

Universität für Bodenkultur
Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt
Institut für Abfallwirtschaft



Methoden zur Risikobewertung von Altablagerungen (Hausmülldeponien)

Masterarbeit
Zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

eingereicht von
Helen Weihs
Stud Kennz.: 427/ Matr. Nr.: 01240891

Wien, 16.01.2020

Danksagung

Zu Beginn möchte ich mich an dieser Stelle gerne bei Frau Univ.Prof.ⁱⁿ Dipl.-Ing.ⁱⁿ Dr.ⁱⁿ nat. techn. Marion Huber-Humer für die Ermöglichung und Unterstützung meiner Masterarbeit auf dem Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur bedanken.

Ein besonderer Dank gilt meinem Betreuer, Dipl.-Ing. Dr. Florian Part, der mir seit Beginn nicht nur bei der Einarbeitung in den Themenbereich von Risikobewertungen geholfen hat, sondern auch in weiterer Folge mir mit seinem ausgezeichneten Fachwissen bei Besprechungen immer stets zur Seite stand.

Der Erfolg dieser wissenschaftlichen Arbeit kann mitunter auf die hilfreichen Ratschläge meiner Betreuerin und meines Betreuers rückgeführt werden.

Zu dem möchte ich mich herzlich bei jenen ExpertInnen bedanken, die sich für umfassende Interviews zur Verfügung stellten. Durch ihr fundiertes Wissen aus den unterschiedlichen Bereichen wurde mir ein ausgezeichneter Einblick in die Fachthematiken ermöglicht. Die durch Gespräche erfassten umfangreichen Informationen konnte ich in weiterer Folge für die Beantwortung meiner Forschungsfragen heranziehen. Dieser Dank bezieht sich daher auf folgende Personen: Stephan Hammer, MMag. Dr. Gázsó Andre und Dipl.-Ing. Dörrie Timo.

Mein besonderer Dank gilt außerdem meiner Familie, vor allem meinem Freund und Freundeskreis, die mir während der gesamten Zeit meines Studiums eine große Unterstützung waren und stets für den nötigen privaten Rückhalt sorgten. Ohne Ihnen wäre mein Studienerfolg nicht möglich gewesen.

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt habe. Es wurden keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Formulierungen und Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Diese schriftliche Arbeit wurde noch an keiner Stelle vorgelegt.

Diese Arbeit wurde in gleicher oder ähnlicher Form noch bei keiner anderen Prüferin/ keinem anderen Prüfer als Prüfungsleistung eingereicht.

Mir ist bekannt, dass Zuwiderhandeln geahndet wird („Verwendung unerlaubter Hilfsmittel“) und weitere rechtliche Schritte nach sich ziehen kann.

Kurzfassung

Unter Altablagerungen versteht man alte Deponien, in denen befugt oder unbefugt Abfälle abgelagert wurden. In Österreich werden diese zeitlich auf Ablagerungen vor 1989 eingegrenzt. Aufgrund der Tatsache, dass bei Altablagerungen oft keine passenden technischen Maßnahmen zur Absicherung des Standortes getroffen wurden und unsachgemäße Schüttungen mit Abfällen erfolgten, kam es zu negativen Auswirkungen auf die Umwelt. Zur beeinträchtigten Umwelt werden vor allem Schutzgüter wie Wasser, Boden und Luft gezählt. Darüber hinaus können noch Sachgüter und der Mensch als Rezeptoren der Gefahren angesehen werden. Im Speziellen hat der Mensch bei der Betrachtung der Auswirkungen von Altablagerungen eine große Bedeutung und steht bei den Bewertungsmethoden meistens im Mittelpunkt. Andere Schutzgüter werden auch berücksichtigt, aber häufig nur in Hinblick auf die Qualitätsveränderungen bzw. als Transportmedien, welche schlussendlich den Menschen als Rezeptor betreffen. Eine Ausnahme stellt die ökologische Risikobeurteilung dar, bei welcher das Oberflächengewässer als Rezeptor entscheidend ist. Methoden zur Bewertung von Gefahren und Risiken liegt das Ziel zugrunde, die Schutzgüter von den nachteiligen Einwirkungen zu schützen und die für sie entstehenden Risiken so gut als möglich zu verringern oder vermeiden. Die 2009 vom BMLFUW publizierten Leitsätze sollen die Optimierung der Risikobewertung fördern. Da bei der Bewertung von Altablagerungen ein lösungsorientierter Ansatz, z.B. durch die Festlegung von Strategien zur Wiedereingliederung in den Wirtschaftskreislauf immer mehr im Vordergrund steht, stellt der Prozess der Risikobetrachtung und dessen Abschätzung eine grundlegende Basis dar. Ein wesentlicher Punkt ist die Durchführung einer nutzungs- und standortabhängigen Risikoabschätzung. Die Umsetzung jenes Ansatzes wird bereits teilweise in den ÖNORMEN verfolgt und findet schon Anwendung in Österreich. Durch die geplante Novelle des Altlastensanierungsgesetzes soll die Umsetzung des Leitbildes noch mehr unterstützt werden. Die Identifizierung möglicher Risiken ist für die Bewertung von Altablagerungen grundlegend und geschieht durch die Erfassung der am Standort enthaltenen Schadstoffe. Aufgrund der umfassenden Schadstoffspektren bei Hausmülldeponien wird eine Eingrenzung der Schadstoffspektren im Allgemeinen erschwert und fordert daher eine Charakterisierung. Die Auswirkungen auf die betroffenen Schutzgüter hängen sowohl von der Art und Menge des Schadstoffaustrages sowie von den Expositionspfaden ab, weswegen eine Charakterisierung notwendig ist. Auf Basis herangezogener Prüfwerte und Ergebnisse aus den Untersuchungen wird dann schlussendlich die Bewertung durchgeführt, ob ein Risiko von dem betrachteten Standort ausgeschlossen werden kann. Durch das Heranziehen von risikobasierten Prüfwerten der ÖNORMEN und des Risikoquotienten, findet eine quantitative Bewertung statt. Bei der Risikobewertung sollen die sich ergebenden Werte diskutiert bzw. interpretiert werden und entspricht daher einer qualitativen Bewertung. Zusätzlich zur Risikobetrachtung von Seiten des Altablagerungsbereiches wird auch die Herangehensweise der Risikoforschung erläutert und anhand eines Beispiels beschrieben. Für die Herangehensweisen zur Risikobewertung von Altablagerungen wird einerseits jene aus Österreich und andererseits jene aus Baden-Württemberg (Deutschland) herangezogen. Weiters ist zu erwähnen, dass das gleiche Bewertungsprinzip „Quelle – Pfad – Rezeptor“ zugrunde liegt. Abschließend ist hervorzuheben, dass die Durchführung der systematischen Risikobewertung eine wesentliche Grundlage für die ersten Verfahrensschritte des anschließenden Risikomanagements zur Maßnahmensetzung darstellt.

Durch die Anwendung von Risikobewertungen ergeben sich weitere Vorteile, wie z.B. eine systematische Erfassung möglicher Altablagerungen oder die Vermeidung negativer Auswirkungen durch das Setzen von angepassten Handlungsmaßnahmen wie zum Beispiel Brachflächenrecycling. Aus derzeitiger Sicht würde durch die Anwendung dieser, die Transparenz hinsichtlich der Bewertung von Altablagerungen erhöht werden.

Abstract

„Old deposits“ are defined to be landfills in which waste has been accumulated and comprise both authorized and unauthorized deposits. In Austria this definition only includes deposits which took place up until 1989.

Due to the fact that waste was dumped improperly and no suitable technical measures for protecting the sites had been implemented, the environment had to suffer negative effects. The most relevant of the affected goods are water, air and soil. Cultural goods and humans can also be regarded recipients of danger. Evaluation methods, which aim to determine the level of risk incurred by old deposits, tend to focus mainly on humans. Other protected goods are also taken into account for such risk assessments, however these assessments then mainly focus on quality changes or consider such goods as merely transport media, which ultimately affect human beings. As an exception to this rule ecological risk assessment examines surface water. Some risk assessments have already been developed and aim to preserve protected goods, shield them from negative impacts and reduce the risks they are exposed to. The BMLFUW published guidelines in 2019, should support optimizing risk assessment.

The evaluation of old deposits relies on a solution-orientated approach, like defining problem-solving strategies, and as such the assessment and evaluation of risk are crucial to the process. An amendment to the contaminated site remediation project is in progress, aiming to improve the legal situation in Austria and implementing the “principle of repair.” In order to move away from the “principle of precaution” and towards the “principle of repair,” confidence in the methodological procedures of risk assessment needs to improve. This will allow for these sites to be reintroduced to the economic cycle. Adequate laws and standards should act as supporting instruments in this manner, first and foremost the use- and site-dependent risk assessment, which to some part has already been implemented in the ÖNORMEN.

The identification of risk is key to the assessment process and thus on-site pollutants and their specific properties need to be recorded and analyzed. Domestic waste landfills comprise a vast spectrum of pollutants, which results in a more difficult process of narrowing them down, including historical research. The effects on protected goods depend on the type and quantity of the contaminant extraction, as well as their route of exposure. Therefore a characterization is needed in order to define possible risks. The importance of case-by-case consideration is significant in this matter, especially in regard to the different uses of land, which affect the routes of exposure as well as the pollutants’ absorption on site. Risk characterization should mention both the location of potential damage, as well as the means by which such damage can occur.

There can also be a systematic way of assessing risks with defined frames. This way concerns especially the risk research and is described in the work. In general there is a comparison of methods between Austria and Germany (Baden-Württemberg). Although there are some differences concerning the way of assessing, “source-path-receptor” is the basis of all mentioned methods. In order to develop a good risk management and measures which can be taken, risk assessment is necessary. There can also be some advantages like for example avoiding negative effects or fallow land recycling.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	15
1.1 Ziele der Arbeit	15
2. Material und Methode	15
3. Grundlagen	16
3.1 Definitionen und Begriffsabgrenzungen.....	16
3.2 Altablagerungen	19
3.2.1 Hintergrund	20
3.2.2 Abfallrechtliche Grundlagen	23
3.3 Allgemeine Leitsätze	25
3.4 Beschreibung der Abbauvorgänge	29
3.5 Ausbreitungsmechanismen und -modelle der Risikostoffe	32
3.5.1 Boden	32
3.5.2 Bodenluft	34
3.5.3 Wasser	37
4. Prozess der Risikobetrachtung.....	38
4.1 Risikoidentifizierung.....	43
4.1.1 Deponiegas	47
4.1.2 Anorganische Parameter.....	48
4.1.2.1 Wasser.....	49
4.1.2.2 Boden.....	51
4.1.2.3 Luft.....	52
4.1.2.4 Mensch	52
4.1.3 Organische Parameter	52
4.1.3.1 Wasser.....	53
4.1.3.2 Boden.....	54
4.1.3.3 Luft.....	54
4.1.3.4 Mensch	55
4.1.4 Weitere organische Parameter	55
4.1.4.1 Wasser.....	58
4.1.4.2 Boden.....	60
4.1.4.3 Luft.....	60
4.1.4.4 Mensch	60
4.2 Risikocharakterisierung und Expositionsabschätzung.....	63
4.2.1 Schutzgut Grundwasser (ÖNORM S 2088-1)	63
4.2.1.1 Weiterführende Maßnahmen	66
4.2.2 Schutzgut Boden (ÖNORM S 2088-2).....	66
4.2.2.1 Nutzungsklasse „Kinderspielplatz“	67
4.2.2.2 Nutzungsklasse „Wohnen“	68
4.2.2.3 Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“	69
4.2.2.4 Nutzungsklasse „Freizeit und Erholung“	69
4.2.2.5 Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“	70
4.2.2.6 Nutzungsspezifische Kriterien für Boden-Pflanze	70
4.2.3 Schutzgut Luft (ÖNORM S 2088-3)	72
4.2.3.1 Expositionsabschätzung	73
4.3 Risikobewertung und -analyse	80
4.3.1 Allgemeines zur quantitativen Bewertung des Risikos	81
4.3.2 Aktuelle Vorgehensweise im Überblick	81
4.3.2.1 Bewertung auf Basis von Prüfwerten	83
4.3.2.2 Bewertung auf Basis von Expositionsabschätzungen	96
4.3.2.3 Methodische Vorgehensweise im Altlastensanierungsgesetz „NEU“	97

4.4	Methodenvergleich zu Deutschland.....	99
4.5	Zugangsweise der Risikoforschung.....	106
5.	Diskussion.....	113
6.	Schlussfolgerung und Ausblick.....	116
7.	Literaturverzeichnis.....	122
8.	Abbildungs- und Tabellenverzeichnis.....	127
9.	Anhang.....	128
9.1	Anhang 1	128
9.2	Anhang 2	146
9.2.1	Wirkungspfad Boden-Grundwasser.....	146
9.2.1.1	Beurteilung des Schadstoffaustrages m_I	146
9.2.1.2	Ort der Beurteilung m_{II}	147
9.2.1.3	Wirkung im Schutzgut m_{III}	148
9.2.1.4	Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}	148
9.2.2	Wirkungspfad Boden-Mensch	149
9.2.2.1	Beurteilung der Stoffgefährlichkeit r_0	149
9.2.2.2	Beurteilung des Schadstoffaustrages (m_I)	149
9.2.2.3	Beurteilung des Ortes der Beurteilung (m_{II})	150
9.2.2.4	Beurteilung der Wirkung im Schutzgut m_{III}	151
9.2.2.5	Beurteilung der Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}	152
9.2.3	Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze	152
9.2.3.1	Schadstoffaustrag m_I	153
9.2.3.2	Ort der Beurteilung m_{II}	153
9.2.3.3	Wirkung im Schutzgut m_{III}	154
9.2.3.4	Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}	154
9.2.4	Wirkungspfad Boden-Oberflächengewässer	155
9.2.4.1	Schadstoffaustrag m_I	155
9.2.4.2	Ort der Beurteilung m_{II}	159
9.2.4.3	Wirkung auf das Schutzgut m_{III}	159
9.2.4.4	Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}	159
9.2.5	Gefahren durch Deponiegas	162
9.2.5.1	Stoffgefährlichkeit r_0 („Typisierung“)	162
9.2.5.2	Schadstoffaustrag m_I	162
9.2.5.3	Ort der Beurteilung m_{II}	163
9.2.5.4	Wirkung im Schutzgut m_{III}	163
9.2.5.5	Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}	163

