ist die Gasströmung so langsam, dass nahezu kein Konzentrationsgradient erzeugt wird und in der Folge pro Zeiteinheit nahezu keine Dekontamination stattfindet.

Diese Betrachtung zeigt sehr deutlich, dass die Sanierungsdauer erheblich von dem Sanierungsdesign abhängt. Je enger die Absaugbrunnen stehen, desto größer ist die kritische Porengasgeschwindigkeit an den Randpunkten des Einflussbereiches eines Absaugbrunnens und desto schneller verläuft die Sanierung.

Die Abhängigkeit vom Sanierungsdesign gilt für sämtliche Verfahren: Je schneller Reagenzien für den Abbau in den Grundwasserleiter eingebracht werden, desto rascher erfolgt der Abbau. Dieses Prinzip findet seine Einschränkungen in:

- der Geschwindigkeit des Stofftransfers,
- der Abbaukinetik und
- den natürlichen Strömungsbedingungen.

Bei einer hohen Grundwasserabstandsgeschwindigkeit können die Reagenzien eher hydraulisch abströmen, bevor sie im Rahmen des Abbaus vollständig gezehrt sind. Der Abtransport der Reagenzien dominiert dann über deren Reaktion.

Die Reagenzien-Lieferrate ist ebenso beschränkt. So kann z.B. beim Airsparging die Sauerstofftransferate bei nur 10 mg/L/d liegen. Unter Verwendung von stöchiometrischen Faktoren kann die Geschwindigkeit des maximalen Abbaus berechnet werden.

Grundsätzliche Unterschiede finden sich bei den Sanierungsdesigns „vollflächige Behandlung“ und „Barriere“. Bei einer Barriere müssen zunächst alle Schadstoffe in Lösung gehen und abtransportiert werden bevor sie im Abstrom eliminiert werden. Die Barriere ist ein Sicherungsverfahren und wird in diesem Projekt nicht weiter betrachtet.

Letztlich ist bei den *In-situ*-Verfahren jeweils auch ein nicht-produktiver Verbrauch der Reagenzien zu berücksichtigen. So ist bekannt, dass das Oxidationsmittel Permanganat stark mit dem natürlichen organischen Gehalt des Bodens reagiert. Auch bei der Injektion von Sauerstoff werden sämtliche reduzierten organischen und anorganischen Verbindungen oxidiert, der Sauerstoff somit nicht-produktiv verbraucht. Diese Liste des nicht-produktiven Verbrauchs lässt sich fortsetzen.

2.2 Identifizierte Einflussfaktoren

Im Rahmen des F-/E-Vorhabens wurden nachfolgende Parameter zur Abschätzung der voraussichtlichen Sanierungsdauer als besonders relevant ermittelt:

- Kontamination
 - Schadstoffphasen (gelöst, sorbiert, Produktphase: mobil od. residual)
- Heterogenität
 - Aquiferpermeabilität, Schadstoffverteilung
- Stofftransferprozesse
 - Advektion
 - Desorption
 - Solubilisierung, Verdunstung
 - Diffusion
- Kinetik der Reagenzien
 - Dominanz des hydraulischen Austrags gegenüber der Reaktion
 - Nebenreaktionen (nicht produktiver Verbrauch)
- Sanierungsdesign
 - Anordnung von Förderbrunnen
 - Injektion/Lieferung (Temperatur, Sauerstofflieferung bei Airsparging)
 - ROI (vollräumlich oder Barriere)
- Sanierungszielwerte

3 Aufbau der Tools

3.1 Übersicht

Die Tools zur Abschätzung der voraussichtlichen Sanierungsdauer wurden für folgende Sanierungsverfahren erstellt:

- Bodenluftabsaugung
- Pump-and-Treat
- Biologische Sanierungsverfahren (Infiltration der Elektronenakzeptoren Nitrat oder Sulfat)
- Airsparging (aerober mikrobieller Abbau)

- Infiltration von C_{org} (anaerober LCKW-Abbau)
- Chemische Sanierungsverfahren (ISCO) (Permanganat, Persulfat)
- Thermische Sanierungsverfahren

Für jedes der sieben Verfahren gibt es eine Excel-Datei zur Berechnung (Tool). Jedes Tool ist modular aufgebaut und umfasst folgende Module als Excel- Arbeitsblätter:

- Startseite
- Schadstoffbelastung
- Bodencharakterisierung
- Grundwassercharakterisierung (nicht beim Verfahren Bodenluftabsaugung)
- Sanierungsdesign
- Berechnung
- Heterogenität
- Stoffdatenbank

Die jeweiligen Module sind bis auf die beiden verfahrensspezifischen Module „Sanierungsdesign“ und „Berechnung“ bei allen Tools vergleichbar. Jedes Tool enthält nur die verfahrensspezifischen Daten.

Da die grafischen Oberflächen der beiden Tools, *Pump-and-Treat* und *Bodenluftabsaugung* sich etwas von den Oberflächen der restlichen Tools unterscheiden, werden diese in den Kapiteln 3.10.7 und 3.10.8, soweit erforderlich, mit allen Seiten der beiden Tools separat erläutert.

Die erstellten Tools sind prinzipiell für weitere Prozesse, Schadstoffe und Verfahren erweiterbar.

3.2 Schadstoffe

Zunächst wurden die zu berücksichtigenden Schadstoffe ausgewählt. Der überwiegende Anteil von Schadstoffbelastungen wird gemäß den vorliegenden Recherchen (Held, 2012) durch die leichtflüchtigen Schadstoffe BTEX (AKW) und LCKW gebildet. MKW sind mit mehr als 25 % vertreten).

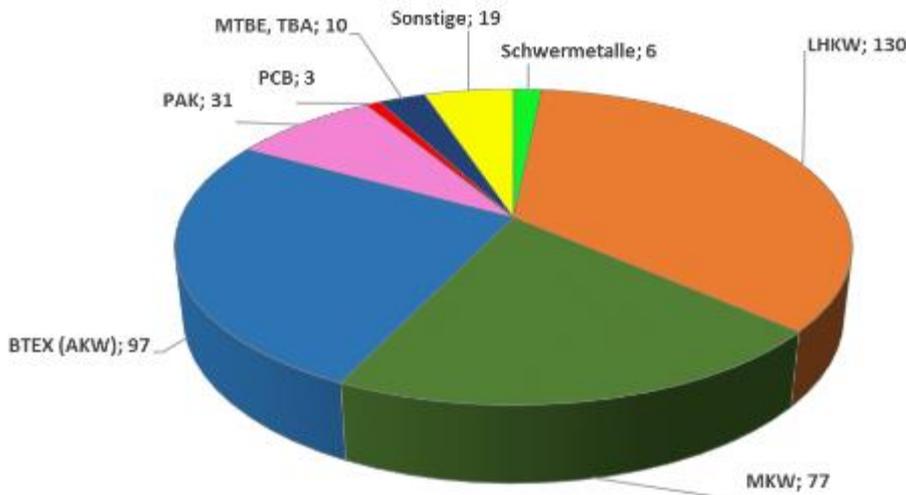


Abbildung 1: Häufigkeit verschiedener Schadstoffe im Untergrund (240 Standorte; Mehrfachnennungen möglich)

Die beiden Schadstoffgruppen BTEX bzw. aromatische Kohlenwasserstoffe (AKW) und LCKW werden vorrangig bei den Tools berücksichtigt. Zusätzlich wurden die Oxigenate (MTBE, ETBE, TBA) sowie die flüchtigen n-Alkane (C₅ - C₁₀) aus der Gruppe der MKW aufgenommen. Höhermolekulare MKW, wie sie durch den KW-Index (C₁₀ – C₄₀) erfasst werden, wurden zunächst nicht berücksichtigt. Es kann sich dabei um verschiedene Produkte sehr unterschiedlicher Zusammensetzung handeln, die sich hinsichtlich nahezu aller für die Berechnung relevanter Parameter unterscheiden. Eine zuverlässige Abschätzung ist für diesen Schadstoffparameter zunächst nicht zu erreichen.

3.3 Anwendungsbereich

Bei den vorliegenden Tools zur Abschätzung der wahrscheinlichen Dauer einer Sanierung handelt es sich um einfach zu handhabende Modelle. Das Ziel ist, nach der Detailuntersuchung im Rahmen der Sanierungsuntersuchung (SU) mit dem dann vorhandenen Datensatz das Abschätzungsmodell als einfaches Hilfsmittel zu verwenden, um zu daten- bzw. wissenschaftsbasierten Abschätzungen der Sanierungsdauer und letztlich der damit verbundenen Kosten zu kommen. Dies bedeutet, dass auf dem Niveau der SU gegebenenfalls nur ein vergleichsweise einfacher Datenpool zur Verfügung steht (Tabelle 1) und viele für komplexe Modelle spezifische Eingangsparameter fehlen.

Um eine Berechnung der Sanierungsdauer bei fehlenden Daten zu ermöglichen, wurden für eine Reihe von erforderlichen Eingangsparametern (z. B. fOC des Bodens als Maß für die Sorption und Retardierung), Grundeinstellungen auf der Basis umfangreicher Erkundungsangaben vorgenommen. Liegen standortkonkrete Daten vor, können alle Grundeinstellungen überschrieben werden. Überschreibbar sind alle weiß hinterlegten Zellen während grau hinterlegte Zellen geschützt sind.

Es besteht die Möglichkeit, im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse die Eingangsparameter hinsichtlich des Einflusses auf die Sanierungsdauer zu variieren und daraus abzuleiten, ob deren standortspezifische Erhebung zur besseren Abschätzung gegebenenfalls noch erforderlich ist.

Tabelle 1: Erforderlicher Mindestdatensatz für die Anwendung der Tools

Tools	Erforderliche Daten
Alle	Geometrie des Schadensherdes (Länge, Breite, Oberkante, Unterkante) Koordinaten der Bohrpunkte Schadstoffkonzentrationen (Art, Höhe, Entnahmetiefe) Geologische Profile Sanierungszielwerte
Bodenluftabsaugung	keine
Pump-and-Treat	Hydraulischer Gradient
Elektronenakzeptor-Infiltration	Hydraulischer Gradient Konzentrationen der Redoxindikatoren Abbauraten Unproduktiver Nitratbedarf (bei Nitrat als Elektronenakzeptor)
Airsparging	Hydraulischer Gradient Sauerstofftransfer-Rate
Anaerober LCKW-Abbau	Hydraulischer Gradient Konzentrationen der Redoxindikatoren Abbauraten Unproduktiver C_{org} -Bedarf
ISCO	Hydraulischer Gradient Soil Oxygen Demand (SOD)
Thermische Desorption	Hydraulischer Gradient

Grau: Einige Daten sind zwar nicht zwingend erforderlich, sollten aber standortspezifisch erhoben werden.

Damit sind die Tools innerhalb einer Sanierungsuntersuchung bei den betrachteten Sanierungsverfahren zur fundierten Ableitung des unter technischen und ökonomischen Gesichtspunkten vorteilhaftesten Sanierungsverfahrens verwendbar.

Durch die einfache Datenerfassung und Handhabung der Tools im Excel-Dateiformat wird der Bearbeitungsaufwand zur Ermittlung der Sanierungsdauer, je nach Komplexität des Standortes, mit etwa 1 - 2 Arbeitstagen abgeschätzt. Der Zeitemfang hängt im entscheidenden Maße von der Art und dem Umfang der vorliegenden Daten und deren Aufbereitung ab. Im Vergleich zu einer aufwendigen Schadstofftransportmodellierung, welche in der Regel nur bei komplexen bzw. großräumigen Standorten erarbeitet wird, stellen die Tools eine Alternative für alle zu betrachtende Standorte dar.

Allgemeingültige Einschränkungen in der Anwendung:

- Alle Modelle betrachten ausschließlich die gesättigte Bodenzone. Lediglich das Tool „Bodenluftabsaugung“ betrachtet nur die ungesättigte Bodenzone. Bei dem Tool „Thermische Sanierung“ wird zusätzlich zur gesättigten auch die ungesättigte Bodenzone betrachtet.
- Die Tools sind nur auf Lockergestein-Untergründe und nicht auf Festgesteine anwendbar.
- Die gewählten Boden- und Grundwasserkennwerte sowie die Schadstoffbelastung sind einheitlich für den gesamten Schadensbereich. Inhomogene Verteilungen werden durch die Eingabe des Ausmaßes der Heterogenität berücksichtigt (vgl. Abschnitt 3.9).
- Nachweisbare (mobile) Schadstoff-Produktphasenkörper sowie die Nachlösung von Schadstoffen aus den Phasenkörpern im Grundwasserwechselbereich (LNAPL) oder an der Basis des Grundwasserleiters (DNAPL) ins Grundwasser können nicht berücksichtigt werden.
- Die Schadstoffausbreitung ist abgeschlossen. Eine Rückdiffusion der Schadstoffe aus Geringleitern wird nicht betrachtet. Um einen solchen Einfluss zu prüfen, sind über die Detailuntersuchung hinausgehende Untersuchungen bei Erfordernis im Rahmen der Sanierungsuntersuchung zu realisieren.
- Die Tools werden entweder auf den Schadstoffherd oder die Stofffahne angewendet. Bei den Betrachtungen zur Schadstofffahne wird vorausgesetzt, dass die Quelle selbst bereits entfernt ist. Eine Berücksichtigung der Wechselwirkung zwischen Schadstoffherd und Schadstofffahne im Laufe der Sanierung ist nicht möglich.

Bei Standorten mit einer komplexen Belastungssituation (z. B. unterschiedliche Quellen mit gleichartigen oder unterschiedlichen Schadstoffen) ist für die Anwendung der Tools in Übereinstimmung mit den methodischen Vorgaben zur Sanierungsuntersuchung die Unterteilung in einzelnen Sanierungszonen eine wesentliche Voraussetzung.

Programmtechnisch ist hinsichtlich der Nutzung anzumerken, dass die Tools in der Excel-Version 16.0 erstellt wurden. Im Fall niedrigerer Versionen können gegebenenfalls einige Features nur eingeschränkt funktionieren.

3.4 Startseite

Beim Öffnen des Excel-Tools erscheint zunächst die Startseite. Dies ist exemplarisch für das Tool „Airsparging“ in Abbildung 2 gezeigt.

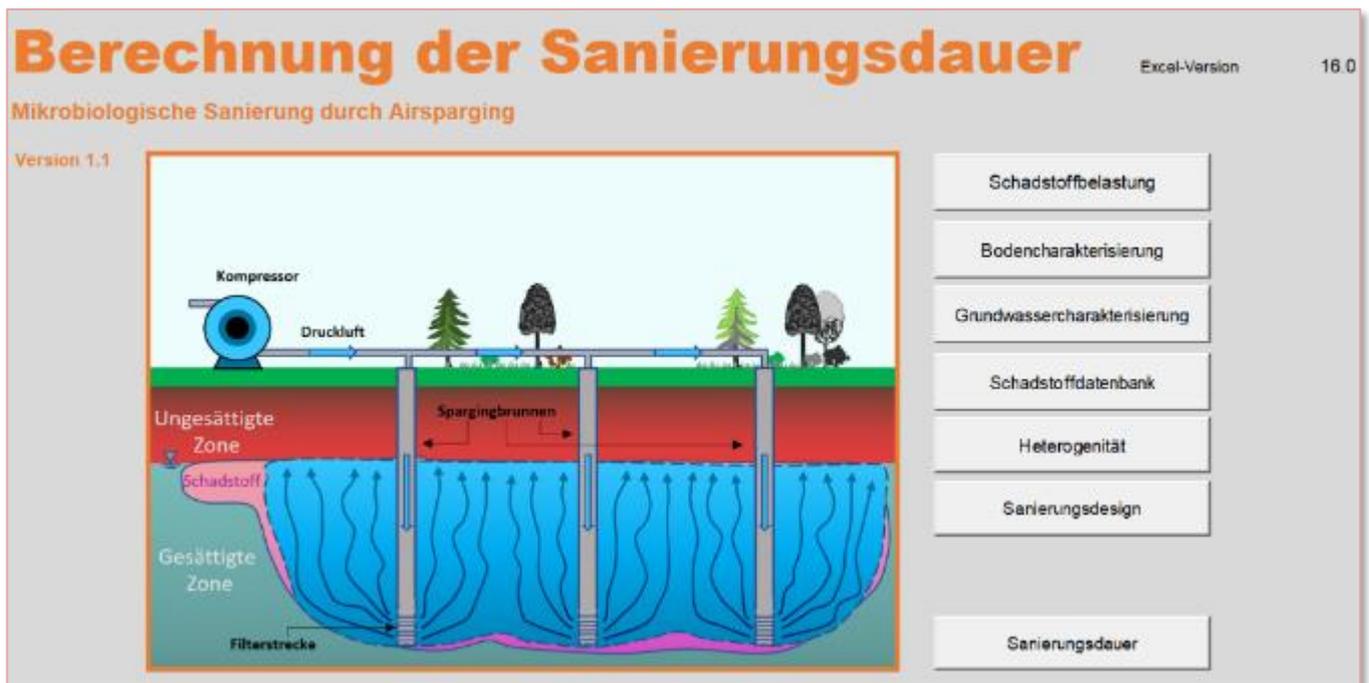


Abbildung 2: Startseite des Berechnungstools (Beispiel: Bodenluftabsaugung)

Mit den einzelnen Schaltflächen kann innerhalb des Tools zu den einzelnen Modulen navigiert werden. In jedem Modul gibt es die Schaltfläche „<< Startseite“, der wieder zur Startseite führt.

3.5 Schadstoffbelastung und Schadstoffinventar

Die Höhe der Schadstoffbelastung des zu sanierenden Kompartimentes (ungesättigter oder gesättigter Bodenbereich) spielt für die Sanierungsdauer eine ebenso große Rolle wie das dreidimensional differenzierte Schadstoffinventar. Im Rahmen der Erkundung beschränken sich Beprobungen in der grundwassergesättigten Bodenzone meist auf Untersuchungen im Grundwasser selbst. Es sind für die Abschätzung der voraussichtlichen Sanierungsdauer jedoch Bruttoschadstoffgehalte (in mg/kg gesättigtem Boden) erforderlich (Schadstoffinventar). Mit Hilfe des K_{oc} -Konzeptes (Gleichung 2) kann zwar die zum Grundwasser korrespondierende Konzentration der bodengebundenen Schadstoffe berechnet werden, dies erfasst jedoch nicht die maximal in Residualsättigung vorkommenden Schadstoffe.

Gleichung 2:
$$C_B = f_{oc} \cdot K_{oc} \cdot C_w$$

C_B Konzentration der bodengebundenen Schadstoffe [mg/kg]

C_w Konzentration der Schadstoffe in der Wasserphase [mg/L]

f_{oc} Gehalt des Bodens an organischer Substanz [-]

K_{oc} Verteilungskoeffizienten zwischen dem organischen Kohlenstoff im Boden und Wasser [L/kg].

Das Vorkommen der Schadstoffe in Produktphasen (Tröpfchen oder Ganglien) ist typisch für kontaminierte Standorte. An der Oberfläche der Produktphasen stellt sich im Wasser eine Konzentration ein, die der maximalen Löslichkeit der Schadstoffe im Grundwasser entspricht. Besteht die Produktphase aus mehreren Stoffen, so entspricht die maximale Löslichkeit des Einzelstoffes in der Mischung der maximalen Löslichkeit des Einzelstoffs multipliziert mit der Molfraktion in der Phase (Raoult'sches Gesetz). Bereits wenig abstromig der Produktphase kommt es durch Verdünnung (hydrodynamische Dispersion) zur Abnahme der Schadstoffkonzentrationen. Da die Produktphasen zudem kleinräumig heterogen verteilt sind, Grundwassermessstellen aber oft über mehrere Meter verfiltert sind und somit nur die Entnahme einer zuflussgewichteten Mischprobe zulassen, kommt es zu einer weiteren „Verdünnung“. Daher wurde von der US EPA die 1%-Regel¹ eingeführt, wonach das Vorliegen von Produktphase wahrscheinlich ist, wenn die Konzentration eines Schadstoffs im Grundwasser 1 % der maximalen Löslichkeit aufweist. Bei Produktphasen aus mehreren Schadstoffen vermindert sich dieser Wert entsprechend der Molfraktion.

Im Endergebnis führt die Berechnung der Bruttoschadstoffkonzentration allein über die Schadstoffkonzentration im Grundwasser zu einer signifikanten Unterschätzung des realen Schadstoffgehaltes. Aus Erfahrungswerten kann der reale Schadstoffgehalt rund 10fach höher liegen. Daher ist im Rahmen der Erkundung die Beprobung auch des gesättigten Bodenkörpers erforderlich. Hierzu stehen hauptsächlich zwei Verfahren zur Verfügung:

- Bodengewinnung nach dem Inliner-Verfahren und chemische Analyse des Bodens
- Direct-Push-Sondierungen (DP) mit den entsprechenden Sonden (MIP, ROST, etc.)²

Die Bruttoschadstoffkonzentrationen sind nicht nur zur Berechnung der Sanierungsdauer unerlässlich, sondern vor allem auch für eine zuverlässige Planung und Dimensionierung der späteren Sanierung.

Im Endergebnis beider Verfahren erhält man eine Reihe von Proben mit unterschiedlichen Bruttoschadstoffgehalten. Im Laufe der Sanierung werden Bereiche, die geringer kontaminiert sind, rascher dekontaminiert als solche, die eine hohe Schadstoffbelastung aufweisen. Die Frage ist, mit welcher Konzentration die voraussichtliche Sanierungsdauer abgeschätzt werden kann. Hierzu wurde die statistische Konzentrationsverteilung verschiedener Standorte ausgewertet. Fast alle weisen die in Abbildung 3 gezeigte Verteilung der Schadstoffkonzentrationen auf. In Abbildung 3 wurden auch die Werte Median, arithmetischer Mittelwert (MW), $MW + 1\sigma$ (Standardabweichung) und $MW + 2\sigma$ eingezeichnet. Als Eingangswert für die weiteren Berechnungen wird die Größe „ $MW + 2\sigma$ “ ausgewählt (Konvention).

Wird diese „Ausgangskonzentration“ auf den Sanierungszielwert saniert, kann angenommen werden, dass die vereinzelt vorliegenden höher belasteten Bereiche (deren Belastung am Ende der Sanierung auch vermindert ist) sich nur wenig auf die Gesamtschadstoffkonzentrationen auswirken. Bei dieser Festlegung handelt es sich um eine Konvention und keinen abgeleiteten Wert. Es ist aus Abbildung 3 offensichtlich, dass damit die Belastung weitgehend erfasst wird.

¹ In manchen Veröffentlichungen wird bereits bei 10 % der maximalen Löslichkeit das Vorliegen einer Produktphase angenommen.

² Bei den Direct-Push-Sondierungen werden lediglich Intensitätssignale (im mV) erhalten. Um diese in Konzentrationen umzurechnen, müssen die Intensitätssignale geeicht werden. Hierzu werden am gleichen Ort in gleicher Tiefe zusätzlich Bodenproben entnommen und analysiert. Da DP-Sondierungen alle 2- 5 cm ein Signal aufzeichnen, müssen punktuelle Bodenproben aus Bereichen entnommen werden, in denen das DP-Signal keine raschen Änderungen aufweist. Es ist in diesem Fall unwahrscheinlich, dass das DP-Signal und die Bodenproben aus exakt der gleichen Tiefe stammen. Es sollten keine Tiefen beprobt werden, die im DP-Signal kein signifikantes Tailing aufweisen. Da unterschiedliche Schadstoffverbindungen auch einen unterschiedlichen Responsefaktor bei der DP-Detektion aufweisen, sollten sich die Schadstoffzusammensetzungen der Proben für die Korrelationsberechnung nicht signifikant unterscheiden. Wird dies berücksichtigt, korrelieren die DP-Signale gut mit den analytisch bestimmten Konzentrationen im Boden.

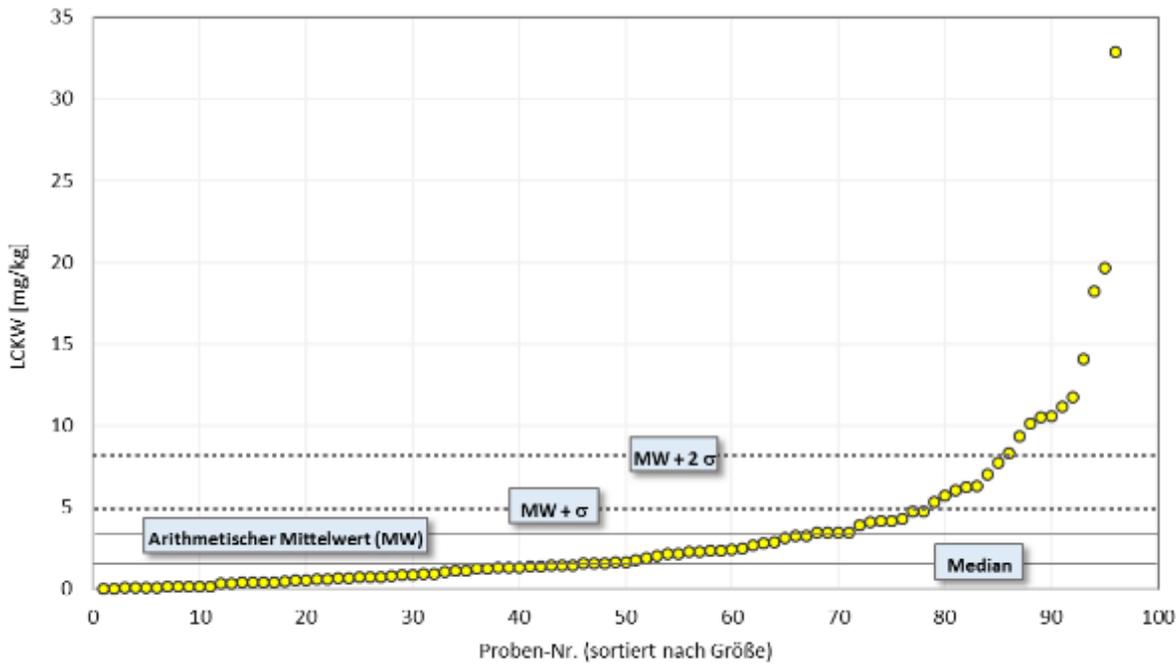


Abbildung 3: Konzentrationsverteilung

Die Frage, ob sich die hohen Belastungen auf einen großen oder nur recht kleinen Bereich des belasteten Standortes beschränken, kann mit der vorliegenden Auswertung nicht beantwortet werden. Dazu wurde der folgende Ansatz gewählt, der auch zur Plausibilisierung der Eingangskonzentration dient. Zunächst werden die flächengewichteten Schadstoffkonzentrationen (m_B) aus den bei der Erkundung festgestellten Konzentrationen in Bodenprofilen berechnet.

Gleichung 3

$$m_B = \sum_{i=1}^n c_{t,i} \cdot \rho_B \cdot M_i$$

m_B Flächengewichtete Schadstoffkonzentration [mg/m²]

n Anzahl der beprobten Horizonte einer Bohrung [-]

$c_{t,i}$ Schadstoffgehalte im Boden des Horizonts i [mg/kg]

ρ_B Schüttdichte des Bodens [kg/m³] (1.800 kg/m³)

M_i Mächtigkeit des Horizonts i [m]

Da die Bohrungen ungleich verteilt sind, weist m_B nur für die repräsentierte Fläche Gültigkeit auf. Die einzelnen Konzentrationen der Bodenprofile werden dann entsprechend ihrer Flächenrepräsentanz aufsummiert.

Gleichung 4

$$M_I = \sum_{i=1}^n m_{B,i} \cdot FR_i$$

M_I Schadstoffmasse im gesamten kontaminierten Bodenkörper (Inventar) [mg/m²]

FR_i Flächenrepräsentanz für die Fläche i [m²]

$m_{B,i}$ Gewichtete Schadstoffkonzentration der Fläche i [mg/m²]

n Anzahl der Flächen (Bohrung) [-]

Die Repräsentanzfläche kann durch ein Thiessen-Polygon beschrieben werden. Dies kann entweder mit spezialisierter Software (z.B. GIS³) oder manuell ermittelt werden. Dazu werden jeweils auf der Streckenhalbierenden der Verbindungslinien zwischen der zu betrachtenden Bohrung und allen umgebenden Bohrungen senkrechtstehende Linien eingezeichnet. Diese bilden dann das Polygon (Abbildung 4).

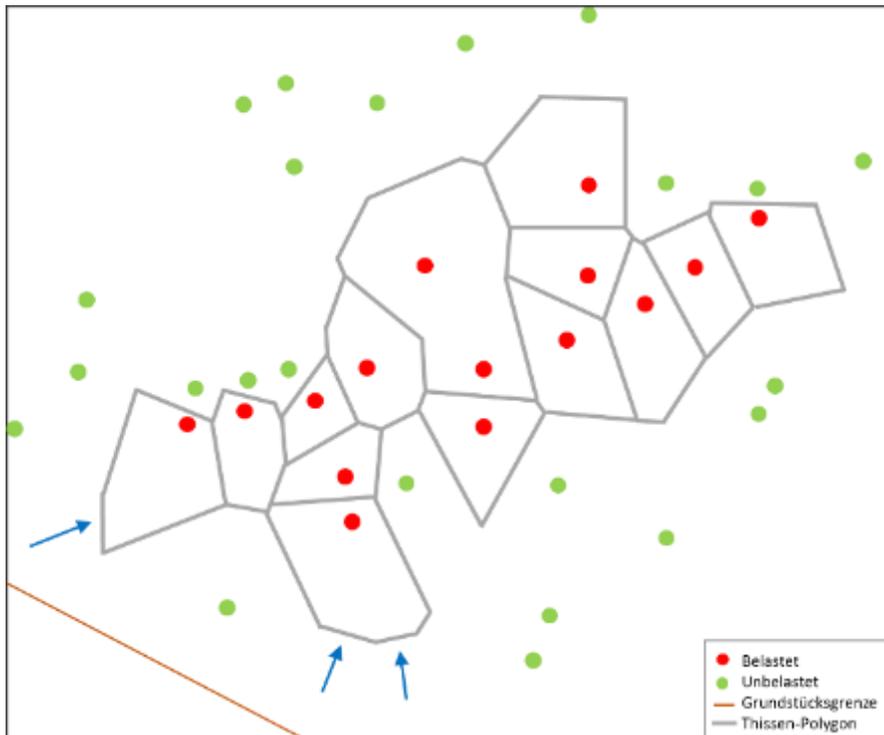


Abbildung 4: Flächenrepräsentanz

Für jedes Polygon ist dann die Fläche zu ermitteln. Liegen an einem Standort zahlreiche Bohrpunkte vor, können die Polygone recht komplexe Formen annehmen, deren manuelle Flächenbestimmung aufwendig ist. Sind keine benachbarten Bohrpunkte vorhanden, müssen ggf. hypothetische Stützstellen eingeführt werden, um das Polygon in seiner Größe zu begrenzen. Alternativ kann eine maximale Entfernung vom Bohrpunkt festgelegt werden (blaue Pfeile in Abbildung 4).

Die Dauer der Sanierung hängt wesentlich auch von der Zugänglichkeit bzw. Mobilität der Schadstoffe im Kontaminationskörper ab. So sind in rolligen Schichten (Sand/Kies) vorhandene Schadstoffe der Sanierung besser zugänglich als solche, die in bindigen Schichten (z. B. Schlufflinsen) gespeichert sind. Nähere Erläuterungen dazu erfolgen im Abschnitt 3.9 (Heterogenität).

Nach Betätigen der Schaltfläche „Schadstoffbelastung“ auf der Startseite gelangt man auf die entsprechende Seite (Abbildung 5). Auf dieser Seite muss nun *obligatorisch* als erster Schritt die Geometrie des Schadens (Länge in Grundwasserfließrichtung, Breite, Oberkante (meist identisch mit der Tiefenlage des Grundwasserspiegels) und Unterkante der Belastung) eintragen werden. Die Schaltfläche „Tabelleninhalt löschen“ entfernt den Inhalt aller weiß hinterlegten Zellen.

³ Geographische Informationssysteme

Schadstoff		Inventar [kg]	Geometrie des Schadensherdes		Einheit	Wert	Schadstoffstatistik				
Benzol	B	0,07	Mittlere Länge (Schadensherd)	m		10	Minimum (Grundkonzentrationen)	mg/kg OB	34	1	6
Toluol	T	0,05	Mittlere Breite (Schadensherd)	m		20	Maximum (Einzelkonzentrationen)	mg/kg OB	2.566	34	15
m-Hydrobenzol	m-HB	0,23	Fläche der Belastung	m²		200	Median (Grundkonzentrationen)	mg/kg OB	173	8	11
o-Xylol	oX	0,27	Oberfläche der Belastung	m u. GOK		5	Mittlere Konzentration (arithm.) (Einzelkonz.)	mg/kg OB	743	12	11
m-Xylol	mX	0,36	Unterkante der Belastung	m u. GOK		10	Standardabweichung (Grundkonzentrationen)	mg/kg OB	397	11	4
p-Xylol	pX	0,35	Mittlere Mächtigkeit (Schadensherd)	m		5	MW + 2σ (Einzelkonzentrationen)	mg/kg OB	2.738	35	18
n-Propylbenzol	nPB	0,35	Bodenlageungschichte	kg/L		1,52	Schadstoffinventar (mitbewirkt/bezogen)	kg	6.474	82	40
Isopropylbenzol	IPB	0,21	Volumen kontaminierter Boden	m³		1,000	Schadstoffinventar (flächengewichtet)	kg	5	0	0
p-Chlorofool	pCl	0,22	Grundwasserflurabstand	m u. GOK		5	Residualbelastung	mg/kg	0	0	0
m-Ethyltoluol	mET	0,22									
p-Chlorofool	pCT	0,21									
1,2-Dichlorbenzol	12DEB	0,14									
1,3-Dichlorbenzol	13DEB	0,14									
1,4-Dichlorbenzol	14DEB	0,14									
1,2,3-Trimethylbenzol	123TMB	0,15									
1,2,4-Trimethylbenzol	124TMB	0,14									
1,3,5-Trimethylbenzol	135TMB	0,10									
AKW		3,36									
n-Pentan	nC5	0,02									
n-Hexan	nC6	0,02									
n-Heptan	nC7	0,00									
n-Octan	nC8	0,02									
n-Nonan	nC9	0,00									
n-Decan	nC10	0,00									
n-Alkane		0,06									
MTHF (Methyl-tert-butylether)		0,15									
ETBE (Ethyl-tert-butylether)		0,00									
THA (tert-Butylalkohol)		0,00									
Oxigenate		0,15									

Abbildung 5: Seite Schadstoffbelastung

Schadstoffkonzentrationen im ungesättigten Boden

Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden...

Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser...