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1: Darstellung der schematischen Zusammenhänge (Schadstoffaustrag, -eintrag, -transport und -wirkung) (Ministerium für Umwelt und Verkehr, 1988)..	22
Abbildung 3.2: Darstellung der räumlichen Ausdehnung von Emissionen einer Hausmülldeponie und möglicher Risiken (Lechner, 2004).....	32
Abbildung 3.3: Darstellung der Schadstoffverteilung zwischen fester, flüssiger und gasförmiger Phase (Dörr et al., 2014).....	35
Abbildung 4.1: Darstellung wesentlicher Bestandteile im Prozess der Risikobetrachtung (Weihs, 2019).....	40
Abbildung 4.2: Ablauf zum Prozess der Risikobetrachtung von Altablagerungen im Allgemeinen nach ÖNORM S 2088-1	43
Abbildung 4.3: Darstellung möglicher Expositionspfade von Schadstoffen auf einem Standort und die Aufnahmemöglichkeiten durch den Menschen („o“ = oral; „d“ = dermal; „i“ = inhalativ) (Reichenauer et al., 2011).....	45
Abbildung 4.4: Abbildung der Abbauphasen eines Deponiekörpers und der daraus resultierenden Schadstoffkonzentrationen sowie die Verfügbarkeit von realen Daten (Kjeldson et al., 2011)	46
Abbildung 4.5: Darstellung der Nutzungsklassen, Aktivitäten sowie Expositionspfade und Aufnahmemöglichkeiten der potenziellen Schadstoffe durch den Menschen (Reichenauer et al., 2011; eigene Darstellung).	62
Abbildung 4.6: Untersuchungsschritte einzelner Medien für die Erstellung von Expositionsgleichungen (Reichenauer et al., 2011).....	75
Abbildung 4.7: Expositionsgleichung für die Abschätzung der oralen Exposition durch das Verschlucken von schadstoffbelastetem Boden und Darstellung von Tabelle 3 und 23 mit den Standardannahmen und möglicher Schwankungsbreiten der möglichen Exposition (Reichenauer et al., 2011)	77
Abbildung 4.8: Ableitung des Risikoquotient inklusive Berücksichtigung „allgemeiner Expositionen“ (Reichenauer et al., 2011).....	78
Abbildung 4.9: Ermittlung Risikoquotient für dieselbe Art der Aufnahme (Reichenauer et al., 2011).....	78
Abbildung 4.10: Österreichische Vorgehensweise für die Bearbeitung von Altablagerungen und Altstandorten gemäß des Altlastensanierungsgesetzes (BMLFUW, 2007).....	83
Abbildung 4.11: Darstellung der Vorgangsweise der Expositionsabschätzung und Risikoanalyse (Reichenauer et al., 2011)	96
Abbildung 4.12: Vorgehensweise der Beurteilung von Altablagerungen im neuen ALSAG (Janitsch, 2019)	97
Abbildung 4.13: Priorisierungsverfahren nach Baden-Württemberg (LBUW, 2016)	100
Abbildung 4.14: Schematische Darstellung des Stufenprogramms zur Bearbeitung von Altlasten (Altablagerungen, Altstandorte) in Baden-Württemberg (LBUW, 2016)	106

Abbildung 4.15: Mögliches Klassifizierungsschema für Risiken und deren Bewertung aus Sicht der Risikoforschung (eigene Darstellung)	108
Abbildung 9.1: Darstellung beim Verfahrensschritt „Ort der Beurteilung“ zugrundeliegenden Merkmale (LBUW, 2016).....	147
Abbildung 9.2: Austragsvariante 1 (unterirdisch) des Wirkungspfades „Boden-Oberflächengewässer“ (LBUW, 2016).....	155
Abbildung 9.3: Austragsvariante 2 (unterirdisch) des Wirkungspfades „Boden-Oberflächengewässer“ (LBUW, 2016).....	156
Abbildung 9.4: Austragsvariante 3 (unterirdisch) des Wirkungspfades „Boden-Oberflächengewässer“ (LBUW, 2016).....	157
Abbildung 9.5: Austragsvariante 4 (oberirdisch) des Wirkungspfades „Boden-Oberflächengewässer“ (LBUW, 2016).....	158
Abbildung 9.6: Vorgehen zur Bewertung des Pfades Boden-Oberflächengewässer (LBUW, 2016).....	161

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Darstellung organischer Verbindungen und deren Abbaubarkeit (eigene Darstellung)	29
Tabelle 4-1 Darstellung relevanter Einflussgrößen, die zur Erhöhung des Detaillierungsgrades der Risikocharakterisierung beitragen (eigene Darstellung)	111

Abkürzungsverzeichnis

AGES	Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit
ALSAG	Altlastensanierungsgesetz
Abs.	Absatz
Al	Aluminium
As	Arsen
AOX	adsorbierbare organisch gebundene Halogene
AQS	Analytische Qualitätssicherung
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
B	Bor
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
BMNT	Bundeministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft
BN	Beweisniveau
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
BTEX	Benzol, Toluol, Ethyl, Xylol
Bzw.	Beziehungsweise
CARACAS	Concerted Action on Risk Assessment
Ca	Cadmium
CLARINET	Concerted Action on Risk Management
Cd	Cadmium
CH ₄	Methan
CKW	chlorierte Kohlenwasserstoffe
Cl	Chlorid
CN	Cyanid
CO ₂	Kohlendioxid
Co	Kobalt
Cr	Chrom
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
DIN	Deutsches Institut für Normung
DVO	Deponieverordnung
EU-WRRL	Europäischer Wasserrahmenrichtlinie
etc.	et cetera

FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
GC	Gaschromatographie
Hg	Quecksilber
K _f	Durchlässigkeitsbeiwert für Wasser
Ka	Kalium
kg	Kilogramm
KW-Index	Kohlenwasserstoff-Index
i.d.R.	in der Regel
L	Liter
LAGA	Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Abfall
LCKW	Leicht flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LBUE	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
LHKW	Leicht halogenierte Kohlenwasserstoffe
LNAPL	Light Non Aqueous Phase Liquids
M	Meter
MAK	Maximale Arbeitskonzentration
Mg	Milligramm
Mg	Magnesium
Mn	Mangan
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MTBE	Methyl-tert-butyl ether
N	Stickstoff
Na	Natrium
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
NO ₂	Nitrit
NO ₃	Nitrat
OEG	obere Explosionsgrenze
OW-OFG	Orientierungswerte für Oberflächengewässer
ÖNORM	Österreichische Norm
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
PE	Polyethylen

PEC	Predicted Environmental Concentration
PM10	Partikel mit einem Durchmesser weniger als 10 µm
PNEC	Predicted no effect
PP	Polypropylen
PVC	Polyvinylchlorid
RQ	Risikoquotient
Sb	Antimon
SO ₄	Sulfat
SBV	schädliche Bodenveränderungen
Stk.	Stück
t	Tonne
TEF	Toxizitäts-Äquivalenz-Faktoren
THG	Treibhausgasemissionen
TRK	Toxikologische Richtkonzentration
TS	Trockensubstanz
TVW	Toxikologischer Vergleichswert
UBA	Umweltbundesamt
UEG	untere Explosionsgranze
VwV	Verwaltungsvorschrift
WHO	World Health Organization
z.B.	zum Beispiel
Zn	Zink

1. Einleitung

1.1 Ziele der Arbeit

Die Behandlung von Altablagerungen und Altstandorten hat in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung gewonnen. Ein Grund hierfür waren die von kontaminierten Standorten ausgehenden negativen Umweltauswirkungen, wie Grundwasserverschmutzung oder unkontrolliertes Austreten von Deponiegasen, die vermehrt zu Tage getragen wurden und somit in das Bewusstsein der Menschen gelangt sind. Bei Altablagerungen geht es vor allem um die Risiken, die durch die Ablagerung von unterschiedlichst reaktiven Abfällen entstehen können und daher bewertet werden müssen.

Im Zuge dieser Arbeit sollen methodische Herangehensweisen aufgezeigt werden, wie mögliche ausgehende Risiken bewertet werden. Dabei werden vor allem Altablagerungen mit Hausmülldeponiecharakter in Betracht gezogen, wobei eine klare Trennung zwischen Hausmülldeponien und anderen Deponien, wie zum Beispiel Bauschuttdeponien, oft nicht möglich ist und das Schadstoffspektrum daher ein sehr vielfältiges sein kann. Der Risikobewertung von Altablagerung wird in dieser Arbeit ein Prozess der Risikobetrachtung mit fortlaufenden Schritten zur Orientierung zugrunde gelegt. In der gegenständlichen Arbeit sollen folgende Forschungsfragen ausgearbeitet werden:

- Welche Risiken können durch Altablagerung, insbesondere durch Hausmülldeponien, auftreten. Und welche Schutzgüter können davon betroffen sein?
- Wie können die ausgehenden Risiken systematisch charakterisiert werden?
- Welche Methoden werden in Österreich und Deutschland für die Risikobewertung von Altablagerungen (Hausmülldeponien) herangezogen?

So wird in dieser Arbeit zuerst auf die betroffenen Schutzgüter näher eingegangen und anschließend mögliche Risiken sowie Methoden zur Charakterisierung zusammengefasst. Weiters wird auf die Vorgehensweise zur Risikobewertung in Österreich näher eingegangen und mit Methoden aus Deutschland verglichen. Um die Herangehensweise aus einer anderen Perspektive darzustellen, wurde außerdem der Zugang zur Risikobetrachtung aus Sicht der Risikoforschung erläutert.

2. Material und Methode

Die zugrundeliegende Arbeit kann als Ergebnis einer umfassenden Sekundärforschung betrachtet werden. Mit Hilfe von umfangreichen Literaturrecherchen wird im Folgenden die Basis für die Beantwortung der oben angeführten Forschungsfragen bereitgestellt. Ein Großteil der Daten wurde anhand von Primärforschungen in den angeführten Ländern gewonnen. Federführend hierbei waren vor allem ExpertInnen der zuständigen Behörden (z.B. Umweltbundesamt) sowie WissenschaftlerInnen. In Folge der Datenaufbereitung wurde ein besonderes Augenmerk auf die Herkunft relevanter Informationen gelegt, wodurch eine wissenschaftliche Aufbereitung ermöglicht wird.

Um die Bedeutung der Risikoabschätzung und Bewertung von Alttablagerungen aus Sicht der Wissenschaft, der Behörden sowie der praktischen Anwendung zu beleuchten wurden zudem drei Experten aus unterschiedlichen Bereichen interviewt. Es wurden leitfadengestützte Interviews durchgeführt, wobei sich die jeweiligen angewandten Leitfäden je nach Expertenbereich unterschieden. Vorab wurde definiert welcher inhaltlicher Output aus dem Interview angestrebt wurde und demnach die Fragen bzw. Themen herausgearbeitet. Da sich in den Interviews oftmals eigene Dynamiken entwickelten, wurden intuitiv weitere Fragen ergänzt. In den Interviews wurden die fachspezifische Meinung und die jeweiligen Herangehensweisen folgender Experten eingeholt:

- Hammer, Stephan, Experte auf dem Gebiet der Altlastenerkundung und Anwendung in der Praxis, PORR Umwelttechnik GmbH
- MMag. Dr. Gazsó Andre, Philosoph und Biologe mit dem Spezialgebiet Risikoforschung, Institut für Technikfolgeabschätzung ÖAW.
- Dipl.-Ing. Dörrie Timo, Experte im Bereich von Altlasten und Altlastensanierungen, Umweltbundesamt Wien

3. Grundlagen

3.1 Definitionen und Begriffsabgrenzungen

- Deponiekörper

Laut ÖNORM S 2088-2 stellt ein Deponiekörper die Gesamtheit sämtlicher eingebauter Abfälle inklusive deponietechnischer Einrichtungen, wie Basisabdichtungssystem, Deponieoberflächenabdeckung oder -entgasungssysteme, sowie technischer Bauwerke, die für die Standsicherheit des Deponiekörpers erforderlich sind dar (beispielsweise Rand- und Stützwälle).

- Expositionspfade

Expositionspfade sind die unterschiedlichen Pfade wie ein betrachteter Organismus dem Schadstoff ausgesetzt wird und schlussendlich in das Schutzgut gelangt (beim Mensch oral, dermal, inhalativ, bei der Pflanze über die Pflanzenwurzeln). Der Aufnahmeweg eines Organismus ist ausschlaggebend für eine nutzungs- und expositionsorientierte Bewertung (UBA, 2018, a) (Neumaier und Weber, 1996).

- Realistische Expositionsszenarien

Als realistisches Expositionsszenario versteht man die Erstellung von möglichen Szenarien am betrachteten Standort für die Risikoabschätzung unter Berücksichtigung des Schadstoffausmaßes und Mobilität, der Expositionspfade und der Rezeptoren (BFLUW, 2009)

- Fitness for Use

Ist ein Zustand der durch die Umsetzung der auf europäischen Ebene entwickelten Strategie „Risk Based Land Management“ (RBLM) angestrebt wird. Das dem zugrundeliegende Projekt zielt auf die Entwicklung integrativer Lösungsstrategien betreffend der Umwelt und der Raumplanung ab (BMLFUW, 2009). Beim erreichten Zustand „Fitness for Use“ darf kein erhöhtes Risiko für die menschliche Gesundheit,

die Umwelt, oder die Funktionen des Standortes (z.B. Bodenfunktionen) bestehen (BMLFUW, 2009)

- Gefahr

Eine Gefahr ist die Art und Weise wie etwas oder eine Situation schaden kann. Beispielsweise sind vorhandene Luftschadstoffe das „etwas“ und können durch ihre Eigenschaften Explosions- oder Erstickungsgefahr hervorrufen (Procon, 2019).

- Gefährliche Abfälle

Unter gefährlichen Abfällen versteht man oft Abfälle mit erhöhtem Schadstoffgehalt und unterscheiden sich definitionsmäßig daher von jenen gefährlichen Abfällen aus dem Abfallrecht (Granzin und Valtl, 2019). Im Bereich von Altablagerungen entspricht der Begriff „gefährliche Abfälle“ nicht jener Definition im Abfallwirtschaftsgesetz oder der Abfallverzeichnis Verordnung.

- Hausmülldeponien

Hausmülldeponien werden im Allgemeinen als Deponien beschrieben auf denen gemischte Siedlungsabfälle mit hohen biologischen abbaubaren Anteilen abgelagert werden und durch ihre Stoffvielfalt charakterisiert sind (organische Materialien, Holz, Kunststoffe, Metalle, Glas, Papier). Diese Art von Deponie wird aufgrund ihres Stoffspektrums, ihrer Deponiegasbildung bzw. Sickerwasserbelastung und dem einhergehenden langen Nachsorgezeiträumen charakterisiert (BMFLUW, 2012) (Hudec, 2003).

- Indikatorstoffe

Sind im Bereich des Risikomanagements für die Beschreibung einer Altablagerung von Bedeutung und sind die am häufigsten auftretende Schadstoffe (Gazsó, 2019)

- Nutzungsklassen

Die vorherrschenden Aktivitäten sind ausschlaggebend für die Charakterisierung einzelner Nutzungsklassen (Wohnen, Landwirtschaft und Gartenbau, Industrie, Gewerbe, Verkehr, etc.). Die Definitionen von Nutzungsklassen gilt als Hilfestellung für die leichtere Identifikation von Aktivitäten bzw. Expositionspfaden mit denen die Schadstoffe zum Schutzgut gelangen (Reichenauer et al., 2011).

- Punktuelle Schadstoffquelle

Alllasten können im Allgemeinen durch die Art der Schadstoffentstehung abgegrenzt werden und sind als lokale Verunreinigungen bzw. als Punktquellen von Schadstoffen deklariert (ALSAG, 1989 (a)).

- Prüf-, Orientierungs- oder Grenzwerten

Prüfwerte sind festgelegte Werte, welche bei Überschreitung weitere Erhebungen und Untersuchungen zur Klärung des Sachverhalts erfordern.

Bei einer Unterschreitung dieser ist in der Regel kein Risiko für die Gesundheit von Menschen oder die Umwelt gegeben (ÖNORM S 2088-2)

Durch die Anwendung von **Orientierungswerten** soll sichergestellt werden, dass trotz Einzelfallbetrachtung der Umstände ein einheitlicher Maßstab angewendet wird (ÖNORM S 2088.3)

Ein **Grenzwert** ist ein vorherrschender größter oder kleinster Wert einer Größe welche in einer gesetzlichen oder behördlichen Festlegung gegeben ist (ÖNORM S 2088-2)

- Rezeptorprinzip

Das Rezeptorprinzip wurde mittels Konzept im Leitbild des BMLFUW ausgearbeitet und betrifft vorwiegend die Durchführung einer nutzungs- und standortbezogenen Expositionsabschätzung. Rezeptorkonzepte sind vor allem dafür notwendig um realistische Expositionsszenarien bei einem gegebenen Standort abzuleiten, um nachfolgend die entstehenden Risiken für Mensch und Umwelt besser abschätzen zu können. Für die Erstellung realistischer Expositionsszenarien sind zum Einen das Schadstoffausmaß und die Mobilität, der Expositionspfad und zum Anderen der Rezeptor notwendig (BMLFUW, 2009)

- Risiko

Das Risiko beschreibt die Wahrscheinlichkeit der Realisierung bzw. des Eintretens eines Schadens (Edelmann et al., 2011). In Abhängigkeit festgelegter Werte (z.B. Prüfwerte im Vergleich zu toxikologischen Vergleichswerten) kann ein Risiko als akzeptabel oder inakzeptabel beurteilt werden. Außerdem kann ein Risiko nur entstehen, wenn ein Rezeptor vorhanden ist, zu dem der Schadstoff über einen Expositionspfad gelangt (Reichenauer et al., 2011)

- Risikoanalyse

Eine Risikoanalyse beinhaltet die Identifikation und Darstellung negativer Auswirkungen (zum Beispiel auf die Schutzgüter oder die Gesundheit der Menschen) relevanter Risiken und deren Bewertung, bei einer Schadstoffexposition (ÖNORM S 2088-2, 2014). Aus der Risikoanalyse sollte hervorgehen, welchen Schadstoffexpositionen bzw. Belastungen ein Schutzgut ausgesetzt sein kann. In diesem Zusammenhang spielt vor allem die Betrachtung punktueller Schadstoffquellen (=Hausmülldeponie) eine wichtige Rolle (Hudec, 2003). Dadurch soll eine möglichst umfassende Bewertung aller bzw. der priorisierten Risiken durchgeführt werden (Ermittlung der Auswirkungen bzw. der Folgeschäden) (Procon, 2019).

- Risikoquotient

Sobald einerseits bekannt ist welcher Schadstoff ein mögliches Risiko durch Überschreitung eines festgelegten Prüfwertes darstellt (Predicted No Effect Concentration = PNEC) und andererseits Analysenergebnisse oder modellierte Expositionsabschätzungen (Predicted Environmental Concentration = PEC) vorliegen, wird die Errechnung des Risikoquotienten durch die Gegenüberstellung ermöglicht (Amiard-Triquet, 2015).

- Risikobetrachtung

Die Risikobetrachtung ist der gesamte Prozess der Bewertung von Altablagerung womit eine einheitliche Ausgangsbasis geschaffen wird. Diese beinhaltet eine geltende **Definition des Risikobegriffs** (siehe Begriffsdefinition „Risiko“). Der Prozess der Risikobetrachtung besteht im Wesentlichen aus mehreren Teilschritten, der „Risikoidentifizierung“, „Risikocharakterisierung“, „Risikobewertung und -analyse“ und stellt einen Überbegriff

- Risikobewertung bzw. -beurteilung

In Abhängigkeit festgelegter Werte (z.B. Prüfwerte im Vergleich zu toxikologischen Vergleichswerten) kann ein Risiko als akzeptabel oder inakzeptabel beurteilt werden. Da ein Risiko nur entstehen kann wenn ein Rezeptor vorhanden ist, zu dem der Schadstoff über einen Expositionspfad gelangt (siehe Definition „Risiko“), ist für den gesamten Beurteilungsprozess die Betrachtung von „Quelle-Pfad-Rezeptor“

grundlegend (Reichenauer et al., 2011). Durch die Risikobewertung- oder auch Beurteilung wird auf Basis der in der Charakterisierung ermittelten und gegenübergestellten Konzentrationen diskutiert, ob ein Schaden eintritt.

- Schutzprinzip

Das für die Beurteilung von Altablagerungen zu beachtende Schutzprinzip zielt darauf ab mögliche betroffene, oftmals rechtlich festgelegte, Schutzgüter maximal vor den Auswirkungen und Risiken zu schützen (BMLFUW, 2009).

- Schutzgüter

Bei Schutzgütern geht es um die betroffene Umwelt die vor bestimmten Auswirkungen und Gefahren geschützt werden soll (Klima und Raum, 2009).

Im Rahmen dieser Arbeit werden die wesentlichen Schutzgüter wie folgt festgelegt:

- Grundwasser
- Oberflächengewässer
- Luft
- Boden
- Sachgüter (Häuser, sonstige Bauwerke)
- In weiterer Folge der Mensch

Die oben angeführten Umweltmedien können auch als Ausbreitungs- und Transportmedien fungieren (Neumaier und Weber, 1996).

- Toxikologischer Vergleichswert

Toxikologische Vergleichswerte sind jene akzeptablen Dosen bei welchen bei Unterschreitung mit hoher Sicherheit negative Auswirkungen ausgeschlossen werden können (Reichenauer et al., 2011).

3.2 Altablagerungen

Unter Altablagerungen versteht man in Österreich die befugte oder unbefugte Ablagerung von Abfällen vor 1989 (ALSAG, 1989 (a)). Aushubmaterial/Abraum, Bauschutt, Hausmüll, Industrie-/Gewerbemüll und **gefährliche Abfälle**, sind jene Ablagerungen, die am häufigsten anzutreffen waren (Siller und Weihs, 2008). Durch die unsachgemäße Entsorgung der oben genannten Abfälle, kam es in der Vergangenheit des Öfteren zu Verunreinigungen des Grundwassers, der Oberflächengewässer, des Bodens und zum Teil der Bodenluft.

Im Rahmen dieser Arbeit liegt das Hauptaugenmerk bei Altablagerungen mit vorwiegend Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen, da von diesen aufgrund ihrer stofflichen Gegebenheiten Umwelt- und Gesundheitsgefährdungen ausgehen können.

Durch das Einwirken bestimmter Rahmenbedingungen, wie zum Beispiel im **Deponiekörper** ablaufende biologische Abbauprozesse, wird unter anderem die Bildung von Stoffwechselprodukten wie Methan bewirkt, welche negative Auswirkungen auf die Umwelt haben können. Bis zur Einführung der getrennten Biomüllsammlung Ende der 1980er bestand der Restmüll zu 50-80 % aus organischen Komponenten und Sondermüllanteilen, wodurch das daraus resultierende Schadstoffpotential als sehr groß angesehen wird (blp Geoservices GmbH, 2010). Diese Tatsachen führen, wie bereits erwähnt, zu einem hohen Risiko für die Umwelt und **Schutzgüter** (BMNT, s.a.) (blp Geoservices GmbH, 2010).

Heutzutage wird der Hausmüll und hausmüllähnliche Abfall der Deponieklasse „Massenabfalldeponie“ zugeordnet und kann erst bei Einhaltung der Grenzwerte gemäß Deponieverordnung 2008 abgelagert werden, weshalb **„Hausmülldeponien“** in diesem Sinne nicht mehr existieren (DVO, 2008).

Bezugnehmend auf die Altlastensituation in Österreich ist zu erwähnen, dass in der Veröffentlichung des Berichtes „Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas“ am 1. Jänner 2019, 69.001 Altablagerungen und Altlasten vom Umweltbundesamt registriert wurden (Granzin und Valtl, 2019). Davon betragen österreichweit 6.541 Altablagerungen und 62.460 Altstandorte (= Erfassung weitgehend abgeschlossen). Außerdem wird die Gesamtanzahl dem Umweltbundesamt zufolge auf insgesamt 71.650 geschätzt, wobei ca. 96 % (Gesamtanzahl von Altablagerungen beträgt 8.050 und entspricht einer Erfassung von 81 %) der Altablagerungen und Altstandorte, mit Erfassungsprogrammen, bereits dokumentiert wurden. Beobachtungen zufolge wurde eine Zunahme von Gefährdungsabschätzungen in den letzten Jahren vermerkt, wodurch vermehrt Streichungen aus dem Altlastenverdachtsflächenkataster durchgeführt werden konnten. Es wurden bei rund 1.132 Altablagerungen bzw. Altstandorten bisher Gefährdungsabschätzungen für Verdachtsflächen auf Basis von Untersuchungsergebnissen durch das Umweltbundesamt durchgeführt (Granzin und Valtl, 2019).

3.2.1 Hintergrund

Durch den jahrelangen sorglosen Umgang mit Abfällen und damit einhergehend deren unsachgemäßen Ablagerungen, kam es zu drastischen kontaminationsbedingten Auswirkungen auf die Umwelt (z.B. „Fischer-Deponie“). Somit wurde die Bedeutung der vorherrschenden Ablagerungsweise in den Mittelpunkt gerückt. Die Problematiken bei Altablagerungen sind einerseits die unzureichenden Informationen hinsichtlich des Standortes (Ablagerungshistorie) und andererseits, dass oftmals gefährliche Abfälle (industrielle, gewerbliche Abfälle) enthalten sind, welche nach dem Stand der Technik einer Sonderbehandlungsanlage zugeführt werden müssen (Zorzi, 1989). Ein ausschlaggebender Punkt für die Wichtigkeit der Bewertung und Behandlung sind daher die teilweise über Jahrzehnte hinweg ausgehenden Umwelt- und Gesundheitsgefahren durch die Emissionen einer Altablagerung. Aus diesem Grund stellen sie langandauernde potentielle Schadstoffquellen dar, die bewertet und behandelt werden müssen, um die nachteiligen Auswirkungen so gering wie möglich zu halten und zu minimieren (Laner et al., 2011).

Die Umweltproblematik welche von alten Hausmülldeponien ausgeht ist unter anderem auf den hohen organischen Anteil, die Stoffvielfalt und auf die daraus resultierende Reaktivität der Abfälle bzw. die Faulungsprozesse zurückzuführen (Laner et al., 2011). Durch die Entsorgung gemischter Siedlungsabfälle mit hohen organischen Anteilen sowie anaerober Abbauprozesse und physikalisch-chemischer Reaktionsprodukte, wird die Bildung schädlicher Abbauprodukte bewirkt (BMNT, s.a.). Da in Hausmülldeponien häufig nicht nur Hausmüll, sondern auch andere Anteile wie Bauschutt, gewerbliche bzw. industrielle Abfälle und Sondermüll abgelagert wurde, ist von einem großen Schadstoffspektrum auszugehen. Altablagerungen mit einem hohen Hausmüllanteil sind vor allem in städtischen Gebieten (z.B. Raum Wien) auffindbar (Hammer, 2019). Die Emissionen variieren im Allgemeinen und sind unter anderem von den Deponiebedingungen (technische Ausstattung, Standort der Deponie) und der Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle abhängig (Laner et al., 2011; Lechner, 2004). Durch den Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen werden ungefähr 90 % als Deponiegas und 10 % im Sickerwasser als organische Belastung freigesetzt (Lechner, 2004).

Wegen der hohen vertikalen und horizontalen Matrixheterogenität innerhalb einer Altablagerung wird die Entstehung von Mikroenvironments gefördert (Lechner, 2004) und erschwert somit eine gesamtheitliche Betrachtung der Altablagerung. Daher ist eine individuelle Betrachtung notwendig, um mögliche ausgehende Gefahren und Risiken zu erfassen (Laner et al., 2011).

Bei optimalen Milieubedingungen (Temperatur, Wassergehalt) beläuft sich die Bildung umweltrelevanter Gasemissionen auf einen Zeitraum von ca. 20-30 Jahren und trotzdem sind mit Restemissionen über einen sehr langen Zeitraum (ungefähr 100 Jahre) zu rechnen. Bezugnehmend auf die Anwesenheit von Sickerwasserbelastungen kann bei Betrachtung der festgelegten Grenzwerte ein wesentlich längerer Zeitraum für die Notwendigkeit von Behandlungen (ungefähr 100-200 Jahre), trotz abnehmender Tendenzen, festgehalten werden (Lechner 2004).

Die Bildung von Deponiegas spielt vor allem bei Betrachtung der Auswirkungen auf die globale Umwelt eine besondere Rolle, da dieses die drittgrößte anthropogene Treibhausgasquelle darstellt (Solomon et al., 2007). Es besteht aus den beiden Hauptkomponenten Methan (60 %) und Kohlendioxid (40%). Methan ist um den Faktor 25 treibhauswirksamer als Kohlendioxid und kann bei Freisetzung in die Atmosphäre ungefähr 10 Jahre klimawirksam sein (Lechner, 2004; BMNT, s.a.). 2007 wurden Methanemissionen von ungefähr 83.000 t (geordnete Hausmülldeponien mit Gaserfassung und Altablagerungen) emittiert (Anderl et al., 2018). Bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufes der Methanemissionen ist ein Rückgang über die Jahre erkennbar, da seit 2004 nur noch die Ablagerung von vorbehandeltem Restmüll erlaubt ist (Anderl, et al., 2018). Der Anteil aus Deponien an den gesamten österreichischen Methanemissionen entspricht etwa 25 % (Umweltbundesamt, 2009). Kohlendioxid ist der klimaneutrale Bestandteil des Deponiegases, da es biogenen Ursprungs ist und über die Pflanze mittels Photosynthese erneut aufgenommen und umgewandelt wird (Lechner, 2004).

Ein weiteres Produkt sind Spurengase welche geruchsintensiv, umwelt- und teilweise gesundheitsschädlich sein können, obwohl sie lediglich einen geringen Anteil im Deponiegas ausmachen (Lechner, 2004). Die Behandlung von Deponiegasen wird vor allem durch die beschränkte Fassung von Gasen erschwert.

Neben den Deponiegasemissionen einer Altablagerung sind Grundwassergefährdungen, im speziellen bei der regionalen Betrachtung der Auswirkungen (Gemeinden, Städte) oftmals von noch größerer Bedeutung als jene der Deponiegase. Folglich kann festgehalten werden, dass die Gefährdung der Wasserrechte und dahingehend auch die Bewertung dieser des Öfteren im Vordergrund stehen (Hammer, 2019).