Berechnung der Schadstoffinventare mit Daten aus

Boden und Grundwasser

Nur Grundwasser

Abbildung 6: Auswahl der Dateneingabe (Beispiel: Thermische Sanierung)

Sämtliche weiteren Berechnungen einschließlich der Schadstoffstatistik (rechte Tabelle) werden erst vorgenommen, wenn die Schadstoffkonzentrationen eingegeben worden sind. An dieser Stelle kann überprüft werden, ob die Auswahl der Größe „MW + 2σ“ als Startkonzentration für die Berechnungen sinnvoll ist. Dieser Wert sollte noch deutlich unterhalb der Maximalkonzentration liegen. Für die Eingabe der Schadstoffkonzentrationen finden sich, abhängig von dem verwendeten Tool maximal drei Schaltflächen (Abbildung 6).

Im Tool Bodenluftabsaugung findet sich beispielsweise nur eine Schaltfläche zur Eingabe der Schadstoffkonzentrationen in der ungesättigten Bodenzone. Die meisten Tools enthalten zwei Schaltflächen wie in Abbildung 5 gezeigt. Mit den jeweiligen Schaltflächen gelangt man zu der entsprechenden Eingabeseite. Da die beiden Seiten „Schadstoffkonzentrationen im ungesättigten Boden“ und „Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden“ weitgehend identisch sind, wird nachfolgend nur die Eingabe für eine Seite erläutert. Es ist anzumerken, dass sämtliche im Folgenden dargestellten Eintragungen in weißen Zellen fiktive Testzahlen ohne einen Projektbezug sind.

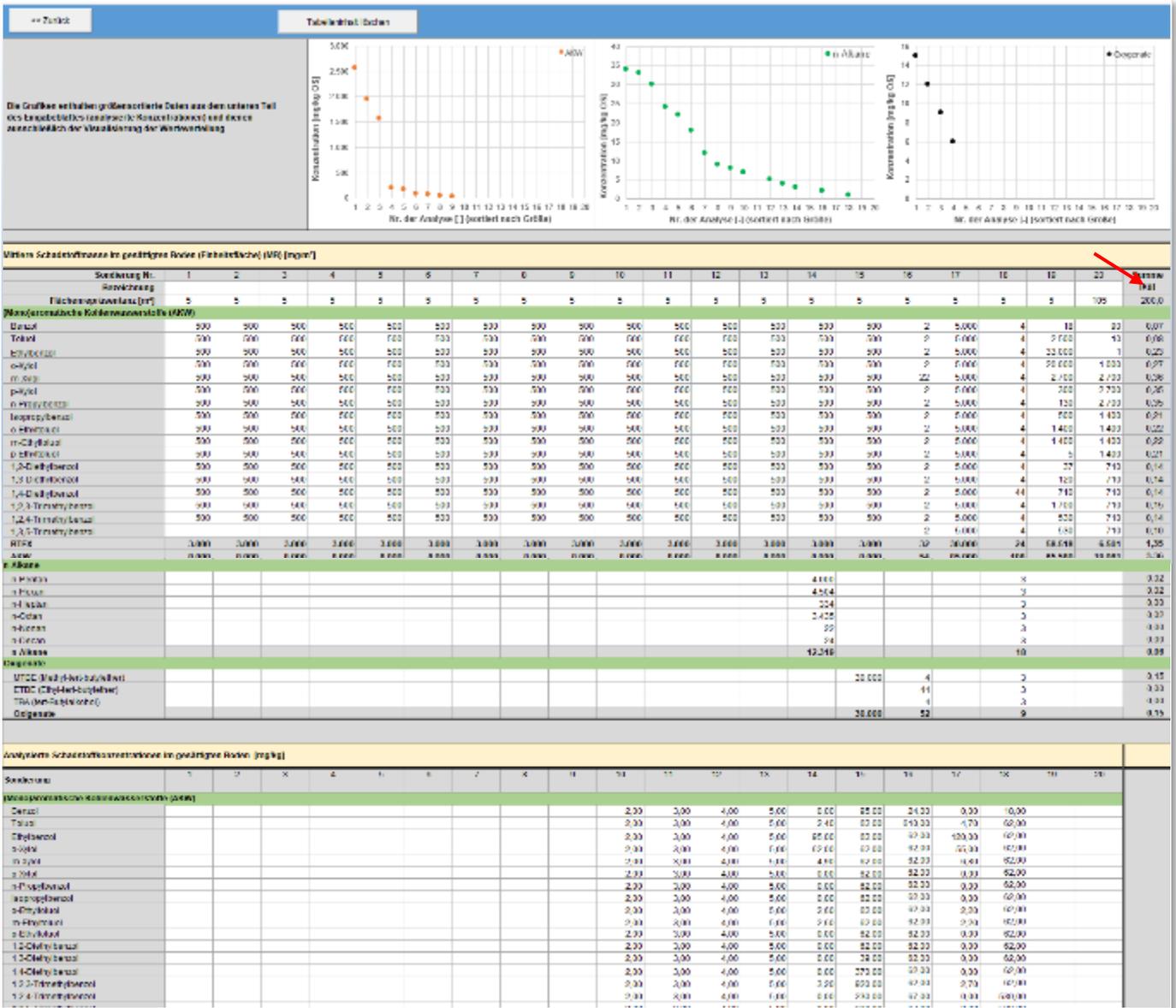


Abbildung 7: Ausschnitt der Seite Eingabe der Schadstoffbelastung (gesättigte Bodenzone) (Tool: Airsparging). Das Tool Airsparging berechnet ausschließlich den mikrobiellen aeroben Schadstoffabbau. Daher sind die LCKW, welche unter diesen Bedingungen nicht abbaubar sind, in diesem Tool nicht aufgeführt.

Man gelangt dann zur Eingabeseite, auf der die Schadstoffgehalte eingegeben werden müssen (Abbildung 7). Für die Sondierungen (1 - 20) können ggf. in der Zeile „Bezeichnung“ projektspezifische Namen (z. B. „RKS 1“) eingegeben werden. Die Flächenrepräsentanz für jede Sondierung muss zuvor berechnet (s.o.) oder abgeschätzt werden. Nur dann, wenn die Summe aller Flächen der auf der Seite „Schadstoffbelastung“ angegeben kontaminierten Fläche entspricht, erscheint am Ende der Zeile (roter Pfeil in Abbildung 7) die Gesamtfläche als Zahl, ansonsten wird ein Fehler angezeigt, beispielsweise „Σ ≠ 200!“ für den Fall, dass der Standort eine Fläche von 200 m² hat.

Eingegeben werden im oberen Bereich der Seite die flächengewichteten Schadstoffinventare (nach Gleichung 3). Als „Mittlere Schadstoffmasse im gesättigten Boden (Einheitsfläche) [mg/m²]“.

Für die Erstellung der Schadstoffstatistik (auf der Seite „Schadstoffbelastung“) müssen jedoch Konzentrationen (in mg/kg) zusätzlich eingegeben werden. Dafür ist der unter Teil der Tabelle unterhalb der Überschrift „Analytierte Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden [mg/kg]“ vorgesehen. Nur diese Daten werden in den Grafiken im oberen Bereich der Eingabeseite graphisch, geordnet nach absteigender Konzentration, dargestellt. Anhand dieser Grafiken kann visuell überprüft werden, ob die Schadstoffverteilung am Untersuchungsstandort dem in Abbildung 3 dargestellten Muster entspricht.

Mit der Schaltfläche „Tabelleninhalte löschen“ können alle Eingabewerte dieser Tabelle (weiß hinterlegte Zellen) aus vorherigen Berechnungen gelöscht werden.

Mit der Schaltfläche „Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser“ auf der Seite „Schadstoffbelastung“ gelangt man zur entsprechenden Eingabeseite (Abbildung 8). Wegen des integrierenden Charakters einer Grundwasserprobe (sie reflektiert die Summe aller Lösungsprozesse in ihrem Oberstrom) wird an dieser Stelle auf eine Angabe der Flächenrepräsentanz verzichtet. Es können die im Grundwasser analysierten Schadstoffkonzentrationen aus maximal 20 Grundwassermessstellen eingegeben werden. In der Zeile „Bezeichnung“ kann der Name der Grundwassermessstellen (z. B. GWM 1) eingegeben werden.

Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser (gelöst) [µg/L]		Korrekturfaktor																				Summe
Messstelle Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Inventar [kg]	
Bezeichnung																						
(Monoaromatische Kohlenwasserstoffe (AKW))																						
Benzol	0,0	80,0	24,0	0,0	18,0	0,0	18,0	18,0	18,0	18,0	18,0	18,0	18,0	18,0	3,0	18,0	18,0	18,0	18,0	18,0	0,3	
Toluol	2,4	14.000,0	610,0	4,7	2.500,0	0,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	3,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	2.500,0	120,9	
Ethylbenzol	95,0	39.000,0	21.000,0	120,0	33.000,0	140,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	3,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	33.000,0	4.438,7	
o-Xylol	62,0	24.000,0	7.400,0	55,0	20.000,0	37,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	3,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	20.000,0	2.010,2	
m-Xylol	4,9	2.900,0	1.100,0	6,8	2.700,0	0,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	3,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	2.700,0	316,6	
p-Xylol	0,0	130,0	38,0	0,0	300,0	9,4	300,0	300,0	300,0	300,0	300,0	300,0	300,0	300,0	3,0	300,0	300,0	300,0	300,0	300,0	29,9	
n-Propylbenzol	0,0	81,0	19,0	0,0	130,0	0,0	130,0	130,0	130,0	130,0	130,0	130,0	130,0	130,0	3,0	130,0	130,0	130,0	130,0	130,0	14,4	
Isopropylbenzol	0,0	290,0	99,0	0,0	500,0	4,5	500,0	500,0	500,0	500,0	500,0	500,0	500,0	500,0	3,0	500,0	500,0	500,0	500,0	500,0	53,0	
o-Ethyltoluol	2,6	910,0	230,0	2,2	1.400,0	12,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	3,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	1.400,0	127,7	
m-Ethyltoluol															3,0						0,4	
p-Ethyltoluol	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	0,0	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	33,0	5,4	5,4	5,4	5,4	5,4	0,8	
1,2-Diethylbenzol	0,0	13,0	0,0	0,0	37,0	0,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	3,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	2,1	
1,3-Diethylbenzol	0,0	39,0	7,9	0,0	120,0	0,0	120,0	120,0	120,0	120,0	120,0	120,0	120,0	120,0	3,0	120,0	120,0	120,0	120,0	120,0	5,8	
1,4-Diethylbenzol	0,0	370,0	96,0	0,0	710,0	13,0	710,0	710,0	710,0	710,0	710,0	710,0	710,0	710,0	3,0	710,0	710,0	710,0	710,0	710,0	38,0	
1,2,3-Trimethylbenzol	3,2	920,0	300,0	2,7	1.700,0	76,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	5,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	1.700,0	127,8	
1,2,4-Trimethylbenzol	0,0	230,0	67,0	0,0	530,0	2,7	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	3,0	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	39,3	
1,3,5-Trimethylbenzol	0,0	230,0	67,0	0,0	530,0	2,7	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	8,0	530,0	530,0	530,0	530,0	530,0	40,5	
BTEX	164,3	80.010,0	30.172,0	186,5	58.518,0	186,4	58.518,0	18,0	58.518,0	58.518,0	58.518,0	58.518,0	58.518,0	6.916,7								
AKW	170,1	83.073,0	31.057,9	191,4	64.180,4	297,3	64.180,4	88,0	64.180,4	64.180,4	64.180,4	64.180,4	64.180,4	7.367,3								
n-Alkane																						
n-Pentan																2,00					0,3	
n-Hexan																4,00					1,2	
n-Heptan																44,00					35,1	
n-Octan																6,00					15,8	
n-Nonan																6,00					25,1	
n-Decan																6,00					198,9	
n-Alkane																68,00					276,4	
Oxygenate																						
MTBE (Methyl-tert-butylether)																5,00			10.000,00		24,8	
ETBE (Ethyl-tert-butylether)																55,00					0,3	
TBA (tert-Butylalkohol)																1,00					0,0	
Oxygenate																61,00			10.000,00		25,1	

Abbildung 8: Seite Eingabe der Schadstoffbelastung im Grundwasser (Beispiel: Airsparging)

Es ist es in jedem Fall erforderlich, die an einem Standort gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser zu erfassen. Zusätzlich ist es erforderlich, einen Korrekturfaktor (s.u.; Abbildung 8, roter Pfeil) einzugeben. Voreingestellt ist der Wert 10. Nach der Navigation mit der Schaltfläche „<< Zurück“ gelangt man wieder zur Seite „Schadstoffbelastung“. Zuletzt muss noch die Datenquelle eingegeben werden (Abbildung 9). Wird „Boden und Grundwasser“ gewählt, so wird das Schadstoffinventar anhand der eingegebenen Bodenwerte berechnet.

Berechnung der Schadstoffinventare mit Daten aus

Boden und Grundwasser

Nur Grundwasser

Abbildung 9: Auswahl der Datenquelle (Beispiel: Airsparging) (s. auch Abbildung 5)

Bei der Auswahl „Nur Grundwasser“ wird mit der Geometrie des Schadensherdes die Masse der gelösten Schadstoffe und unter Verwendung des f_{oc} des Bodens (Seite „Bodencharakterisierung“, Kapitel 3.6) und des K_{oc} des jeweiligen Schadstoffs die Masse der im Schadensherd sorbierten Schadstoffe berechnet. Beide Inventare werden addiert. Die Schadstoffkonzentration im Grundwasser werden in die Einheit $\mu\text{mol/l}$ umgerechnet. Ferner muss eine Vereinfachung getroffen werden. Es wird hilfsweise angenommen, dass die Schadstoffverteilung im Grundwasser die gleiche ist, wie in der Produktphase (welche jedoch tatsächlich abweicht). Mit der Molfraktion jedes Stoffes und der Löslichkeit wird die maximale Löslichkeit im Stoffgemisch berechnet (Raoult’sches Gesetz). Dieser entspricht einer maximalen Konzentration bodengebundener Schadstoffe (Gleichung 2). Für jeden Schadstoff wird zudem die mittlere Konzentration im Boden berechnet. Ist die mittlere Konzentration höher als die maximale Konzentration bodengebundener Schadstoffe, entspricht die Differenz der Masse an residueller Produktphase. Im anderen Fall liegt keine Produktphase vor. Wie bereits erläutert, wird die Masse der als residuale Produktphase vorliegenden

Schadstoffe über die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser nicht erfasst. Es besteht keine Möglichkeit, diese aus den Konzentrationen der Schadstoffe im Grundwasser zu berechnen. Als Erfahrungswert ist das tatsächliche Inventar etwa 10-fach größer als die Summe der gebundenen und gelösten Schadstoffe. Daher lässt sich in der Eingabemaske (Abbildung 8, roter Pfeil) ein Korrekturfaktor eingeben. Das berechnete Inventar wird mit diesem Wert multipliziert und der Tabelle auf der Seite „Schadstoffbelastung“ übergeben.

Wird das Schadstoffinventar nur aus den Konzentrationen der im Grundwasser gelösten Schadstoffe berechnet, bleiben die Felder zu den statistischen Angaben der Belastung auf der Seite „Schadstoffbelastung“ leer.

Da sämtliche Tools mit nur einer definierten Schadstoffkonzentration des Standortes rechnen, können optional die späteren Berechnungen auch mit unterschiedlichen Eingangskonzentrationen durchgeführt werden, um den Einfluss auf die Sanierungsdauer zu überprüfen (Sensitivitätsanalyse).

3.6 Bodencharakterisierung

Von der Startseite aus gelangt man mit der Schaltfläche „Bodencharakterisierung“ zu der in Abbildung 10 gezeigten Seite. Nach Betätigen der Schaltfläche „Hauptbodenart“ oder „Nebenbodenart“ öffnet sich ein Auswahlfenster, in dem verschiedene Bodenarten ausgewählt werden können (Abbildung 11). Die meisten Verfahren beziehen sich auf die Sanierung des Grundwasserleiters, somit sich auch die Eigenschaften des gesättigten Bodenbereiches an dieser Stelle einzugeben. Lediglich bei der Bodenluftabsaugung müssen hier die Eigenschaften des ungesättigten Bodens verwendet werden.

Nach Auswahl der Bodenart werden die entsprechenden, für das Tool erforderlichen Bodenparameter aus einer Datenbank sowie die Bodenbezeichnung⁴ in die entsprechenden Spalten eingefügt (Voreinstellungen). Die Art und Anzahl der Bodenparameter können bei den verschiedenen Tools variieren.

Parameter	Einheit	Hauptbodenart	Nebenbodenart
		Mittelsand	Feinsand
Relativer Anteil (geschätzt)	%	70	30
Wassersättigung (ungesättigter Boden)	S_w	0,26	0,26
Durchlässigkeitsbeiwert	k_t m/s	2,75E-04	1,00E-05
Nutzbare Porosität	n_{eff}	0,13	0,10
Gesamtporosität (Hohlraumvolumen)	n	0,33	0,33
Organischer Kohlenstoffgehalt	f_{OC}	0,01	0,01
Lagerungsdichte	d kg/L	1,52	1,52
Anteil (Bodenkorn)	n_M kg/m ³	1015,05	1015,05
Mittlerer Komradius	d_{50} m	4,15E-04	1,32E-04
Tortouität in der Wasserphase	τ_w	8,0	10,0
Wärmeleitfähigkeit	λ W/(m·K)	3,34	2,75
Temperaturleitfähigkeit	α m ² /s	1,34E-03	1,10E-03
Untergrundtemperatur	T_c K	283,15	283,15
Spezifische Wärmekapazität (Bodenkorn)	c_M kJ/(kg·K)	2.500	2.500

Abbildung 10: Auswahl der Bodenarten (Beispiel: Airsparging)

⁴ Die bodenspezifischen Daten wurden folgenden Veröffentlichungen entnommen: DIGIULIO UND VARADHAN, 2001, DÖRR ET AL., 1995, FAROUKI, 1981, HÖLTING UND COLDEWEY 2013, SHETA, 1999, SUTHERSAN ET AL., 2016,

Hauptbodenart	Nebenbodenart
Grobsand	Feinsand
<input checked="" type="radio"/> Grobsand	30
<input type="radio"/> Mittelsand	0,26
<input type="radio"/> Feinsand	1,00E-05
<input type="radio"/> Schluff	
<input type="radio"/> Ton	0,10

Abbildung 11: Auswahlfenster (Beispiel: Airsparging)

Parameter	Einheit	Datenbank				
		Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Schluff	Ton
Wassersättigung (ungesättigter Boden)	-	0,26	0,26	0,26	0,27	29,16
Durchlässigkeitsbeiwert (k_f)	m/s	2,00E-04	2,75E-04	1,00E-05	1,00E-07	1E-11
Nutzbare Porosität (n_{eff})	L/L	0,20	0,13	0,10	0,08	0,04
Gesamtporosität (Hohlraumvolumen)	L/L	0,38	0,34	0,30	0,40	0,50
Organische Kohlenstoffgehalt	g/g	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Korndichte	kg/m ³	2.650	2.650	2.650	2.690	2.700
Schüttdichte	kg/dm ³	1,52	1,52	1,52	1,43	1,64
Anteil (Bodenkorn)	kg/m ³	939	1.000	1.061	858	820
Mittlerer Kornradius (d_{50})	m	1,32E-03	4,15E-04	1,32E-04	3,25E-05	2,00E-06
Tortuosität in der Wasserphase (τ_w)	-	5	8,0	10,0	13,3	28,6
Wärmeleitfähigkeit (λ)	W/(m·K)	1,2	1,2	1,2	1,50	1,63
Temperaturleitfähigkeit (α)	m ² /s	5,39E-07	5,39E-07	5,39E-07	6,20E-07	6,71E-07
Untergrundtemperatur (T_0)	K	283,15	283,15	283,15	283,15	283,15
Spezifische Wärmekapazität	kJ/(kg·K)	0,84	0,84	0,84	0,90	0,90

Abbildung 12: Parameter verschiedener Bodenarten (Datenbank) (in den Tools ausgeblendet)

Der relative Anteil von Hauptbodenart muss eingegeben werden, der Anteil der Nebenbodenart wird automatisch auf 100 % ergänzt. Vor Beginn der Berechnungen muss der Anteil der Hauptbodenart aus den verfügbaren geologischen Bodenprofilen abgeschätzt werden. Diese Voreinstellung wie auch alle anderen Angaben zum Boden lassen sich mit realen Standortdaten überschreiben. Dies erscheint vor allem bei dem organischen Kohlenstoffgehalt (f_{oc}), welcher für die Sorption der Schadstoffe maßgebend ist, von großer Bedeutung.

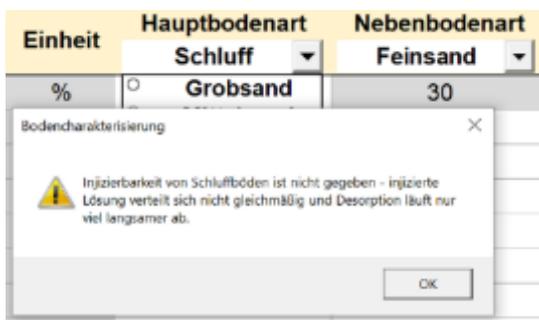
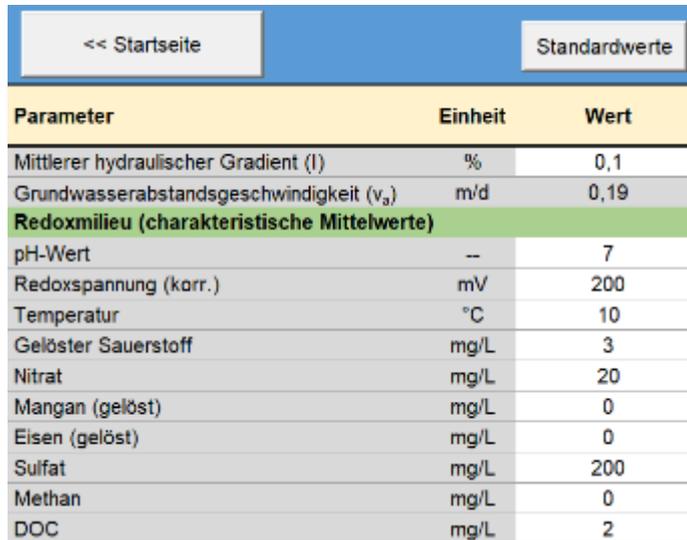


Abbildung 13: Warnhinweis (Beispiel: Airsparging)

Wird als Hauptbodenart Schluff oder Ton ausgewählt, erscheint ein Warnfenster, dass Injektionen (auch von Luft im Rahmen des Airsparging) in solche Böden in der Regel nicht geeignet sind (Abbildung 13). Es wird jedoch die Auswahl dieser Böden nicht automatisch unterbunden.

3.7 Grundwassercharakterisierung

Von der Startseite aus gelangt man mit der Schaltfläche „Grundwassercharakterisierung“ zur der in Abbildung 14 gezeigten Seite. Die Daten zum Redoxmilieu sind in der Regel in der Detailerkundung erhoben worden. Hier einzutragen sind Mittelwerte der zu betrachtenden Sanierungszone. Grundeingestellt sind Werte für einen typischen aeroben Grundwassereiter. Werden diese Werte mit realen Standortdaten überschrieben, können sie mit der Schaltfläche „Standardwerte“ wiederhergestellt werden.



Parameter	Einheit	Wert
Mittlerer hydraulischer Gradient (I)	%	0,1
Grundwasserabstandsgeschwindigkeit (v_g)	m/d	0,19
Redoxmilieu (charakteristische Mittelwerte)		
pH-Wert	--	7
Redoxspannung (korr.)	mV	200
Temperatur	°C	10
Gelöster Sauerstoff	mg/L	3
Nitrat	mg/L	20
Mangan (gelöst)	mg/L	0
Eisen (gelöst)	mg/L	0
Sulfat	mg/L	200
Methan	mg/L	0
DOC	mg/L	2

Abbildung 14: Grundwassercharakterisierung

Die Grundwasserabstandsgeschwindigkeit berechnet sich mit den auf der Seite „Bodencharakterisierung“ angegebenen Grunddaten. Mit der Schaltfläche „<< Startseite“ gelangt man zurück zur Startseite.

3.8 Stoffdatenbank

Das Modul „Stoffdatenbank“ (Abbildung 15) enthält zur Berechnung benötigte stoffspezifische Parameter. Im Wesentlichen stammen diese physikochemischen Parameter aus der Literatur und dort aus entsprechenden Stoffdatenbanken. Konnten einzelne Werte nicht gefunden werden, wurden sie mit Hilfe der Software EPI-Suite berechnet (blaue Schrift)⁵. War auch dies nicht möglich, wurden die Werte auf Basis der recherchierten Werte geschätzt (graue Schrift).

⁵ EPI-Suite verwendet QSARs (*Quantitative Structure Activity Relationship*), d.h. aus der molekularen Struktur werden deren Eigenschaften berechnet

Stoffspezifische Parameter (Beispiel: Airsparging)																
Verbindung	Abbauraten (DS)		Verdampfungsenthalpie [kJ/kg]	Gemischsiedetemp. mit Wasser [°C]	Sorptionkoeffizient K _{oc} [L/kg]	Henry-Koeffizient H (15°C) [-]	Diffusionskoeffizient (in Wasser) D _w (15°C) [m ² /s]	Diffusionskoeffizient (in Luft) D _l (15°C) [m ² /s]	Löslichkeit L _s (20°C) [mg/L]	Dampfdruck P _v (15°C) [Pa]	Siedepunkt [°C]	Dichte ρ _l [kg/L]	Molekulargewicht M ₀ [g/mol]	Stoichiometrische Faktoren (mikrobieller Abbau) [g EA / g Schadstoff]		
	A _{oc} [d ⁻¹]	A _{oc} [d ⁻¹]												O ₂	Nitrat	Sulfat
	(Monoaromatische Kohlenwasserstoffe (ARW))															
Benzol	0,15	334,82	89,3	80	0,15	8,15E-10	7,59E-05	1,770	2,941	80,2	0,85	78,0	3,08	4,77	4,82	
Toluol	0,20	280,22	84,6	200	0,16	7,34E-10	6,80E-05	420	2,215	110,7	0,87	86,0	3,13	4,85	4,90	
Ethylbenzol	0,15	305,75	91,5	1100	0,19	6,75E-10	6,35E-05	170	725	136,2	0,87	106,0	3,17	4,91	4,75	
o-Xylol	0,07	305,23	93,8	830	0,12	6,82E-10	6,42E-05	180	492	143,0	0,85	106,0	3,17	4,91	4,76	
m-Xylol	0,10	385,79	93,8	980	0,15	6,71E-10	6,35E-05	174	515	139,2	0,85	106,0	3,17	4,91	4,75	
p-Xylol	0,10	385,23	93,3	850	0,15	6,71E-10	6,35E-05	200	557	138,3	0,85	106,0	3,17	4,91	4,75	
n-Propylbenzol	0,10	303,33	95,5	930	0,20	6,20E-10	6,00E-05	60	237	150,0	0,85	120,0	3,20	4,96	4,90	
Isopropylbenzol	0,10	365,67	95,0	940	0,43	6,20E-10	6,00E-05	50	427	151,0	0,85	120,0	3,20	4,96	4,90	
o-Ethyltoluol	0,06	300,25	95,0	750	0,11	6,82E-10	6,00E-05	93	202	155,2	0,85	120,0	3,20	4,96	4,90	
m-Ethyltoluol	0,15	390,00	95,0	750	0,10	6,25E-10	6,00E-05	97	202	151,4	0,85	120,0	3,20	4,96	4,90	
p-Ethyltoluol	0,15	385,82	95,5	900	0,12	6,20E-10	6,00E-05	95	230	152,0	0,85	120,0	3,20	4,96	4,90	
1,2-Diethylbenzol	0,07	384,03	96,5	900	0,16	6,80E-10	6,00E-05	24	67	182,8	0,85	124,0	3,22	4,98	4,93	
1,3-Diethylbenzol	0,07	361,79	96,5	420	0,23	6,82E-10	6,00E-05	27	109	180,0	0,85	124,0	3,22	4,99	4,93	
1,4-Diethylbenzol	0,07	391,79	96,0	450	0,23	6,82E-10	6,00E-05	25	101	183,7	0,85	124,0	3,22	4,99	4,93	
1,2,3-Trimethylbenzol	0,12	408,33	95,0	650	0,08	6,40E-10	6,00E-05	75	125	176,1	0,82	120,0	3,20	4,96	4,90	
1,2,4-Trimethylbenzol	0,17	381,82	95,5	850	0,12	6,35E-10	6,00E-05	80	147	169,3	0,85	120,0	3,20	4,96	4,90	
1,3,5-Trimethylbenzol	0,25	385,82	96,5	670	0,46	6,35E-10	6,00E-05	20	185	166,7	0,87	120,0	3,20	4,96	4,90	
n-Alkane																
n-Pentan	0,06	368,06	34,6	870	35,69	7,01E-10	6,89E-05	40	46219	35,00	0,535	72,0	9,06	0,51	0,38	
n-Hexan	0,11	360,47	61,6	2040	46,48	6,40E-10	6,95E-05	10	12022	68,70	0,65	86,0	9,53	0,47	0,29	
n-Heptan	0,15	380,00	79,6	5250	68,70	6,05E-10	6,90E-05	2,2	3645	88,26	0,681	100,0	9,57	0,45	0,26	
n-Octan	0,18	369,65	88,5	1,2380	91,88	5,69E-10	6,58E-05	0,7	1041	125,6	0,625	114,0	9,61	0,44	0,26	
n-Nonan	0,22	363,28	94,0	27540	156,63	5,41E-10	6,31E-05	0,1	351	150,7	0,72	120,0	9,50	0,42	0,25	
n-Decan	0,22	361,27	97,2	218750	146,39	5,13E-10	6,05E-05	0,05	115	174,1	0,73	142,0	9,49	0,41	0,23	
Oxigenate																
MIBK (Methyl-tert-butylketon)	0,07	340,94	52,4	11	0,03	9,51E-10	8,29E-05	51,259	33300	55,86	0,74	88,1	2,72	4,22	4,09	
ETH (Ethyl-tert-butyläther)	0,10	323,32	65,2	8	0,06	7,31E-10	6,80E-05	12,080	18380	72,025	0,75	102,2	2,82	4,37	4,21	

Abbildung 15: Stoffspezifische Parameter (Beispiel: Airsparging)

Die Abbauraten für die verschiedenen Sanierungsprozesse beruhen auf Literaturlauswertungen. Eingebildet sind nur die für den jeweiligen berechneten Abbauprozess relevanten Abbauraten. Diese Daten (Voreinstellungen) können jedoch mit standortspezifischen Daten überschrieben werden. Um die voreingestellten Abbauraten wiederherzustellen, muss der Button „Grundwerte Abbauraten“ betätigt werden. Die Abbauraten können im Rahmen der Sensitivitätsanalyse variiert werden.

Bei den n-Alkanen können sämtliche Eintragungen (einschließlich der Bezeichnung „n-Alkane“ in der grünen Überschriftzeile) überschrieben werden. Damit ist es möglich, die Tools auch auf andere, bisher nicht berücksichtigte Schadstoffgruppen anzuwenden. Wird die Bezeichnung n-Alkane ausgetauscht, so erscheint auch auf der Seite „Schadstoffbelastung“ anstatt n-Alkane der neue Stoffname. Es müssen dann für die neu zu berücksichtigenden Schadstoffe vor Anwendung der Tools sämtliche erforderlichen Stoffparameter und Abbauraten recherchiert und eingetragen werden.

Die stöchiometrischen Faktoren werden lediglich für den mikrobiellen Schadstoffabbau nach Injektion von Elektronenakzeptoren (Kapitel 0 und 3.10.3) benötigt.

3.9 Heterogenität

Die Heterogenität der Untergrundverhältnisse beeinflusst in wesentlichem Maße den Sanierungserfolg und die erforderliche Sanierungsdauer. Der heterogenen Schadstoffverteilung wird bereits im Rahmen der Ermittlung der „Schadstoffbelastung“ (Kapitel 3.5) Rechnung getragen. Insbesondere bei Vorhandensein von bindigen Schichten ist die Rate der Mobilisierbarkeit der Schadstoffe im Vergleich zu rolligen Schichten deutlich eingeschränkt und führt zu einer Verlängerung der Sanierungsdauer (Diffusionsprozesse). Vereinfacht ausgedrückt wird postuliert, dass solche Diffusionsprozesse umso ausgeprägter sind und die Sanierungsdauer umso länger ist, je heterogener der geologische Aufbau des zu sanierenden Standortes ist.

Die Heterogenität wird bei der Berechnung der Sanierungsdauer durch die hydraulische Durchlässigkeit des Grundwasserleiters charakterisiert. Sie ist der für den Transport der Schadstoffe und der infiltrierten sanierungstechnischen Reagenzien sowie für die Schadstoffspeicherung maßgebliche Parameter. Daten zur Bestimmung der Heterogenität fallen in der Altlastenbearbeitung derzeit meist nur bei *Direct-Push*-Untersuchungen an.

Anforderungen an solche Daten sind, dass sie hochauflösend und zahlreich sind. Es können sowohl die CPT⁶-Daten als auch HPT³-Daten verwendet werden. Die CPT-Daten ergeben in ihrer weiteren Auswertung die vertikale Verteilung unterschiedlicher Bodenarten und somit indirekt die Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit. Bei den HPT-Messungen wird die hydraulische Durchlässigkeit als Index-Wert (k_f -Index) direkt gemessen. Aus den Daten kann durch eine mathematische Transformation der sogenannte GINI-Koeffizient berechnet werden (vgl. Anhang 1). Dieser variiert zwischen 0 (vollständig homogen) und 1 (maximal heterogen).

Wenn keine *Direct-Push*-Daten vorliegen, kann zumindest aus den geologischen Profilen abgeleitet werden, ob eine geringe, mittlere oder hohe Heterogenität vorliegt. Hierfür werden die in Tabelle 2 gezeigten GINI-Koeffizienten angenommen (Voreinstellungen).

Tabelle 2: Festlegungen zur Heterogenität

Heterogenität	GINI-Koeffizient	Beschreibung
Geringe Heterogenität	$L_C = 0,20$	Eine geringe Heterogenität liegt vor, wenn der Grundwasserleiter über die Vertikale hauptsächlich aus einer Bodenart besteht. Das können beispielsweise in Flusstälern abgelagerte Sande sein, die über die Vertikale unterschiedliche Korngrößenverteilungen bzw. Ungleichmäßigkeitsfaktoren aufweisen
Mittlere Heterogenität	$L_C = 0,50$	Eine mittlere Heterogenität liegt vor, wenn der Grundwasserleiter über die Vertikale zwar hauptsächlich aus einer Bodenart besteht, aber von mehreren geringmächtigen Linsen geringer durchlässigen Materials (Schluffe, Tone) (max. wenige Zentimeter bis Dezimeter mächtig) vorkommen.
Hohe Heterogenität	$L_C = 0,70$	Bei einer hohen Heterogenität liegen mehrere Schichtpakete unterschiedlicher Mächtigkeit und hydraulischer Durchlässigkeit vor.