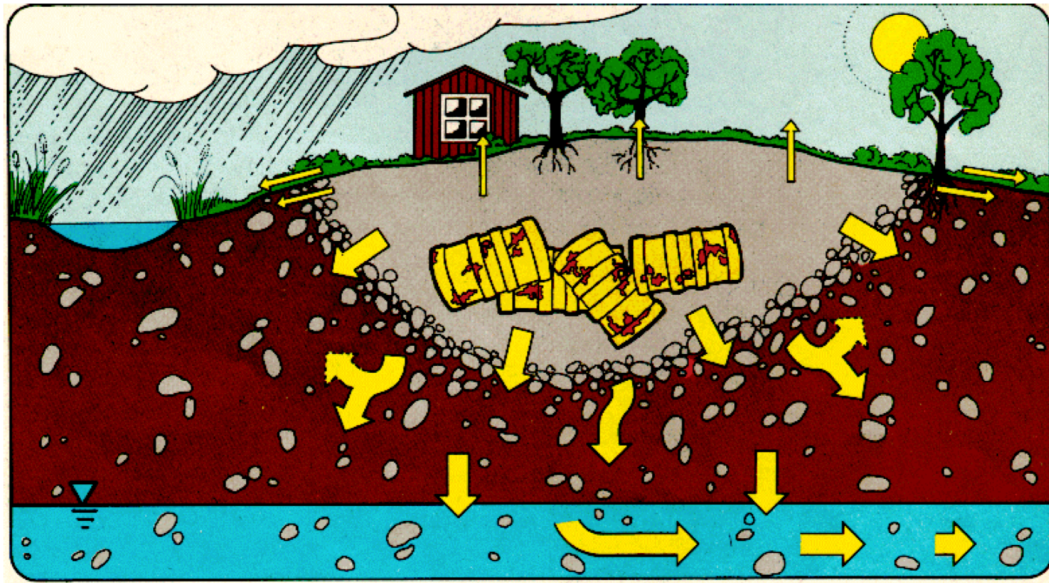


Abbildung 3.1: Darstellung der schematischen Zusammenhänge (Schadstoffaustrag, -eintrag, -transport und -wirkung) (Ministerium für Umwelt und Verkehr, 1988)

Durch die schematische Darstellung in Abbildung 3.1 wird ersichtlich, dass die Schadstoffausträge von einer Altablagerung sehr umfassend sein können. Diverse Schadstofffreisetzungsmechanismen, der Transport, die einhergehenden Schadstoffeinträge und -wirkungen erhöhen das Risiko hinsichtlich eintretender Schäden für Schutzgüter. Nach der Freisetzung werden die Schadstoffe zu den einzelnen Schutzgütern transportiert und exponiert (siehe dazu Kapitel 3.5). Der Transport hängt im Wesentlichen von der Beschaffung des Untergrundes, der Oberflächenabdeckung, der Abbau- und Absorptionsvorgänge ab und beeinflusst zudem das Ausmaß der ins Schutzgut eingetragenen Schadstoffmengen und -arten. Je nachdem, über welches Transportmedium, welche Menge und Art an Schadstoffen transportiert werden, unterscheidet sich die Art der Exposition sowie die Schadstoffkonzentrationen am kontaminierten Standort (Zorzi, 1989). Die tatsächlichen Schadstoffwirkungen (= Effekte) bei den Schutzgütern sind nicht nur von der Beschaffenheit, sondern auch von den Eigenschaften des Schutzgutes und des Schadstoffes abhängig. Der Schadstoffaustrag wird durch Ausgasungen, Ausschwemmungen, Versickerungen, Rutschungen und Setzungen über verschiedene Transportmedien bewirkt. Je nachdem auf welche Weise (Ausgasung, Versickerung, Verwehung, etc.) Schadstoffe eine Altablagerung verlassen und welche Nutzung gegeben ist, variieren die betroffenen Schutzgüter (Zorzi, 1989). Es kann zwischen emissionsbedingten (über Transportmedien) und direkten Expositionen (direkter Kontakt mit kontaminiertem Boden, zum Beispiel durch Gartenarbeiten) unterschieden werden (Neumaier und Weber, 1996).

Verunreinigung von Grund- und/oder Oberflächengewässer ist das Ergebnis häufig auftretender Schadstoffausbreitungen im Untergrund. Auslaugbarkeit (durch saure Abbauprodukte erhöht) bzw. Versickerung von Niederschlagswasser beeinflussen erheblich den Grad der Verunreinigung (BMNT, s.a.). Eine nutzungsabhängige Exposition besteht vor allem über die Trinkwasserversorgung, die in Österreich zu mehr als 99 % über das Grundwasser erfolgt. Daher spielt die Einhaltung der Wasserqualität eine entscheidende Rolle. Dennoch werden oftmals qualitätsmindernde Grundwassergehalte im Bereich von Altlasten gemessen (BMNT, 2018). Ausschlaggebend sind dabei die vorhandenen Wegigkeiten des fließenden Wassers (BMNT, 2018). Um die Schadstoffeinträge ins Grund- und

Oberflächengewässer von Altablagerungen so gering wie möglich zu halten, werden im Rahmen der DVO 2008 Maßnahmen festgelegt. Diese Maßnahmen betreffen die Deponieoberflächenabdeckung, den Wasserhaushalt und jene während der Stilllegungsphase, um den Wassereintritt und -austritt soweit wie möglich unterbinden zu können.

Die nutzungsunabhängigen Expositionen von Deponiegasen betreffen Wirkungen beim Schutzgut Luft. Das gebildete Deponiegas setzt sich aus den beiden Hauptkomponenten Methan und Kohlendioxid zusammen, welche wegen ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften (erstickend bzw. explosiv) erhebliche Gefahren für Menschen und Schutzgüter darstellen. Verantwortlich für Ausbreitung sind unterirdische Gaswegigkeiten in Kanälen, Leitungen am Deponiestandort zu Wohngebieten, die sich in der Umgebung befinden, wo es schlussendlich aufgrund der Nutzung zu Gasmigrationen kommen kann. Dies kann unter bestimmten Umständen die Wahl zukünftiger Flächenkonzepte einschränken (z.B. die Wiedernutzung von Brachflächen) (Eisele, 2004).

Eine weitere Problematik ist die Aufnahme von Schadstoffen durch Pflanzen über Wurzeln, welche zur landwirtschaftlichen Nutzung gedacht sind. Folglich kann es zur Exposition der Schadstoffe beim Menschen durch die orale Aufnahme der Nutzpflanzen kommen. Auch im Garten kann durch Ausgasungen das Pflanzenwachstum beeinflusst werden (BMNT, 2018).

Ergänzend zur Abbildung sind die über Jahrzehnte andauernden chemischen Prozesse, wodurch Emissionen und mögliche Risiken zeitverzögert eintreten können, zu erwähnen (Baudirektion Kanton Zürich, 2008-2009). Kontaminationsbedingte Auswirkungen auf Menschen, Tiere und Pflanzen sind auf das toxikologische Potenzial des konkreten Schadstoffes, die gemessene Konzentration und auf die Dauer der Exposition des konkreten Rezeptors zurückzuführen. Um festzustellen, ob und in welchem Ausmaß es zu negativen Auswirkungen kommen kann, sind Risikoabschätzungen durchzuführen. Zudem ergeben sich weitere Vorteile in der Prioritätenklassifizierung von Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen (Granzin und Valtl, 2016) sowie bei der Planung des zukünftigen Flächenmanagements (Eisele, 2004).

Zusammengefasst hängen die Auswirkungen auf die Schutzgüter einerseits von der Art und Menge des Schadstoffaustrages (Schadstoffinventar, Möglichkeiten der Ausbreitung) und andererseits von den **Expositionspfaden**, welche durch die vorherrschenden Nutzungen am Deponiestandort und in der Umgebung beeinflusst werden, ab (BMNT, 2018). Durch jene Expositionspfade können Umweltrisiken am Standort und in der Umgebung, wie Beschädigungen bei Fundamenten, oder bei Ver- und Entsorgungsleitungen durch Setzungen im Deponiekörper entstehen (Zorzi, 1989).

3.2.2 Abfallrechtliche Grundlagen

Wie im Kapitel 3.2.1 erwähnt, gehen von den ungeordneten Ablagerungen mit Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen (vor 1989) Emissionen aus, die erhebliche **Gefahren** für die Umwelt darstellen. Die Auswirkungen der „Hausmülldeponien“ zeigten sich immer häufiger durch Kontaminationen und Verunreinigungen einzelner Umweltmedien (Grundwasser) bis hin zu nachteiligen Auswirkungen bei benachbarten Grundstückseigentümern in den 1960er und 1970er (Neumaier und Weber, 1996). Gründe für die steigenden Tendenzen waren unter anderem die Zunahme der Abfallmengen und des Anteiles an gefährlicheren Abfällen (BMNT, 2018). Ein weiterer

Grund weshalb sich Verunreinigungen vermehrten, kann auf das nicht Vorhandensein adäquater Deponietechniken zurückgeführt werden.

Durch zunehmende Gefährdungen (z.B. hohe Grundwasserbelastungen) wurde das Bewusstsein zum Handlungsbedarf zunehmend gesteigert, wodurch im Jahr 1989 (ALSAG, 1989 (a)) das erste Gesetz, das Altlastensanierungsgesetz 1989, verabschiedet wurde.

Das allgemeine Ziel dieses Gesetzes ist die Finanzierung der Sicherung und Sanierung von Altlasten von denen eine Gefährdung für die Gesundheit des Menschen oder die Umwelt ausgeht (ALSAG, 1989 (a)). Vor Geltendmachung des Gesetzes war die Verfüllung mit Abfällen ohne technische Voraussetzungen und Barrieren einer der häufigsten Entsorgungsmethoden (BMNT, 2018).

Außerdem wurden erstmalig die Begriffe „Abfall“, „Altablagerung“ und „Altlast“ definiert. In diesem Gesetz wird eine Altablagerung, als die befugte oder unbefugte Entsorgung von Abfällen in Gruben oder auf Halden definiert und bezieht sich auf den Ablagerungszeitraum vor 1989. Altlasten sind Altablagerungen und Altstandorte mit kontaminierten Böden und Grundwasserkörpern, von denen erhebliche Gefahren für die Gesundheit des Menschen oder die Umwelt ausgehen (ALSAG, 1989 (a)). In der Fassung 2008 wurde erstmalig die Bedingung der Abschätzung von Gefahren, welche von kontaminierten Standorten ausgehen gefordert (Reichenauer et al., 2011). In diesem Zusammenhang wurde von der Notwendigkeit einer Gefährdungsabschätzung zur Erfassung des Risikos gesprochen. Auf Basis der Gefährdungsabschätzung wird entschieden, ob von dem betrachteten Standort „erhebliche Gefahren für die Gesundheit des Menschen, oder Umwelt“ ausgehen und somit im Altlastenatlas registriert und eine Priorität für weitere Maßnahmen (Sanierung oder Sicherung) zugeordnet wird. In dieser Fassung sind jedoch keine Hinweise enthalten, wie eine Gefährdungsabschätzung umzusetzen ist, da man sich auf kein nationales Bodenschutzgesetz beziehen kann. Die gesetzliche Grundlage von Gefährdungsabschätzungen sind einzelne Materiengesetze (Wasserrechtsgesetz, Abfallwirtschaftsgesetz, Gewerberecht) und die zutreffenden ÖNORMEN.

Die **ÖNORMEN Serie S 2088-01 bis -03** beinhaltet die Regelungen zur Umsetzung der Gefährdungsabschätzung auf Basis des „Schutzgutgedankens“. Dabei werden die Schutzgüter Grundwasser, Boden und Luft in Betracht gezogen und ihnen das Ziel der Reinhaltung zugrundegelegt damit keine Gefährdung für die menschliche Gesundheit und der Umwelt von ihnen ausgehen kann. Bei der Festlegung wurde auf den Leitsatz des „umfassenden Umweltschutzes“ Rücksicht genommen. Die Grundlage des umfassenden Umweltschutzes ist die „Bewahrung der natürlichen Umwelt als Lebensgrundlage des Menschen“ (Reichenauer et al., 2011). In den ÖNORMEN S 2088 sind Prüfwerte festgelegt. Sollten diese überschritten werden, sind weitere Erhebungen und Untersuchungen zur genauen Klärung durchzuführen (Reichenauer et al., 2011). Bis Mai 2018 gab es zusätzlich Maßnahmenschwellenwerte bei Überschreitung dieser mussten unmittelbar und ohne weiteren Überprüfungen, passende Maßnahmen gesetzt werden. Seitdem ist zur Feststellung zur Maßnahmensetzung eine erneute Prüfung des Sachverhaltes notwendig. Im Rahmen der ÖNORM S 2088-1 gibt es zum Beispiel festgelegte Prüfwerte für „wasserrechtlich besonders geschützte oder wasserwirtschaftlich bedeutende Gebiete sowie Standorte mit geringem Schadstoff-Rückhaltevermögen der wasserungesättigten Bodenzone“ (= „Prüfwert A“) Des Weiteren gibt es jene für „übrige Standorte, bei denen aufgrund der hydrologischen, geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse (vgl. mit Kapitel 5.6) die Möglichkeit eines Eintrags von Schadstoffen in das Grundwasser deutlich reduziert“ ist (= „Prüfwert B“). Sämtliche Grenzwerte wurden so definiert, dass

bei einer Unterschreitung keine erhebliche Gefahr für Mensch und Umwelt besteht (Reichenauer et al., 2011).

Altlasten können durch die Art der Schadstoffentstehung abgegrenzt werden und sind als lokale Verunreinigungen bzw. als Punktquellen von Schadstoffen deklariert. Zudem fallen großräumige diffuse Verunreinigungen des Bodens durch Luftverunreinigungen, Sedimentverunreinigungen in Gewässern durch Abwasserleitungen, radioaktive Verunreinigungen, Bergbauhalden (Abraummaterial) und Sprengstoffablagerungen nicht unter den Begriff Altlasten (Weihs, 2017).

Seit Geltendmachung des ALSAG-Gesetzes muss ein Deponiekörper im Sinne des Bundesgesetzes nicht nur die Gesamtheit der abgelagerten Abfälle, sondern auch die technischen Einrichtungen z.B. Deponiebasisabdichtungssystem, Deponieoberflächenabdeckung, Deponieentgasungssystem und sämtliche Bauwerke, die für die Standsicherheit erforderlich sind, umfassen. Ein Deponiekörper kann demnach aus einem oder mehreren Kompartimenten bestehen (ALSAG, 1989 (b)). Nach Einführung des Gesetzes kam es zu einer Abnahme neuer Altablagerungen.

Für das Jahr 2019 war eine Novelle des ALSAGs geplant, welche jedoch noch nicht erlassen wurde. In der überarbeiteten Version soll laut Begutachtungsentwurf vom Oktober 2018 eine neue Zweckbindung und Änderungen im Beitragsteil vorgenommen werden (Krasznai, 2019). Hinsichtlich der Beitrags- und Ausnahmetatbestände wird es voraussichtlich keine Anpassungen in der Novelle 2019 geben. Der neuen Zweckbindung liegt das Ziel des Leitbildes des Altlastenmanagements (2009) zugrunde, wodurch bessere Rahmenbedingungen für die Nachnutzung und die Wiedereingliederung kontaminierter Standorte in den Wirtschaftskreislauf geschaffen werden sollen. Das grundlegende Ziel ist die Förderung der Wiederverwendung von Brachflächen, womit kontaminationsbedingte Nutzungseinschränkungen beseitigt werden und die Wiedereingliederung in den Wirtschaftskreislauf durch finanzielle Unterstützungen gefördert werden sollen. Eine Folge soll die Verringerung des Flächenverbrauchs in Österreich sein (Krasznai, 2019). Ein weiterer Teil der Novelle ist eine neue Altlastenbeurteilungsverordnung, welche weitere Bestimmungen hinsichtlich der Beurteilung und Risikoabschätzung von Altablagerungen und Altstandorten beinhaltet. Dabei liegt der Fokus bei der Beurteilung, ob erhebliche Kontaminationen oder Risiken mit Hilfe festgelegter Richtwerte und Kriterien vorliegen. Des Weiteren werden Kriterien für die Risikoabschätzung und die Erstellung von Zielwerten bei Altlastenmaßnahmen berücksichtigt (Weihs, 2019).

3.3 Allgemeine Leitsätze

Im Zuge des vom BMLFUW veröffentlichten „Leitbild Altlastenmanagement“ werden sechs Leitsätze für die Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten zusammengefasst und nachfolgend beschrieben (BMLFUW, 2009). Das Leitbild soll neben den „Altlasten“ auch historisch kontaminierte Standorte beinhalten. Eine Herausforderung für Verunreinigungen dieser Art ist einerseits, dass die Ausbreitung der Schadstoffe im Untergrund über eine lange Zeit hinweg stattfindet und andererseits, dass die eigentlichen Verursacher oft nicht mehr auffindbar sind, wodurch eine gemeinsame gesellschaftliche Verantwortung gegenüber dem Umweltschutz in den Vordergrund tritt (BMLFUW, 2009). Für die Optimierung des Altlastenmanagementprozesses ist eine zunehmende Einbindung der Aspekte des Bodenschutzes und der Raumordnung zusätzlich zu den hohen Standards des Gewässerschutzes und der Abfallwirtschaft von großer Bedeutung (BMLFUW, 2009).

Das Ziel des Leitbildes ist einerseits die Zusammenfassung klar gegliederter Zielvorstellungen und andererseits die Abbildung gesellschaftlicher Werte. Somit übernimmt es eine Orientierungsfunktion für alle am Prozess der Altlastensanierung Beteiligten. Zudem wird ein erster Schritt in Richtung „Lösungsorientierung“ durch die Festlegung von Strategien eingeleitet. Früher wurden Altlasten wegen ihrer großen Ungewissheit hinsichtlich ihres Umweltverhaltens (Toxizität) medial als „Umweltbomben“ bezeichnet. In dem Zusammenhang lautete die gängigste politische Antwort die Wiederherstellung des „ursprünglichen Umweltzustandes“, welche hohe Sanierungskosten und Einschränkungen aufgrund der technischen Machbarkeit mit sich trug und die gewünschte Wiederherstellung oftmals nicht möglich war. Folglich ist dieses im Altlastenrecht festgelegte Ziel ein vielfach diskutiertes, da die durch die Komplettsanierung der Altlast entstehenden Kosten oft unverhältnismäßig hoch sind, nur um dem zugrundeliegendem **Vorsorgeprinzip** rechtlich nachkommen zu können (BMFLFW, 2009). Durch die vermehrte Einbringung des **Reparatur- und Schutzprinzips** als Leitgedanken könnte zukünftig hinterfragt werden ob die Durchführung einer nachnutzungsorientierten Gefahrenabwehr statt einer kostenintensiven Komplettsanierung durchzuführen ist (BFLUW, 2009). Das oben genannte Rezeptorprinzip wird im Leitbild als Konzept beschrieben und wird im Leitsatz 3 für eine nutzungs- und standortbezogene Abschätzung von Risiken für Mensch und Umwelt verwirklicht. Denn die möglichen entstehenden Risiken auf einem Standort können durch die Erstellung von realistischen Expositionsszenarien wo die Rezeptoren berücksichtigt werden, viel detaillierter abgeschätzt werden. Das für die Beurteilung von Altablagerungen zu beachtende Schutzprinzip zielt darauf ab mögliche betroffene, oftmals rechtlich festgelegte, Schutzgüter maximal vor den Auswirkungen und Risiken zu schützen.

Durch vorherrschende Unsicherheiten gegenüber Änderungen bei der Beurteilung von Altablagerung zeigte sich aufgrund noch kein einheitliches Verständnis hinsichtlich der unterschiedlichen Konzepte. Die im Leitbild angeführten Leitsätze sollen daher einen Impuls für die weitere Entwicklung von Gesetzen und Normen in Richtung Durchführung neuer Strategien geben (BMLFUW, 2009).

Aufgrund der zunehmenden Erfahrungen durch Altlastensanierungen (z.B. das Verhalten von Schadstoffen im Boden) wurde der Umgang mit „historischen“ Verunreinigungen über die Jahre hinweg weiterentwickelt und führte zu einem umfangreichen Wissensstand. Jene Erfahrungen beinhalten beispielsweise das zunehmende Know-How hinsichtlich der Varietät bei der Intensität von Verunreinigungen und möglicher Auswirkungen (BMLFUW, 2009). Es zeigte sich, dass es durch den Verdacht von Kontaminationen zu Problemen bei der Wiedernutzung von Liegenschaften kommen kann, wodurch diese folglich nicht mehr genutzt werden können oder brachliegen (BMLFUW, 2009).

Mit Hilfe der Entwicklung einiger europäischer Projekte (z.B. „CARACAS – Concerted Action on Risk Assessment“¹ oder „CLARINET – Concerted Action on Risk Management“²) konnten integrative Lösungsstrategien, die sowohl den Umweltschutz, als auch die Raumplanung unter Betrachtung wirtschaftlicher sozialer Aspekte beinhalten, geschaffen werden (BMLFUW, 2009). Das Produkt der Strategie lautet *Risk Based Land Management* (kurz RBLM) und wird bereits seit Ende 1990 vermehrt eingesetzt (BMLFUW, 2009). Der in der Strategie festgelegte und anzustrebende

¹ <http://www.eugris.info/displayproject.asp?Projectid=4575>

² <http://www.eugris.info/displayproject.asp?Projectid=4420>

Zustand wird als ***Fitness for Use*** bezeichnet und bezieht sich auf die aktuelle oder die geplante Nutzung der Altablagerung. Beim erreichten Zustand „Fitness for Use“ darf kein erhöhtes Risiko für die menschliche Gesundheit, die Umwelt, oder die Funktionen des Standortes (z.B. Bodenfunktionen) bestehen (BMLFUW, 2009). Außerdem wird auch die passende Auswahl von Managementmaßnahmen hinsichtlich der Auswirkungen auf das Umfeld des gegenständlichen Grundstückes (Monitoring, Nutzungsbeschränkungen) in Betracht gezogen. Die im RBLM angeführten Prinzipien bilden unter anderem auch die Basis des bereits vorliegenden Entwurfs der EU-Bodenrahmenrichtlinie und daher eine mögliche Grundlage für die Altlastenbehandlung in Europa. Im Folgenden werden die Leitsätze nach dem BMLFUW (2009) näher beschrieben und finden sich größtenteils bereits in den ÖNORMEN für die Altlastenbewertung wieder.

„Leitsatz 1: Erfassung historisch kontaminierter Standort innerhalb einer Generation“

„Unter historisch kontaminierten Standorten wird die Teilmenge jener Altablagerungen und Altstandorten verstanden, die mehr als geringfügige Verunreinigungen des Untergrundes aufweisen. Kriterien für (qualitativ/quantitativ) für mehr als geringfügige Verunreinigungen sind festzulegen.“ (BMLFUW, 2009)

Als Ziel gilt sämtliche „historisch“ kontaminierter Altablagerungen, innerhalb einer Generation (bis 2025) zu erfassen. Als „historisch“ werden jene Altablagerungen verstanden, die bereits vor 1990 entstanden sind (BMLFUW, 2009). Zu Beginn der Arbeit wurde bereits auf die bereits erfasste Menge eingegangen. Bei der Identifizierung von Verdachtsflächen geht es um diese Fläche bei denen ein Verdacht auf eine erhebliche Gefährdung für Mensch und Umwelt besteht (auf Basis der Ergebnisse einer Gefährdungsabschätzung). Bei historisch kontaminierten muss eine ausgehende Gefährdung nicht immer zutreffend sein (BMLFUW, 2009).

Leitsatz 2: Durchführung von Maßnahmen (Dekontamination, Sicherung, Beobachtung, Nutzungseinschränkung) an erheblich kontaminierten Standorten („Altlasten“) innerhalb von zwei Generation

Ergibt sich auf Basis der durchgeführten Gefährdungsabschätzung, dass die betrachtete Altablagerung erheblich kontaminiert ist, wird diese Fläche als „Altlast“ bezeichnet und es besteht in weiterer Folge die Notwendigkeit Maßnahmen durchzuführen. Von den historisch kontaminierten ist jedoch nur eine Teilmenge als erheblich kontaminiert zu betrachten.

Die aufzuwendenden Maßnahmen, welche Einschränkungen der Nutzung, Beobachtungen oder gar auch Sanierungsmaßnahmen (Dekontamination, Sicherung) beinhalten können, orientieren sich an dem Maß der Schadstoffausbreitungen in die Umgebung, den vorherrschenden Nutzungsgegebenheiten und folglich den sich daraus ergebenden Risiko für Mensch und Umwelt (siehe Leitsatz 3) (BMLFUW, 2009).

Leitsatz 3: Risikoabschätzungen sind standort- und nutzungsspezifisch durchzuführen

Damit die von einem betrachteten Standort ausgehenden Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, die Funktionsfähigkeit der Umwelt umfassend erfasst werden können, sind neben Art und Ausmaß von Kontaminationen auch die standort- und nutzungsspezifischen Verhältnisse bei der Risikoabschätzung einzubeziehen. Werden die oben genannten Einflussfaktoren nicht ausreichend berücksichtigt, kann es womöglich zu einer Fehleinschätzung des Risikos und in weiterer Folge zur Über- oder Unterschätzung der Situation kommen. Daher ist eine einzelfallspezifische Risikoabschätzung (standort- und nutzungsabhängig) notwendig. Die

standortbezogene Abschätzung gilt als eingehalten, sobald örtliche Gegebenheiten berücksichtigt werden (Hydrologie, Hydrogeologie, Meteorologie, die Art, Ausmaß, Verteilung der Kontamination und die Schadstoffausbreitung bzw. -verlagerung). Bei der nutzungsbezogenen Betrachtung wird zudem die vorherrschende Nutzung samt Schutzgüter (Trinkwassernutzung, Wohnen, landwirtschaftliche Nutzung, Kinderspielplatz, etc.) berücksichtigt. Dabei wird ein Augenmerk auf die aktuelle, die zukünftig geplante bzw. absehbare Nutzung gelegt, wobei hier auch Nutzungen in den Szenarien berücksichtigt werden. In den ÖNORMEN S 2088-1 bis 3 bezieht man sich vor allem bei der ÖNORM S 2088-2 (Boden) auf die einzelnen Nutzungen am Standort. Es sind für jegliche Nutzungen konkrete und realistische Expositionsszenarien wie Schadstoffausmaß und Mobilität, Expositionspfad und Rezeptor festzulegen. Dennoch werden bei der nutzungsbezogenen Risikoabschätzung die monetäre Betrachtung (Vermietung, Wertsteigerung, etc.) außen vorgelassen (BMLFUW, 2009).

Leitsatz 4: Die Auswahl von Maßnahmen kann standort- oder nutzungsspezifisch erfolgen, wobei nicht tolerierbare Risiken für die menschliche Gesundheit und Umwelt ausgeschlossen werden müssen

Auf Basis des oben beschriebenen Satzes zum „Leitsatz 4“, wird es ermöglicht, die Maßnahmen an die vorherrschenden Gegebenheiten anzupassen, wodurch zum Beispiel Restbelastungen, aufgrund der örtlichen Verhältnisse, als tolerierbare Risiken eingestuft werden. Dennoch ist eine standort- oder nutzungsbezogene Auswahl von Maßnahmen nicht, wie beim „Leitsatz 3“, obligatorisch durchzuführen (BMLFUW, 2009). Als einzige Voraussetzung und Mindestbedingung bei den Maßnahmen ist der Ausschluss nicht tolerierbarer Risiken für Mensch und Umwelt (BMLFUW, 2009).

Leitsatz 5: Sanierungsmaßnahmen (Dekontamination, Sicherung) sollen nachhaltig sein und den Umweltzustand dauerhaft verbessern

Wie in der Beschreibung des Leitsatzes hervorgeht, sind nachhaltige Sanierungsmaßnahmen anzuwenden, welche mit Hilfe technischer Mittel und unter Berücksichtigung des Aufwandes bzw. des Nutzens des in der Altlastensanierung festgelegten Zieles „Verbesserung des Umweltzustandes“ erreichen zu können. Bei der nachhaltigen Gestaltung werden die drei Säulen Ökologie, Ökonomie und Soziales miteinbezogen, wobei im Hauptziel vor allem der ökologische Aspekt und die zeitliche Komponente im Vordergrund stehen (BMLFUW, 2009). Für den Vergleich von Maßnahmen ist eine laufende Weiterentwicklung (Kriterien, Methoden) notwendig, um den Stand des Wissens hinsichtlich ablaufender Prozesse am Standort aktuell zu halten (BMLFUW, 2009).

Leitsatz 6: Schaffung besserer Rahmenbedingungen für die Nachnutzung und Wiedereingliederung kontaminierter Standorte in den Wirtschaftskreislauf

Nachdem der heutzutage zunehmende Flächenverbrauch ein umweltrelevantes Thema ist, gewinnt in diesem Zusammenhang das Flächenrecycling („Brachflächenrecycling“) und im speziellen die Wiederbenutzung und Wiederverwendung von Brachflächen und sanierten Grundstücken zunehmend an Bedeutung. Daher sind die Minimierung von Kontaminationsrisiken und die Verbesserung der Rechtssicherheit entscheidende Schritte bei der wirtschaftlichen Eingliederung. Gerade im „Altlastenmanagement“ ist die Nachnutzung hervorzuheben um Schnittstellen für Abstimmungsprozesse zwischen dem Altlastenbereich und weiteren Interessensvertretern (Raumplanung, wirtschaftliche Standortentwicklung) herzustellen (BMLFUW, 2009).

3.4 Beschreibung der Abbauvorgänge

Eine Altablagerung ist ein Deponiekörper mit Schüttungen von denen mögliche Verunreinigungen ausgehen können, welche die Umweltmedien bzw. Schutzgüter beeinflussen und kann als Schadherd betrachtet werden. Die Zusammensetzung und die charakteristischen Eigenschaften der gegenständlichen Altablagerung sind, neben den technischen Einrichtungen, von den deponierten Abfallarten, deren Stoffvielfalt und organischen Anteilen (biogenen oder synthetischen Ursprungs) abhängig (blp Geoservices GmbH, 2010). Je nachdem wie die Zusammensetzung des Deponiekörpers und die Milieubedingungen sind, unterscheiden sich die entstehenden Gefahren und Kontaminationen in den unterschiedlichen Umweltmedien.