Von der Startseite aus gelangt man zu den in Abbildung 16 gezeigten Seite „Heterogenität“. Mit der Schaltfläche „Ausmaß der Heterogenität bestimmen“ öffnet sich ein Auswahlfenster (Abbildung 17). Je nach Auswahl der Heterogenität als gering, mittel oder hoch werden für den GINI-Koeffizienten die in Tabelle 2 angebenen Werte übernommen.

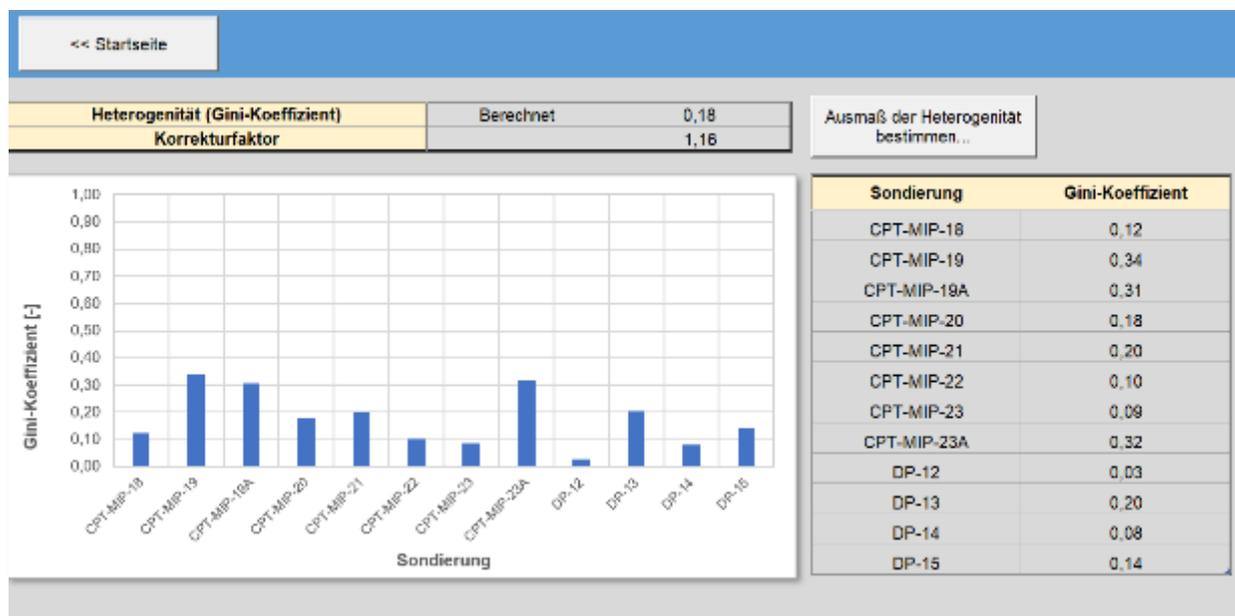


Abbildung 16: Seite „Heterogenität“

⁶ CPT = *Cone Penetration Test* (Messung der Mantelreibung und des Spitzendrucks), HPT = *Hydraulic Profiling Tool* (Bestimmung des relativen k_f -Wertes = k_f -Index)

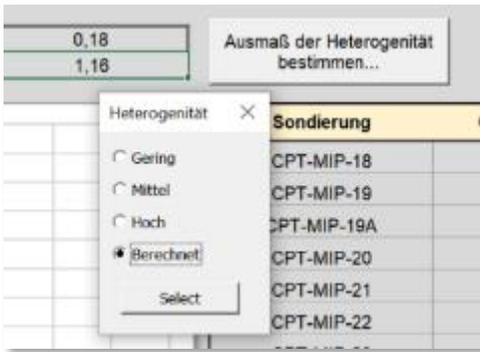


Abbildung 17: Auswahlfenster zur Heterogenität

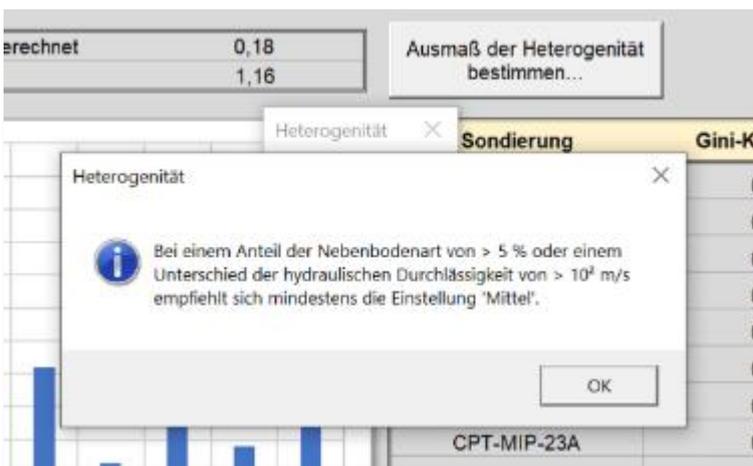


Abbildung 18: Warnfenster bei der Auswahl des Ausmaßes der Heterogenität

Bei der Auswahl des Ausmaßes der Heterogenität wird automatisch die mengenmäßige Verteilung zwischen Haupt- und Nebenbodenart sowie die Unterschiede in der hydraulischen Durchlässigkeit ermittelt. Wird nach Auswertung der geologischen Profile ein entsprechend den Daten auf der Seite „Bodencharakterisierung“ (Kapitel 3.6) zu geringes Ausmaß angegeben, erscheint ein Warnfenster (Abbildung 18). Mögliche Warnhinweise sind:

- Heterogenität ist mindestens mittel bei einem Anteil der Nebenbodenart von > 5 % *oder* einem Unterschied der hydraulischen Durchlässigkeit zwischen Haupt- und Nebenbodenart von < 10^2 m/s.
- Heterogenität ist mindestens mittel bei einem Anteil der Nebenbodenart von > 15 % *oder* einem Unterschied der hydraulischen Durchlässigkeit zwischen Haupt- und Nebenbodenart von < 10^3 m/s.

Es besteht jedoch kein Zwang, das höhere Heterogenitätsausmaß auszuwählen. Wird das Feld „Berechnet“ ausgewählt, öffnet sich ein Fenster des Windows-Browsers und es ist (gegebenenfalls auch in einem abweichenden Unterordner) die Excel-Datei „Compile_V1.1“ auszuwählen und mit „OK“ zu öffnen. Dadurch werden automatisch die mit Hilfe dieser Datei berechneten GINI-Koeffizienten in der Tabelle auf der Seite „Heterogenität“ aufgelistet und in der Grafik dargestellt. Übernommen wird der Mittelwert aller GINI-Koeffizienten (Tabelle oberhalb der Grafik) für alle weiteren Berechnungen.

Bevor die Daten aus „Compile_V1.1“ in das Tool importiert werden können, müssen sie mit dieser Datei berechnet werden. Dazu wird diese Excel-Datei geöffnet. Es erscheint dann das in Abbildung 19 gezeigte Bild (hier sind noch Daten aus einer vorangegangenen Berechnung vorhanden).

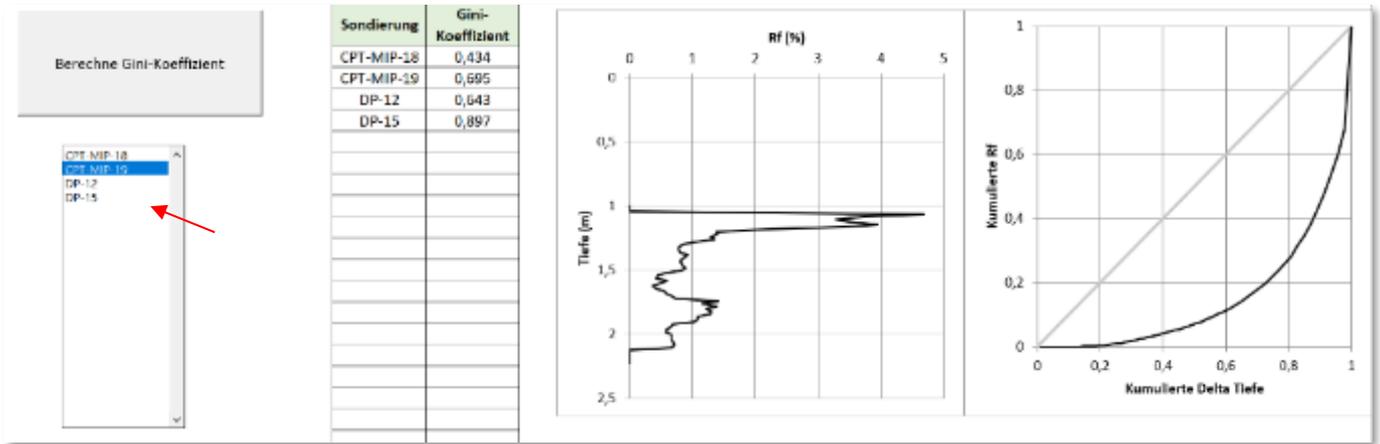


Abbildung 19: Ansicht der Datei „Compile_V1.1“

Mit der Schaltfläche „Berechne GINI-Koeffizient“ werden die Messdaten jeder DP-Sondierung (d.h. die Daten jeder ASC-Datei, die im selben Unterordner wie die Datei Compile_V1.1 liegt), importiert, daraus der GINI-Koeffizient berechnet und in der Tabelle neben dem Namen der Datei angezeigt (Abbildung 19). Die *.ASC-Dateien müssen das in Abbildung 20 gezeigte Dateiformat aufweisen. Beim Import werden die ersten 7 Zeilen gelöscht und nur die Daten der Spalte 1 (Tiefe) und 6 (Rf)⁷ verarbeitet.

Mit dem Menü links (roter Pfeil in Abbildung 19) können einzelne Sondierungen ausgewählt werden. Es werden dann die Messwerte in den beiden Grafiken rechts dargestellt. Die Datei „Compile_V1.1“ muss abgespeichert werden, bevor die Daten in das Tool übernommen werden können.

Projektnummer	,510-15-060-B					
Sondierung	,DP-12					
Projektbezeichnung	,					
Datum der sondierung	,31-Aug-2016					
Tiefe,	Conus,	Reibung,	Neigung X,	Neigung Y,	Rf,	Geschw
(m),	(MPa),	(MPa),	(Grad),	(Grad),	(%),	(mm/s)
1.30,	6.553,	0.00000,	-0.922,	0.807,	0.000,	0.00
1.32,	16.896,	0.00000,	-0.871,	0.058,	0.000,	0.00
1.34,	27.239,	0.00000,	-0.820,	-0.691,	0.000,	0.00
1.36,	34.667,	0.00000,	-1.275,	-1.402,	0.000,	5.20
1.38,	31.571,	1.05631,	-1.969,	-1.977,	3.294,	6.00
1.40,	26.650,	1.23652,	-2.347,	-2.450,	4.397,	8.00
1.42,	18.798,	1.03121,	-2.538,	-2.536,	5.314,	6.00
1.44,	12.541,	1.00070,	-2.570,	-2.540,	7.620,	21.33
1.46,	11.045,	1.00201,	-2.595,	-2.604,	9.246,	17.20
1.48,	13.139,	0.96235,	-2.607,	-2.617,	7.838,	27.47

Abbildung 20: Erforderliches Datenformat

Um den Zusammenhang zwischen der Sanierungsdauer und dem Ausmaß der Heterogenität zu ermitteln, erfolgte eine Modellierung, bei der eine Sanierung mit zunehmender Heterogenität simuliert wurde. Aus der Verlängerung der Sanierungsdauer wurde ein empirischer Zusammenhang abgeleitet. Dieser ist in dem Korrekturfaktor (Abbildung 16) hinterlegt. Die kinetischen Parameter der einzelnen Sanierungsverfahren werden durch diesen Wert dividiert. Dies betrifft in den meisten Fällen die Abbauraten. Bei Tools, bei denen die Abbaurate keine Rolle spielt (beispielsweise: Pump-and-Treat und Bodenluftabsaugung), wurden die Stofftransferraten durch den Korrekturfaktor dividiert. Damit verlängert sich die Sanierungsdauer mit zunehmender Heterogenität des Standortes.

⁷ Hier Quotient aus Spitzendruck und Mantelreibung.

3.10 Sanierungsverfahren (Auslegung und Berechnungen)

3.10.1 Einleitung

Die Auslegung der Sanierungsverfahren, das Sanierungsdesign, hat einen wesentlichen Einfluss auf die Kosten. Dies sei am Beispiel der Bodenluftabsaugung erläutert. Im ungestörten Fall steht die Konzentration der in der Bodenluft gasförmig vorhandenen Schadstoffe mit den bodengebundenen bzw. den im Haftwasser vorhandenen Schadstoffe in einem Gleichgewicht. Durch die Absaugung wird unbelastete Frischluft zugeführt, somit ein Konzentrationsgradient erzeugt. Dieser ist die treibende Kraft für den Übergang der Schadstoffe in die Gasphase, aus der sie eliminiert werden können. Mit zunehmender Entfernung vom Absaugpunkt nimmt die Luftströmungsgeschwindigkeit im ungesättigten Boden $1/r^2$ ab, wird also exponentiell langsamer. Ab einem gewissen Punkt ist die Strömungsgeschwindigkeit und damit der Stofftransfer in die Gasphase (somit auch die Dekontaminationsrate) vernachlässigbar. Mit zunehmendem Abstand der Absaugpegel (Gridweite) steigt damit die erforderliche Sanierungsdauer exponentiell an (Abbildung 21).

Bei den Injektionsverfahren ergibt sich die maximale Reichweite einer Injektion durch die Injektionsrate. Auch hier nimmt die Strömungsgeschwindigkeit im Grundwasserleiter mit zunehmender Entfernung vom Injektionspunkt exponentiell ab. In einer bestimmten Entfernung ist die Strömungsgeschwindigkeit genauso groß wie die Grundwasserabstandsgeschwindigkeit. Dies bedeutet, dass sich die Injektionsflüssigkeit nicht mehr lateral ausbreiten kann, sondern in Grundwasserströmungsrichtung abtransportiert wird. Die Versorgung mit dem für den Abbau benötigten Reagenz ist somit auf diesen maximalen Radius begrenzt. In erster Näherung entspricht dies den bei der Bodenluftabsaugung vorliegenden Begrenzungen. Es liegen jedoch verschiedene Prozesse zugrunde.

Andererseits hat die Pegel-Gridweite auch einen Einfluss auf die Kosten. Mit zunehmender Verdichtung der Pegel sinkt zwar die Sanierungsdauer, dafür steigen die Investitionskosten sowie die Betriebskosten pro Zeiteinheit. Mit abnehmender Pegeldichte (große Gridweite) sinken zwar die Investitionskosten und zeitbezogenen Betriebskosten, dafür steigt aber die Sanierungsdauer. Dazwischen gibt es bezüglich der Gesamtkosten ein Minimum (Abbildung 22).

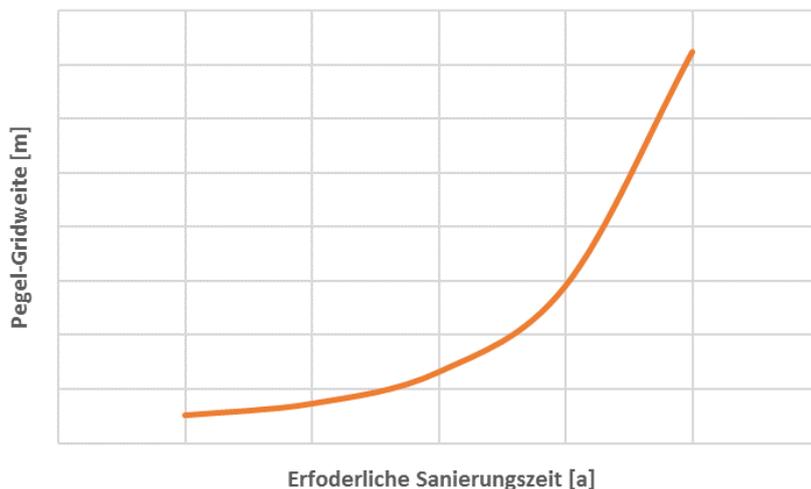


Abbildung 21: Abhängigkeit der erforderlichen Sanierungszeit von der Pegel-Gridweite

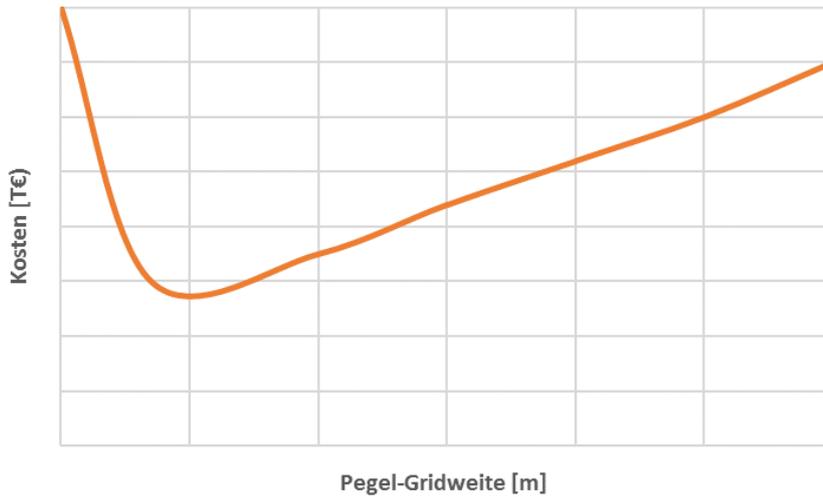


Abbildung 22: Abhängigkeit der Kosten von der Pegel-Gridweite

Im Ergebnis steht die Ableitung des geeigneten Sanierungsdesigns im engen Zusammenhang mit der Kostenoptimierung. Für die vorliegenden Tools, die sich auf die Abschätzung der voraussichtlichen Sanierungsdauer beschränken, wird daher auf die in den einschlägigen Handbüchern empfohlenen Auslegungen zurückgegriffen. Das Modul „Sanierungsdesign“ ist bei allen Verfahren verschieden.

Die Tools weisen einige Einschränkungen auf, die allen gemeinsam sind (vgl. Kapitel 3.3). Darüber hinaus gibt es verfahrensspezifische Einschränkungen, die bei den jeweiligen Sanierungsverfahren diskutiert sind.

3.10.2 Biologische Sanierungsverfahren (Elektronenakzeptor-Injektion)

Die Grundlagen des biologischen Abbaus sind in Anhang 2 dargestellt.

Sanierungsdesign. Auf der Seite „Sanierungsdesign“ erfolgt eine Reihe von Einstellungen. Finden sich aus einer vorangegangenen Nutzung des Tools noch andere Zahlen in der Tabelle, können diese mit „Zurücksetzen auf Grundeinstellungen“ mit den Grundwerten wieder überschrieben werden. In die Tabelle werden dann die in Abbildung 23 gezeigten Zahlen automatisch eingetragen. Danach können die Sanierungszielwerte mit den standortspezifischen Werten überschrieben werden. Es ist nur für die Stoffe eine Eingabe erforderlich, für die die Berechnung durchgeführt werden soll (s.u.).

The screenshot shows the 'Sanierungsdesign' interface. On the left is a table with columns 'Parameter', 'Einheit', and 'Wert'. On the right is a diagram showing a grid of injection wells (Sanierungsbrunnen) with labels for 'Injektionsradius (R_{inj})', 'Länge Schadensherd', and 'Breite Schadensherd'.

Parameter	Einheit	Wert
Sanierungszielwert		
AKW	µg/L	100
Oxigenate	µg/L	100
n-Alkane	µg/L	500
Ausführungsdesign		
Elektronenakzeptor		Nitrat
Konzentration des Elektronenakzeptors	mg/L	100
Anzahl der Injektionspegel (N _{inj})		10
Unproduktiver Nitratbedarf im Boden	g/kg OS	0,5
Relevanter Schadstoff		Summe AKW

Abbildung 23: Seite „Sanierungsdesign“ (Injektion von Elektronenakzeptoren)

Beim Betätigen der Zelle „Nitrat“ öffnet sich ein Auswahlfeld (Abbildung 24) kann entweder *Nitrat* oder *Sulfat* ausgewählt werden. Enthält das Grundwasser (Seite „Grundwassercharakterisierung“; Kapitel 3.7) Konzentrationen von > 1 mg/L Sauerstoff, erscheint bei Betätigen der Schaltfläche „<< Zurück“, dass eine Denitrifikation nicht sinnvoll ist:

- Am Standort findet aufgrund der erhöhten Sauerstoffkonzentrationen wahrscheinlich aerobe Atmung statt und eine Denitrifikation kann somit nicht effektiv durchgeführt werden.

Bei der Auswahl von Sulfat werden die Konzentrationen von Sauerstoff und Nitrat im Grundwasser geprüft. Liegt eine davon bei > 1 mg/L erfolgt der Warnhinweis, dass die Sulfatreduktion nicht sinnvoll durchführbar ist.

The screenshot shows two dropdown menus. The first is for 'Elektronenakzeptor' with 'Nitrat' selected. The second is for 'Konzentration des Elektronenakzeptors' with 'mg/L' selected. Below these are two more dropdown menus: 'Unproduktiver Nitratbedarf im Boden' with 'g/kg OS' and '0,5' selected, and 'Relevanter Schadstoff' with 'Summe AKW' selected.

Abbildung 24: Auswahlfelder auf der Seite „Sanierungsdesign“ (Injektion von Elektronenakzeptoren)

Anschließend erfolgt die Eingabe der Konzentration des Elektronenakzeptors mit dem entsprechenden Button. Auch an dieser Stelle können bei Betätigen der Schaltfläche „<< Zurück“ optional Warnhinweise erscheinen:

- Gewählte Nitrat-Konzentration > 100 mg → Hinweis, dass gegebenenfalls Stickstoffgasblasen gebildet werden können ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$), die den Aquifer verblocken und eine Sanierung erschweren.
- Gewählte Sulfat-Konzentration > 250 mg → Hinweis, dass die Injektionslösung eine Dichte > 1 kg/L aufweist und ein gravitatives Absinken der Lösung nicht ausgeschlossen ist.

Im nächsten Schritt kann mit der Schaltfläche „Wahl der Anzahl der Injektionspegel (N_{Pegel})“ eine entsprechende Angabe getroffen werden. Grundsätzlich sollte das kontaminierte und zu sanierende Areal (hier Schadensherd⁸) vollflächig durch Injektionen, wie in Abbildung 23 (rechts) gezeigt, abgedeckt werden. Vereinfacht ist dann:

Gleichung 5:
$$N = \frac{A}{A_{\text{Inj}}}$$

N Anzahl der erforderlichen Injektionspegel (Sanierungsbrunnen),

A Fläche des kontaminierten Areals,

A_{Inj} Fläche des Injektionskörpers.

Die Größe des Injektionskörpers berechnet sich im Hintergrund automatisch nach der Zylinderformel:

Gleichung 6:
$$V = \pi \cdot r^2 \cdot H \cdot n_{\text{eff}}$$

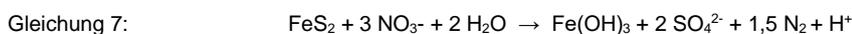
V Injektionsvolumen,

r Radius des Injektionskörpers,

H Höhe des Injektionskörpers (vereinfacht: Länge der Filterstrecke des Injektionspegels),

n_{eff} durchflusswirksame Porosität.

Weitere Details zum Sanierungsdesign finden sich bei Held, 2014. Der unproduktive Nitratbedarf ergibt sich, wenn das Redoxpotential des kontaminierten Standortes im Bereich Eisenreduktion/Sulfatreduktion liegt. In diesem Fall kann ein belasteter Aquifer eine beachtliche Menge an reduzierten Verbindungen enthalten. Wenn nun eine Erhöhung des Redoxmilieus durch entsprechende Zugabe von Reagenzien erfolgt, laufen einige unproduktive Redoxreaktionen ab, die den zugegebenen Elektronenakzeptor zusätzlich verbrauchen:



Die Reaktionen laufen spontan ab. Der Umsatz findet innerhalb von wenigen Stunden oder Tagen statt. Da die unproduktiven Reaktionen meist schneller als der biologische Abbau stattfinden, können sie im Tool näherungsweise als augenblicklich ablaufend angenommen werden. Erst wenn danach wieder freie Elektronenakzeptoren im Grundwasser vorliegen, können die mikrobiellen Abbauvorgänge beginnen. Der unproduktive Nitratverbrauch muss in Laborversuchen ermittelt werden. Voreingestellt ist ein Wert von 0,5 g/kg Originalsubstanz.

⁸ Die Fläche wird auf der Seite „Schadstoffbelastung“ berechnet.

Unproduktive Nebenreaktionen können auch bei gelösten Stoffen eine Rolle spielen. So müssen gelöste Eisen- und Mangan-Verbindungen zuerst oxidiert werden, um das Niveau Nitrat-Reduktion zu erreichen. Zudem kann der DOC-Abbau eine Rolle spielen. Dies wird automatisch berücksichtigt. Unproduktive Nebenreaktionen spielen bei der Sulfatreduktion keine Rolle. Zuletzt erfolgt mit dem entsprechenden Button die „Auswahl der Schadstoffe“ für die die Berechnung durchgeführt werden soll. Zur Auswahl stehen (Abbildung 24):

- Summe AKW
- Summe n-Alkane
- Summe Oxigenate
- Betrachtungsrelevanter Schadstoff

Es ist nicht möglich, Mischungen aus verschiedenen Schadstoffgruppen zu berechnen. Liegen solche vor, muss die Berechnung für jede einzelne Stoffgruppe durchgeführt werden. Ausschlaggebend für die Gesamt-Sanierungsdauer ist dann die längste berechnete Zeit.

Wurde auf der Seite „Stoffdatenbank“ die Daten der n-Alkane gegen andere Stoffe ausgetauscht, erfolgt hier bei Auswahl der „Summe n-Alkane“ die Berechnung für die neu eingefügten Stoffe.

Bei Auswahl von „Betrachtungsrelevanter Schadstoff“ wird unter den vorhandenen Schadstoffen derjenige mit der größten Relevanz für die Sanierungsdauer ausgewählt. Hierzu werden Relevanzfaktoren auf Grundlage des Quotienten aktuelle Konzentration/Zielwert (Grundwasser), Verteilungskoeffizient Boden-Wasser, Abbaukonstante 1. Ordnung und Löslichkeit (jeweils gewichteter Parameter) berechnet.

Wenn eine Schadstoffgruppe ausgewählt wurde, dann wird für alle Stoffparameter ein konzentrationsabhängiger gewichteter Mittelwert⁹ und eine Summe der Konzentrationen der Einzelstoffe berechnet. Bei Auswahl von „Betrachtungsrelevanter Schadstoff“ werden hingegen nur die Stoffparameter und Konzentrationen des Einzelstoffes verwendet. Nachdem alle Daten eingegeben sind, wird mit der Schaltfläche „<< Startseite“ dorthin zurückgesprungen.

Berechnung Sanierungsdauer. Nach Betätigen der Schaltfläche „Sanierungsdauer“ auf der Startseite erscheinen die in Abbildung 25 und Abbildung 26 gezeigten Tabellen und Grafiken.

<<< Zurück										
Parameter			Einheit	Wert	Ergebnisparameter		Einheit	Wert		
Schadstoffbelastung				Dimensionierung Injektionen						
Relevante Konzentration Grundwasser	C_w	µg/L	2.411	Infiltriertes Volumen pro Pegel		m ³	20			
Mittlere Konzentration Boden	C_{ges}	mg/kg	261	Injektionsradius (ROI)		m	2,5			
Grenzkonzentration Boden	C_{grenz}	mg/kg	126	Dauer eines Injektionszyklus		h	2,6			
Konzentration Residualphase	C_{res}	mg/kg	165	Durchflussrate pro Pegel		L/s	2,1			
Konzentration Sorbierte Phase	C_s	mg/kg	132	Injektionen unproduktiver EA-Verbrauch		Anzahl	379			
Sanierungszielwert	-	µg/L	500	Injektionen für Schadstoffabbau		Anzahl	3			
Sanierungserfolg				Gesamteinjektionen für betrachteten Stoff						
Gesamtdauer der Sanierung				Tage		187		Schadstoffendkonzentration	µg/L	498
Betrachteter Schadstoff								Summe n-Alkane		

Abbildung 25: Ausgabe der berechneten Daten (Seite „Berechnung Sanierungsdauer“)

⁹ Für jeden Parameter wird der Wert für jeden einzelnen Schadstoff in Gruppe mit dessen molarem Konzentrationsanteil in Bezug auf die Gesamtkonzentration multipliziert. Nach Addition aller Produkte enthält man einen konzentrationsabhängigen gewichteten Mittelwert

Bei der Berechnung der Sanierungsdauer sind neben den allgemeinen (Kapitel 3.3) einige verfahrensspezifische Einschränkungen zu berücksichtigen.

- Es ist kein eigentliches Stofftransportmodell (Advektion und Dispersion von Schadstoffen) hinterlegt. Beim Abbau wird die Nachlieferung der Schadstoffe aus residualer Produktphase und Desorption von der Bodenmatrix berücksichtigt, nicht aber der Transport. Es wird jedoch überprüft, ob die Reagenzien mit dem Grundwasserstrom abtransportiert werden. Dies wird entsprechend mit erneuten Injektionen ausgeglichen.
- Für die Berechnung der Stoffeigenschaften eines Summenparameters wird ein gewichtetes Mittel der Einzelstoffe hinterlegt. Die Zusammensetzung und daraus abgeleitete Parameter bleiben über die gesamte Zeit konstant.
- Zu Beginn laufen erst die unproduktiven Nebenreaktionen ab. Erst nach vollständigem Aufbrauchen der Elektronenakzeptoren durch die Oxidation der unproduktiven Stoffe startet der mikrobielle Abbau.
- Der mikrobielle Abbau folgt einer Reaktion 1. Ordnung. Dies setzt voraus, dass die Versorgung mit Elektronenakzeptoren stets optimal ist. Eine lag- und Wachstumsphase der Mikroorganismen wird vernachlässigt.
- Nur der produktive Abbau von Schadstoffen, der zu einer Mineralisierung führt, wird berechnet. Die Akkumulation von Metaboliten wird nicht berücksichtigt.

Im ersten Schritt erfolgt eine Berechnung des unproduktiven Elektronenakzeptorverbrauchs (oxidierbare Stoffe im Feststoff und Grundwasser (DOC, Fe^{2+} und Mn^{2+})). Damit wird eine Anzahl der „unproduktiven Injektionen“ berechnet. Es wird vereinfachend angenommen, dass diese Reaktionen ohne Zeitverzug erfolgen. Bei der Berechnung wird als nächster Prozess nur die Lösung von residualer Phase (sofern eine solche vorliegt) berücksichtigt. Dies liegt darin begründet, dass eine Desorption von adsorbierten Schadstoffen schnell wieder zu einer Resorption von Schadstoffen aus sich auflösenden residualen Phasentröpfchen ausgeglichen würde. Erst nach der vollständigen Auflösung der Residualphase findet eine Desorption der Schadstoffe von der Bodenoberfläche statt. Die Berechnungen laufen so lange ab, bis die Konzentration des betrachteten Schadstoffes im Grundwasser den Sanierungszielwert erreicht hat¹⁰. Eine geringe Erhöhung der Sanierungszielwerte hat eine deutliche Verkürzung der Sanierungszeit zur Folge. Der Schadstoffabbau (Reaktion 1. Ordnung) wird iterativ berechnet (Schrittdauer: 1 Tag). Nach jedem Schritt wird das Grundwasser sofort entsprechend der Lage der Gleichgewichte mit Schadstoffen aus der residualen Phase und später aus der Desorption von der Bodenoberfläche aufgefüllt. Die Lösungs- und Solubilisierungsprozesse erfolgen daher ohne Zeitverzug. Wenn die verfügbaren Elektronenakzeptoren durch Zehrung oder Abströmen aus dem Reaktionsraum aufgebraucht sind, erfolgt im Tool automatisch eine Nachdosierung (Injektion).

Im vorliegenden Beispiel (Abbildung 25) wurde die Schadstoffgruppe n-Alkane ausgewählt. In der linken Tabelle erscheinen die berechneten Grunddaten (relevante Konzentrationsangaben) und der eingegebene Sanierungszielwert, welche für die weiteren Berechnungen herangezogen werden. In der rechten Tabelle erscheinen die berechneten injektionsspezifischen Daten.

Die Graphiken der Abbildung 26 enthalten oben links die Anzahl der erforderlichen Injektionen bis zu Erreichen des Sanierungsziels. Die Kurve kann bei einer relativ hohen Zahl an Injektionen beginnen. In diesem Fall besteht ein hoher Bedarf an Elektronenakzeptoren für unproduktive Prozesse, die zu Beginn der Sanierung ohne Zeitbedarf ablaufen.

Oben rechts ist die Abnahme der Schadstoffkonzentration in der wässrigen Phase dargestellt. Erst wenn die residuale Phase (soweit vorkommend) weitgehend aufgelöst ist, beginnt die Schadstoffkonzentration im Grundwasser signifikant abzunehmen.

¹⁰ Jedoch begrenzt auf maximal 5000 Tage (13,7 Jahre).

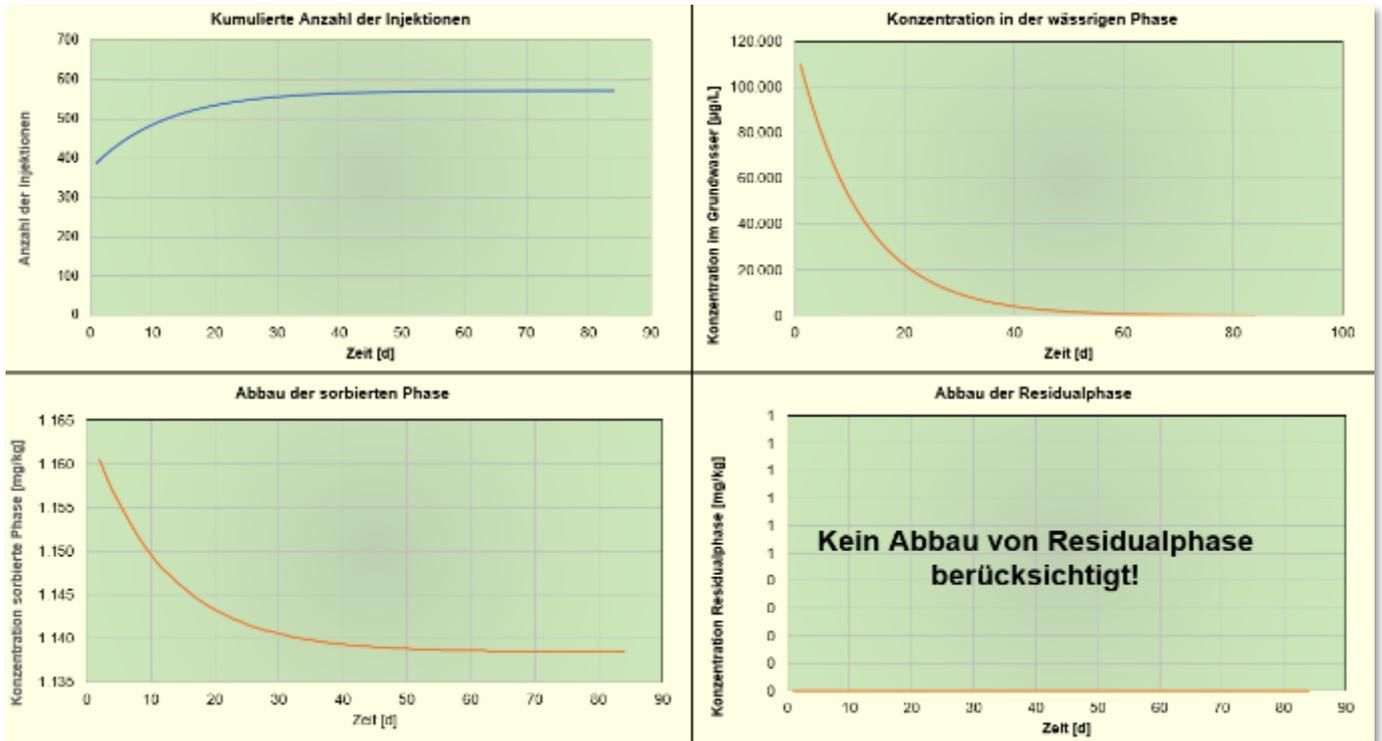


Abbildung 26: Ergebnistabellen und Grafiken Elektronenakzeptor-Injektion (Seite „Berechnung Sanierungsdauer“)

Die Abnahme der residualen Phase wird in der Graphik unten rechts gezeigt. Liegt keine residuale Phase vor, ist die Grafik mit dem Feld „Kein Abbau von Residualphase berücksichtigt“ überblendet.

Die Grafik unten links zeigt die Abnahme der Konzentration der bodengebundenen Schadstoffe über die Zeit nach Auflösung der residualen Schadstoffphasen.

Wird eine Sanierungszeit von > 5000 Tagen (13,7 Jahre) berechnet, erfolgt ein Hinweis, dass das gewählte Verfahren vermutlich nicht geeignet ist.

3.10.3 Biologische Sanierungsverfahren (Airsparging)

Grundlagen des Sanierungsverfahrens. Beim Airsparging wird atmosphärische Luft über Airsparging-Pegel in den Grundwasserleiter verpresst.

Die Airsparging-Pegel haben am unteren Ende nur eine kurze Filterstrecke, so dass die Luft quasi punktförmig aus dem Pegel austritt. Im Grundwasserleiter selbst entstehen Strömungskanälchen, in denen die injizierte Luft in die ungesättigte Bodenzone und dann in die Atmosphäre abströmt. Der durch die Strömungskanälchen versorgte Bodenkörper entspricht einem umgekehrten Kegel mit einer definierten Öffnung (Winkel β) (Abbildung 27). Der Ausbreitungswinkel β ist umso größer, je geringer die hydraulische Durchlässigkeit des Grundwasserleiters ist. Dies bedeutet, dass der Airsparging-Punkt eine definierte Strecke unterhalb der Kontamination angebracht werden muss. In Abbildung 27 ist das System so ausgelegt, dass an der Unterkante der Belastung eine flächendeckende Versorgung mit einem Netz aus Strömungskanälchen erreicht wird (vgl. Abbildung 27, rechts). Innerhalb der Belastungszone setzt sich der umgekehrte „Versorgungs“-Kegel zwar fort, wird vereinfacht jedoch durch Zylinder dargestellt.

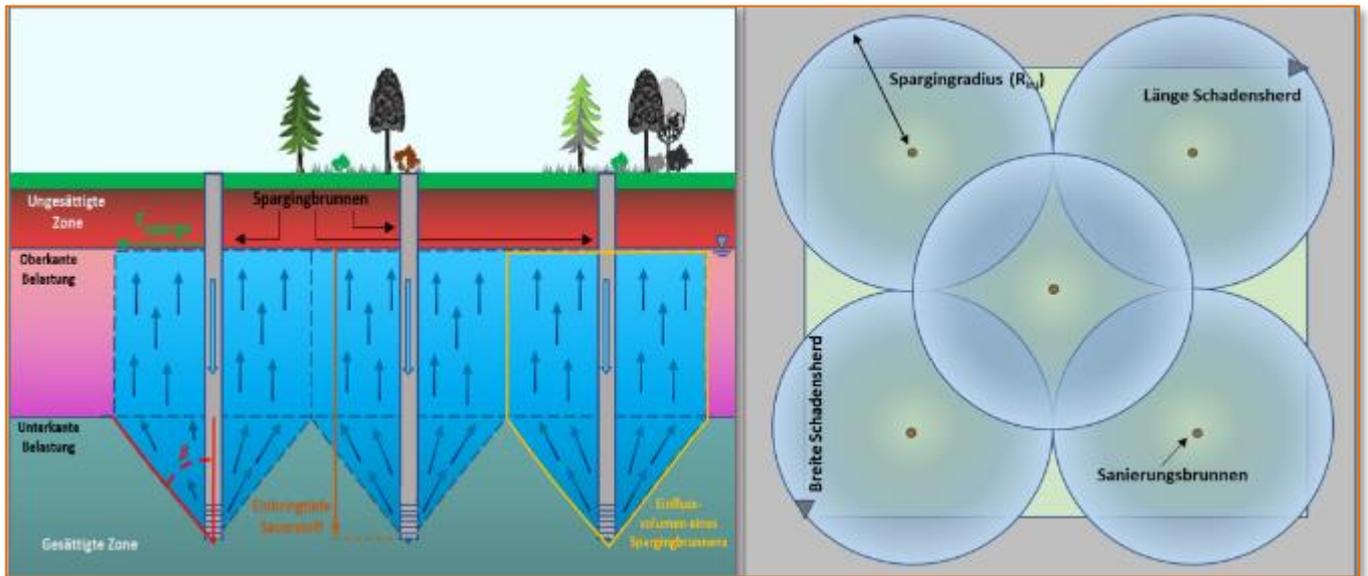


Abbildung 27: Verfahrensprinzip Airsparging (Seite „Sanierungsdesign“, rechter Teil)

Innerhalb der Strömungskanälchen kommt es anfangs zu einer Strippping der leichtflüchtigen Schadstoffe. Zwischen den Kanälchen basieren die Prozesse auf Diffusion. Der Luftsauerstoff diffundiert in die Bodenmatrix hinein, die Schadstoffe hinaus. Dort, wo beide sich treffen, findet der aerobe mikrobielle Abbau statt. Die Abbauzone verlagert sich mit der Zeit immer mehr in den nicht von den Luftströmungskanälchen erschlossenen Boden hinein. Im Ergebnis kommt die Strippping bei aerob abbaubaren Schadstoffen in der Regel nach wenigen Wochen zum Erliegen und der hauptsächliche Dekontaminationsprozess ist der aerobe mikrobielle Abbau. Eine Absaugung der in die ungesättigte Bodenzone ausgetragenen Schadstoffe ist daher auch nur über einen relativ kurzen Zeitraum erforderlich.

Abbaukinetik. Auch für den aeroben Abbau wird eine Reaktion 1. Ordnung zugrunde gelegt. Die Abbau-geschwindigkeit ist aber vorrangig von der Sauerstofftransferrate (der Menge an Sauerstoff, die aus der Luft pro Tag in dem Grundwasser gelöst werden kann) abhängig. Auch bei der Aerobisierung kommt es zunächst zu einer unproduktiven Zehrung des Sauerstoffs zur Oxidation reduzierter Boden- und Grundwasserinhaltsstoffe.

Sanierungsdesign. Auf der Seite „Sanierungsdesign“ erfolgt eine Reihe von Einstellungen. Finden sich aus einer vorangegangenen Nutzung des Tools noch andere Zahlen in der Tabelle, können diese mit „Grundeinstellungen“ auf die in Abbildung 28 gezeigten Zahlen automatisch zurückgesetzt werden. Danach werden die Sanierungszielwerte und die weiteren Felder mit den projektspezifischen Daten überschrieben.

Für die Sauerstofftransferrate wurde als Voreinstellung ein an Sandböden ermittelter Wert von 10 mg/(L·d) gewählt. Typische Transferraten liegen im Bereich von 5 - 20 mg/(L·d). Dieser Wert lässt sich in einem Pilotversuch genauer bestimmen.

Danach können noch die Anzahl der Airsparging-Brunnen, die Sauerstoff-Transferrate sowie der unproduktive Sauerstoffbedarf im Boden (zur Oxidation reduzierter Verbindungen) angegeben werden. Nach Eingaben der Anzahl der Airsparging-Brunnen erfolgt automatisch eine Plausibilitätsprüfung. So wird eine Fehlermeldung generiert, wenn der Airsparging-Radius größer als 8 Meter wird. Wenn die Einbringtiefe des Sauerstoffs (Airsparging-Punkt) mehr als 10 m u. dem Grundwasserspiegel liegt, erscheint eine weitere Warnmeldung. Der Grund für die Begrenzung liegt in erster Linie in dem stark wachsenden Einfluss der Heterogenität der Sauerstoffversorgung mit zunehmender Entfernung vom Airsparging-Punkt.

<< Startseite		Grundeinstellungen	
Parameter	Einheit	Wert	
Sanierungszielwert			
AKW	µg/L	100	
Oxigenate	µg/L	100	
n-Alkane	µg/L	500	
Ausführungsdesign			
Elektronenakzeptor		Sauerstoff	
Sauerstoff-Transferrate	$\text{mg}(\text{O}_2)\cdot\text{L}(\text{H}_2\text{O})^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	10	
Anzahl der Airsparging-Brunnen (N_{Pegel})		2	
Unproduktiver Sauerstoffbedarf im Boden	g/kg OS	0,5	
Relevanter Schadstoff		Summe AKW	
Ausbreitungswinkel der Luft zur Senkrechten (β)	Grad	60	

Abbildung 28: Seite „Sanierungsdesign“ (Airsparging) (linker Teil)

The image shows two parts of a software interface. The top part is a table with a dropdown menu open. The table has two columns: 'Relevanter Schadstoff' and 'Summe AKW'. The dropdown menu is currently showing 'Summe AKW' and has other options: 'Summe n-Alkane', 'Summe Oxigenate', and 'Bewertungsrelevanter Schadstoff'. The bottom part is a dialog box titled 'Ausbreitungswinkel' with a close button (X). It contains two input options: 'Eingabe des benkannten Ausbreitungswinke' with a text input field 'Winkel [°] =', and 'Automatische Berechnung aus Bodeenart und Heterogenitat' with a checkbox 'Automatische Berechnung'. An 'OK' button is located to the right of the dialog box.

Abbildung 29: Auswahlfelder Relevanter Schadstoff (oben) und Ausbreitungswinkel (unten)

Für den unproduktiven Sauerstoffbedarf existieren keine Literaturwerte. Es wurde ein Schätzwert von 0,5 g/kg angenommen. Dieser standortspezifische Wert lässt sich recht einfach in Laborversuchen ermitteln.

Im nächsten Schritt werden die zu betrachtenden Schadstoffe ausgewählt (Abbildung 29):

- BTEX (AKW)
- n-Alkane
- Oxigenate
- Betrachtungsrelevanter Schadstoff

Diese Liste enthält keine LCKW, da die wesentlichen Hauptkontaminanten PCE und TCE unter den gegebenen aeroben Bedingungen nicht abbaubar sind. Dies gilt nicht für Vinylchlorid und eingeschränkt für cDCE. Sofern diese allein, d.h. ohne die höherchlorierten LCKW als Begleitschadstoffe vorkommen, wären sie auch durch Strippung entfernbar. Um diesen Sonderfall zu realisieren, können in der Schadstoffdatenbank die n-Alkane mit VC und cDCE überschrieben werden. Wird „betrachtungsrelevanter Schadstoff“ ausgewählt, so erfolgt aus den am Standort vorhandenen Schadstoffen die Auswahl des Einzelstoffes, dessen Abbau die längste Zeit erfordert (Kapitel 0). Alle ausgewählten Daten werden in der Tabelle angezeigt.

Es ist nur in letzten Schritt die Eingabe des Ausbreitungswinkels erforderlich. Nach Betätigen der Schaltfläche „*Ausbreitungswinkel der Luft zur Senkrechten (β)*“ öffnet sich ein Auswahlfeld (Abbildung 29). Es können entweder Werte, die beispielsweise im Rahmen eines Pilotversuches ermittelt wurden, eingegeben werden oder der Wert mit dem Tool automatisch aus der vorliegenden Hauptbodenart und der Heterogenität abgeschätzt werden (Held, 2014), Suthersan et al., 2016 und Christ, 2014). Bei der freien Eingabe sollen nur Werte zwischen 20° und 65° verwendet werden.

Berechnete Sanierungsdauer. Nach Betätigen der Schaltfläche „Sanierungsdauer“ auf der Startseite erscheinen die in Abbildung 30 gezeigten Tabellen und Grafiken. Bei der Berechnung der Sanierungsdauer sind neben den allgemeinen (Kapitel 3.10.1) einige verfahrensspezifische Einschränkungen zu berücksichtigen.

- Es ist kein eigentliches Stofftransportmodell (Advektion und Dispersion von Schadstoffen) hinterlegt. Beim Abbau wird die Nachlieferung der Schadstoffe aus residualer Produktphase und Desorption von der Bodenmatrix berücksichtigt, nicht aber der Transport. Es wird jedoch überprüft, ob die Reagenzien mit dem Grundwasserstrom abtransportiert werden. Dies wird entsprechend mit erneuten Injektionen ausgeglichen.
- Für die Berechnung der Stoffeigenschaften eines Summenparameters wird ein gewichtetes Mittel der Einzelstoffe hinterlegt. Die Zusammensetzung und daraus abgeleitete Parameter bleiben über die gesamte Zeit konstant.
- Zu Beginn laufen die unproduktiven Nebenreaktionen ab. Erst nach vollständigem Aufbrauchen der Elektronenakzeptoren durch die Oxidation der unproduktiven Stoffe startet der mikrobielle Abbau. Es wird angenommen, dass die Oxidation der unproduktiven Stoffe keine Zeit benötigt. Die Anzahl der Airsparging-Zyklen kann daher zum Zeitpunkt Null bereits bei einer hohen Zahl beginnen.
- Der mikrobielle Abbau folgt einer Reaktion 1. Ordnung. Dies setzt voraus, dass die Versorgung mit Elektronenakzeptoren stets optimal ist. Eine lag- und Wachstumsphase der Mikroorganismen wird vernachlässigt.
- Die zu Beginn der Sanierung nur kurzfristig auftretende Strippung der leichtflüchtigen Schadstoffe wird vernachlässigt. Das Tool berechnet lediglich den aeroben Abbau der Schadstoffe. Es ist daher beispielsweise für ein Airsparging zur Eliminierung höher chlorierter LCKW nicht anwendbar, weil diese unter aeroben Bedingungen nicht abbaubar sind.
- Nur der produktive Abbau von Schadstoffen, der zu einer Mineralisierung führt, wird berechnet. Die Akkumulation von Metaboliten wird nicht berücksichtigt.

Es findet sich in Abbildung 30 (Tabelle oben links) eine übersichtliche Darstellung der für die Berechnung verwendeten Eingangsparameter, daneben wird der gewählte Sanierungszielwert angegeben. Auf der rechten Seite der Tabelle erfolgen berechnete Angaben zur Dimensionierung der Airsparging-Brunnen. Es wird auf Basis geometrischer Beziehungen die Einbringtiefe des Sauerstoffs (Punkt des Airsparging-Pegels in m u. GOK) und das Einflussvolumen eines Brunnens (in m³) bestimmt (vgl. Abbildung 27).

Dort wird auch, ausgehend von der Sauerstoff-Transferrate, die berechnete Dauer eines Airsparging-Zyklus (d. h. die Dauer der Beaufschlagung eines einzelnen Airsparging-Pegels), die üblicherweise im Bereich von wenigen Minuten liegt, berechnet. Entsprechend ist die Gesamtzahl der benötigten Zyklen vergleichsweise hoch.

Der gesamte Sauerstoffbedarf für Nebenreaktionen aus dem unproduktiven Sauerstoffbedarf im Feststoff und den gelösten Verbindungen (DOC, Fe^{2+} und Mn^{2+}) (vgl. Kapitel 0) bestimmt die Anzahl der erforderlichen Airsparging-Zyklen für den unproduktiven Abbau.

Die Berechnung des Schadstoffabbaus läuft dann äquivalent zum Tool für die Sanierungen mittels der Injektion von Elektronenakzeptoren ab. So finden die Auflösung der Residualphase und der Abbau der sorbierten Phase nach dem gleichen Schema statt. Gleichzeitig wird der Verbrauch an Sauerstoff und die Anzahl der nötigen Sparging-Zyklen aufgezeichnet.

Die Berechnung beschränkt sich auf eine Gesamtdauer von maximal 5.000 Tagen.

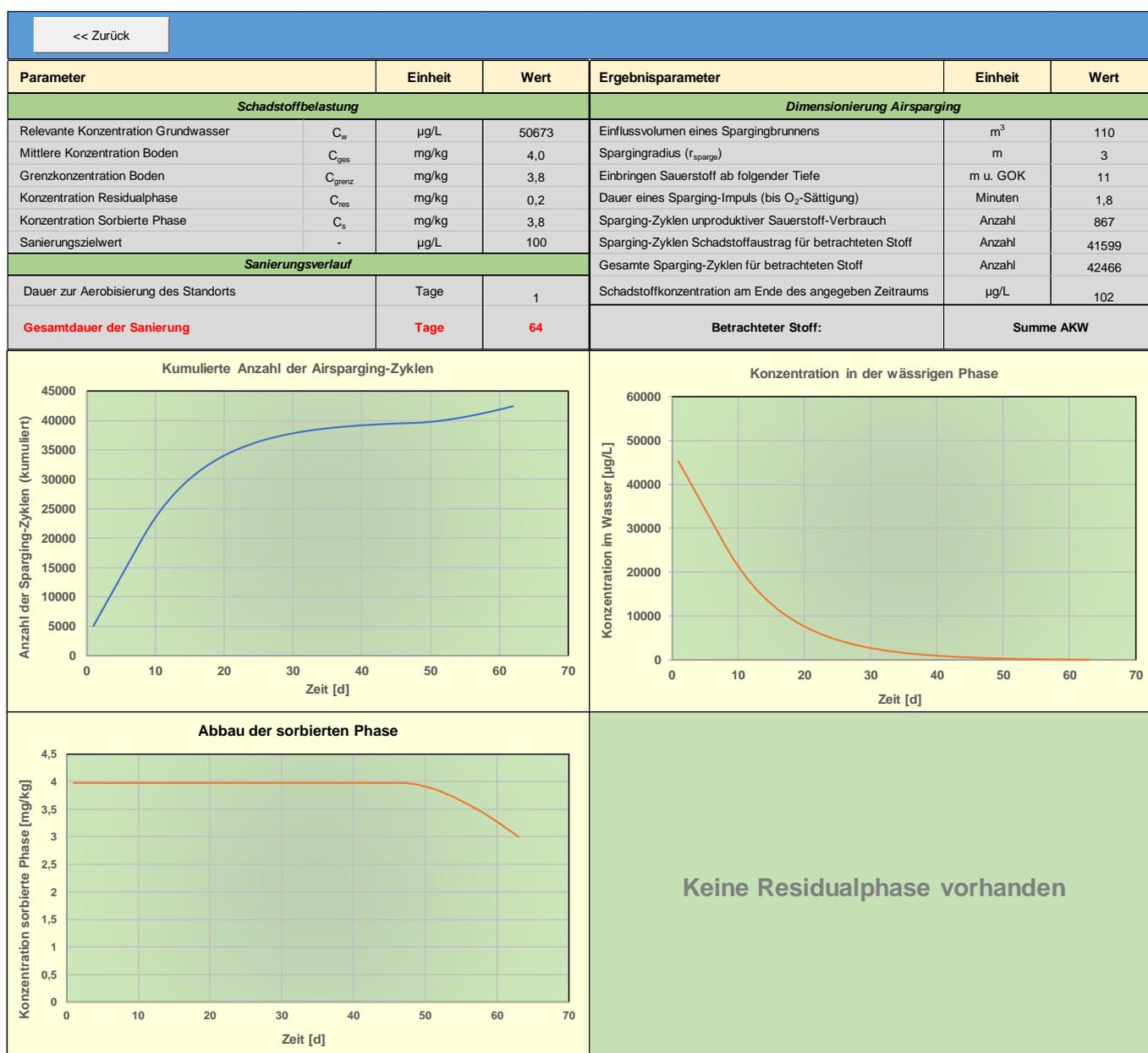


Abbildung 30: Ergebnistabellen und Grafiken Airsparging (Seite „Sanierungsdauer“)

3.10.4 Anaerober mikrobieller LCKW-Abbau

Sanierungsdesign. Die Grundlagen des LCKW-Abbaus sind in Anhang 3 dargestellt. Auf der Seite „Sanierungsdesign“ erfolgen einige Einstellungen (Abbildung 31). Zunächst werden die Sanierungszielwerte eingegeben.

Der unproduktive Wasserstoffbedarf des Bodens bezeichnet den Bedarf an Wasserstoff (bzw. Substrat) um die bodengebundenen bioverfügbaren Elektronenakzeptoren wie Eisen (Fe-III) und Mangan (Mn-IV) zu reduzieren, so dass sich ein für den LCKW-Abbau geeignetes biogeochemisches Milieu einstellen kann. Der voreingestellte Wert (0,5 g/kg) ist eine Schätzung. Es empfiehlt sich den tatsächlichen Wert in Laborversuchen zu ermitteln.

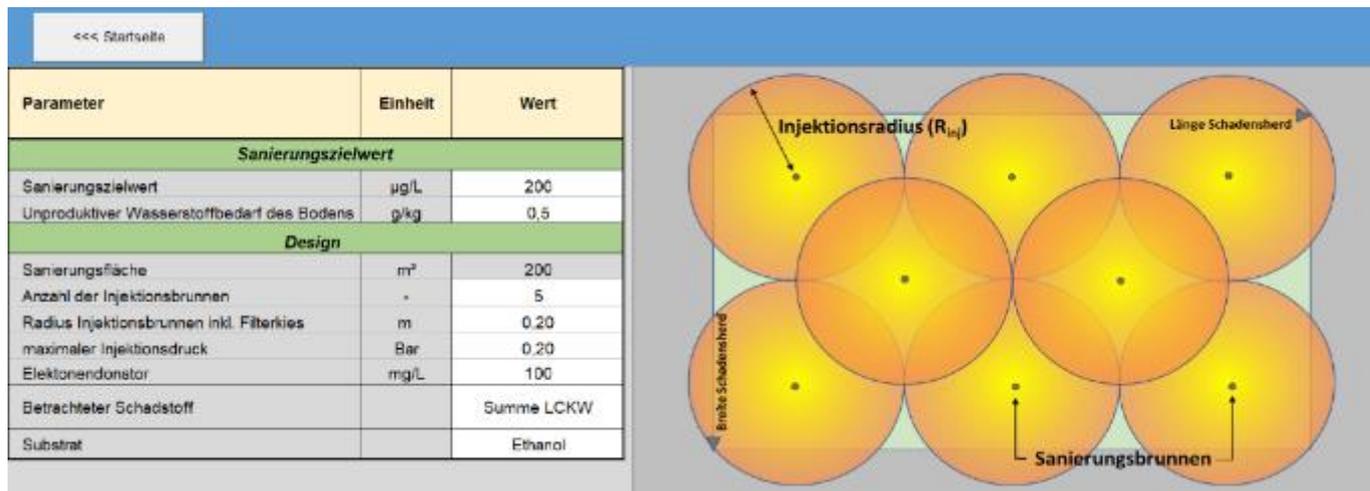


Abbildung 31: Seite „Sanierungsdesign“ (Anaerober LCKW-Abbau)

Im nächsten Schritt kann die Anzahl der Injektionsbrunnen eingegeben werden. Grundlegend muss das kontaminierte und zu sanierende Areal (hier Schadensherd¹¹) vollflächig durch Injektionen abgedeckt werden (Abbildung 31, rechts). Im Tool wird von einer optimalen Anordnung und somit von einer stets optimalen Substratverteilung ausgegangen. Der Injektionsdruck ist der hydraulische Druck über dem Grundwasserspiegel und mit einem Wert von 0,2 Bar voreingestellt.

Die Konzentration des Elektronendonators wird in mg/L eingegeben. In Abhängigkeit von dem gewählten Substrat wird daraus automatisch die generierte Wasserstoffkonzentration berechnet.

Wir die Zelle „Betrachteter Schadstoff“ angewählt, öffnet sich ein Auswahlfenster (Abbildung 32, oben), mit dem entweder die Summe LCKW (Summe der vorhandenen Schadstoffe) oder einzelne Verbindungen der Gruppe LCKW für die weiteren Berechnungen ausgewählt werden kann. Bei Auswahl von „Bewertungsrelevanter Schadstoff“ wird unter den vorhandenen LCKW diejenige Verbindung mit der größten Relevanz für die Sanierungsdauer ausgewählt. Wenn eine Schadstoffgruppe ausgewählt wurde, wird für alle Stoffparameter ein konzentrationsabhängiger gewichteter Mittelwert¹² und eine Summe der Konzentrationen der Einzelstoffe berechnet. Bei Auswahl von „Bewertungsrelevanter Schadstoff“ werden hingegen nur die Stoffparameter und Konzentrationen des Einzelstoffes verwendet (Kapitel 0).

Wir die Zelle „Substrat“ angeklickt, können die in Abbildung 32 (unten) gezeigten Substrate ausgewählt werden. Die Auswahl des Substrats hat im Tool keinen direkten Einfluss auf die Sanierungsdauer, beeinflusst aber das Sanierungsdesign. Für den Abbau wird eine stets ausreichende Menge an Substrat (umgerechnet in Wasserstoff) angenommen¹³. Nachdem alle Daten eingegeben sind, wird mit der Schaltfläche „<< Startseite“ dorthin zurückgesprungen. Mit der Schaltfläche „Sanierungsdauer“ wird die Berechnung gestartet.

¹¹ Die Fläche wird auf der Seite „Schadstoffbelastung“ berechnet.

¹² Siehe Fußnote Nr. 9

¹³ Für die Auswahl „Andere“ als verwendetes Substrat ist keine Berechnung der Substratmenge im Tool hinterlegt und in die entsprechenden Zeilen wird „0“ eingetragen.

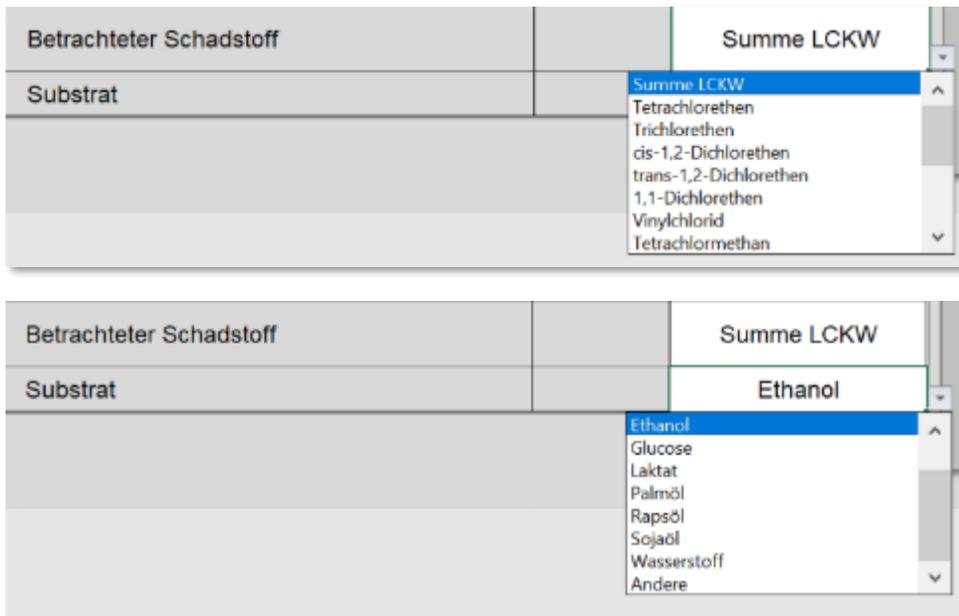


Abbildung 32: Seite „Sanierungsdesign“: Auswahlfenster (oben: Schadstoff, unten: Substrat) (Anaerober LCKW-Abbau)

Berechnete Sanierungsdauer. Bei der Berechnung der Sanierungsdauer sind neben den allgemeinen (Kapitel 3.10.1) einige verfahrensspezifische Einschränkungen und Vereinfachungen zu berücksichtigen.

- Es ist kein eigentliches Stofftransportmodell (Advektion und Dispersion von Schadstoffen) hinterlegt. Beim Abbau wird die Nachlieferung der Schadstoffe aus residualer Produktphase und Desorption von der Bodenmatrix berücksichtigt, nicht aber der Transport. Es wird jedoch überprüft, ob die Reagenzien mit dem Grundwasserstrom abtransportiert werden. Dies wird entsprechend mit erneuten Injektionen ausgeglichen.
- Zum Start der Berechnung ist die Verteilung der Schadstoffe abgeschlossen und die gelösten Anteile, die sorbierten Anteile und die residuale Phase befinden sich im Gleichgewicht zueinander.
- Für die Berechnung der Sanierungsdauer des bewertungsrelevanten Schadstoffs wird ein Mittelwert der Konzentrationen berücksichtigt.
- Ist eine residuale Phase vorhanden, so wird diese zunächst vollständig abgebaut, bevor die Desorption eintritt.
- Die Diffusion von Schadstoffen aus gering durchlässigen Bereichen wird nicht berücksichtigt.
- Für die Berechnung der Stoffeigenschaften eines Summenparameters wird ein gewichtetes Mittel der Einzelstoffe hinterlegt. Die Zusammensetzung und daraus abgeleiteten Parameter bleiben über die gesamte Zeit konstant.
- Zu Beginn laufen die unproduktiven Nebenreaktionen ab. Erst nach vollständigem Aufbrauchen der konkurrierenden Elektronenakzeptoren (im Tool ist vorgegeben, dass dieser Prozesse keine Zeit bedarf) startet der mikrobielle Abbau der LCKW. Das Redoxmilieu verbleibt dann dauerhaft im optimalen Bereich.
- Die angegebenen Grundwasserkonzentrationen an Nebenreaktanten ist für den gesamten Kontaminationsraum repräsentativ.
- Die Berechnung gilt nur für die gesättigte Zone und stark reduzierende Verhältnisse. Oxidative Prozesse werden nicht berücksichtigt.
- Der mikrobielle Abbau folgt einer Reaktion 1. Ordnung. Dies setzt voraus, dass die Versorgung mit Elektronendonatoren stets optimal ist. Eine lag- und Wachstumsphase der Mikroorganismen wird vernachlässigt.
- Eine Akkumulierung von Metaboliten (z. B. cDCE) wird nicht berücksichtigt.

Auf der Seite „Berechnungen“ erscheint die in Abbildung 33 gezeigte Ergebnistabelle und Grafiken. In der Tabelle (links) werden die für die Berechnung relevanten Konzentrationen sowie der angegebene Sanierungszielwert ausgegeben. Darunter erfolgt die Angabe der berechneten Sanierungsdauer und das verwendete Substrat.