Im Allgemeinen sind Hausmülldeponien von einer hohen Organik geprägt, die entweder biologisch schwer angreifbar vorliegt (z.B. Kunststoff, Leder), oder abgebaut wird, wodurch umweltrelevante Stoffwechselprodukte entstehen können (z.B. Deponiegas, organisch belastetes Sickerwasser, etc.) (blp Geoservices GmbH, 2010).

Organische Verbindungen können einerseits biogenen und andererseits synthetischen Ursprungs sein und sind in einer Vielzahl von Abfallfraktionen enthalten (Bioabfall, Holz, Papier, Kunststoffe, etc.). Diese organischen Verbindungen können folgenden charakteristischen chemischen Stoffgruppen zugeteilt werden, welche leicht, mittel, oder schwer abbaubar sind (blp Geoservices GmbH, 2010):

Tabelle 3-1: Darstellung organischer Verbindungen und deren Abbaubarkeit (eigene Darstellung)

Organische Verbindungen und deren Abbaubarkeit			
Verbindungen	Abbaubarkeit		
	leicht	mittel	schwer
Lignin, Chitin, Wachse, Harze, Gerbstoffe, Huminstoffe, synthetische Polymere (PE,PP,PVC)			x
Stärke, Pektin, Protein, Cellulose		x	
Glucose, Aminosäuren	x		

Aufgrund der Tatsache, dass die genauen Arten und tatsächlichen Volumina der Ablagerungen oft unbekannt sind, wird eine genaue Zuordnung zu einzelnen Abfallarten häufig erschwert. Um die genaue Zusammensetzung der Ablagerung zu differenzieren, müssen in weiteren Schritten Detailuntersuchungen durchgeführt werden welche Rückschlüsse auf die ursprüngliche Abfallzusammensetzung ermöglichen (Siller und Weihs, 2008). Mit Hilfe der Ergebnisse aus den durchgeführten Untersuchungen können Rückschlüsse auf die ursprüngliche Abfallzusammensetzung getätigt werden (Siller und Weihs, 2008).

Der anaerobe Abbau in einem Deponiekörper ist mitunter für die Entstehung von Emissionen und folglich für Gefährdungen einzelne Schutzgüter verantwortlich.

Wie bereits erwähnt, bestehen Hausmülldeponien zu einem großen Teil aus organischen Kohlenstoffverbindungen, die zu Faulungsprozesse führen und für die chemischen Zusammensetzungen verantwortlich sind. Mit Hilfe von anaeroben Mikroorganismen werden Kohlenstoffverbindungen, die biochemisch verwertbar sind,

zu energiereichen Methan und Kohlendioxid abgebaut. Die bei diesem Vorgang freigesetzte Wärmemenge ist um einiges geringer, als jene beim aeroben Abbau. Während des Prozesses herrschen anaerobe Deponiebedingungen, wodurch ein Abbau nur durch Anwesenheit und Zusammenwirkung verschiedener Organismengruppen von statten gehen kann. Diese Prozesse bewirken einerseits die Mineralisierung des Materials und andererseits den Aufbau stabiler organischer Verbindungen. Diese zwei genannten Faktoren haben zur Folge, dass sie das langfristige Deponierückhaltevermögen beeinflussen können. Eine Hausmülldeponie – auch „Reaktordeponie“ genannt – durchlebt während der Abbauprozesse folgende drei Phasen (Lechner, 2004):

- Hydrolyse

Es werden polymere Substanzen (Kohlenhydrate, Proteine, Lipide) in kleinere, wasserlösliche Bestandteile aufgegliedert und die Bildung von Monosacchariden, Aminosäuren und Carbonsäuren (= niedere Carbonsäure, leicht abbaubar) bewirkt.

- Saure Gärung

Die Phase der „sauren Gärung“ besteht, laut Lechner (2004), im Wesentlichen aus zwei Schritten: Der erste Schritt ist die sogenannte **acidogene Phase**, in der säurebildende Bakterien die in der Hydrolyse gebildeten Produkte zu einer Mischung aus Essigsäure/Acetat, Propionsäure und Alkoholen umsetzen. Im zweiten Schritt werden entstandene höhere Carbonsäure mit Hilfe von essigsäurebildenden Bakterien in der **acetogenen Phase** (= carbonsäureabbauend) weiter zerlegt. Dies bildet die Basis für die Methanbildung durch methanogene Bakterien, da diese nur bei Vorhandensein bestimmter Substrate (Wasserstoff, CO₂, Essigsäure/Acetat, Ameisensäure, Methanol) zur Methanbildung fähig sind. Organische Substanzen sind oftmals im Abfall vorherrschend und bewirken die Bildung organischer Säuren bzw. niedere Carbonsäuren in der acidogenen Phase. Dies hat zur Folge, dass die Funktionsfähigkeit der säureempfindlichen, methanogenen Bakterien gehemmt wird und es zu keinem Wasserstoffverbrauch kommt und der Wasserstoffpartialdruck ansteigt. Dies hat zur weiteren Wirkung, dass zusätzlich der Abbau niederer Carbonsäuren durch die acetogene Bakterien gehemmt wird. Während der sauren Gärung sind vor allem hohe Konzentrationen an gelösten organischen Substanzen, anorganischen Substanzen, Schwermetallen und Xenobiotika im Sickerwasser auffindbar (Kjeldson, et al., 2010).

- Methangärung

Da die Funktion der methanogenen Bakterien stark von der Säureanwesenheit abhängig ist, kann die Phase der Methangärung erst eintreten, wenn der überwiegende Teil der schnell abbaubaren organischen Substanz mit Hilfe der acidogenen Bakterien verbraucht wurde und sämtliche sauren Stoffwechselprodukte durch das Sickerwasser ausgetragen wurden. Dies hat den Wasserstoffentzug und die bioenergetische Symbiose zwischen acetogenen und methanogenen Bakterien zur Folge. Für die stabile Methanphase ist unter anderem die relativ gleichbleibende Gaszusammensetzung (= über einen längeren Zeitraum betrachtet), die Abnahme der Essigsäurekonzentration im Sickerwasser, ein Maximum des Methangehaltes und ein neutraler bis alkalischer pH-Wert kennzeichnend. Die stabile Methanphase wird im Generellen von geringeren Belastungen im Sickerwasser und einem niedrigen BSB₅/CSB Verhältnis von bis zu 0,1 geprägt. Das geringe BSB₅/CSB Verhältnis ist auf die schnelle Konsumation von Karbonsäuren, sobald diese produziert werden, zurückzuführen (Kjeldsen et al., 2010). Mit der Ausnahme von Ammonium nehmen die

Konzentrationen von Schwermetallen und Xenobiotika über die Zeit ab. Aufgrund der hohen Akkumulation von Schwermetallen im Boden wird auf Basis von Modellberechnungen angenommen, dass sich diese nicht aus ihren Strukturen lösen und somit über Jahrtausende hinweg kaum über Auslaugung ins Sickerwasser gelangen. Dieses Verhalten erklärt den geringen Anteil an Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (Kjeldsen, et al., 2010). Am Ende sind physikalische Auslaugvorgänge ausschlaggebend für das Emissionsverhalten der Deponie.

In einem Deponiekörper können unterschiedlichste Mikroenvironments vorherrschend sein, die sich durch die Parameter, wie pH-Wert und Wasserstoffpartialdruck, unterscheiden und den anaeroben Abbau beeinflussen können. Einflussfaktoren für die Ausprägung der Parameter sind einerseits die räumlich unterschiedliche Textur des Abfalles und andererseits die gegebenen Wasserbewegungen in einem bestimmten Bereich. Wenn keine ausreichende Wasserbewegung existiert, kommt es zur Anreicherung niederer Carbonsäuren und zu einer Absenkung des pH-Wertes und somit zur Erhöhung der Löslichkeit anorganischer Substanzen (Lechner, 2004).

Im Zuge der beschriebenen anaeroben Stoffwechselvorgänge ist mit Emissionen, die von einer Hausmülldeponie ausgehen, zu rechnen. Die für die Umwelt am bedeutendste ist die Bildung von Deponiegas (Methan, Kohlendioxid, Schwefelwasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Spurenstoffe) und die organische bzw. anorganische Belastung des Sickerwassers (Lechner, 2004). Nach der ÖNORM S 2088-3 werden spiegeln die einzelnen Phasen folgenden Gasgehalten wieder:

Die Anfangsphase wird vom aeroben Abbau geprägt, welcher schlussendlich in die saure Gärung übergeht. Anschließend wird die **stabile Methanphase (Phase I) eingeleitet, in der** sich annähernd konstante Konzentrationen einpendeln (Methan 55 %, Kohlendioxid 44 %, Spurenstoffe 1 %). In dieser Phase kann es ohne Abdichtungs- und Entsorgungsmaßnahmen zu intensiven Deponiegasemissionen an der Oberfläche und zu Migrationen in die wasserungesättigte Bodenzone kommen. Danach folgt die **Langzeitphase (Phase II)** (Methan > 80% des Deponiegasvolumens). In dieser Phase sind bei fehlenden Maßnahmen austretende Emissionen wahrscheinlich. Die **Lufteindringphase (Phase III)** wird von der in den Deponiekörper eindiffundierenden Außenluft geprägt wodurch es zu Verdünnungseffekten kommen kann (Methan < 40 %, Stickstoff 30 %, Kohlendioxid 20-30 %). Für die **Methanoxidationsphase (Phase IV)** ist die Oxidation von Methan durch den eindringenden Luftsauerstoff charakteristisch. Es kommt zu keinem aktiven Ausgasen mehr. Die Zusammensetzung beträgt ungefähr 45 % Stickstoff, 30 % Kohlendioxid, 20 % Methan, 5 % Sauerstoff. In der abschließenden **Kohlendioxidphase (Phase V)** entsprechen die gemessenen Deponiegasvolumina ungefähr jenen in unbeeinflussten Bodentypen (Stickstoff > 60 %, Methan 15 %, Sauerstoff < 15 %). Ein einheitlicher Ablauf der Abbauprozesse ist durch die Heterogenität des Deponiekörpers selten möglich und wird von unterschiedlichen Abbaustadien innerhalb der Schüttung geprägt. Neben den Reaktionsprodukten können auch Spurenstoffe (leichtflüchtige Substanzen) vorhanden sein, welche negative Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und Umwelt haben können und bewertet werden sollen. Dazu zählen Wasserstoffsulfid, halogenierte Kohlenwasserstoffe (Tetrachlorethen, 1,1,1-Trichlorethan, usw.), aromatische Kohlenwasserstoffe wie Benzol, Toluol, Ethyl, Xylol, Styrol und auch Quecksilber (ÖNORM S 2088-3). Ein bedeutendes Spurengas ist beispielsweise die krebserzeugende Substanz Vinylchlorid (Grundbaustein des Kunststoffes Polyvinylchlorid) (Gasser, s.a.) und der geruchsintensive Schwefelwasserstoff. Zudem

können Anteile an pathogenen Keimen (Bakterien, Pilzsporen oder Viren) in der Außenluft vorhanden sein und sind daher ebenfalls zu beachten (ÖNORM S 2088-3).

3.5 Ausbreitungsmechanismen und -modelle der Risikostoffe

Die im Untergrund gebildeten Schadstoffverteilungen („dreidimensionales Schadensbild“) hängen im Wesentlichen von der Art und Menge des Schadstoffeintrages und der hydrogeologischen Situation am betrachteten Standort ab. Bezugnehmend auf die Schadstoffausbreitung sind Faktoren wie die chemisch-physikalischen Schadstoffeigenschaften und die Heterogenität des Untergrundes von Bedeutung (BMLFUW, 2009b).

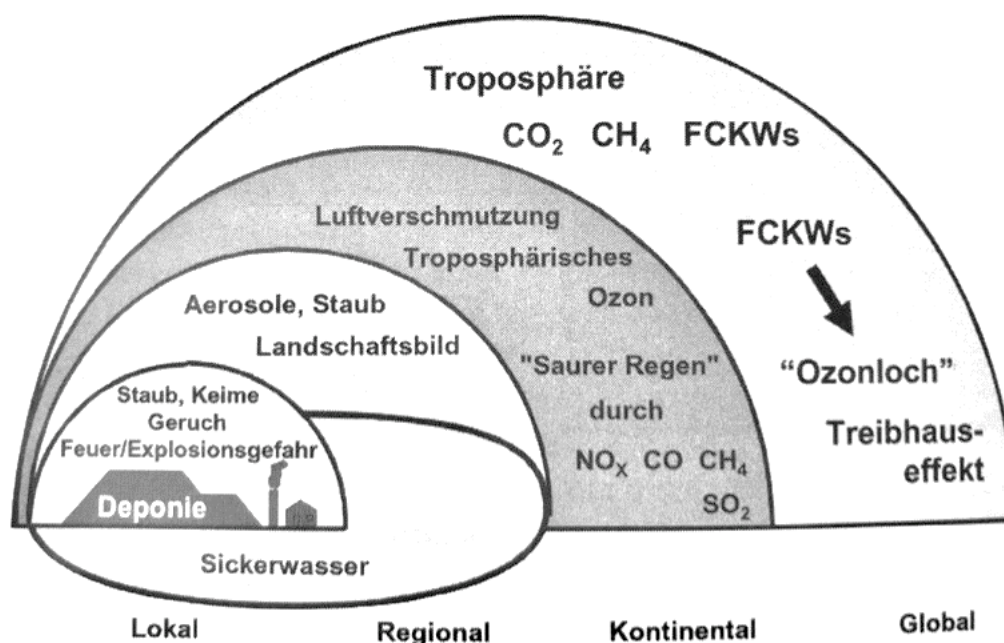


Abbildung 3.2: Darstellung der räumlichen Ausdehnung von Emissionen einer Hausmülldeponie und möglicher Risiken (Lechner, 2004)

Mit Hilfe der Abbildung werden die von einem Schadherd (= Altablagerungen) ausgehenden Emissionen und deren räumlichen Reichweiten vereinfacht dargestellt. Anhand der Grafik ist erkennbar, dass beispielsweise von einer Altablagerung (selten mit Basisabdichtungssystem) ausgehende Sickerwasser nur lokal bis regional wirkende Fahnen ausbildet. Bei neueren Deponien kann das Austreten von belastetem Sickerwasser mit Hilfe von Basisabdichtungs- und Sickerwassersammlungssystemen weitgehend vermieden werden (Lechner, 2004). Die Erfassung von Deponiegasen stellt trotz neuer Deponietechniken eine Schwierigkeit dar. Durch die Abbildung geht die Wichtigkeit von Deponiegasen, aufgrund ihrer globalen Dimension bzw. Reichweiten, eindeutig hervor.

3.5.1 Boden

Durch die Ablagerung von Abfällen im Untergrund geht die durch die Altablagerung verursachte Verunreinigung primär von der ungesättigten Bodenzone aus. Abhängig von den Standortgegebenheiten und der stoffspezifischen Eigenschaften der vorliegenden Schadstoffe, kann es folglich zu einer Schadstoffausbreitung in

unterschiedliche Umweltmedien (Sickerwasser, Grundwasser, Bodenluft) kommen (BMLFUW, 2009). Im Rahmen der ÖNORM S 2088-2 werden die für die Beurteilung der Standortverhältnisse relevante Kriterien zusammengefasst. Auf diese wird im Detail im Kapitel 4.2.2 eingegangen.

Für die Verbreitung der Schadstoffe im Untergrund ist einerseits die relative Bindungsstärke des Bodens, die potentielle Mobilisierbarkeit und andererseits bei organischen Schadstoffen die Ad- und Desorbierbarkeit bzw. die Abbaubarkeit von großer Bedeutung (BMLFUW, 2009; ÖNORM S 2088-2).

Wichtig ist bei der Betrachtung des Untergrundes die Herstellung eines räumlichen Zusammenhanges, wo entscheidende Informationen zum Untergrund (Verteilung der unterschiedlichen Böden, die Wechselwirkungen zwischen den Bodenhorizonten und Voraussetzungen für die mögliche Verlagerung von Schadstoffen) berücksichtigt werden (ÖNORM S 2088-2).

Wesentliche einflussnehmende Faktoren dafür sind:

- Relative Bindungsstärke

Die relative Bindungsstärke wird unter Berücksichtigung der horizontalen Bodengegebenheiten und der stoffspezifischen Eigenschaften organischer und anorganischer Substanzen bestimmt. Bei Schwermetallen hängt die Bindungsstärke stark von der Bodenazidität ab, weshalb hier der pH-Wert eine wichtige Einflussgröße darstellt. Zudem sind bei den Bodenhorizonten die jeweiligen Humus- und Tongehalte zu ermitteln, da die Bindungsstärke mit zunehmenden Anteilen steigt und im Rahmen der Beurteilung Zuschläge ergänzt werden können (ÖNORM S 2088-2). Mit Hilfe der ermittelten relativen Bindungsstärke wird die Umweltwirkung einzelner Schadstoffe (anorganisch, organisch) beurteilt. Auf die Zusammenstellung der relativen Bindungsstärke eines Schadstoffes im Boden wird unter dem Kapitel 4.2.2 näher eingegangen.

- Erosion

Bei Betrachtung der Schadstoffausbreitung durch Erosion kann zwischen den zwei Erosionsarten Wind- und Wassererosion unterschieden werden. Je nachdem welche Erosionsart vorherrschend ist, unterscheiden sich die hierfür ausschlaggebenden Schadstoffeigenschaften und Standortverhältnisse.

Bei der Winderosion beispielsweise sind Faktoren wie Bodenart/Abfallart, Boden- oder Abfallfeuchte, Relief/Lage, Bedeckung und Windstärke/-häufigkeit einzuberechnen. Die Wahrscheinlichkeit von Erosion nimmt bei häufiger Überschreitung der Windgeschwindigkeit von 4 km/h zu. Bei Betrachtung der Wassererosion sind Faktoren wie Hangneigung, Niederschlag und Fremdwasserzutritte entscheidend.

Schluffige und sandige Bodensubstrate mit minimalen Tongehalten neigen eher zur Erosion, als sandig-kiesige bis lehmig-tonige Böden (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2006)

- Schadstoffmobilität

Die Beurteilung der Schadstoffmobilität ist nur in Korrelation mit Gesamtgehalten möglich, es können Rückschlüsse sowohl auf die Pflanzenverfügbarkeit (ist vor allem bei landwirtschaftlicher oder gärtnerischer Nutzung relevant), als auch auf den Eintrag in das Grundwasser getätigt werden. Welche Mengen an mobilen Schadstoffen vorhanden sind und zu einer nachteiligen Beeinflussung der Bodenlösung führen, kann durch die Feststellung der Element- und Schadstoffgehalte in wässrigen Auszügen

ermittelt werden. Bei Arsen und Schwermetallen ist zusätzlich der pH-Wert zu berücksichtigen.

Eine gefahrenmindernde Wirkung hinsichtlich der Verbreitung und Verlagerung von Schadstoffen können Bodenhorizonte mit hohen Schluff- und Tonanteilen haben, da diese eine höhere Adsorptions- und Rückhaltekapazität aufweisen, als jene mit hohen Sand- und Grobbodenanteilen.

- Adsorption

Wie bei der Schadstoffmobilität erwähnt, sind bei der Ausbreitung der Schadstoffe auch die Ton- und Humusgehalte von Bedeutung. Zusammen mit den Gehalten und der Sorbierbarkeit der Schadstoffe, kann auf die Sorption im Untergrund geschlossen werden. Im Allgemeinen gilt, je höher die Sorption ist, desto kleiner ist die Wahrscheinlichkeit des Austrages der Schadstoffe. Für die Sorption im Untergrund sind die Humusbestandteile (organische Substanz), Tonminerale (insbesondere Kaolinit, Montmorillonit und Bentonit) und Oxide bzw. Hydroxide (Silizium, Eisen und Aluminium) entscheidend (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2006).

- Flüchtigkeit

Die Flüchtigkeit spielt im Speziellen bei der unterirdischen bzw. seitlichen Ausbreitung flüchtiger Schadstoffe eine wichtige Rolle und kann zu negativen Auswirkungen im Boden in der Umgebung der Schadstoffquelle führen. Verantwortlich hierfür ist einerseits die Sorption am Boden und andererseits das Lösen der Schadstoffe im Bodenwasser der ungesättigten Bodenzone (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2006).

3.5.2 Bodenluft

Die Bodenluft ist ein wichtiges Transport- und Ausbreitungsmedium und ist primär in gut durchlässigen Böden ($k_f > 10^{-5}$ m/s für sandige Kiese, vgl. in ÖNORM S 2088-1), aber auch untergeordnet in Auflockerungszonen und geklüfteten Fels von Bedeutung. Dennoch kann auch in schlecht durchlässigen bindigen Böden (Schluff, Ton) bei gegebenen Schrumpfrissen ein relevanter Gastransport erfolgen (Dörr et al., 2014). Für die Bodenluftekundung sind vor allem jene Parameter heranzuziehen, welche einen vergleichsweise hohen Dampfdruck, einem Siedepunkt bis etwa 180 °C und eine schädliche Wirkung auf Mensch und Umwelt aufweisen (Dörr et al., 2014).

Nachfolgend wird eine schematische Abbildung von relevanten Prozessen für die Verteilung von Schadstoffen zur Veranschaulichung dargestellt.

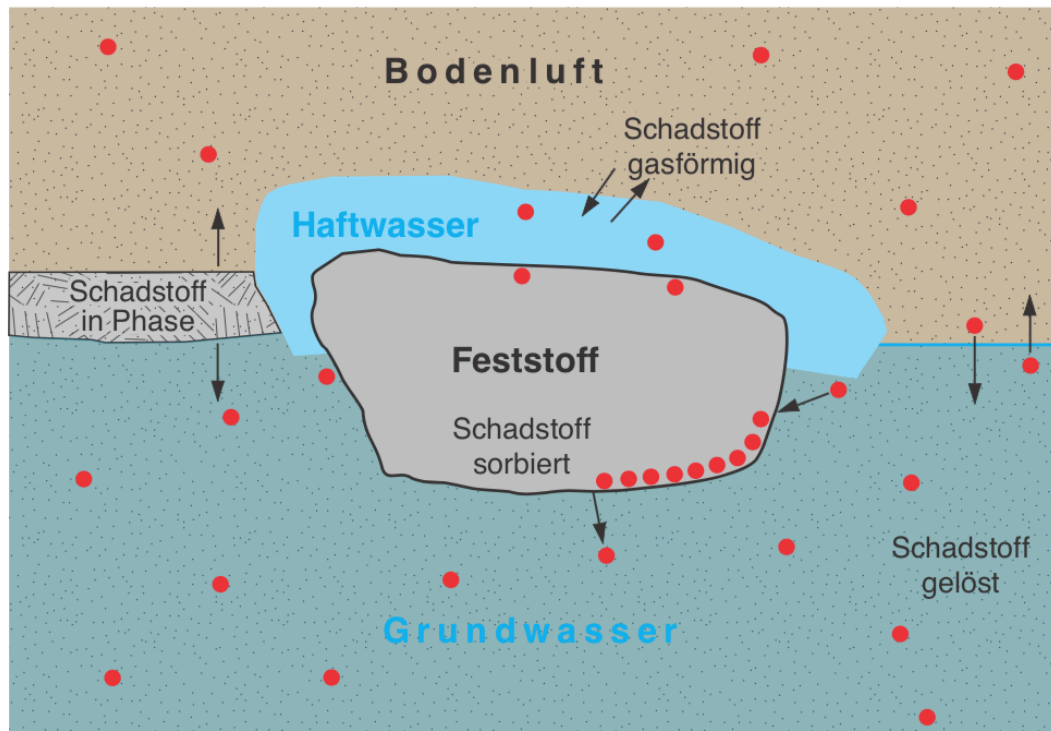


Abbildung 3.3: Darstellung der Schadstoffverteilung zwischen fester, flüssiger und gasförmiger Phase (Dörr et al., 2014).

Mobilisierung

Bei Absaugversuchen über einen längeren Zeitraum (Tage) ändern sich physikalisch-chemische Bedingungen im Boden (Deponiekörper), wodurch eine Mobilisierung von Spurenstoffen bewirkt wird (Rettenberger et al., 1992). Damit ein Inhaltstoff von abgelagerten Materialien in die Gasphase übertreten kann, muss er folgende charakteristischen Eigenschaften aufweisen: eine geringe Wasserlöslichkeit, einen hohen Octanol-Wasser Verteilungskoeffizienten, einen hohen Dampfdruck bzw. niedrigen Siedepunkt und eine geringe Neigung zur Adsorption an Feststoffen. Beispielsweise werden unpolare Stoffe mit hohen Siedepunkten (Polychlorierte Biphenyle) eher an organischem Material und Boden adsorbiert (Rettenberger et al., 1992).

Gerade im Übergangsbereich zwischen ungesättigter und wassergesättigter Bodenzone (= Kapillarraum) ist ein Übertritt von Substanzen aus der Bodenluft in das Grundwasser, aber auch umgekehrt möglich. Daher können durch Bodenluftuntersuchungen Rückschlüsse auf Grundwasserkontaminationen getätigt werden. Da kein allgemein gültiger Zusammenhang zwischen Konzentrationen aus den unterschiedlichen Phasen besteht, ist das Heranziehen von Bodenluftuntersuchungen ausschließlich für die Erkennung und Abschätzung von Grundwasser- oder Bodenbelastungen sinnvoll (Dörr et al., 2014). Die detaillierte Quantifizierung des Schadstoffpotentials wird erst durch unmittelbare Grundwasser- oder Bodenuntersuchungen ermöglicht. Bei Bodenproben, die auf leichtflüchtige Substanzen untersucht werden sollen, wird bereits ins Probenahmegefäß Methanol beigemischt um die Verdampfungsverluste zu minimieren (Dörr et al., 2014).

Die unterschiedlich vorherrschenden Ausbreitungen organischer Schadstoffe können auf die jeweiligen physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften (Löslichkeit in Wasser,

Dichte, Viskosität, Dampfdruck und Wechselwirkungen mit festen Bodenbestandteilen) rückgeführt werden (Dörr et al., 2014).

Im Allgemeinen ist für Feststellung von Deponiegasspurenstoffen zu erwähnen, dass die Höhe der gasförmigen Emissionen vom Volumenstrom des Deponiegases abhängen, weshalb eine Korrelation zwischen gasförmigen Spurenstoffen und Deponiegasen ermöglicht wird. Dies erlaubt bei auftretenden Gasemissionen auf mögliche Spurenstoffe zu schließen. In diesem Fall sollten größere Deponiebereiche beprobt werden, um die Stoffgefährlichkeit zu ermitteln (Rettenberger et al., 1992). Durch die Spurenstoffe kommt es zu einer Erhöhung der Stoffgefährlichkeit, welche für die Altlastenbehandlung eine wichtige Rolle spielt (Rettenberger et al., 1992). Räumlich abgegrenzte Spurenstoffuntersuchungen sollten durchgeführt werden, sobald durch historische Recherchen der Verdacht auf die Ablagerung von Sondermüll besteht. Nach Rettenberger et al. (1992) können Spurenstoffe aufgrund ihrer Entstehung und Herkunft in die Gruppen anthropogene Spurenstoffe und deren Abbauprodukte und jene, die durch die Neubildung aus anderen Stoffen entstehen, unterteilt werden. Sie machen in etwa 0,1 – 0,5 Vol.-% des Deponiegases aus und nehmen im Laufe der Zeit wegen der gasförmigen Austragung ab. Daher ist ein direkter Nachweis im Deponiegas oft nicht mehr möglich, weshalb ergänzende Sonderuntersuchungen (z.B. des Kondensats) durchgeführt werden sollten (Rettenberger et al., 1992).

Advektion und Diffusion

Der Transport (z.B. vertikal, seitliche Wanderung) von gas- und dampfförmigen Schadstoffen in einer Altablagerung wird einerseits durch die Diffusion (Konzentrationsunterschiede) und andererseits durch die Advektion (Druckdifferenzen) bewirkt. Für die Verteilung aufgrund der Advektion sind Strömungen der Bodenluft verantwortlich, welche auf vorherrschende Druckunterschiede zurückzuführen sind (Dörr et al., 2014). Die Ausbreitung aufgrund gegebener Druckdifferenzen wird durch die Wanderung des Druckgradienten von Bereichen mit hohem Druck zu Bereichen mit geringem Druck bewirkt. Durch die ständige Deponiegasproduktion sind meistens hohe Gasdrücke vorherrschend. Außerdem können zu den durch die Gasproduktion ausgelösten hohen Drücken, weitere Faktoren wie Luftdruckschwankungen, Schwankungen der Grundwasseroberfläche, Versickern von Niederschlag und Temperaturveränderung zu Druckunterschieden und zur Beeinflussung der Verbreitung (dichte Schichten, wassergesättigte Bereiche) führen. Dieser Ausbreitungsmechanismus ist einer der gängigsten (Rettenberger et al., 1992).

Bei der Ausbreitung von Schadstoffen durch Diffusion sind Konzentrationsunterschiede ausschlaggebend (Dörr et al., 2014). Beim diffusionsbedingten Stofftransport kommt es zur Verbreitung von gas- oder dampfförmigen Substanzen aus Bereichen mit höheren Konzentrationen zu Bereichen mit niedrigen Konzentrationen. Diffusionsprozesse enden bei Abschluss der Gasproduktion oder bei Erreichen eines Gleichgewichtszustandes (Gasproduktion = Gasumwandlung + Gasabsorption), sobald keine Konzentrationsunterschiede mehr gegeben sind. Jene Gradienten sind abhängig von der Gasproduktion, der Oberflächenabdeckung und dem vorherrschenden Luftdruck (Rettenberger et al., 1992). Außerdem nehmen Diffusionskoeffizienten im Allgemeinen mit steigender Temperatur zu und mit steigender molarer Masse der betrachteten Substanzen ab (Dörr et al., 2014).