<<< Startseite					
Parameter	Einheit	Wert	Ergebnisparameter	Einheit	Wert
Schadstoffbelastung			Dimensionierung Injektionen		
Mittlere Konzentration Grundwasser	C_w	$\mu\text{g/L}$	2.880	Infiltriertes Volumen pro Pegel	m^3
Mittlere Konzentration Boden	C_{ges}	mg/kg	1.636	Injektionsradius (ROI)	m
Grenzkonzentration Boden	C_{grenz}	mg/kg	4,17	Dauer eines Injektionszyklus	h
Konzentration Residualphase	C_{res}	mg/kg	1.632	Durchflussrate pro Pegel	L/s
Konzentration sorbierte Phase	C_s	mg/kg	4.383	Injektionen unproduktiver Substrat-Verbrauch	Anzahl
Sanierungszielwert	-	$\mu\text{g/L}$	200	Injektionen für Schadstoffabbau	Anzahl
Sanierungserfolg			Gesamtinjektionen für betrachteten Stoff		
Gesamtdauer der mikrobiellen Sanierung			Tage	3056	Gesamtzahl der Injektionskampagnen
Verwendetes Substrat			Ethanol	Betrachteter Schadstoff	Summe LCKW

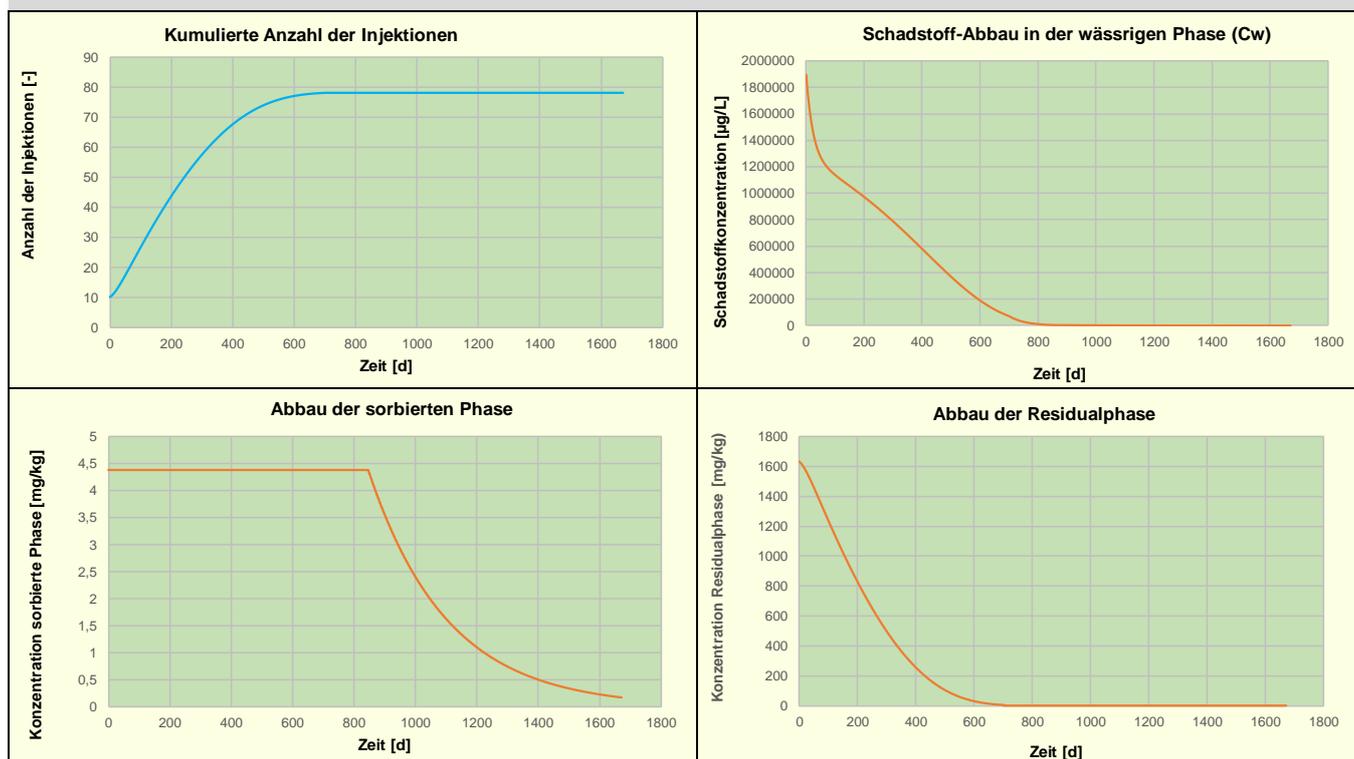


Abbildung 33: Seite „Berechnungen“ (Tabelle LCKW-Abbau)

Im rechten Teil der Tabelle werden eine Reihe von Designparametern ausgegeben, die sich aus der Geometrie des Schadensherdes sowie der Angaben auf der Seite „Sanierungsdesign“ berechnen. Ferner wird die die Schadstoff-Endkonzentration ausgegeben, die mit dem Sanierungszielwert näherungsweise übereinstimmt, sofern im maximalen Berechnungszeitraum (20 Jahre) das Ziel erreicht werden kann.

Daneben erfolgt eine Berechnung des unproduktiven Elektronendonatorverbrauchs (reduzierbare Stoffe im Feststoff (bioverfügbares Fe-II und Mn-IV) und Grundwasser: O_2 , gelöst, Nitrat und Sulfat). Damit wird eine Anzahl Injektionen zur Reduktion der „Nebenreaktanten“ berechnet. Es wird vereinfacht angenommen, dass diese Reaktionen ohne Zeitverzug erfolgen. Tatsächlich gehen sie jedoch in die mitunter lange dauernde lag-Phase mit ein. Die Anzahl der hierfür erforderlichen Injektionen kann mitunter erheblich höher liegen als die für den Abbau der Schadstoffe erforderlichen Injektionen.

Der Schadstoffabbau (Reaktion 1. Ordnung) wird iterativ berechnet (Schrittdauer: 1 Tag). Nach jedem Schritt wird das Grundwasser sofort entsprechend der Lage der Gleichgewichte mit Schadstoffen aus der residualen Phase und später aus der Desorption von der Bodenoberfläche aufgefüllt. Die Lösungs- und Solubilisierungsprozesse erfolgen

daher ohne Zeitverzug. Wenn die verfügbaren Elektronenakzeptoren durch Zehrung oder Abströmen aus dem Reaktionsraum aufgebraucht sind, erfolgt im Tool automatisch eine Nachdosierung (Injektion).

Bei der Berechnung wird als erster Prozess nur die Lösung von residualer Phase berücksichtigt. Ist diese vorhanden, erscheint in der rechten unteren Grafik (Abbildung 33) eine Konzentrationsganglinie. Ansonsten bleibt diese Grafik abgedeckt. In der rechten oberen Grafik erscheinen die berechnete Abnahme der Schadstoffkonzentration im Grundwasser, links unten die Abnahme der Konzentrationen der sorbierten Schadstoffe und links oben die kumulierte Anzahl der Injektionen in die Gesamtzahl der Injektionspegel.

Darüber hinaus werden einige Plausibilitätsprüfungen durchgeführt. So wird explizit darauf hingewiesen, wenn die Sanierungslaufzeit einen Zeitraum von 5 Jahren überschreitet oder das Sanierungsziel im maximalen Berechnungszeitraum nicht erreicht werden kann.

3.10.5 Chemische Sanierungsverfahren (ISCO)

Grundlagen des Sanierungsverfahrens. Das ISCO-Verfahren bezeichnet die Injektion eines Oxidationsmittels in den Untergrund. Die Schadstoffe werden dabei spontan zu harmlosen Endprodukten wie CO₂ und H₂O chemisch oxidiert. Als Oxidationsmittel kommen hauptsächlich Ozon, Fenton's Reagenz, Permanganat und Persulfat in Frage. Die letzten beiden sind in dem erstellten Tool berücksichtigt. Details zum Verfahren finden sich in Anhang 4.

Sanierungsdesign. Auf der Seite „Sanierungsdesign“ erfolgt eine Reihe von Einstellungen (Abbildung 34). Neben den Sanierungszielwerten wird die Anzahl der Injektionspegel eingegeben. Die restlichen Injektionsdaten berechnen sich automatisch. Der wichtigste Parameter ist der sogenannte *Soil Oxygen Demand* (SOD). Dabei handelt es sich um die Menge an Oxidationsmittel, die ausschließlich der Boden selbst konsumiert. Voreingestellt ist ein Wert von 2,0 g/kg OS. Es ist jedoch empfehlenswert, diesen Wert im Rahmen von Laborversuchen standortspezifisch zu bestimmen. Es besteht die Möglichkeit, diesen analytisch ermittelten Wert mit Hilfe der Schaltfläche „Festlegung SOD“ einzugeben. Nach Betätigung dieser Schaltfläche öffnet sich ein Auswahlfenster (Abbildung 34). Alternativ besteht die Möglichkeit einer automatischen Abschätzung. Dabei ist hinterlegt, dass Böden unterschiedlicher Körnung üblicherweise unterschiedliche Gehalte an SOD aufweisen.

Mit der Markierung des Feldes, das die Schadstoffklasse enthält, öffnet sich ein Auswahlfenster. Es können die Schadstoffgruppen LCKW, AKW, n-Alkane und Oxigenate oder ein bewertungsrelevanter Schadstoff ausgewählt werden.

Bei der Auswahl von „Bewertungsrelevanter Schadstoff“ wird unter den vorhandenen Schadstoffen diejenige Verbindung mit der größten Relevanz für die Sanierungsdauer ausgewählt. Wenn eine Schadstoffgruppe ausgewählt wurde, wird für alle Stoffparameter ein konzentrationsabhängiger gewichteter Mittelwert¹⁴ und eine Summe der Konzentrationen der Einzelstoffe berechnet. Bei Auswahl von „Bewertungsrelevanter Schadstoff“ werden hingegen nur die Stoffparameter und Konzentrationen des Einzelstoffes verwendet. Liegen mehrere Schadstoffe vor, so muss das Tool für jeden einzelnen Schadstoff durchlaufen werden. Die Gesamtsanierungsdauer ergibt sich dann aus der längsten berechneten Dauer. Bei den Oxidationsmitteln kann folgende Auswahl getroffen werden:

- Permanganat
- Persulfat

Die ausgewählten Werte werden in dem jeweiligen Feld angezeigt. Ferner wird die Konzentration des Oxidationsmittels gewählt.

¹⁴ Siehe Fußnote Nr. 9

Parameter		Einheit	Wert
Sanierungszielwert			
Sanierungszielwert	LCKW	µg/L	20
Sanierungszielwert	AKW	µg/L	50
Sanierungszielwert	Oxigene	µg/L	100
Sanierungszielwert	n-Alkane	µg/L	200
Ausführungsdesign			
Sanierungsfläche		m ²	200
Filterstrecke (Mächtigkeit Belastung)		m	5
Anzahl der Injektionspegel		--	5
ROI		m	3,6
Injektionsvolumen		m ³	15
Festlegung SOD		g/kg OS	2,0
Bewertungsrelevanter Schadstoff		--	Permanganat
Bewertungsrelevanter Schadstoff		--	LCKW
Konzentration Oxidationsmittel		g/L	10

Abbildung 34: Seite „Sanierungsdesign“ (ISCO)

Soil Oxygen Demand (SOD)

Eingabe des SOD

SOD

OK

Automatische Abschätzung des SOD aus der Bodenart

Automatische Abschätzung

Abbildung 35: Auswahlfenster SOD

Es besteht die Möglichkeit, sämtliche Eingabeparameter auf sogenannte Grundwerte zurückzusetzen.

Berechnung Sanierungsdauer. Nach Betätigen der Schaltfläche „Sanierungsdauer“ auf der Startseite erscheinen die in Abbildung 36 gezeigte Tabellen.

<< Zurück						
Parameter		Einheit	Wert	Ergebnisparameter	Einheit	Wert
Schadstoffbelastung				Dimensionierung Injektionen		
Soil Oxygen Demand (SOD)	SOD	g/kg	2,0	Injektionen unproduktiver Oxidationsmittelverbrauch	Kampagnen	1
Relevante Konzentration Grundwasser	C_w	µg/L	1.634	Injektionen für Schadstoffabbau	Kampagnen	3
Mittlere Konzentration Boden	C_{ges}	mg/kg	30	Gesamtinjektionen für betrachteten Stoff	Kampagnen	4
Konzentration Residualphase	C_{res}	mg/kg	0	Sanierungszielwert	µg/L	450
Konzentration Sorbierte Phase	C_s	mg/kg	30	Schadstoffendkonzentration	µg/L	449
Sanierungszielwert	-	µg/L	450			
Sanierungserfolg						
Gesamtdauer der Sanierung		Tage	673	Betrachteter Schadstoff		LCKW

Abbildung 36: Ergebnistabelle ISCO (Seite „Calculation“)

Bei der Berechnung der Sanierungsdauer sind neben den allgemeinen (Kapitel 3.10.1) einige verfahrensspezifische Einschränkungen zu berücksichtigen.

- Es ist kein eigentliches Stofftransportmodell (Advektion und Dispersion von Schadstoffen) hinterlegt. Beim Abbau wird die Nachlieferung der Schadstoffe aus residualer Produktphase und Desorption von der Bodenmatrix berücksichtigt, nicht aber der Transport.

- Nur gelöste Schadstoffe sind einem chemischen Abbau zugänglich.
- Zu Beginn laufen erst die unproduktiven Nebenreaktionen ab. Erst nach vollständigem Aufbrauchen der Elektronenakzeptoren durch die Oxidation der unproduktiven Stoffe startet der mikrobielle Abbau.
- Der chemische Abbau der Schadstoffe und des SOD ist nicht zeitbestimmend und wird bei der Zeitberechnung vernachlässigt.

In der Tabelle werden einige verfahrensspezifische Parameter ausgegeben sowie die berechnete Sanierungsdauer.

3.10.6 Thermische Sanierungsverfahren

Grundlagen des Sanierungsverfahrens. Bei dem Tool „Thermische Sanierungsverfahren“ wird das *Thermal Conductive Heating* (TCH) betrachtet (Abbildung 37).

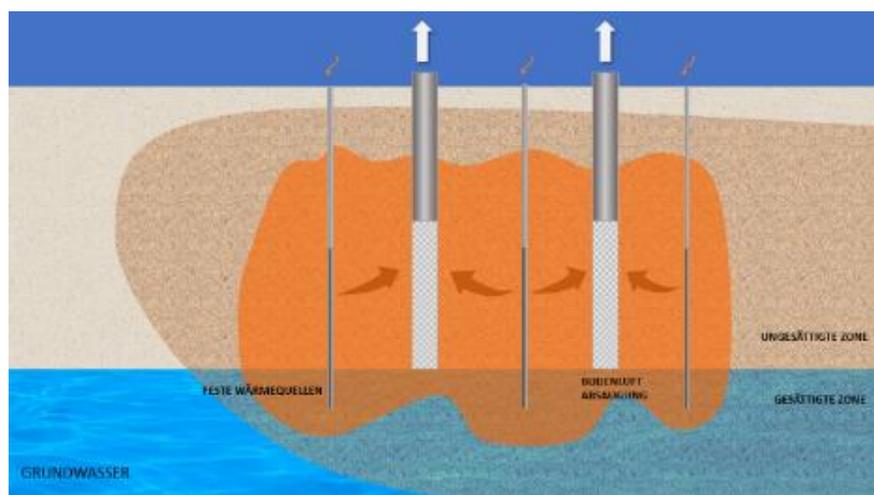


Abbildung 37: Schematische Darstellung des TCH-Verfahrens

Dabei wird Wärmeenergie mittels (elektrischen) Heizelementen konduktiv in den Untergrund eingetragen. Details des Verfahrens finden sich in Anhang 5.

Sanierungsdesign. Auf der Seite „Sanierungsdesign“ erfolgen einige Einstellungen (Abbildung 38). Zunächst können die zu erzielenden Sanierungszielwerte informativ eingegeben werden. Es erfolgt jedoch kein rechnerischer Abgleich mit den Zielwerten, da das Tool von einem vollständigen Austrag der Schadstoffe ausgeht.

In der Rubrik „Bodenluftabsaugung“ wird die Anzahl der Bodenluftabsaugbrunnen sowie der angelegte Unterdruck eingegeben. In der nächsten Rubrik „Heizelemente (HE)“ erfolgt die Eingabe der weiteren verfahrensspezifischen Parameter wie Länge, Anzahl (flächige Verteilung) und Wärmeabgabe (Wärmestromeintrag pro Sondenmeter) der Heizelemente. Der Zielradius bezeichnet die Entfernung von dem Heizelement, an dem die Zieltemperatur erreicht werden soll. Die Zieltemperatur berechnet sich automatisch aus der Schadstoffverteilung und den eingeschalteten Schadstoffen in höheren Konzentrationen vorkommenden Schadstoffe.

Es wird davon ausgegangen, dass der Wärmeverlust, der über einen bestimmten Bereich außerhalb des Heizbereiches erfolgt, räumlich begrenzt ist. Hierfür ist eine Distanz von 0,5 m voreingestellt. Werden mehrere Heizelemente verwendet, so hängt es von deren Anordnung ab, wie viele Überlappungsbereiche (Überschneidungssegmente) es gibt (vgl. Abbildung 38, rechts). Die Anzahl der Überschneidungssegmente kann in der letzten Zeile angegeben werden.

Die Massenverhältnisse des Bodens und die spezifische Verdampfungswärme des Schadstoffgemischs und weitere Parameter werden automatisch berechnet. Ebenso erfolgt die Berechnung der Gemischtsiedetemperatur (Zieltemperatur) und der spezifischen Verdampfungswärme.

Parameter		Einheit	Wert
Sanierungszielwerte			
LCKW		µg/L	20
AKW		µg/L	50
n-Alkane		µg/L	100
Oxygenate		µg/L	200
Bodenluftabsaugung			
Absaugrate eines Bodenluftabsaug-Brunnens	A_{BLA}	$m^3 \cdot h^{-1}$	360
Anzahl der Bodenluftabsaug-Brunnen	n_{BLA}	-	8
Heizelemente (HE)			
Länge des Heizelementes	L_{HE}	m	5
Anzahl der Heizelemente	n_{HE}	-	8
Wärmestromeintrag pro Sondenmeter	q	$J \cdot s^{-1} \cdot m^{-1}$	1.300
Zielradius	r_{HE}	m	1,5
Zieltemperatur	$T_{(HE, D)}$	°C	93,3
Wärmeausbreitung außerhalb des Heizbereichs	l	m	0,5
Anzahl der Überschneidungssegmente	$n_{Segment}$	-	0

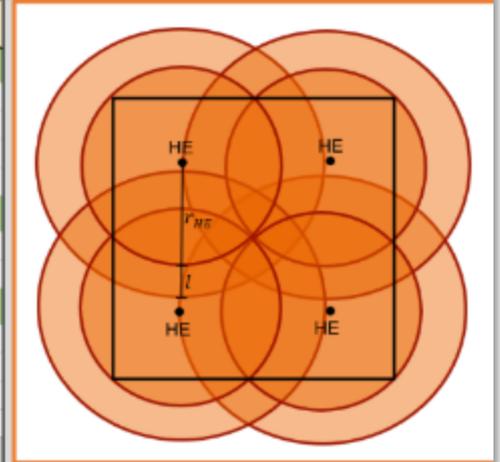


Abbildung 38: Seite „Sanierungsdesign“ (Thermisches Verfahren)

Berechnete Sanierungsdauer. Für die Berechnung der Aufheizdauer werden die im „Sanierungsdesign“ festgelegten, beziehungsweise berechneten Werte genutzt. Die Dauer der Durchheizphase ergibt sich aus dem Bedarf an Energie um die flüssige Phase (Schadstoffe und Wasser) in die Gasphase zu überführen (Abbildung 39). Hierbei wird der Anteil des Wärmeverlustes berücksichtigt. Sobald die notwendige Wärmemenge eingetragen ist, wird von einer vollständigen Entfernung der Schadstoffe im Sanierungsbereich ausgegangen.

Die über die Startseite anwählbare Seite „Berechnungen“ zeigt, den für die Berechnung verwendeten „schwierigsten“ Schadstoff, die berechnete Zieltemperatur und die eingegebene Anzahl der Überschneidungssegmente.

Ferner wird die Dauer der Aufheizphase, der Durchheizphase und damit der Gesamtdauer der Sanierung ausgegeben, ebenso wie der berechnete Wärmeverlust und die benötigte Gesamtenergiemenge.

Das Prozessmodell der Berechnungen in Abbildung 40 erläutert detailliert und chronologisch alle Berechnungsschritte des Tools. Nach Eingabe der Schadstoffkonzentrationen erfolgt die Berechnung der relevanten Stoffeigenschaften des Schadstoffgemischs. Bei den thermischen Verfahren stellt die Gemischtsiedetemperatur den wichtigsten Parameter dar. Diese ist die zu erreichende Zieltemperatur. Des Weiteren werden die Massen der Phasen im Boden berechnet sowie die Massenanteile und eine gemittelte spezifische Verdampfungswärme des Schadstoffgemischs.

Aufgrund der Kopplung der thermischen Verfahren mit einer Bodenluftabsaugung wird die gesamte Absaugrate der Bodenluftabsaugung errechnet. Die Anzahl der Bodenluftabsaugbrunnen (n_{BLA}) wird vom Nutzer frei gewählt und im „Sanierungsdesign“ eingetragen. Die gesamte Bodenluftabsaugrate ergibt sich aus der Absaugrate (A_{BLA}) der einzelnen Bodenluftabsaugbrunnen, multipliziert mit der Anzahl der Bodenluftabsaugbrunnen (n_{BLA}).

Parameter	Einheit	Wert
Schadstoffbelastung		
Berücksichtigter Schadstoff	-	o-Xylol
Zieltemperatur	°C	93
Anzahl der Überschneidungssegmente	n_{segment}	0
Dauer der Aufheizphase	Tage	51
Dauer der Durchheizphase (einschl. Verlust)	Tage	81
Prozentualer Wärmeverlust	%	31
Energieverbrauch (gesamt)	kWh	164.324
Gesamtdauer der Sanierung (Heizphase)		132

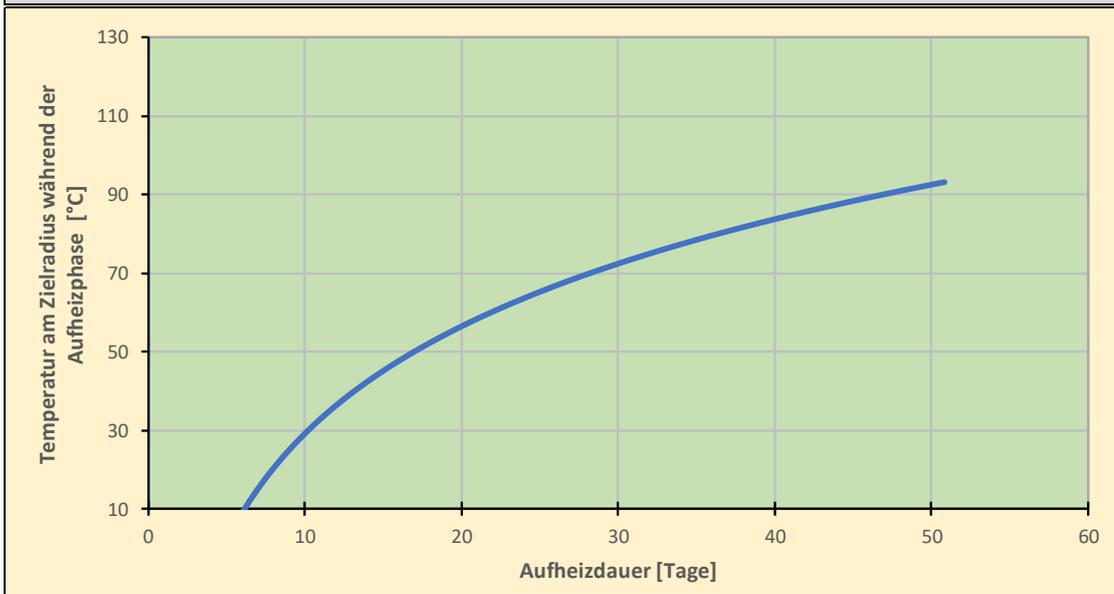


Abbildung 39: Seite „Berechnung“ (Thermisches Verfahren)

Das erstellte Berechnungsprogramm ermöglicht die Ermittlung der Dauer, die für die Aufheizung des Untergrundes an einem Punkt benötigt wird. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich im Sanierungsbereich mindestens zwei Heizelemente befinden.

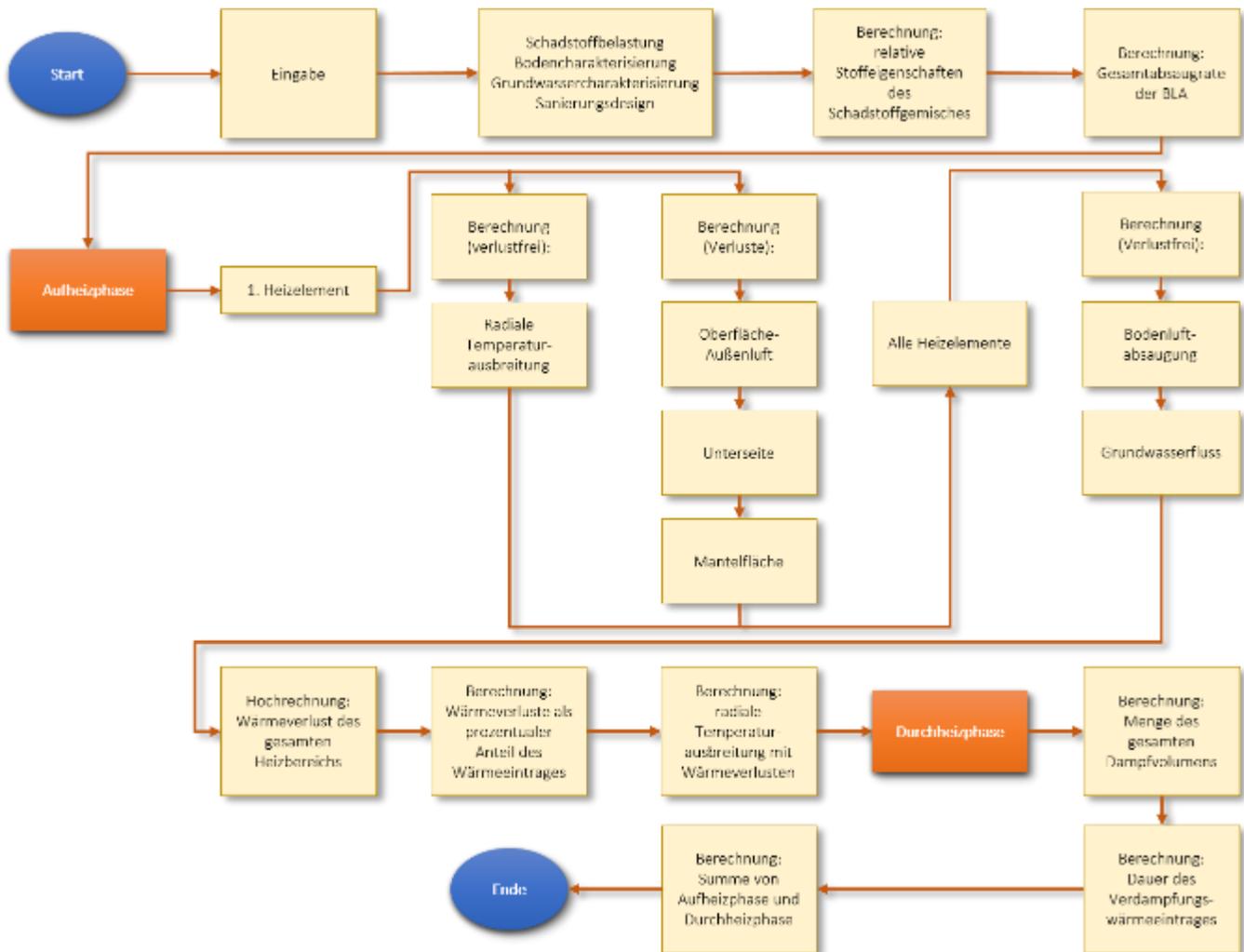


Abbildung 40: Schema des Prozessmodells (Thermisches Verfahren)

Die berechnete Aufheizdauer kann nicht exakt für die festgelegte Zieltemperatur ermittelt werden, da die Berechnung mittels einer Tabellenkalkulation in Zeitintervallen und somit auch Temperaturintervallen durchgeführt wird. Daher wird die Aufheizdauer anhand der Temperatur ermittelt, die gleich oder größer der Zieltemperatur ist.

3.10.7 Pump-and-Treat

3.10.7.1 Grundlagen des Sanierungsverfahrens

Grundlagen des Sanierungsverfahrens. Das Grundprinzip der hydraulischen Sanierung beruht auf der Entnahme von schadstoffbelastetem Grundwasser aus Brunnen oder Drainagen. Durch die Entnahme des Grundwassers bildet sich ein lokaler Absenktrichter aus, wodurch die natürliche Grundwasserfließrichtung in der Umgebung des Brunnens geändert wird und das Grundwasser von allen Seiten dem Brunnen zufließt. Weitere Details finden sich in Anhang 6.

Die *Pump-and-Treat*-Sanierung kann prinzipiell zur Dekontamination des Schadensherdes angewandt werden. Sie kann auch zur Entfernung der Schadstofffahne verwendet werden. Beide Varianten sind mit dem vorliegenden Tool berechenbar. Bei der Fahnenanierung wird impliziert, dass aus dem Schadensherd keine Schadstoffe mehr eluiert werden und dass keine residuale Phase vorhanden ist. Der Korrekturfaktor bei der Eingabe der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser ist dann auf „1“ zu setzen (Kapitel 3.5).

3.10.7.2 Randbedingungen

Bei der Berechnung der Sanierungsdauer mittels *Pump-and-Treat* sind neben den allgemeinen (Kapitel 3.3) einige verfahrensspezifische Einschränkungen und Vereinfachungen zu berücksichtigen:

- Der Untergrund im Sanierungsbereich wird bei der Sanierungsdauerabschätzung zunächst als homogen angesehen und enthält nur poröse Medien. Festgestein und Klüftgestein werden nicht betrachtet.
- Zu Beginn der Sanierung haben sich die Schadstoffe bereits vollständig ausgebreitet und die Konzentration in der wässrigen und festen Phase steht zueinander im Sorptionsgleichgewicht.
- Es wird immer nur eine Schadstoffgruppe als Gemisch betrachtet. Das Schadstoffgemisch wird dabei als eine homogene Substanz angesehen, deren Eigenschaften sich aus den Anteilen der Einzelstoffe und den zugehörigen Eigenschaften ergeben. Diese sind über die gesamte Sanierungsdauer konstant.
- Solange eine Produktphase vorliegt, findet der Stofftransfer nur zwischen dieser und dem Grundwasser statt. Erst nachdem diese Phase erschöpft ist, tritt ein Stofftransfer zwischen dem Boden und dem Grundwasser auf.
- Der Stofftransfer aus einer eventuell vorhandenen Produktphase im Bereich der Grundwasseroberfläche in das Grundwasser können mit diesem Modell nicht abgedeckt werden.
- Die Schadstoffreduktion findet nur über physikalische Prozesse statt. Ein eventueller biologischer Abbau wird nicht betrachtet.

Im Tool wird eine stationäre Grundwasserströmung betrachtet. Bei der Grundwasserentnahme werden vollkommene Grundwasserentnahmebrunnen berücksichtigt. Des Weiteren wird nur die vollständig mit Wasser gefüllte Bodenzone unterhalb des Grundwasserspiegels betrachtet. Der Kapillarsaum bleibt deshalb unberücksichtigt. Es wird außerdem von einem freien Grundwasserspiegel ausgegangen.

3.10.7.3 Navigation und Dateneingaben

Die Navigation erfolgt wie bei allen Tools über die Startseite (Abbildung 48). Die einzelnen ansteuerbaren Seiten sind den anderen Tools sehr ähnlich.

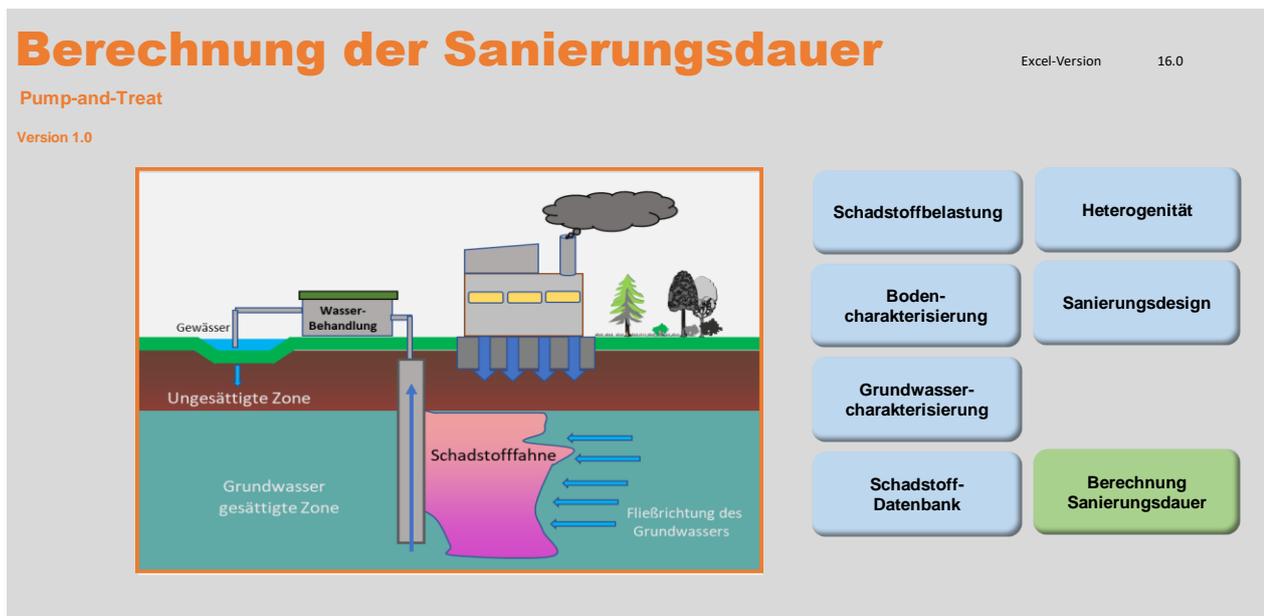


Abbildung 41: Startseite (Tool Pump-and-Treat)

Mit der Schaltfläche „Schadstoffbelastung“ gelangt man auf die entsprechende Seite (Abbildung 42). Hier ist in einem ersten Schritt die Eingabe der Schadensgeometrie erforderlich.

Mit der Schaltfläche „Tabelle löschen“ können alle Eintragungen und Berechnungen auf dieser Seite aus vorhergehenden Toolläufen gelöscht werden.

Sämtliche weiteren Berechnungen einschließlich der Schadstoffstatistik werden erst vorgenommen, wenn die Schadstoffkonzentrationen eingegeben worden sind.

Die in Abbildung 43 gezeigte Reihenfolge der Eingaben ist zwingend einzuhalten.

Schadstoff		Inventar [kg]	Geometrie des Schadensherdes			Einheit	Wert	Schadstoffstatistik				
								Einheit	LCKW	AKW	Oxigenate	n-Alkane
Tetrachlorethen	PCE	12,9	Mittlere Länge (Schadensherd)	m	55		Minimum	mg/kg OS	49.625	98.008	12.872	12.872
Trichlorethen	TCE	16,0	Mittlere Breite (Schadensherd)	m	40		Maximum	mg/kg OS	808.039	2.201.993	124.471	124.471
cis-1,2-Dichlorethen	cDCE	16,6	Fläche der Belastung	m ²	2.200		Median	mg/kg OS	68.179	123.664	28.763	17.666
trans-1,2-Dichlorethen	tDCE	66,0	Oberkante der Belastung	m u. GOK	3,9		Mittlere Konzentration (arithm.)	mg/kg OS	218.442	534.837	45.295	38.637
1,1-Dichlorethen	11DCE	55,9	Unterkante der Belastung	m u. GOK	20,0		Standardabweichung	mg/kg OS	311.312	878.808	43.279	45.338
Vinylchlorid	VC	144,9	Mittlere Mächtigkeit (Schadensherd)	m	16		MW + 2 σ	mg/kg OS	841.066	2.292.453	131.853	129.312
Tetrachlormethan	CT	143,5	Bodenlagerungsdichte	kg/L	1,5		Schadstoffinventar (mittelwertbezogen)	kg	2.068	2.866	757	1.490
Trichlormethan	CF	9,8	Volumen kontaminierter Boden	m ³	35.420		Schadstoffinventar (flächengewichtet)	kg	481	739	209	413
Dichlormethan	DCM	4,9	Aquifermächtigkeit	m	16,1		Residualphase	kg	0	0	0	0
1,1,1-Trichlorethan	111TCA	2,3	Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden (sedimentbezogene Werte)									
1,1,2-Trichlorethan	112TCA	2,9	Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden (nur Konzentrationen im Grundwasser)									
1,1-Dichlorethan	11DCA	4,9	Startseite									
1,2-Dichlorethan	12DCA	0,0										
LCKW		480,6										
Benzol	B	0,0										
Toluol	T	0,4										
Ethylbenzol	ETBE	89,4										
o-Xylol	oX	83,8										
m-Xylol	mX	201,7										
p-Xylol	pX	201,7										
n-Propylbenzol	nPB	2,6										
Isopropylbenzol	iPB	4,4										
o-Ethyltoluol	oET	4,4										
m-Ethyltoluol	mET	2,6										
p-Ethyltoluol	pET	4,4										
1,2-Diethylbenzol	12DEB	4,4										
1,3-Diethylbenzol	13DEB	0,0										
1,4-Diethylbenzol	14DEB	0,0										

Abbildung 42: Seite Schadstoffbelastung (Tool Pump-and-Treat, Ausschnitt)

Kurzanleitung. Für die Eingabe der Schadstoffkonzentrationen finden sich zwei Schaltflächen auf der Seite „Schadstoffbelastung“:

- Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden (sedimentbezogene Werte)
- Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden (nur Konzentrationen im Grundwasser)

Entsprechend müssen für die Eingabe der Schadstoffbelastungen zwei Fälle unterschieden werden (Abbildung 43). Im optimalen Fall liegen für den Grundwasserleiter bodengebundene Schadstoffgehalte (Bruttogehalte) vor. Über die in Abbildung 43 gezeigten linke blaue Schaltfläche wird dann die entsprechende Eingabeseite (Abbildung 44) aufgerufen.

Dort sind die Flächenbelastungen und die zugehörigen Größen der Repräsentanzflächen in m² einzugeben. Entspricht die Summe nicht der auf der vorherigen Seite gemachten Angaben, erfolgt hier (roter Pfeil in Abbildung 44) die Ausgabe eines Fehlers, z.B. „Σ ≠ 2000!“ wenn die Fläche mit 2.000 m² eingegeben wurde.

Im unteren Teil der Seite können direkt fakultativ analysierte Schadstoffkonzentrationen in mg/kg eingegeben werden, diese Werte werden ausschließlich benötigt, um die Schadstoffstatistik zu berechnen. Im oberen Teil der Seite werden die Einzelkonzentrationen, sortiert nach Größe, grafisch dargestellt. Dies dient der visuellen Überprüfung der Werteverteilung gemäß Kapitel 3.5.

Mit der Schaltfläche „Zurück“ werden die Daten automatisch auf die Seite „Schadstoffbelastung“ übernommen und die Schadstoffstatistik ausgefüllt. Anschließend muss mit der Schaltfläche „Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden (nur Konzentrationen im Grundwasser)“ zu der entsprechenden Seite gesprungen werden. Dort sind die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser in µg/L einzugeben. Die Eingabe eines Korrekturfaktors ist in diesem Fall nicht erforderlich. Mit der Schaltfläche „Werte übernehmen“ öffnet sich ein Auswahlfenster. Es muss hier „Grundwasserkonzentrationen“ ausgewählt werden. Das Programm springt dann auf die Seite „Schadstoffkonzentrationen“ zurück.

Im zweiten Fall liegen keine bodengebundenen Schadstoffkonzentrationen für den Grundwasserleiter vor, sondern ausschließlich Schadstoffkonzentrationen für das Grundwasser. Über die in Abbildung 43 auf der rechten Seite gezeigten blauen Schaltflächen wird dann die entsprechende Eingabeseite aufgerufen.

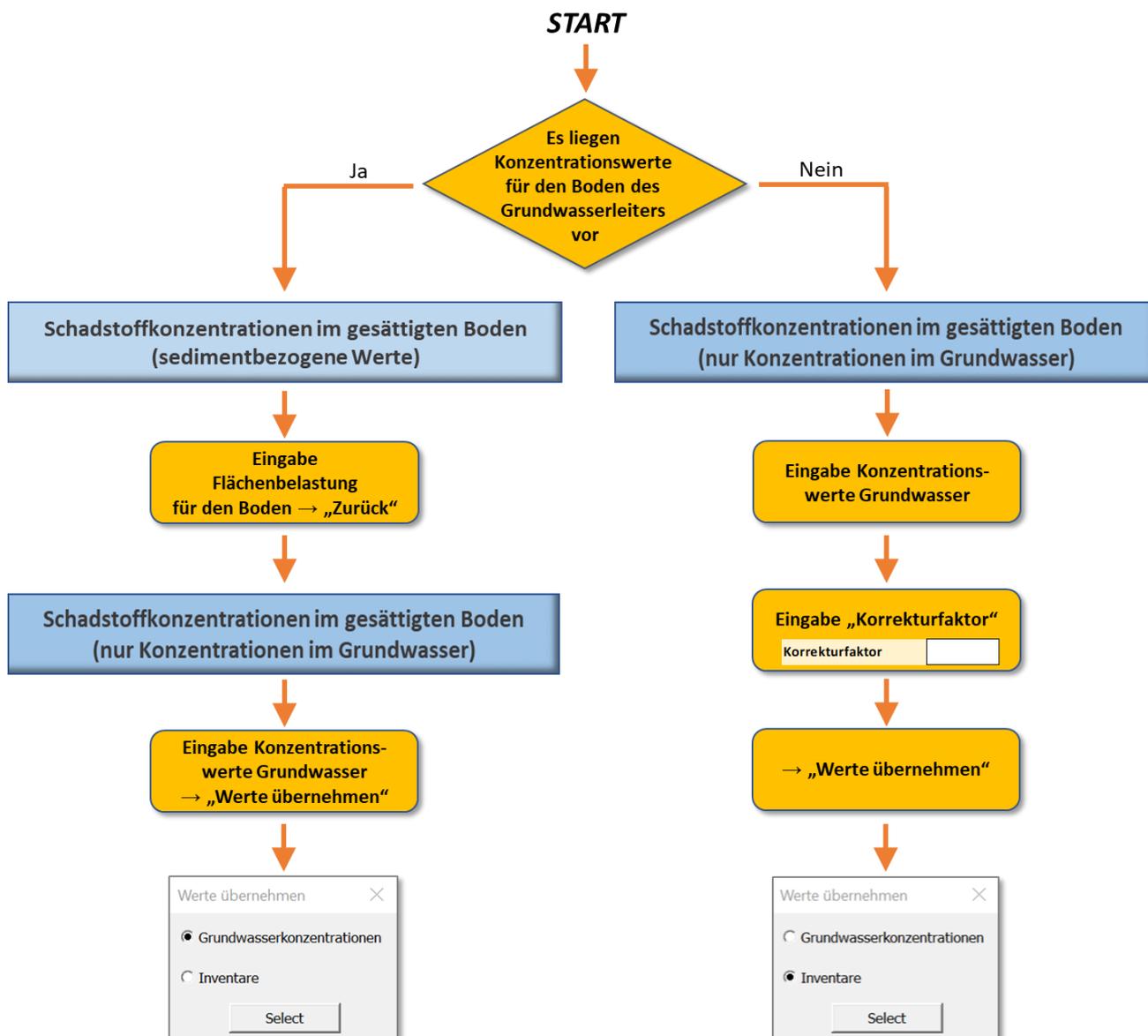


Abbildung 43: Eingabeschema

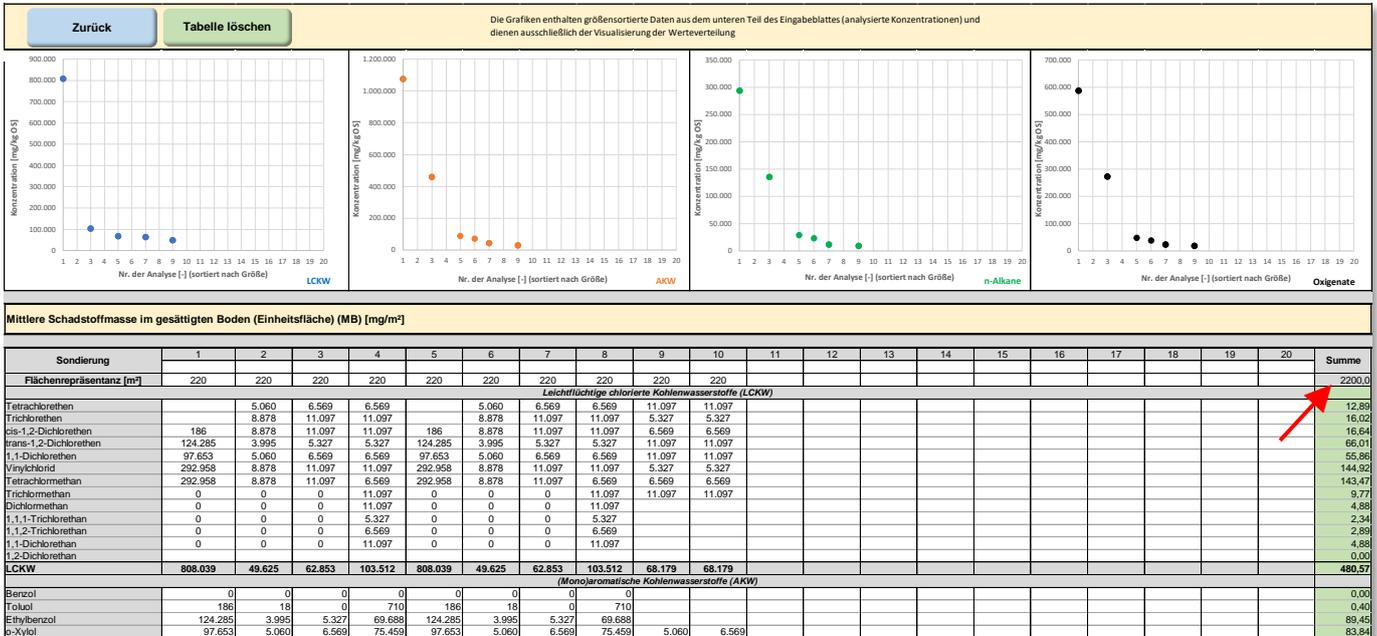


Abbildung 44: Seite Eingabe der Schadstoffbelastung (sedimentbezogene Werte) (Ausschnitt)

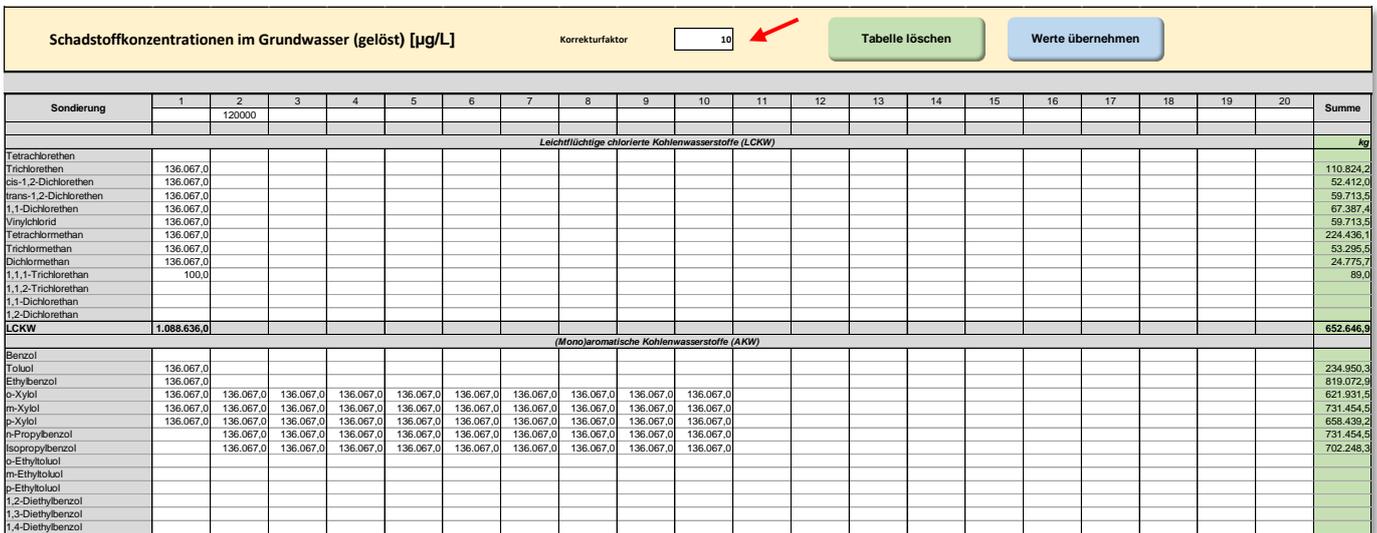


Abbildung 45: Seite Eingabe der Schadstoffbelastung (nur Konzentrationen im Grundwasser)¹⁵

Auf der Seite „Schadstoffkonzentrationen im gesättigten Boden (nur Konzentrationen im Grundwasser)“ sind die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser in µg/L einzugeben. Im nächsten Schritt ist es zwingend erforderlich, einen Korrekturfaktor¹⁶ einzugeben. Dieser liegt meist bei 10 (roter Pfeil in Abbildung 45). Mit der Schaltfläche „Werte übernehmen“ öffnet sich ein Auswahlfenster. Es muss hier „Inventare“ ausgewählt werden. Das Programm springt dann auf die Seite „Schadstoffkonzentrationen“ zurück.

Mit der Schaltfläche „Zurück“ werden die Daten (berechneten Inventare) auf die Seite „Schadstoffbelastung“ übernommen und auf diese Seite zurückgesprungen. In diesem Fall wird keine Schadstoffstatistik angegeben.

Mit den Schaltflächen „Tabelle löschen“ auf den beiden Seiten zur Eingabe der Schadstoffbelastung können sämtliche Eintragungen in den weißen Zellen gelöscht werden.

¹⁵ Die eingetragenen Zahlen sind fiktive Konzentrationen.
¹⁶ An dieser Stelle liegen nur Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser vor. Damit lässt sich das Inventar der gelösten Schadstoffe und über die Sorptionskoeffizienten das Inventar der sorbierten Schadstoffe berechnen. Eine Berücksichtigung von residualer Phase ist rechnerisch nicht möglich. Erfahrungsgemäß liegt das tatsächliche Inventar um den Faktor 10 höher. Dies berücksichtigt. Der Korrekturfaktor: Das Inventar der gelösten und sorbierten Schadstoffe (Summe) wird mit dem Korrekturfaktor multipliziert.

Über die Schaltfläche „Bodencharakterisierung“ auf der Startseite gelangt man zu der entsprechenden, zu den anderen Tools identischen Seite (Kapitel 3.6). Über die Schaltfläche „Grundwassercharakterisierung“ können Angaben zum Grundwasser gemacht werden. Mit Ausnahme des hydraulischen Gefälles sind alle weiteren Angaben lediglich informativer Art und werden im Tool nicht zur Berechnung verwendet. Über die Schaltfläche „Heterogenität“ auf der Startseite gelangt man zu dieser Seite (Kapitel 3.9). Hier können wie bei den anderen Tools Angaben zur Heterogenität des Untergrundes gemacht werden.

3.10.7.4 Sanierungsdesign

Über die Schaltfläche „Sanierungsdesign“ kommt man von der Startseite zu der entsprechenden Eingabeseite (Abbildung 46).

Parameter	Einheit	Wert
Grundeinstellungen		
Sanierungszielwert		
Sanierungszielwert	Summe LCKW	µg/L 20
Sanierungszielwert	Summe AKW	µg/L 20
Sanierungszielwert	Summe Oxigenate	µg/L 100
Sanierungszielwert	Summe n-Alkane	µg/L 100
Sanierungsdesign		
Sanierungsfläche	A	m ² 200
Mächtigkeit Aquifer	M	m 7
Breite des Schadens in Fließrichtung	B	m 10
Absenkung	s	m 1,5
Reichweite Absenkung je Brunnen	R	m 14
Brunnenradius	r	m 0,1
Anzahl benötigter Sanierungsbrunnen	N _B	[-] 1
Maximale Ergiebigkeit des Brunnens	Q	m ³ /h 2
Auswahl Schadstoff		
Auswahl Schadstoff		Summe AKW

Abbildung 46: Seite Sanierungsdesign (Tool Pump and Treat)

Hier erfolgt zunächst die Eingabe der projektspezifischen Sanierungszielwerte. Die Größe der kontaminierten Fläche, die Mächtigkeit des Aquifers und die Breite des Schadens (Herd oder Fahne) in Fließrichtung wird automatisch von der Seite „Schadstoffbelastung“ übernommen. Die weiteren Parameter:

- Absenkung
- Reichweite der Absenkung je Brunnen
- Anzahl benötigter Sanierungsbrunnen
- Maximale Ergiebigkeit des Brunnens

stehen in einer engen Abhängigkeit untereinander. Für das Tool wird angenommen, dass die Reichweite des Abpumpens durch die Reichweite der Absenkung gegeben ist. Damit entsteht eine Einflussfläche. Die Fläche der Belastung dividiert durch die Einflussfläche ergibt die Anzahl der erforderlichen Brunnen. Wird die Absenkung erhöht, wird auch die Reichweite der Absenkung erhöht und die Anzahl der erforderlichen Grundwasserentnahmebrunnen vermindert. Eine Erhöhung der Absenkung bedingt vereinfacht auch eine höhere Grundwasserentnahmerate. Die Verhältnisse untereinander sind nicht linear. Daher ist im Tool nur die Variierung der Absenkung möglich.

Diese sollte 20 % der Aquifermächtigkeit nicht überschreiten. Über die Variierung der Absenkung kann die Anzahl der Förderbrunnen beeinflusst werden. Die erforderliche Reichweite der Absenkung, die Anzahl der notwendigen Grundwasserentnahmebrunnen und die zugehörige Grundwasserentnahmerate werden automatisch berechnet. Der Brunnenradius ist fest auf 0,1 m eingestellt.

Über die Schaltfläche „Grundeinstellungen“ können die in den weißen Zellen vorgenommenen Überschreibungen wieder zurückgesetzt werden. Mit der Schaltfläche „Auswahl Schadstoffe“ öffnet sich ein neues Fenster und es kann eine der folgenden Schadstoffgruppen ausgewählt werden

- Summe LCKW

- Summe AKW
- Summe n-Alkane
- Summe Oxigenate

Die getroffene Auswahl wird dann in der Zelle darunter angezeigt.

Die Schaltfläche „Auswahl Schadstoffe“ ist immer dann zu betätigen, wenn zuvor Änderungen (beispielsweise Schadstoffbelastung oder Schadensgeometrie) vorgenommen wurden, da mit dieser Schaltfläche die relevanten Daten der Berechnung übergeben werden. Dies gilt auch, wenn schon die gewünschte Schadstoffgruppe eingestellt ist.

3.10.7.5 Berechnung der Sanierungsdauer

Mit der Schaltfläche „Berechnung Sanierungsdauer“ auf der Startseite gelangt man auf die Seite „Sanierungsdauer“ (Abbildung 47).

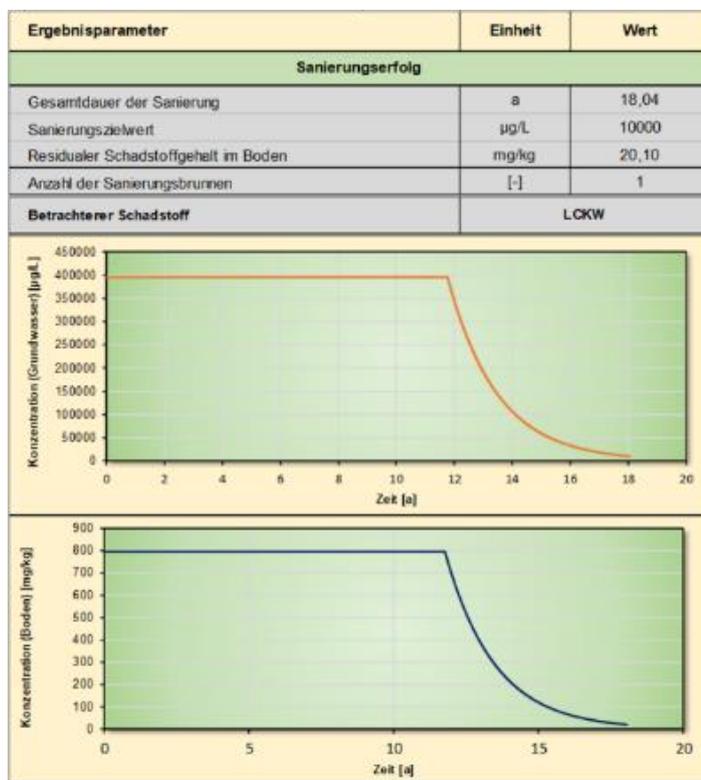


Abbildung 47: Seite Sanierungsdauer (Tool Pump and Treat)

Wenn über mehrere Jahre hinweg keine signifikante Abnahme der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser ausgegeben wird, ist dies der Tatsache geschuldet, dass zunächst die residuale Schadstoffphase eliminiert wird. Solange diese vorhanden ist, werden die im Grundwasser ausgetragenen Schadstoffe aus der Phase wieder aufgefüllt. Ist die residuale Phase erschöpft, beginnen auch die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser zu sinken.

3.10.8 Bodenluftabsaugung

3.10.8.1 Grundlagen des Sanierungsverfahrens

Die Bodenluftabsaugung ist ein Verfahren zur Dekontamination der ungesättigten Bodenzone beim Vorliegen flüchtiger Schadstoffe. Wichtige Parameter, die Einfluss auf die Sanierungsfähigkeit eines Schadens mittels Bodenluftabsaugung

haben, sind beispielsweise die Heterogenität des Bodens, dessen Permeabilität und Wassergehalt sowie die Flüchtigkeit der Schadstoffe.

Zur Sanierung wird durch die Bodenluftabsaugung an einem Bodenluftbrunnen eine gerichtete Luftströmung im Porenraum des Bodens induziert. Dieses erzeugt im Brunnen einen Unterdruck, sodass aufgrund des entstehenden Druckgradienten die Luft aus der Umgebung in Richtung des Absaugbrunnens strömt. Die abgesaugte Bodenluft wird an die Oberfläche geführt und dort vor Ort dekontaminiert (gereinigt). Weitere Details zum Verfahren finden sich in Anhang 7.

3.10.8.2 Randbedingungen

Es gelten prinzipiell die gleichen Randbedingungen und Vereinfachungen wie beim *Pump-and-Treat* (Kapitel 3.10.7; zu allgemeinen Einschränkungen s. Kapitel 3.3):

- Der Untergrund im Sanierungsbereich wird bei der Sanierungsdauerabschätzung zunächst als homogen angesehen und enthält nur poröse Medien. Festgestein und Kluffgestein werden nicht betrachtet.
- Die Bodenfeuchtigkeit und die Temperatur sind über den gesamten Raum sowie zu jedem Zeitpunkt konstant und wurde auf 15 °C eingestellt.
- Aufgrund der im natürlichen Boden vorhandenen Feuchtigkeit wird davon ausgegangen, dass kein direkter Stofftransfer zwischen den am Feststoff gebundenen Schadstoffen und der Bodenluft auftritt. Der Stofftransfer beschränkt sich auf Bodenhaftwasser → Gasphase.
- Zu Beginn der Sanierung haben sich die Schadstoffe bereits vollständig ausgebreitet und die Konzentration in der wässrigen und festen Phase steht zueinander im Sorptionsgleichgewicht.
- Die Schadstoffkonzentration im Boden wird als flächenrepräsentativer Wert für den gesamten Sanierungsbe- reich angenommen.
- Es wird immer nur eine Schadstoffgruppe als Gemisch betrachtet. Das Schadstoffgemisch wird dabei als eine homogene Substanz angesehen, deren Eigenschaften sich aus den Anteilen der Einzelstoffe und den zugehö- rigen Eigenschaften ergeben. Diese sind über die gesamte Sanierungsdauer konstant.
- Solange eine Produktphase vorliegt, findet der Stofftransfer nur zwischen dieser und der Bodenluft statt. Erst nachdem diese Phase erschöpft ist, tritt ein Stofftransfer zwischen dem Bodenhaftwasser und der Bodenluft auf.
- Für die Druckverteilung wird ein stationärer Zustand angenommen, der sich augenblicklich beim Starten der Simulation einstellt, sodass die Bodenluftströmung und damit die Porengasgeschwindigkeiten sowie die Darcy- Geschwindigkeiten konstant bleiben.
- Der Schadstoff wird per Advektion durch die Bewegung der Bodenluft in horizontaler Richtung zum Sanierungs- brunnen transportiert. Am Rand der Belastung strömt unbelastete Frischluft zu.
- Der Stofftransfer aus dem Grundwasser und einer Produktphase im Bereich der Grundwasseroberfläche in die Bodenluft können mit diesem Modell nicht abgedeckt werden.
- Die Schadstoffreduktion findet nur über physikalische Prozesse statt. Ein eventueller biologischer Abbau wird nicht betrachtet.
- Die durch die Bodenluftabsaugung induzierte Druckverteilung im Untergrund ist konstant und bleibt während der gesamten Sanierung unverändert.
- Das Bodenwasser und die Schadstoffphasen sind nicht mobil und werden durch den angelegten Unterdruck auch nicht mobilisiert.

Wesentlich ist auch, dass die Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft raschen Änderungen aufgrund der Druckänderungen in der Atmosphäre (und damit auch im ungesättigten Boden) unterliegen. Die Ergebnisse von

Analysen der Bodenluft stellen somit nur Momentaufnahmen dar. Daher verwendet das Tool Bodenluftabsaugung keine in der Bodenluft gemessenen Schadstoffkonzentrationen, sondern berechnet diese selbst.

3.10.8.3 Navigation und Dateneingaben

Die Navigation erfolgt wie bei den anderen Tools über die Startseite (Abbildung 48). Die einzelnen ansteuerbaren Seiten sind mit dem *Pump-and-Treat* vergleichbar mit dem Unterschied, dass Eingaben zum Grundwasser nicht erforderlich sind.

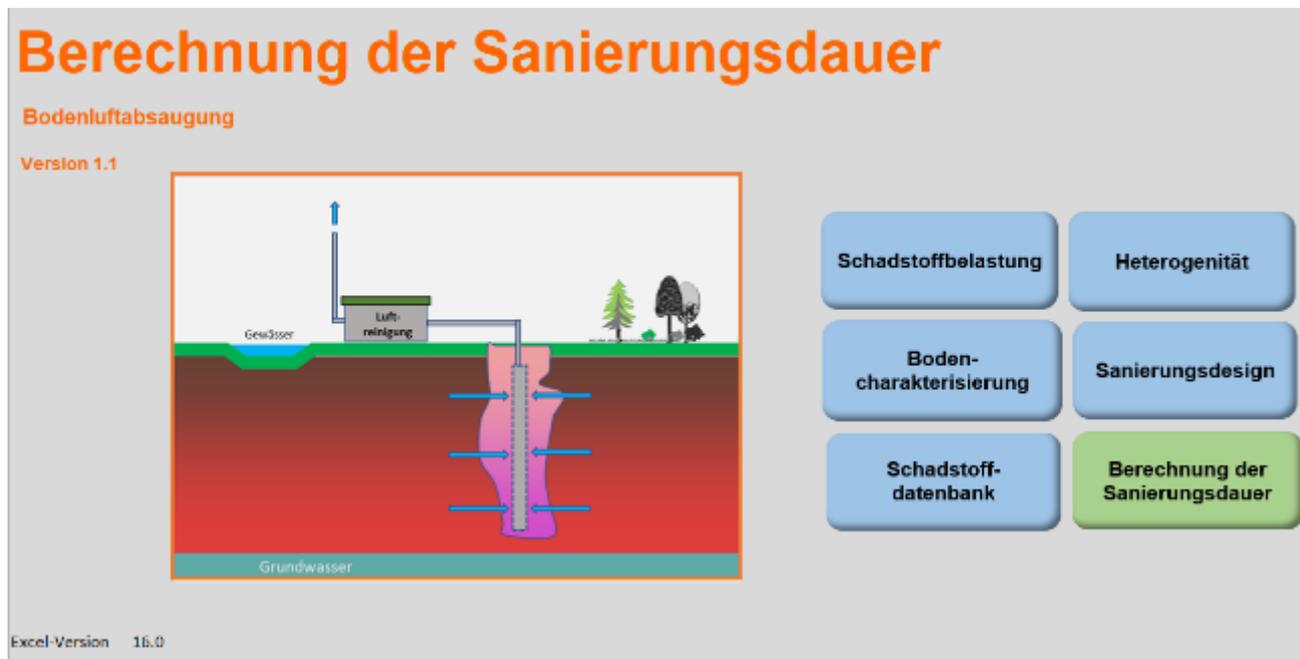


Abbildung 48: Startseite (Tool Bodenluftabsaugung)

Mit der Schaltfläche „Schadstoffbelastung“ gelangt man auf die entsprechende Seite (Abbildung 49). Hier ist die Eingabe der Schadensgeometrie erforderlich. Die Daten zum Schadstoffinventar und der Statistik der Schadstoffverteilung werden von der Unterseite „Schadstoffkonzentrationen im ungesättigten Boden“ übernommen. Zur Eingabe der Schadstoffkonzentrationen gelangt man auf diese Seite (Abbildung 50) über die entsprechende Schaltfläche.

Schadstoff	Inventar [kg]	Geometrie des Schadensherdes	Einheit	Wert	Schadstoffstatistik	Einheit	LCKW	AKW	n-Alkane
Tetrachlorethen	PCE	Mittlere Länge (Schadensherd)	m	10	Minimum	mg/kg OS	540	491	180
Trichlorethen	TCE	Mittlere Breite (Schadensherd)	m	10	Maximum	mg/kg OS	39.416	1.610	180
cis-1,2-Dichlorethen	cDCE	Fläche der Belastung	m ²	108	Median	mg/kg OS	15.451	1.142	180
trans-1,2-Dichlorethen	tDCE	Oberkante der Belastung	m u. GOK	2,0	Mittlere Konzentration (arithm.)	mg/kg OS	17.714	1.096	180
1,1-Dichlorethen	11DCE	Unterkante der Belastung	m u. GOK	2,5	Standardabweichung	mg/kg OS	20.173	473	0
Vinylchlorid	VC	Mittlere Mächtigkeit (Schadensherd)	m	0,5	MW + 2 σ	mg/kg OS	58.060	2.041	180
Tetrachlormethan	CT	Bodenlagerungsdichte	kg/L	1,5	Schadstoffinventar (mittelwertbezogen)	kg	4.710	166	15
Trichlormethan	CF	Volumen kontaminierter Boden	m ³	54	Schadstoffinventar (flächengewichtet)	kg	39	9	24
Dichlormethan	DCM	Grundwasserflurabstand	t	81	Residualphase	kg	0	0	201
1,1,1-Trichlorethan	111TCA								
1,1,2-Trichlorethan	112TCA								
1,1-Dichlorethan	11DCA								
1,2-Dichlorethan	12DCA								
LCKW									
Benzol	B								
Toluol	T								
Ethylbenzol	ETBE								
o-Xylol	oX								
m-Xylol	mX								
p-Xylol	pX								
n-Propylbenzol	nPB								
Isopropylbenzol	iPB								
o-Ethyltoluol	oET								

Schadstoffkonzentrationen im ungesättigten Boden				
<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; width: fit-content; margin: 0 auto;">Startseite</div>				

Abbildung 49: Seite Schadstoffbelastung (Tool Bodenluftabsaugung, Ausschnitt)

Schadstoffbelastung des ungesättigten Bodens																					
Zurück																			Tabelle löschen		
Mittlere Schadstoffmasse im ungesättigten Boden (Einheitsfläche) (MB) [mg/m ²]																					
Sonderung	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	Summe
Flächengrasentanz [gr]	27,04	27,04	27,04	27,04																	108,16
1,2-Tuhy/benzol	30	60	30	60																	0,04
1,2-Tuhy/benzol	120	100	120	100																	0,04
1,4-Tuhy/benzol	520	200	520	200																	0,09
1,2,3-Trinoly/benzol	33,717	237	337	337																	1,17
1,2,3-Trinoly/benzol	177,152	660	6,660	27,745																	7,62
1,2,4-Trinoly/benzol	67,144	165	1,654	2,481																	1,75
BTX	932	66		3,654																	0,42
AKW	288,232	1,150	8,991	48,874																	8,65
<i>substanzen</i>																					
n-Pentan																					0,02
n-Hexan	6,522	5,227	89,922	75,459																	4,26
n-Heptan	11,227	9,989	75,459	75,459																	5,12
n-Octan	11,227	11,697	126,322	75,459																	5,22
n-Nonan			11,697	126,322	75,459																7,92
n-Decan		40	40																		0,02
n-Undecan																					0,02
n-Dodecan	28,763	34,130	416,951	429,684																	24,26
Schadstoffgehalte im ungesättigten Boden [mg/kg OS]																					
Sonderung	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
<i>Landfallbedürftige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) (Summe 20)</i>																					
1,2-Dichloroethan																					
1,1-Dichloroethan																					
trans-1,2-Dichloroethan	5,080,10	8,952,26	90,02	22,00																	
1,1-Dichloroethan	5,080,10	8,952,26	90,02	22,00																	
1,1-Dichloroethan	5,080,10	8,952,26	90,02	22,00																	
1,1,1-Trichloroethan	5,080,10	8,952,26	90,02	22,00																	
1,1,2-Trichloroethan	5,080,10	8,952,26	90,02	22,00																	
1,1,2-Trichloroethan	5,080,10	8,952,26	90,02	22,00																	
1,1,1-Trichloroethan																					
1,1,2-Trichloroethan																					
1,2-Dichloroethan																					
LCKW	30,261,25	28,418,10	540,00	540,00																	
<i>(Mikrobiologische Kohlenwasserstoffe (MKW))</i>																					
Benzol	40,00	120,00	200,00	400,00																	

Abbildung 50: Seite Belastung ungesättigter Boden (Tool Bodenluftabsaugung, Ausschnitt)

Auf der Seite „Belastung ungesättigter Boden“ ist sowohl im oberen Bereich die Eingabe der zuvor manuell berechneten mittleren Schadstoffmasse im ungesättigten Boden (Einheitsfläche) (MB) [mg/m²] als auch im unteren Teil Einzelbefunde (Schadstoffgehalte im ungesättigten Boden in mg/kg OS) möglich. Für eine Berechnung sind die Einzelbefunde nicht zwingend erforderlich. Erfolgt hier keine Eingabe, werden lediglich auf der Seite „Schadstoffbelastung“ keine statistischen Daten zur Schadstoffverteilung ausgegeben.

Über die Schaltfläche „Bodencharakterisierung“ auf der Startseite gelangt man zu der entsprechenden, zu den anderen Tools identischen Seite (Kapitel 3.6). Bei der Durchlässigkeit handelt es sich um die hydraulische Durchlässigkeit des ungesättigten Bodens, daraus wird die Gaspermeabilität im Tool automatisch berechnet. Auch alle anderen Parameter beziehen sich auf den ungesättigten Boden.

Über die Schaltfläche „Heterogenität“ auf der Startseite gelangt man zu dieser Seite (Kapitel 3.9). Hier können wie bei den anderen Tools Angaben zur Heterogenität des Untergrundes gemacht werden.

3.10.8.4 Sanierungsdesign

Auf der Seite Sanierungsdesign (Abbildung 51) können die Sanierungszielwerte eingegeben werden. Sollen bestimmte Schadstoffgruppen nicht betrachtet werden, ist dafür auch keine Eingabe erforderlich. Die Angaben in den grauen Zellen werden automatisch berechnet. Die Länge der Filterstrecke des Sanierungsbrunnens ergibt sich aus der Differenz zwischen Unter- und Oberkante des Schadens (Seite Schadstoffbelastung). Sie sollte 5 m nicht überschreiten. Bei mächtigeren Bereichen sollten die Bodenluft-Absaugbrunnen als Mehrfachfilter betrachtet und für jeden einzelnen vertikalen Filterbereich eine eigene Sanierungsberechnung durchgeführt werden.

Die Anzahl der erforderlichen Bodenluftabsaugbrunnen wird auf Grundlage des Konzeptes zur kritischen Poren-geschwindigkeit (Kapitel 3.10.8.1) automatisch berechnet. Es ist zunächst die Angabe des an den Bodenluftabsaugbrunnen angelegten Unterdrucks erforderlich. Wird dieser erhöht, steigt die Reichweite und die Anzahl der erforderlichen Bodenluftabsaugbrunnen sinkt. Dies bedeutet, dass im Fall, dass das Programm eine zu hohe Anzahl von erforderlichen Absaugbrunnen berechnet, der Unterdruck erhöht werden muss, um zu einer realisierbaren Brunnenzahl zu kommen. Es kann der Fall auftreten, dass über weite Druckbereiche sich die Anzahl der erforderlichen Bodenluftabsaugbrunnen zunächst nicht ändert. Bei Betätigung der Schaltfläche „Auswahl Schadstoff“ öffnet sich ein Auswahlfenster (Abbildung 52).

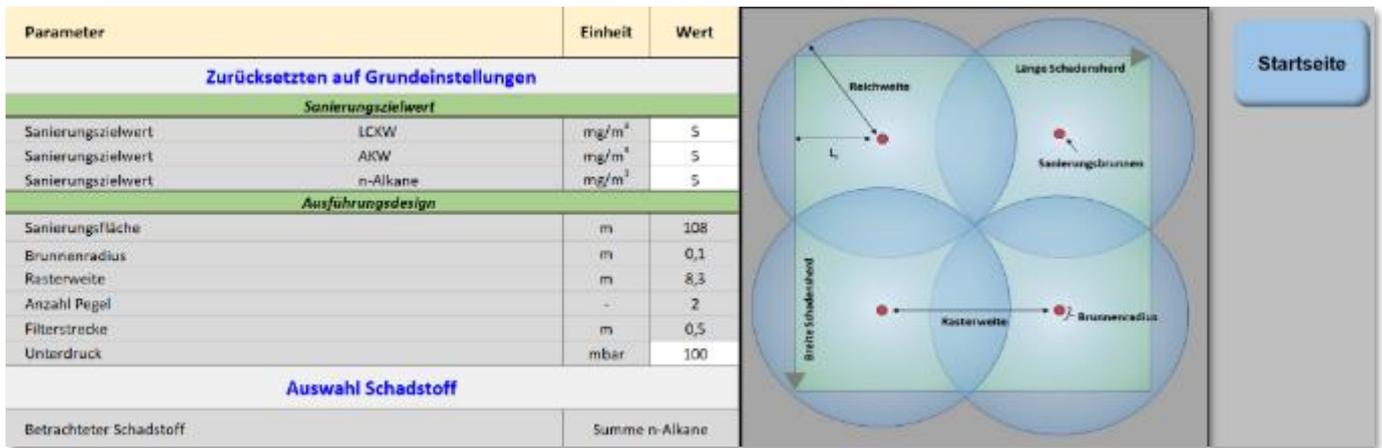


Abbildung 51: Seite Sanierungsdesign (Tool Bodenluftabsaugung)

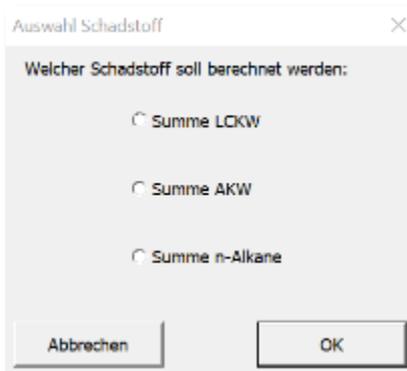


Abbildung 52: Seite Sanierungsdesign: Auswahl der Schadstoffe (Tool Bodenluftabsaugung)

Die Schaltfläche „Auswahl Schadstoffe“ ist immer dann zu betätigen, wenn zuvor Änderungen (beispielsweise Schadstoffbelastung oder Schadensgeometrie) vorgenommen wurden, da mit dieser Schaltfläche die relevanten Daten der Berechnung übergeben werden. Dies gilt auch, wenn schon die gewünschte Schadstoffgruppe eingestellt ist.

Dabei werden die jeweiligen physikochemischen Parameter zunächst auf Basis des molekularen Anteils der Einzelverbindung als Mittelwert für die Schadstoffgruppe berechnet. Dies dauert einige Sekunden. Über die Schaltfläche „Zurücksetzen auf Grundeinstellung“ werden die in Abbildung 51 in den weißen Zellen gezeigten Werte wiedereingesetzt und damit die vorhergehenden Einstellungen gelöscht.

3.10.8.5 Berechnung der Sanierungsdauer

Mit der Schaltfläche auf der Startseite „Berechnung der Sanierungsdauer“ werden die Berechnungen gestartet und die Seite „Sanierungsdauer“ eingeblendet.

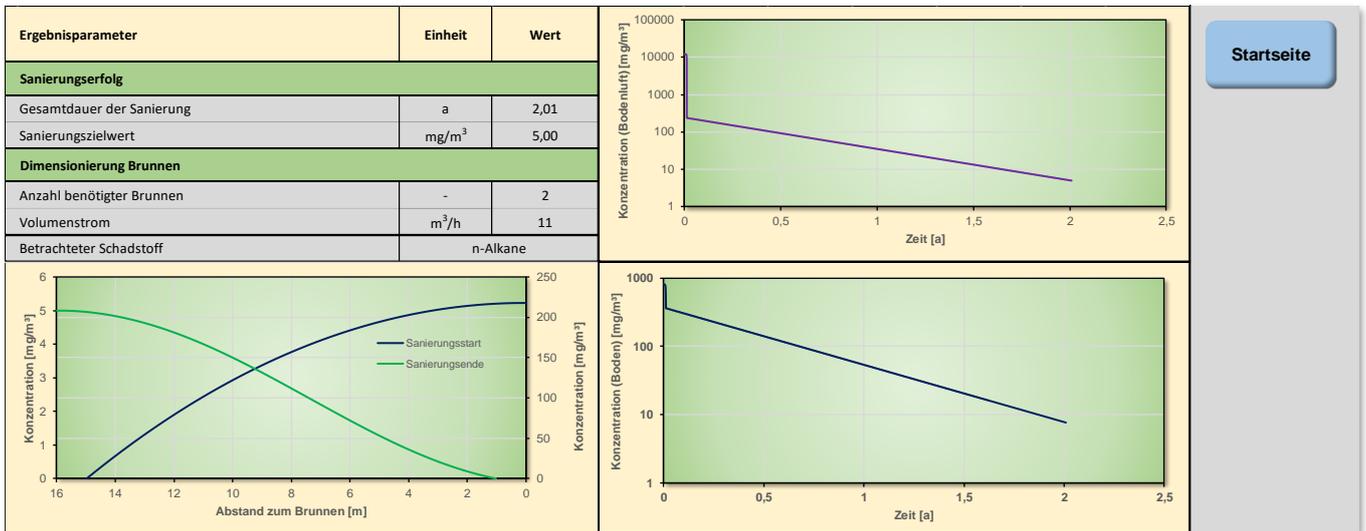


Abbildung 53: Seite „Sanierungsdauer“ (Bodenluftabsaugung)

Beim Start der Berechnung, kann es einige Minuten in Anspruch nehmen, bevor die Ergebnisse auf der Seite „Sanierungsdauer“ angezeigt werden. Die Bodenluft, die durch den Boden in Richtung des Sanierungsbrunnens strömt, weist beim Eintritt in den Sanierungsbereich am äußersten Rand keine Schadstoffbelastung auf. Sobald die Bodenluft mit dem kontaminierten Untergrund in Kontakt tritt, findet ein Schadstoffaustrag zwischen der Schadstoffphase oder dem Bodenhaftwasser und der Bodenluft statt. Das bedeutet, dass rechnerisch ein Konzentrationsgradient zwischen der Bodenluft und der wässrigen Phase (Boden-Haftwasser) erzeugt und damit ein Stofftransfer (limitiert durch die molekulare Diffusion) in der ungesättigten Bodenzone initiiert wird. Die Berechnung bricht ab, sobald der gewünschte Sanierungszielwert in der Bodenluft erreicht wird. Die entsprechenden Ergebnisdaten werden auf der Seite „Sanierungsdauer“ ausgegeben in Form von drei Grafiken. Der Schadstoffgehalt im Boden verringert sich mit fortlaufender Sanierungsdauer und ist abhängig von dem Schadstoffaustrag durch die abgesaugte Bodenluft. Ausgegeben wird auch u. a. die berechnete Sanierungsdauer bis zum Erreichen des Sanierungszielwertes und die Anzahl der benötigten Bodenluftabsaugbrunnen wird angezeigt. Wird die Bodenluftabsaugung vor dem Erreichen des Sanierungszielwertes abgeschaltet, wird theoretisch die verbliebene Konzentration im Boden beibehalten (kein Rebound).

4 Schlussfolgerungen und Forschungsbedarf

Bei der Erstellung der Tools zur Abschätzung der Sanierungsdauer und der nachfolgenden Plausibilitätsprüfung an konkreten Sanierungsprojekten haben sich einige Kenntnisse ergeben, die für die weitere Altlastenbearbeitung von Bedeutung sind. Es wurden erhebliche Defizite in der Erfassung der bodengebundenen Schadstoffkonzentrationen in der wassergesättigten Zone festgestellt. Aus den Konzentrationen der gelösten Schadstoffe im Grundwasser lassen sich die Konzentrationsverhältnisse für das 2-Phasen-System „gelöste Schadstoffe“, „bodengebundene Schadstoffe“ und „Schadstoffe in residualer Phase“ nicht berechnen. Somit ist es auch nicht möglich, ein Schadstoffinventar zu berechnen. Im Tool mussten daher Abschätzungen vorgenommen werden. Die Kenntnis des Schadstoffinventars ist jedoch unerlässlich, um den Aufwand für eine Sanierung abschätzen zu können.

Viele Verfahren sind auch über stöchiometrische Faktoren mit der Schadstoffmasse verbunden (z. B. Menge Oxidationsmittel oder Elektronenakzeptor). Da die zeitliche Zufuhr begrenzt ist, geht das Inventar eindeutig in die erforderliche Sanierungsdauer und damit auch in die Kosten für die Sanierung mit ein. Vor diesem Hintergrund sollte insbesondere die Bestimmung der Konzentrationen bodengebundener Schadstoffe in der gesättigten Bodenzone in der Erkundung berücksichtigt werden. Die erhaltenen Ergebnisse führen zu einer erhöhten Sicherheit hinsichtlich des Sanierungsdesigns und damit auch der verbundenen Zeit sowie der Kosten.

Die gewonnenen Erkenntnisse aus der Erstellung der Tools hinsichtlich der Ermittlung der Sanierungsdauer betreffen zusammengefasst höhere Anforderungen an die Erkundung bezüglich:

- bodengebundene Schadstoffgehalte in Grundwasserleiter,
- Inventarberechnungen,
- Analyse der fOC an Bodenproben aus dem gesättigten Bereich,
- Bestimmung der Heterogenität, beispielsweise mittel DP-CPT und
- Bestimmung des unproduktiven Substratbedarfs in Laborversuchen.

Die Erprobung der Tools an fiktiven und realen Projekten hat gezeigt, dass die Nichtberücksichtigung einer fachlich fundierten Ermittlung der Sanierungsdauer zu falschen Kostenschätzungen und damit verbunden zu fehlerhaften Entscheidungen bezüglich des geeigneten Sanierungsverfahrens führen kann (z. B. unzureichende Berücksichtigung von residualen Phasen). Diese Betrachtung führt zu den sogenannten Anwendungsbereichen (*Operating Windows*). Vereinfacht ausgedrückt ist ein Anwendungsbereich ein Bereich eines Parameters, in dem das jeweilige Verfahren gut und kosteneffizient anwendbar ist. Beispielsweise bei dem Parameter pH-Wert und dem mikrobiellen Abbau wäre der Anwendungsbereich der Bereich pH 6 – 8. Darüber oder darunter ist der Abbau gehemmt. Angewandt auf die hier erstellten Tools spielt nur der Anwendungsbereich für „Schadstoffgehalt einschließlich residualer Sättigung“ eine Rolle. Liegt dieser Parameter zu hoch, ist die entsprechende Sanierung nicht sinnvoll durchführbar.

Somit dienen die erstellten Tools nicht nur zur Schätzung der voraussichtlichen Dauer einer Sanierung, sondern auch zu Überprüfung, ob die Standortbedingungen innerhalb des Anwendungsbereichs liegen, d. h. ob der Aufwand für die Injektionen und die Sanierungsdauer noch akzeptabel sind. Mit den Tools können auch verschiedene Verfahren verglichen werden mit dem Ziel, die kostengünstigste Sanierungsvariante zu ermitteln. Hinsichtlich der Quantifizierung der *Operating Windows* besteht jedoch noch erheblicher Forschungsbedarf.

5 Literaturverzeichnis

- ADAMSON, D.T., NEWELL, C.J. (2009): Support of source zone bioremediation through endogenous biomass decay and electron donor recycling. *Bioremediation Journal* 13, 29-40.
- ALVIM-FERRAZ, M.D.A., ALBERGARIA, J.T., DELERUE-MATOS C. (2006): Soil remediation time to achieve clean-up goals I: Influence of natural organic matter and water contents, *Chemosphere* 62, 853-860.
- ALVIM-FERRAZ, M.D.A., ALBERGARIA, J.T., DELERUE-MATOS C. (2006): Soil remediation time to achieve clean-up goals II: Influence of natural organic matter and water contents, *Chemosphere* 64, 817-825.
- ARCADIS Deutschland GmbH, TAUW GmbH, LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2015): Ermittlung fachtechnischer Grundlagen zur Vorbereitung der Verhältnismäßigkeitsprüfung von langlaufenden Pump-and-Treat-Maßnahmen. Entwicklung einer standardisierten Vorgehensweise. Hgb.: LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- ARMSTRONG, J. E., FRIND, E. O., MCCLELLAN, R. D. (1994): Nonequilibrium mass transfer between the vapor, aqueous, and solid phases in unsaturated soils during vapor extraction: *Water Resources Research* 30, 355-368.
- BARNES, D.L. (2003) Estimation of operation time for soil vapor extraction systems, *Journal of Environmental Engineering* 129, 873–878.
- BASHAM, D., WRIGHT, J. W., FERGUSON, K. I., MOY, G. (2006): Unified facilities criteria (UFC) design, In Situ Thermal Remediation, Washington: Department of Defense.
- CHAPELLE, F.H., WIDDOWSON, M.A., BRAUNER, J.S., MENDEZ III, E., CASEY, C.C. (2003): Methodology for estimating times of remediation associated with Monitored Natural Attenuation. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 03 – 4057.
- CHRIST, A. (2014): Airsparging in einem heterogenen Aquifer am Niederrhein – Pilotversuch zur Evaluierung der dreidimensionalen Luftverteilung und Sauerstoff-Transferraten, Masterarbeit, Institut für Geologie und Paläontologie – Angewandte Geologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Münster.
- CHRISTENSEN, T. H., BJERG, P. L., BANWART, S. A., JAKOBSEN, R., HERON, G., ALBRECHTSEN, H.-J. (2000): Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes, *Journal of Contaminant Hydrology*, 45, 165-241.
- DIGIULIO, D.C., VARADHAN, R. (2001): Development of Recommendations and Methods to Support Assessment of Soil Venting Performance and Closure: U.S. EPA, Washington, D.C., EPA/600/R-01/070. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryID=74386 (04.09.2019).
- DIGIULIO, D.C., VARADHAN, R. (2001): Limitations of ROI testing for venting design: description of an alternative approach based on attainment of a critical pore-gas velocity in contaminated media. *GWMR Winter* 2001, 97-114.
- DÖRR, H., HETTLER, A., REIERSLOH, D., BRAUNS, J., WEHRLE, K., SCHMIDT, B., MAIER, D., NEUMAYR, V. KRAUSE, I., KÜSTNER, J., OTTENSTEIN, J., HÖTZL, H., NAHOLD, M., ZIPFEL, K., PFEIFER, R. MENIG, M. (1995): Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren. Hrgb. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. <http://fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/10038/?COMMAND=DisplayBericht&FIS=161&OBJECT=10038&MODE=META DATA> (04.09.2019).
- ESTCP (2008a): Estimating cleanup times associated with combining source-area remediation with Monitored Natural Attenuation. Cost and Performance Report (ER-0436).
- ESTCP (2008b): Cost and performance report, estimating cleanup times associated with combining source-area remediation with Monitored Natural Attenuation. https://frtr.gov/costperformance/pdf/remediation/TAR_Est_Cleanup_Times_ESTCP.pdf (23.02.2017)
- FAROUKI, O.T. (1981): Thermal properties of soils, United States Army Corps of Engineers, Hanover, New Hampshire, USA, 1981. <https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a111734.pdf> (04.09.2019).
- HEINZEL, M. (2006): Altstandortsanierung und Flächenrecycling in Bayern – Daten, Zahlen, Fakten – Augsburg – ISBN 3-936385-90-4, Hg: Bayerisches Landesamt für Umwelt, 86179 Augsburg.

- https://www.lfu.bayern.de/altlasten/altlasten/sanierung_und_ueberwachung/doc/sanierungsbroschuere.pdf
(15.01.2017)
- HELD, T. (2012): Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. Auswertung von Fällen mit *In-situ*-Anwendungen in der gesättigten Zone bei der Altlastenbearbeitung (Folgeprojekt)(Projekt B 3.10)
http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B_3.10/index.jsp
- HELD, T. (2014): *In-situ*-Verfahren zur Boden- und Grundwassersanierung, Wiley-VCH, 69451 Weinheim.
- HIESTER, U. (2009): Technologieentwicklung zur *In-situ*-Sanierung der ungesättigten Bodenzone mit festen Wärmequellen, Dissertation, in: Mitteilungen, Heft 178, Stuttgart: Eigenverlag des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart.
- HIESTER, U., MÜLLER, M., ROLAND, U. (2011): Leitfaden Thermische *In-situ*-Sanierungsverfahren (TIsS) zur Entfernung von Schadensherden aus Boden und Grundwasser, Leipzig: Task Leipzig - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH.
- HIESTER, U., WOLF, M. (2016): Thermische *in-situ* Sanierung von CKW und BTEX – Konventionelle Sanierung auf dem Prüfstand, in: Altlasten - annual 2016, 2017, Wiesbaden: Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, S. 57-67.
- HÖLTING, B., COLDEWEY, W. (2013): Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie: Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- JUHASZ, A.L., ALEER, S., ADETUTU, E.M. (2014) Predicting PAH bioremediation efficacy using bioaccessibility assessment tools: Validation of PAH biodegradation - bioaccessibility correlations. *International Biodeterioration & Biodegradation* 95, 320-329.
- KALERIS, V. CROISE, J (1997): Estimation of cleanup time for continuous and pulsed soil vapor extraction, *Journal of Hydrology* 194, 330–356.
- KORA (2008): Leitfaden - Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten, KORA-Themenverbund 3: Chemische Industrie und Metallverarbeitung, Herausgeber: Grandel, S., Dahmke, A., Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Geowissenschaften.
- KOSCHITZKY, H.-P., TRÖTSCHLER, O. (2016): Thermische *In-situ*-Sanierung: Grundlagen und Fallbeispiele, in: Fachtagung *In-situ*-Sanierung von Altlasten, BAFU (Hrsg.): *In-situ*-Sanierung von Altlasten – ökologisch und ökonomisch sinnvoll. Erfahrungen und gute Praxis aus der Schweiz und dem benachbarten Ausland (14. September 2016, Biel, Schweiz), Bern: Bundesamt für Umwelt.
- KUCHLING, H. (2014): Taschenbuch der Physik, 21. Auflage, München: Fachbuchverlag Leipzig im Carl Hanser Verlag.
- KUO, J. (1998): *Practical design calculations for groundwater and soil remediation*. 2nd ed. CRC Press
- KUO, J. (2014): *Practical Design Calculations for Groundwater and Soil Remediation*, Second Edition: Taylor and Francis, Hoboken.
- Landesumweltamt NRW (2001): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Arbeitshilfe Bodenluftsanierung. https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_commercedownloads/malbo13_web.pdf
(16.01.2017)
- LORENZ, D., GASS, M., STUPP, D. (2008) Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Auswertung internationaler Fachliteratur zu *in-situ* Anwendungen in der gesättigten Zone bei der Altlastenbearbeitung.
http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B_1.07/LFP_1_07_Literaturstudie.pdf (15.01.2017)
- MANOLI, G., CHAMON, J. C., BJERG, P. L., SCHEUTZ, C., BINNING, P. J., & BROHOLM, M. M. (2012): A remediation performance model for enhanced metabolic reductive dechlorination of chloroethenes in fractured clay till. *Journal of Contaminant Hydrology* 131, 64-78.
- MATTES, T. E., ALEXANDER, A. K., & COLEMAN, N. V. (2010): Aerobic biodegradation of the chloroethenes: pathways, enzymes, ecology, and evolution. *FEMS Microbiol Rev* 34, 445 - 475.
- MENDEZ, E. ET AL. (2004) Natural Attenuation Software (NAS): a computer program for estimating remediation times of contaminated groundwater, *Development and Application of Computer Techniques to Environmental Studies* X, G. Latini, G. Passerini & C. A. Brebbia (Eds) WIT Press, www.witpress.com, ISBN 1-85312-718-3

- MENDEZ, E., WIDDOWSON, M., BRAUNER, S., CHAPELLE, F., CASEY, C. (2004): Natural Attenuation Software (NAS): a computer program for estimating remediation times of contaminated groundwater, development and application of computer techniques. In: Environmental Studies X, G. Latini, G. Passerini, C.A. Brebbia (Eds.) WIT Press.
- MERCER, J.W., SKIPP, D.C., GIFFIN, D. (1990): Basics of pump-and-treat ground-water remediation technology. EPA/600/8-90/003.
- SHETA, H. (1999): Simulation von Mehrphasenvorgängen in porösen Medien unter Einbeziehung von Hysterese-Effekten: Universität Stuttgart, Dissertation, ISBN: 3-933761-03-4
- SIEGRIST, R.L., CRIMI, M., SIMPKIN, T.J. (2011): In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation. SERPD ESTCP (Ed.). Springer-Verlag New York, 2011. Vols. Environmental Remediation Technology, Vol. 3.
- SUTHERSAN, S. S., HORST, J., SCHNOBRICH, M., WELTY, N., MCDONOUGH, J. (2016): Remediation Engineering: Design Concepts, Second Edition, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.
- VOGEL, T. M. (1994). Natural bioremediation of chlorinated solvents. NORRIS, R.D. Matthews Handbook of bioremediation, S. 201 - 225.

Anhang 1: Heterogenität

In Abbildung 54 ist der k_f -Index gegenüber der Tiefe für drei verschiedene Standorte aufgetragen. Zunächst wird die Sondertiefe (= Summe aller tiefenorientierten Messintervalle) sowie die Summe aller Messwerte auf 1 normiert. Anschließend wird die jeweilige Kumulierung der Messwerte gegeneinander aufgetragen. Dadurch erhält man die sogenannte Lorenz-Kurve. Sind alle Messwerte gleich (vollkommene Homogenität), wird eine Diagonale erhalten. Je mehr die Kurve gegenüber der Diagonalen baucht, desto größer ist die Heterogenität. Diese kann zudem in Zahlen ausgedrückt werden. Per Definition ist der sogenannte GINI-Koeffizient (auch als Lorenz-Koeffizient, L_C , bezeichnet) gleich der Fläche zwischen der Kurve und der Diagonalen multipliziert mit 2. Der L_C kann damit Werte zwischen 0 (vollkommen homogen) und 1 (maximal heterogen) annehmen. Die Lorenz-Kurve für die drei Standorte ist Abbildung 54 (rechts) gezeigt. Auf den ersten Blick erscheint nach dem Verlauf des k_f -Index die Kurve des Standortes 3 heterogener als die des Standortes 2. Bei dem Standort 2 verursacht jedoch der große Wertesprung zwischen dem oberen gut durchlässigen und dem unteren schlechter durchlässigen Bereich (Grundwasserstauer) eine hohe Heterogenität. Für die Auswertung sollte daher der Betrachtungsraum auf den eigentlichen Grundwasserleiter beschränkt werden.

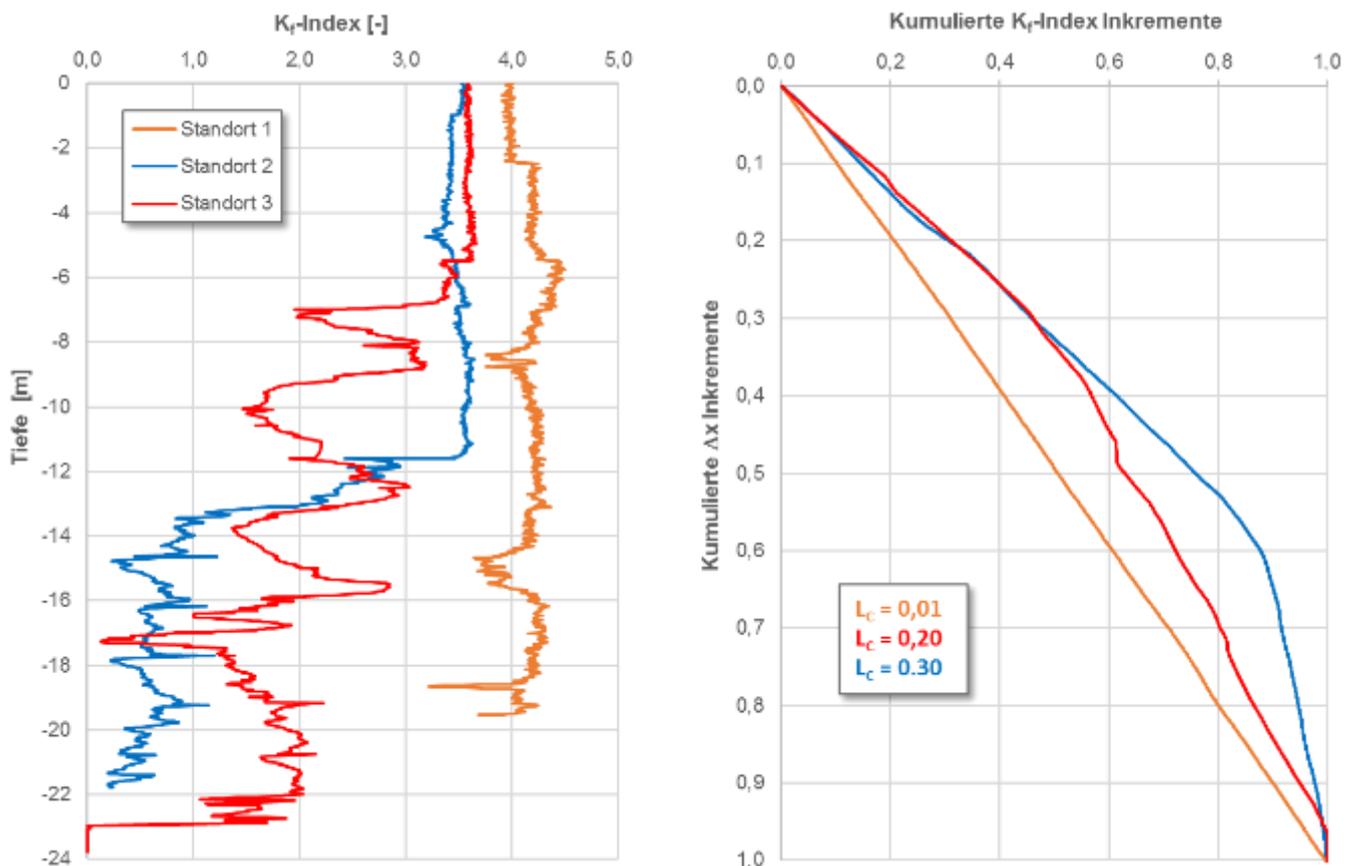


Abbildung 54: Heterogenitätsprofile (links) und korrespondierende Lorenz-Kurve (rechts)

Anhang 2: Grundlagen des biologischen Abbaus nicht-chlorierter Verbindungen

Der Abbau der Schadstoffe erfolgt durch Bakterien, wobei deren Enzyme als Katalysatoren der Abbaureaktion dienen. Der Schadstoffabbau kann generell unterteilt werden in:

- produktiver Abbau und
- Cometabolismus.

Beim produktiven Abbau gewinnen die Bakterien aus dem Abbau der Schadstoffe Energie und Zellbaustoffe. Der produktive Abbau führt in der Regel zu einer vollständigen Mineralisierung der organischen Stoffe. Cometabolismus beschreibt einen Prozess, bei dem Mikroorganismen durch ihre meist unspezifischen Enzyme den Schadstoff teilweise abbauen, aber aus diesem Prozess keine Energie gewinnen können. Dieser Vorgang findet parallel zum Abbau des eigentlichen Nährsubstrat statt. Im vorliegenden Tool wird lediglich der produktive Abbau berücksichtigt. Hierfür benötigen die Bakterien:

- eine Energiequelle (hier: Elektronenakzeptor; EA)
- eine Kohlenstoffquelle, um organische Masse aufzubauen (hier: Schadstoff)
- mineralische Nährstoffe wie Stickstoff oder Phosphor.

Des Weiteren gibt es mehrere Faktoren, die die Aktivität der Bakterien steuern. Zu den wichtigsten zählen der pH-Wert, die Bodentemperatur, das Nährstoffangebot sowie die Elektronenakzeptoren und das Redoxpotential. Diese Faktoren fallen für verschiedene Bakterien unterschiedlich aus. Bei den wichtigsten Vertretern der mikrobiellen Sanierung liegt das Optimum bei einem neutralen pH-Wert und einer Temperatur von etwa 10 °C, was vielen Grundwasserleitern entspricht. Weitere Details finden sich bei Suthersan et al. (2016) und Held (2014). Der mikrobielle Abbau wird maßgeblich durch die Anwesenheit verschiedener Elektronenakzeptoren gesteuert. Diese Reaktionen werden auch als terminale Elektronenakzeptoren-Prozesse (TEAP) bezeichnet. Bei jeder Reaktion werden die Schadstoffe letztendlich zu CO₂ und H₂O oxidiert, während der Elektronenakzeptor reduziert wird. Vereinfacht ist dies in Abbildung 55 dargestellt (Held 2014).

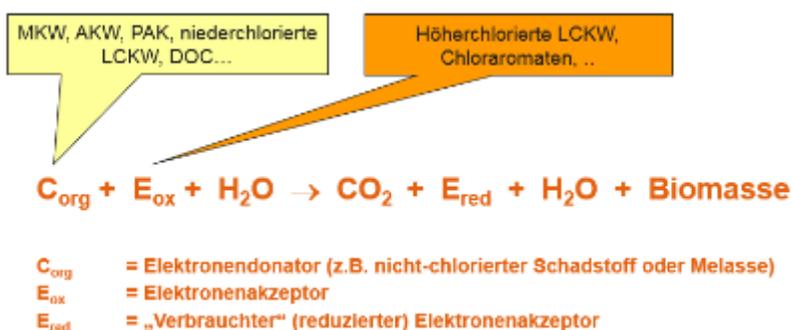


Abbildung 55: Mikrobieller Abbau (Redoxreaktion)

In der Gleichung stellt C_{org} die Kohlenstoffquelle und gleichzeitig den zu oxidierenden Schadstoff dar. EA_{ox} bezeichnet den ursprünglichen Elektronenakzeptor und EA_{red} den verbrauchten Elektronenakzeptor. Im Fall des mikrobiellen Abbaus von (höher)chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) agiert der Schadstoff als Elektronenakzeptor. Eine Zugabe von Elektronendonatoren ist daher erforderlich (Kapitel 3.10.4). Daher werden an dieser Stelle lediglich die Schadstoffe betrachtet, die mikrobiell unter Zehrung der Elektronenakzeptoren produktiv abbaubar sind.

Für die Tools sind dies:

- Vinylchlorid
- BTEX (AKW)
- n-Alkane
- Oxigenate.

Als Elektronenakzeptoren kommen eine Reihe von Verbindungen in Frage (Tabelle 3). Die Zehrung eines Elektronenakzeptors erfolgt entsprechend einem sinkenden Energiegewinn vereinfacht nur dann, wenn der in der Tabelle weiter obenstehende Elektronenakzeptor aufgebraucht ist. So findet zuerst die aerobe Atmung mit Hilfe von Sauerstoff als Elektronenakzeptor statt. Im Anschluss folgen die anaerobe Atmung mit Denitrifikation, Mangan-Reduktion, Eisen-Reduktion und Sulfat-Reduktion. Am Ende der Abfolge steht die Fermentation mit der Methanogenese (Christensen et al. 2000). In der heterogenen Natur sind diese Prozesse nicht immer vollständig voneinander getrennt.

Tabelle 3: Terminale Elektronenakzeptor-Prozesse

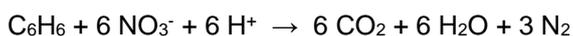
Terminale Elektronenakzeptoren		Prozess
EA _{ox}	EA _{red}	
O ₂	H ₂ O	Aerobe Atmung
NO ₃ ⁻	N ₂	Denitrifikation
Mn(IV)	Mn(II)	Manganreduktion
Fe(III)	Fe(II)	Eisenreduktion
SO ₄ ²⁻	S ²⁻	Sulfatreduktion
CO ₂	CH ₄	Methanogenese

Unter sanierungstechnischen Aspekten spielen nicht alle Elektronenakzeptoren eine Rolle. Injiziert wird in der Regel Sauerstoff, Nitrat oder Sulfat. Der Abbau durch aerobe Atmung läuft für viele organische Schadstoffe relativ schnell ab. Die Stoffgruppen Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), Monoaromate (BTEX), Oxigenate, niedrigchlorierte Aliphate und die meisten polyzyklische Aromaten (PAK) sind einem solchen Abbau zugänglich (Kapitel 3.10.3). Der anaerobe Abbau läuft generell wegen des niedrigeren Energiegewinns langsamer ab und ist in etwa für die gleichen Stoffgruppen wie der aerobe Stoffabbau möglich. Im vorliegenden Tool werden die beiden Elektronenakzeptoren:

- Nitrat und
- Sulfat

berücksichtigt. Sulfat hat den Vorteil, dass das vorhandene Redoxmilieu nur wenig geändert wird.

Bei der vollständigen Mineralisierung der Schadstoffe kommt es zu einem stöchiometrischen Verbrauch der Elektronenakzeptoren. Dies ist nachfolgend exemplarisch für den Abbau von Benzol mit Nitrat gezeigt:



Für den Abbau von einem Molekül Benzol werden 6 Moleküle Nitrat benötigt bzw. 4,8 g Nitrat pro 1 g Benzol. Das Massenverhältnis (hier: 4,8 : 1) wird als stöchiometrischer Faktor bezeichnet.

Abbaukinetik. Mit Verbesserung der Abbaubedingungen vermehren sich die Bakterien zunächst langsam (*lag*-Phase), später schneller und wachsen bis zu einer maximalen Dichte (stationäre Phase). Auf diesem Niveau verbleiben sie bis die Schadstoffe erschöpft sind, abschließend beginnt die Absterbphase.

Mit der Dichte der Bakterien (Biokatalysatoren) nimmt auch die Schadstoffumsatzrate zu. Vereinfachend wird für die Tools angenommen, dass die Wachstumsphase im Vergleich zur stationären Phase kurz und vernachlässigbar ist. In der Regel ist auch die Schadstoffkonzentration im Vergleich zur Mikroorganismenpopulation so gering, dass kein

signifikantes Bakterienwachstum erfolgt. Zudem müssen zu jeder Zeit ausreichend Elektronenakzeptoren vorhanden sein, sodass der Abbau nur von der Schadstoffkonzentration abhängig ist. (KORA 2008, Held 2014).

Der Abbau kann durch eine Reaktion 1. Ordnung angenähert werden:

Gleichung 8:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-\lambda t}$$

C_0 Konzentration zum Zeitpunkt 0

C_t Konzentration zum Zeitpunkt t

λ Abbauratenkonstante 1. Ordnung

t Zeit.

Dabei erfolgt eine exponentielle Abnahme der Schadstoffkonzentration mit der Zeit.

Anhang 3: Grundlagen des anaeroben LCKW-Abbaus

LCKW (leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe) können über eine Reihe unterschiedlicher Wege abgebaut werden. Für die höherchlorierten LCKW ist die reduktive mikrobielle Dechlorierung (auch als Dehalorespiration bezeichnet) der wichtigste Prozess. Die Mikroorganismen gewinnen aus dieser Reaktion Energie. Der Abbau von LCKW wird als reduktive Dechlorierung, oder auch Dehalorespiration, bezeichnet und kann von verschiedenen Bakterienstämmen vollzogen werden. Unter stark reduzierenden Bedingungen wird stufenweise ein Chloratom durch ein Wasserstoffatom ersetzt (Abbildung 56). Die Metabolite tDCE und 11DCE entstehen nur in untergeordnetem Maße. Neben den chlorierten Ethenen können chlorierte Methane und Ethane prinzipiell über dem gleichen Weg abgebaut werden. Erfolgt der Abbau bis zum nicht-chlorierten Endprodukt, spricht man von Mineralisierung, findet nur ein Teilabbau statt, von Transformation.

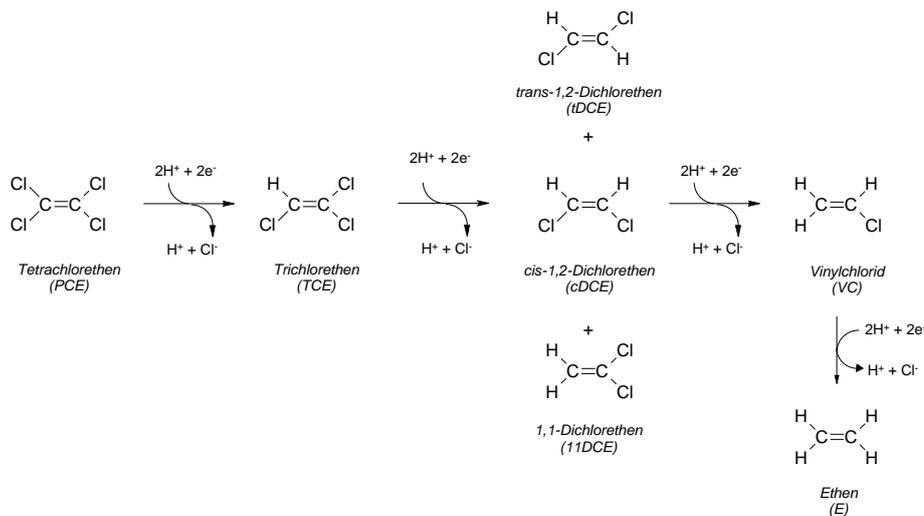


Abbildung 56: Reduktive Dechlorierung von Tetrachlorethen (PCE) (nach: Vogel, 1994)

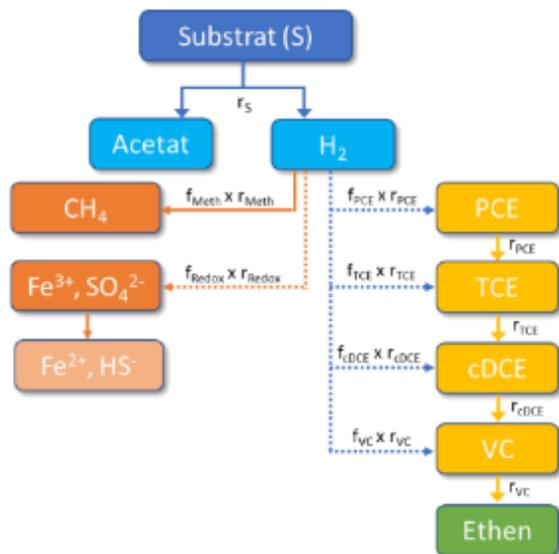


Abbildung 57: Schematische Darstellung der reduktiven Dechlorierungsprozesse (gestrichelte Pfeile: H₂-Zehrung, durchgezogene Pfeile: Dechlorierung, S: Elektronendonator (Substrat); r: Raten; f: stöchiometrische Faktoren des H₂-Bedarfs; meth: Methanogenese; redox: Redoxreaktion. Nach: MANOLI ET AL., 2012)

Während die ersten Transformationsschritte von einer Reihe unterschiedlicher Bakterien durchgeführt werden können, ist nur *Dehalococcoides mccartyi* Stamm 195 (DCM) in der Lage, PCE vollständig zu Ethen abzubauen, wobei hier der letzte Schritt von VC zu Ethen cometabolisch abläuft (Mattes et al., 2010). Die LCKW dienen nicht als

Elektronendonator, sondern als Elektronenakzeptor und konkurrieren damit im natürlichen Grundwasserleiter mit anderen Elektronenakzeptoren wie Nitrat, Manganoxide, Eisenoxide und Sulfat und CO₂ (Methanogenese) um den meist zugesetzten Elektronendonator (Substrat) (Abbildung 57).

Tabelle 4: Wasserstoffbedarf (H₂) zur Reduktion eines Elektronenakzeptors

Elektronenakzeptor	Reaktion			H ₂ -Bedarf [g/g _{EA}]
Sauerstoff	O ₂ + 2H ₂	→	2H ₂ O	0,125
Nitrat	2NO ₃ ⁻ + 2H ⁺ + 5H ₂	→	N ₂ + 6H ₂ O	0,081
Mangan	MnO ₂ + 2H ⁺ + H ₂	→	Mn ²⁺ + 2 H ₂ O	0,023
Eisen	2Fe ³⁺ + H ₂	→	2Fe ²⁺ + 2 H ⁺	0,018
Sulfat	SO ₄ ²⁻ + 3H ⁺ + 8H ₂	→	H ₂ S + 8 H ₂ O	0,083
Kohlenstoff	CO ₂ + 4H ₂	→	CH ₄ + 2 H ₂ O	0,182
PCE	C ₂ Cl ₄ + 4H ₂	→	C ₂ H ₄ + 4H ⁺ +4Cl ⁻	0,048
TCE	C ₂ HCl ₃ + 3H ₂	→	C ₂ H ₄ + 3H ⁺ + 3Cl ⁻	0,046
DCE	C ₂ H ₂ Cl ₂ + 2H ₂	→	C ₂ H ₄ + 2H ⁺ + 2Cl ⁻	0,041
VC	C ₂ H ₃ Cl + H ₂	→	C ₂ H ₄ + H ⁺ + Cl ⁻	0,032
TCA	C ₂ H ₃ Cl ₃ + 3H ₂	→	C ₂ H ₆ + 3H ⁺ + 3Cl ⁻	0,045
DCA	C ₂ H ₂ Cl ₂ + 2H ₂	→	C ₂ H ₆ + 2H ⁺ + 2Cl ⁻	0,040

Der reduktive LCKW-Abbau ist ein recht empfindlicher Prozess. So ist das erforderliche Bakterium DCM sehr empfindlich gegenüber Sauerstoff und niedrigem pH-Wert. Bei einem pH < 6 wird die reduktive Dechlorierung stark verlangsamt und kann vollständig ausbleiben. Da die höher chlorierten LCKW auch von deren Bakterien transformiert werden können und nur für den letzten Schritt DCM notwendig ist, bleibt die reduktive Dechlorierung oft bei den Metaboliten cDCE/VC stehen. Auch eine zu hohe Konzentration des Elektronendonators kann diesen Effekt verursachen. Aus thermodynamischen Gründen wird der generierte Wasserstoff dann bevorzugt in die Methanogenese eingeschleust und nicht zur Dechlorierung von cDCE und VC verwendet. Der Bedarf für Wasserstoff zur Zehrung einiger Elektronenakzeptoren sind in Tabelle 4 zusammengestellt, die Generierung von Wasserstoff aus dem Substrat in Tabelle 5.

Neben der reduktiven Dechlorierung kann ein cometabolischen Abbau auftreten. Dabei handelt es sich um einen sehr langsamen, ungerichteten Prozess der Verstoffwechslung von Substrat, welcher häufig im Zuge einer anderen, gewinnbringenden Transformation stattfindet. Die dabei beteiligten Organismen gewinnen aus der cometabolischen Transformation keine Energie und können meist die gebildeten Metabolite nicht weiter abbauen.

Tabelle 5: Reduktionsäquivalente (H₂) bei fermentativem Substratabbau (ADAMSON, 2009, verändert).

Elektronendonator (ED)		Molmasse des Substrats (S) [g/mol]	H ₂ Bildung [mol/mol S]	Bedarf [g S / g H ₂]
Wasserstoff		2	1	1,00
Acetat		60,1	4	30,05
Ethanol		46,1	6	23,05
Laktat		90,1	6	45,05
Glucose		180,2	12	90,10
Sojaöl		873,1	165,5	436,55
Palmöl		848,5	152,8	424,25
Rapsöl		884,6	159,3	442,30
Biomasse		113,1	10	56,55

Der cometabolische Abbau kann sowohl unter anaeroben als auch unter aeroben Bedingungen stattfinden. Unter aeroben Bedingungen können niedrigchlorierte LCKW wie cDCE und VC als Kohlenstoffquelle verwendet und unter Energiegewinnung zu den Endprodukten Chlorid, CO₂ und Wasser abgebaut werden. Der Abbau wird dann als produktiv bezeichnet (kein weiteres Substrat erforderlich). Niedrigchlorierte LCKW werden auch abiotisch mit Hilfe von reduzierten Eisenverbindungen abgebaut (Held, 2014). Dieser Prozess ist noch wenig verstanden und es fehlen Kriterien zu dessen Quantifizierung.

Das vorliegende Tool beschränkt sich daher auf die Beschreibung des reduktiven mikrobiellen LCKW-Abbaus. Dies ist auch der Prozess, der in technischen Sanierungsmaßnahmen in der Regel initiiert wird. Dazu wird ein (löslicher)

Elektronendonator wie beispielsweise Melasse oder Lactat zugegeben. Der bei dessen Fermentierung gewonnene Wasserstoff wird zunächst verwendet, um konkurrierende Elektronenakzeptoren zu zehren. Wenn diese aufgebraucht sind und nur noch Sulfat in geringen Konzentrationen vorhanden ist (Beginn der Methanogenese), starte die reduktive Dechlorierung.

Abbaukinetik. Auch die Adaptation der LCKW-abbauenden Bakterien erfolgt wie die aller anderen Bakterien nach Substratzugabe (Kapitel 0). Bei der Adaptation von DCM wird jedoch mitunter eine ausgesprochen lange *lag*-Zeit beobachtet. Wenn schon signifikante Konzentrationen an Ethen/Ethan nachgewiesen werden, kann die forcierte mikrobielle Dechlorierung dagegen ohne erkennbare *lag*-Phase starten. Ist dies nicht der Fall und es wird auch nur wenig VC nachgewiesen, kann die *lag*-Phase (vorausgesetzt DCM ist überhaupt an einem Standort nachweisbar) auch mehrere Monate (bis zu 1,5 Jahren) in Anspruch nehmen. Nach hinreichender Adaptation befindet sich das System in der Phase eines konstanten Abbaus. Dieser wird wie auch bei den anderen mikrobiellen Grundwassersanierungsverfahren mit einer Reaktion 1. Ordnung beschrieben.

Abbauratenkonstanten sind in der Literatur nur wenige veröffentlicht, die im Tool auf der Seite „Stoffdatenbank“ (Kapitel 3.8) hinterlegt sind. Für chlorierte Methane und Ethane sowie für tDCE und DCM mussten die Abbauratenkonstanten abgeschätzt werden. Es empfiehlt sich daher, die Werte in einem Pilotversuch zu überprüfen. Gut geeignet ist hierfür die Isotopenanalytik.

Anhang 4: Grundlagen des ISCO-Sanierungsverfahrens

Das ISCO-Verfahren bezeichnet die Injektion eines Oxidationsmittels in den Untergrund. Die Schadstoffe werden dabei spontan zu harmlosen Endprodukten wie CO₂ und H₂O chemisch oxidiert. Als Oxidationsmittel kommen hauptsächlich Ozon, Fenton's Reagenz, Permanganat und Persulfat in Frage. Die letzten beiden sind in dem erstellten Tool berücksichtigt. Die Oxidationsmittel können mit vielen Schadstoffen reagieren, jedoch ist die Wirksamkeit der Oxidation abhängig von der Art des zu oxidierenden Schadstoffs (Siegrist et al., 2011).

Permanganat (MnO₄⁻) eignet sich besonders für den Abbau der chlorierten Ethene, nicht aber für 1,1,1-Trichlorethan, 1,1-Dichlorethan sowie alle Chlormethane oder Chlorbenzole. Da es eine reine Redoxreaktion ist, besteht ein stöchiometrischer Zusammenhang zwischen dem Bedarf an Oxidationsmittel zum Abbau eine definierte Menge an Schadstoff. Als Endprodukt der Abbaureaktion entsteht aus dem Permanganat der Feststoff Braunstein (Manganoxid; MnO₂). Permanganat ist relativ stabil im Untergrund und bleibt näherungsweise solange vorhanden, bis es einen Reaktionspartner zur Oxidation findet.

Persulfat (S₂O₈²⁻) kann sich anders als Permanganat verhalten. Im inaktivierten Zustand geht dieses Oxidationsmittel hauptsächlich eine stöchiometrische Redoxreaktion ähnlich dem Permanganat ein. Persulfat kann jedoch mit einer Reihe von Aktivatoren (allem voran Fe²⁺, aber auch Hitze, H₂O₂ u.a.) zur Bildung des Sulfatradikals (SO₄^{•-}) angeregt werden. Das Sulfatradikal verursacht einen radikalischen nicht-stöchiometrischen Abbau der Schadstoffe. Als Endprodukt entsteht Sulfat, welches von Mikroorganismen im geeigneten biogeochemischen Milieu als Elektronenakzeptor zum Abbau der Schadstoffe genutzt werden kann.

Neben den Schadstoffen zehren aber auch noch die natürlichen organischen Bestandteile des Bodens sowie reduzierte Eisen-, Mangan und Schwefel-Verbindungen die Oxidationskraft (SOD; Soil Oxidant Demand). Dieser SOD kann sehr viel höher sein als der Oxidationsmittelbedarf zum Abbau der Schadstoffe, insbesondere in organischen Böden.

Abbaukinetik. Der chemische Abbau der Schadstoffe erfolgt in sehr kurzer Zeit (< 1 d) nach einer Reaktion 2. Ordnung.

Gleichung 9:

$$\frac{d[\text{TCE}]}{dt} = -k_2[\text{TCE}] \cdot [\text{MnO}_4^-]$$

k_2 Abbauratenkonstante 2. Ordnung [$\text{mol}^{-1} \text{s}^{-1}$],

[TCE] TCE-Konzentration [mol/L],

[MnO_4^-] Permanganat-Konzentration [mol/L].

Der Abbau ist so rasch, dass es bei der Zeitberechnung unberücksichtigt gelassen werden kann. Die wesentlichen zeitkonsumierenden Faktoren beim ISCO ist die per Diffusion oder Auflösung erfolgende Freisetzung der Schadstoffe in das Grundwasser. Daher wurde diesem Prozess beim ISCO eine größere Bedeutung beigemessen.

Der SOD unterscheidet sich prinzipiell in einen relativ rasch, innerhalb von wenigen Tagen abbaubaren Anteil und einen langsamer abbaubaren Anteil. Dessen Oxidation benötigt mehrere Wochen. Der Vorteil des SOD-Abbaus ist, dass damit auch die Sorption der Schadstoffe verringert und diese einer chemischen Oxidation besser zugänglich werden. Der SOD ist besonders ausgeprägt bei der Verwendung von Permanganat als Oxidationsmittel. Persulfat führt nur in geringem Umfang zu einer Oxidation des natürlichen DOC (Siegrist et al, 2011, Held, 2014).

Anhang 5: Grundlagen der thermischen Sanierung

Die Heizelemente selbst können bis auf mehrere hundert Grad Celsius (meist 600 °C) aufgeheizt werden. Vorteil des konduktiven Wärmeeintrages ist, dass kein Wasser als Wärmeträgermedium erforderlich ist, sodass auch gering durchlässige Bodenschichten und ungesättigte Bodenzonen erwärmt werden können. Durch die Erwärmung des Untergrundes werden die vorhandenen Schadstoffe, die die entsprechenden Siedetemperaturen aufweisen sowie das Porenwasser von der flüssigen Phase in die Gasphase überführt. Das erzeugte Dampfgemisch strömt in die ungesättigte Bodenzone und kann zusammen mit der vorhandenen Bodenluft abgesaugt werden. Details zu dem Sanierungsverfahren finden sich bei Basham et al., 2006; Hiester et al., 2011; Hiester, 2009 und Koschitsky u. Trötschler, 2016.

Aufgrund der schnellen Abnahme der Wassersättigung zu Beginn der Bodenerwärmung erhöht sich die Gasdurchlässigkeit, was zu einer Begünstigung des gasförmigen vertikalen Stoffaustausches führt. Eine vollständige Trocknung des Untergrundes tritt normalerweise erst nach längerem Betrieb und nur im Bereich von 10 bis 20 cm um die Heizelemente auf. Die Anordnung der Heizelemente erfolgt am effizientesten trigonal bzw. hexagonal. Der Abstand zwischen den einzelnen Heizelementen beträgt üblicherweise ca. 3 - 6 m für VOC. Um die Fassung der verdampften Schadstoffe gewährleisten zu können, wird TCH immer mit einer Bodenluftabsaugung (ein Bodenluftbrunnen meist in der Mitte eines Hexagons) gekoppelt. Der typische Verlauf einer TCH-Sanierung umfasst vier Phasen (Abbildung 58).

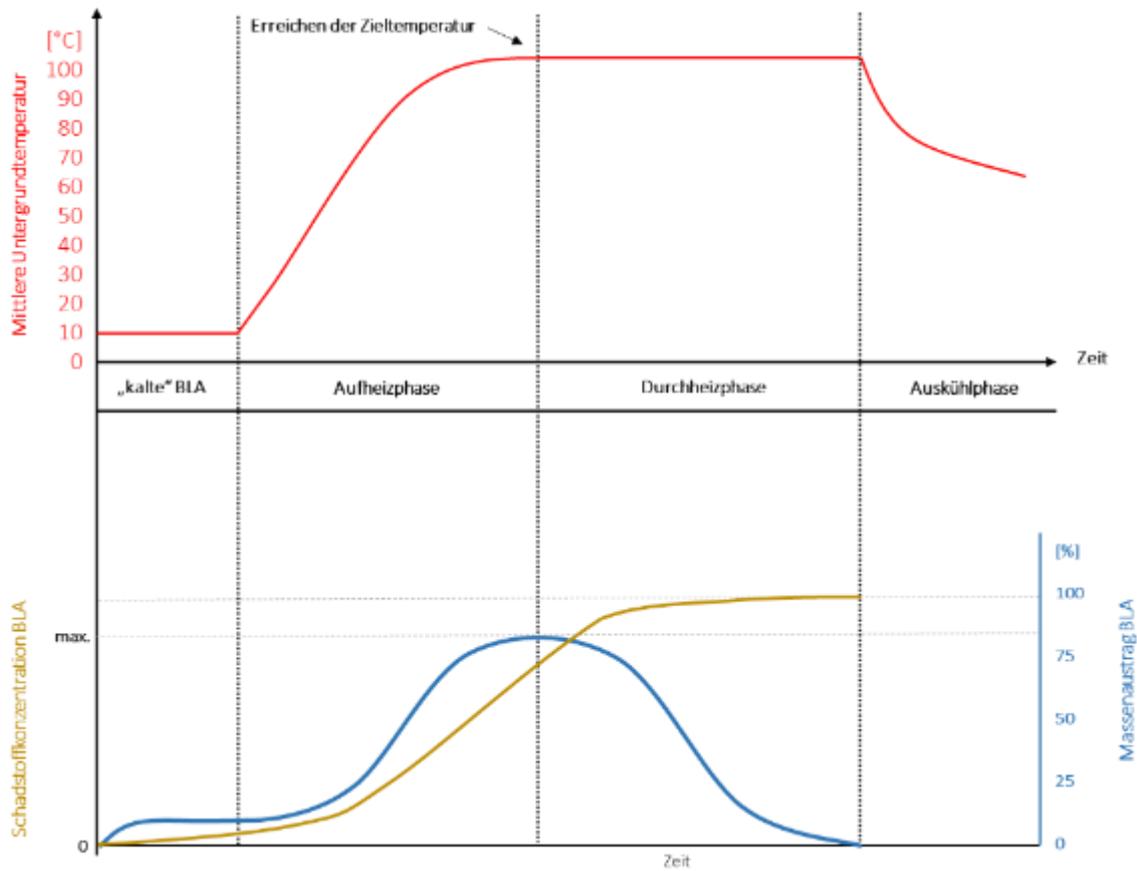


Abbildung 58: Schadstoffaustrag bei einer BLA in Bezug zum Temperaturverlauf der TCH-Sanierung (nach HIESTER & WOLF, 2016, verändert)

Die vier Phasen stellen sich wie folgt dar:

- Die erste Phase wird als kalte Bodenluftabsaugphase bezeichnet.
- Die zweite Phase wird als Aufheizphase bezeichnet. Jedem Heizelement wird dabei Energie zugeführt. Der Untergrund wird während dessen solange aufgeheizt, bis der Sanierungsbereich die gewünschte Zieltemperatur erreicht hat. Während dieser Phase wird bereits ein signifikanter Teil der Schadstoffe ausgetragen.
- Die dritte Phase stellt die Durchheizphase dar. Während der Durchheizphase wird die Zieltemperatur im gesamten Sanierungsbereich gehalten. Sie dauert solange, bis die Schadstoffkonzentrationen auf ein Niveau im Bereich der Zielwerte gelangt.
- Anschließend wird die Untergrundbeheizung beendet. Die Auskühlungsphase stellt die vierte Phase der TCH dar. Während der Abkühlphase wird bis zum Erzielen der Endtemperatur weiterhin Bodenluft und damit auch Restschadstoffe aus dem Untergrund entfernt.

Zu Wärmeverlusten kommt es an einer Reihe unterschiedlicher Stellen durch verschiedene Untergrundprozesse wie:

- Wärmeleitung des Bodens an den Randbereichen eines Sanierungsareals. Die Erwärmungsreichweite der Heizelemente muss typischerweise ca. 0,6 - 1,5 m über das Sanierungsareal hinausreichen, um die Erwärmung auf Zieltemperatur für das gesamte Volumen zu gewährleisten.
- Abströmen der Wärme mit dem erhitzten Grundwasser.
- Austrag der Wärme mit dem erhitzten Schadstoffgas-/Bodenluftgemisch (Bodenluftabsaugung).

Vornehmlich eignet sich das Verfahren für die Sanierung bindiger Böden mit geringer Durchlässigkeit, wie beispielsweise Schluff, Ton, Mergel oder Lehm.

Für die Phasenumwandlung von der Flüssigphase in die Gasphase ist eine Umwandlungswärme erforderlich, die als Verdampfungswärme, Verdampfungsenthalpie oder latente Wärme bezeichnet wird und stoffspezifisch ist. Wird die Verdampfungswärme auf ein Kilogramm eines Stoffes bezogen, spricht man von der spezifischen Verdampfungswärme. Diese ist zudem druckabhängig, wird bei ansteigendem Druck somit kleiner. Die spezifische Verdampfungswärme von Wasser beträgt beispielsweise 2.257 kJ/kg bei Normaldruckverhältnissen von 1.013 hPa (Kuchling, 2014).

Neben dem Austrag der Schadstoffe in Gasform kann es auch zu einer abiotischen Umsetzung bei hohen Temperaturen (Thermolyse) kommen. Spielt Wasser bei der Umsetzung eines Stoffes eine Rolle, wird die Reaktion auch Hydrolyse bezeichnet. Dabei können Schadstoffe in einfachere Verbindungen umgesetzt oder sogar mineralisiert werden. Die Geschwindigkeit der Hydrolyse ist abhängig von dem vorhandenen Schadstoff und der Temperatur. Die durch Temperatur beschleunigte Hydrolyse spielt vor allen bei Tetrachlorkohlenstoff und 1,1,1-Trichlorethan eine signifikante Rolle.

Eliminationskinetik. Das Berechnungsprogramm kann keine Stoffaustragsrate während des Sanierungsprozesses berechnen oder darstellen. Stattdessen wird der theoretische Sachverhalt angenommen, dass beim Erreichen der Siedetemperatur des Stoffgemisches und dem vollständigen Eintrag der notwendigen Verdampfungswärme während der Durchheizphase, das in die Gasphase übergegangene Schadstoffgemisch von der kontinuierlich betriebenen Bodenluftabsaugung entfernt wird. Stoffaustragsmechanismen, wie sie bei einer kalten Bodenluftabsaugung stattfinden, spielen nur eine untergeordnete Rolle und werden nicht betrachtet.

Anhang 6: Grundlagen der P&T-Sanierung

Die Linie, die das dem Förderbrunnen zufließende vom umfließenden Grundwasser trennt, wird als Trennstromlinie bezeichnet. Durch die durch das Pumpen forcierte Zufuhr von unbelastetem Grundwasser in den belasteten Bereich wird das (postulierte) Konzentrationsgleichgewicht zwischen gelösten und sorbierten (oder als residuale Phase vorliegenden) Schadstoffen gestört. Der erhöhte Konzentrationsgradient forciert die Desorption der Schadstoffe. Mit dem geförderten Grundwasser werden die Schadstoffe aus dem Untergrund entfernt. Dadurch erfolgt über mehr oder weniger lange Zeiträume eine Reinigung der gesättigten Bodenzone und eine weitere Ausbreitung der Schadstoffe mit dem natürlichen Grundwasserfluss wird unterbunden.

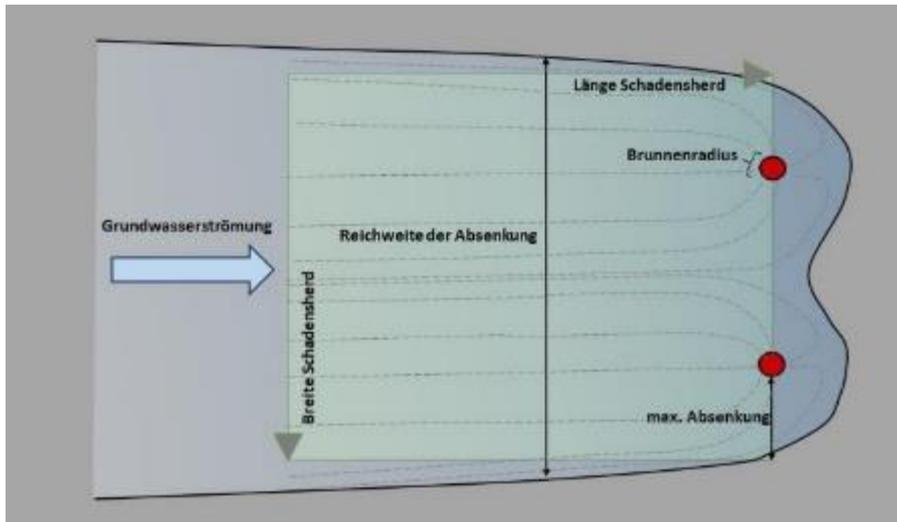


Abbildung 59 Pump-and-Treat-Verfahren

Extraktionskinetik. Die Geschwindigkeit der Entfernung der Schadstoffe ist neben schadstoff- und bodenspezifischen Parametern vor allem abhängig von der Geschwindigkeit der Zufuhr unbelasteten Grundwassers in den Kontaminationsbereich. Die Strömungsgeschwindigkeit kann aber nicht beliebig erhöht werden, sondern wird durch Parameter begrenzt, z. B. Verlauf der Strömungslinien (eine zu hohe Förderrate erhöht den Anteil unbelasteten Wassers aus dem Seitenstrom), maximal machbare Absenkung, maximal zulässige Absenkung (wenn eine zu starke Entwässerung des Untergrundes negative Effekte verursacht) und vor allem von der Durchflusskapazität der Grundwasseraufbereitungsanlage.

Anhang 7: Grundlagen der Bodenluftabsaugung

Die Strömungswege der Luft werden dabei erheblich von der Durchlässigkeit der Oberfläche bestimmt. Versiegelte Oberflächen führen dazu, dass die Luft in größerer Entfernung in den Untergrund eintritt und somit ein größerer Bereich durch die Bodenluftabsaugung erfasst wird.

Der direkte Sorptionsprozess zwischen dem festen Bodenmaterial und der Gasphase kann in den meisten Fällen im Untergrund vernachlässigt werden. Nur unter ariden Bedingungen spielt dieser eine Rolle. Der Stoffübertrag findet hauptsächlich zwischen dem Feststoff und Bodenwasser sowie zwischen dem Bodenwasser und der Bodenluft statt (Armstrong et al., 1994). Die erzeugte Luftströmung führt dazu, dass frische, nicht kontaminierte Luft durch die verunreinigte Zone geführt und die kontaminierte Luft aus dem System abgeführt wird. Der Gleichgewichtszustand wird aufgehoben und es stellt sich ein Konzentrationsgradient ein. Dies führt zu einem Stoffübertrag der Schadstoffe aus der absorbierten, gelösten und freien Phase in die Bodenluft. Zudem sorgt der Strom frischer Luft für eine Sauerstoffzufuhr, die den mikrobiellen Abbau der Schadstoffe unterstützt (Kuo, 2014). Zusätzlich zum Absaugpegel ist es außerdem möglich und in den meisten Fällen auch substanziell sanierungsunterstützend, Injektionsbrunnen zu installieren, die entweder aktiv Luft in den Boden pumpen oder passiv den Eintritt der Luft in den Untergrund, beispielsweise über offene Brunnen, erleichtern. Durch den Einsatz von Injektionsbrunnen kann unter anderem die Sanierungsdauer verringert werden.

Wenn die Schadstoffkonzentration im Boden gering ist und damit eine geringere Geschwindigkeit des Stoffübertrags in die gasförmige Phase vorliegt, kann die Absaugung auch in Intervallen betrieben werden. Da der Stofftransfer in die Gasphase in diesem Fall langsamer stattfindet als der pneumatische Austrag, benötigt er auch mehr Zeit. Durch die Ruhephase kann sich ein Gleichgewicht zwischen Bodenluft und gelöster bzw. absorbierter Phase einstellen und die ausgegasteten Schadstoffe können abgesaugt werden. Diese diskontinuierliche Variante hat den Vorteil, dass der Energieeinsatz im Vergleich zur kontinuierlichen Förderung geringer ist.

Extraktionskinetik. Die Extraktionskinetik wird im Wesentlichen durch den durch die Zufuhr von Frischluft erzeugten Konzentrationsgradienten bestimmt. Dieser ist an Eintrittspunkt der Frischluft in den Kontaminationsbereich am größten. Mit zunehmender Nähe zum Bodenluftabsaugbrunnen erhöht sich die Konzentration der Schadstoffe in der Bodenluft kontinuierlich. Der Konzentrationsgradient und damit die Entfrachtungsgeschwindigkeit wird dagegen kleiner. Durch die kontinuierliche Entnahme von Schadstoff verringert sich der Schadstoffgehalt und somit der Konzentrationsgradient im Sanierungsbereich. Dadurch nimmt die Geschwindigkeit, mit der sich die Schadstoffe in die Bodenluft verflüchtigen können, kontinuierlich mit zunehmender Sanierungsdauer ab.

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autor:

Dr. Thomas Held, Dr. Eberhard Goldbach
Arcadis Germany GmbH
Könneritzstraße 29, 01067, Dresden

Redaktion:

Sebastian Bröse
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Abteilung 4 Referat 42
Zur Wetterwarte 11, 01109, Dresden
Telefon: + 49 351 8928 4212
Telefax: + 49 351 8928 4099
E-Mail: sebastian.broese@smul.sachsen.de

Fotos:

Arcadis Germany GmbH

Redaktionsschluss:

03.12.2020

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de