Der Umfang des Stofftransportes im Boden durch Diffusion und Advektion wird im Wesentlichen durch die Durchlässigkeit des Bodens beeinflusst (Dörr et al., 2014). Denn je dichter eine Schicht ist, desto geringer ist der Gastransport (Rettenberger et al., 1992). In Analogie zur hydraulischen Durchlässigkeit hängt die Gas-Permeabilität hauptsächlich von den folgenden unterschiedlichen Einflussfaktoren ab: zu diesen zählen die Korngrößenverteilung, die Struktur des Bodenmaterials, die Lagerungscharakteristik, die Porengröße- und -form sowie der Wassergehalt (Dörr et al., 2014). Der Bodenwassergehalt stellt eine zeitlich variable Größe mit dem größten Einfluss auf die Durchlässigkeit dar, hierbei sind Starkregenereignisse und Anstiege der Grundwasseroberfläche zu erwähnen, welche eine deutliche Verringerung der Durchlässigkeit zur Folge haben.

3.5.3 Wasser

Die in Altablagerungen enthaltenen grundwassergefährdenden Substanzen können entweder über das Sickerwasser (Aufnahme von Schadstoffen während des Durchströmens), oder durch direkten Kontakt des Schadherdes mit dem Grundwasser emittiert werden. Zu einer intensiven Mobilisierung von Schadstoffen kommt es, wenn sich die Quelle innerhalb des Grundwasserkörpers befindet oder punktuell tangiert. Eine Folge davon sind höhere Konzentrationen im Grundwasser. Außerdem kann es durch das Einsickern von flüssiger Schadstoffphasen ebenfalls zu einer Kontamination des Grundwassers kommen. Bei in den Deponiekörper eindringenden Schadstoffphasen spielt die Dichte der Flüssigkeit im Vergleich zu jener des Wassers eine entscheidende Rolle. Ist die Dichte geringer, als jene von Wasser (z.B. Mineralöl), kommt es zu einer lateralen Ausbreitung der Phase auf der Grundwasseroberfläche (= LNAPL – *Light Non Aqueous Phase Liquids*). Im Gegenteil dazu sinken Flüssigkeiten mit größeren Dichten – Großteil der polychlorierten Kohlenwasserstoffe – bis zur Sohle ab und sammeln sich dort (= DNAPL – *Dense Non Aqueous Phase Liquids*). Zur Beeinträchtigung oberirdischer Oberflächengewässer kann es einerseits durch den Zutritt von verunreinigtem Wasser (Sickerwasser, Grundwasser), durch die Abschwemmung bzw. Überflutung oder andererseits durch den direkten Kontakt mit der Schadstoffquelle – wenn die Ablagerung in der gesättigten Zone liegt – kommen (Dörr et al., 2014).

Lösen von Gasen im Wasser

Die Lösung von gasförmigen (z.B. leichtflüchtige) Schadstoffen kann ebenfalls eine Grundwasserverunreinigung bewirken, wenn sich diese entweder im Sickerwasser lösen und durch die Grundwasserneubildung ins Grundwasser migrieren, oder Schadstoffdämpfe direkt zur Grundwasseroberfläche gelangen und sich anschließend dort lösen (Dörr et al., 2014). Methan hat beispielsweise im Vergleich zu Kohlendioxid eine geringe Löslichkeit in Wasser (24 bzw. 1685 mg/L bei 20 °C). Sobald ein Rücklauf der Deponiegasproduktion erkennbar ist und das Gas primär nicht mehr über den Luftpfad als Emission abtransportiert wird, kommt es zur Adsorption von Kohlendioxid an Feststoffen und somit zur Änderung der Deponiegaszusammensetzung. Im Zuge dessen kann es zur Auswaschung von Kohlendioxid mit dem Sickerwasser kommen (Rettenberger et al., 1992).

Mobilisierung

Für die Mobilisierung bodengebundener Schadstoffe sind insbesondere Stoffeigenschaften bzw. Kenngrößen (Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Tendenz zur Sorption) und zudem physikalisch-chemische Milieubedingungen (Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential) verantwortlich. Durch die Mobilisierung kann zusammen mit der human- oder ökotoxikologischen Wirkung auf das örtliche Risikopotential beim

Grundwasser geschlossen werden (BMLFUW, 2009). Denn durch die Verfrachtung mobilisierter Schadstoffe ist mit einer Konzentrationszunahme im Grundwasser, Sickerwasser, oder oberirdische Gewässer zu rechnen. Aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit sind Schadstoffe wie Benzol, Toluol, Ethyl, Xylol (kurz BTEX), Naphthalin und Acenaphthylen als leicht mobilisierbar einzustufen (Rettenberger et al., 1992). Hinsichtlich der Mobilität spielt auch die zeitliche Komponente bei der Entwicklung eine wichtige Rolle und wird von folgenden Faktoren beeinflusst: der Quellstärke, des Stoffinventars, der Stetigkeit bzw. Umfangs des Zustroms bzw. Kontaktes zum Grundwasser/oberirdischen Gewässer, von der Verweildauer des Sickerwassers, vom Stofftransport in der ungesättigten Zone und des Flurabstandes (Dörr et al., 2014).

Schadstofftransport im Grundwasser

Zusätzlich zu den oben genannten Prozessen können jegliche gelösten Schadstoffe nachfolgend räumlich im Grundwasser ausgebreitet werden, wobei die Verteilung im Grundwasser von einer Vielzahl an Einflussfaktoren abhängt. Zu diesen zählen die hydrogeologischen Gegebenheiten (hydraulische Leitfähigkeit und Gradient), Sorption (Bindung an partikelförmigen Bodenbestandteilen), Matrixdiffusion in Porenräumen toniger Gesteine, Bioakkumulation (Aufnahme und Akkumulation in Organismen) und der biotische und abiotische Abbau (Dörr et al., 2014).

Natürlicher Rückhalt und Abbau

Beim natürlichen Rückhalt von Schadstoffen ist zwischen nichtdestruktiven (Advektion, Dispersion, Verflüchtigung, Sorption und Immobilisierung) und destruktiven (mikrobieller/abiotischer Abbau) Prozessen zu entscheiden. Schlussendlich führen nur die destruktiven Vorgänge zu einer Entfernung der Substanzen aus der Umwelt. Die oben genannten Prozesse laufend ununterbrochen ab, auch während der Schadstoffausbreitung (Dörr et al., 2014). Verunreinigungen größerer kommunaler Hausmülldeponien können räumlich meistens auf die obersten Bereiche des Grundwasserleiters im unmittelbaren Abstrom beschränkt werden. Eine vertikale Durchmischung und eine gleichmäßigere Verteilung der Belastungen über den Aquifer stellt sich erst über längere Fließstrecken ein. Jegliche Prozesse entlang der Fließstrecke werden von einem ständigen Wandel durch die Lösung und Aufnahme von Sauerstoff aus dem wasserungesättigten Bereich geprägt. Dies kann sowohl eine Änderung der chemischen Gegebenheiten, einen Abbau organischer Verunreinigungen, als auch die Nitrifikation von Ammonium bewirken, wodurch es insgesamt zu einem Rückgang der Kontaminationen in den obersten Grundwasserbereichen kommt (BMLFUW, 2009).

4. Prozess der Risikobetrachtung

Damit für den Prozess der Risikobetrachtung eine einheitliche Ausgangsbasis geschaffen wird, soll im Rahmen der Arbeit eine geltende **Definition des Risikobegriffs** dargestellt werden. Wie bereits bei den Begrifflichkeiten erwähnt kann ein Risiko nur entstehen, wenn ein Rezeptor vorhanden ist, zu dem der Schadstoff über einen Expositionspfad gelangt (Reichenauer et al., 2011). Daher ist für den gesamten Beurteilungsprozess die Betrachtung von „Quelle-Pfad-Rezeptor“ grundlegend (Reichenauer et al., 2011). Bereits Zorzi (1989) definierte in seinem Entwurf für ein Verfahren zur Bewertung Altlastenverdächtiger Altablagerungen und

Altstandorten eine Gleichung für die Entstehung einer Gefährdung, wofür das Zusammenwirken festgelegter Komponenten entscheidend sind (Gefährdung = Gefahrenpotential x Wirkungspfad x Betroffener). Nur bei gegebenem Gefahrenpotential (= Art der abgelagerten Stoffe) – Pfade über welche Schadstoffe bewegt/ausgebreitet werden können (Wirkungspfade) und Empfängern (Aufnahme der Betroffenen z.B. Nutzer von Wasser, Trinkwasser, Arbeiter, Flora, Fauna), die durch die Pfade von den Stoffen erreichbar sind – kann es zu einer Gefährdung durch Altlasten kommen. Fällt eine Variable aus, ist keine Gefährdung mehr möglich (Zorzi, 1989). An dieser Sichtweise hat sich in den letzten Jahren nichts geändert. Zudem ist die Wirkungskette bei der Gefährdungsabschätzung ein bedeutendes Hilfsinstrument und wurde bereits in 1989 für die Ableitung und Beschreibung der Gefährdungsabschätzung von Zorzi herangezogen.

Nicht nur die Erfassung relevanter Risikostoffe bzw. Gefahrenstoffe, sondern auch die Verteilung möglicher Wirkungspfade in Hinblick auf die betroffenen Schutzgüter sind für ein effizientes Risikomanagement von Bedeutung (Eisele, 2004; Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2003). Das Ziel ist, das Gefahrenpotential der betrachteten Altablagerung abzuschätzen (Dörr et al., 2014). Sollte sich im Laufe weiterer Erkundungen herausfiltern, dass nicht alle bei der Risikoidentifizierung definierten Risikostoffe, Wirkungspfade und Schutzgüter betroffen sind, werden nicht relevante wieder herausgenommen (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2003).

Die Bedeutung des Risikomanagements kontaminierter Flächen wurde bereits 1994 von Fergueson und Denner (zitiert in Pritchard, 2000) festgehalten. Demnach wird das Risikomanagement benötigt, um die menschliche Gesundheit vor Schadwirkungen zu bewahren und um jene Aktivitäten zu unterstützen, die Sanierungsprozesse fördern und finanzieren (Pritchard, 2000).

Die aufgrund der Kontaminationen verursachten Schäden bei Rezeptoren, stellen die Bedeutung der Risikobetrachtung von Altablagerungen in den Vordergrund. Schlussendlich werden jene Standorte laut dem ALSAG 1989 als „Altlast“ ausgewiesen, von denen erhebliche Gefahren für betroffene Schutzgüter ausgehen.

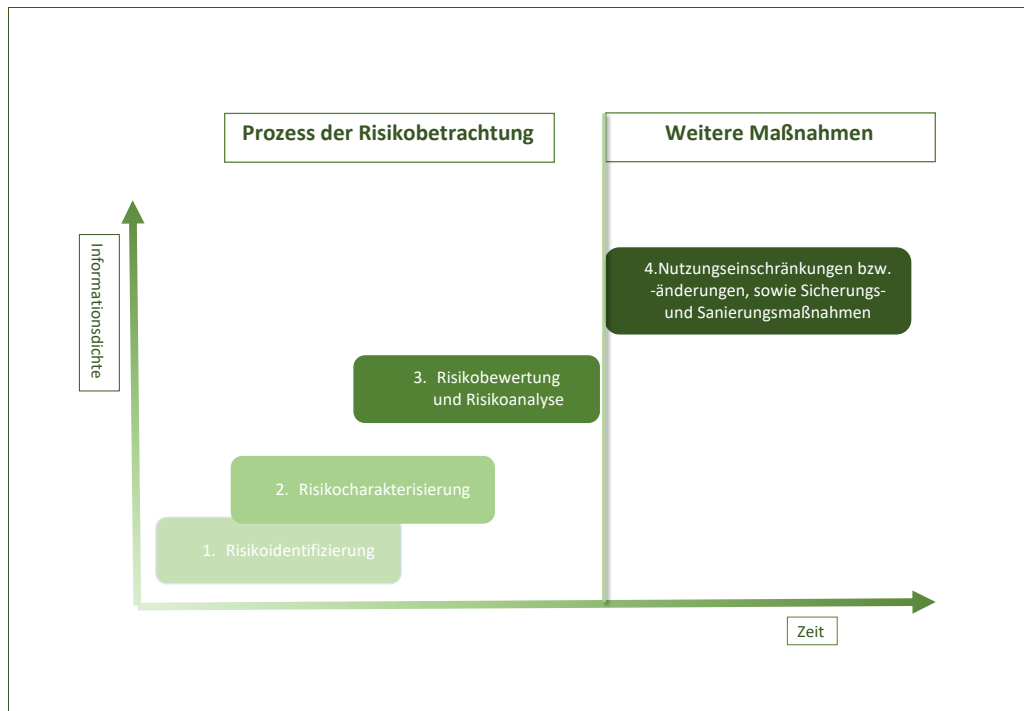


Abbildung 4.1: Darstellung wesentlicher Bestandteile im Prozess der Risikobetrachtung (Weihs, 2019)

In Bezug auf Altablagerungen bedeutet der in Abbildung 4.1 dargestellte „Prozess der Risikobetrachtung“ und der „weiteren Maßnahmen“, dass die durch die Kontaminationen auftretenden Risiken für Umwelt und Menschen mit Hilfe von festgelegten Vergleichswerten bewertet und analysiert werden sollen. Das Ziel der Risikobetrachtung ist daher die Risikoabschätzung und Beurteilung, ob ein Risiko für Betroffene ausgeschlossen werden kann (Reichenauer et al., 2011) das heißt ob ein Schadenseintritt bei Schutzgütern ausschließbar ist. Bei bestehendem Handlungsbedarf wird durch die Bewertung und Analyse eine Entscheidungsgrundlage zur Risikominimierung (z.B. Nutzungsänderungen, Nutzungseinschränkungen, Sicherung, Sanierung) geschaffen (Zorzi, 1989).

Der in der Abbildung 4.1 dargestellte Prozess für die Risikobetrachtung und weitere Maßnahmen setzt sich aus den Schritten „Risikoidentifizierung“, „Risikocharakterisierung“, „Risikobewertung und -analyse“ und „weitere Maßnahmen“ zusammen.

Im Rahmen der „**Risikoidentifizierung**“ wird zwischen zwei Schritten unterschieden: Erstens die Erfassung des Status Quo bzw. die „*schadstoffbezogene*“ Bestandsaufnahme. In diesem Schritt soll durch historische Recherche und Erstuntersuchungen ein Abbild der Deponie durch die Beschreibung des Standortes und der Umgebung hinsichtlich der enthaltenen Schadstoffe geschaffen werden. Im Zuge dessen sollen sämtliche Schadstoffe aufgezeigt werden, die aufgrund ihrer stoffspezifischen Eigenschaften (Stoffgefährlichkeiten) gefährlich sind und zu einem Schaden bei Rezeptoren führen. Ob der Schaden eintritt, wird im Zuge der Risikobewertung, oder auch Risikobeurteilung auf Basis der in der Charakterisierung ermittelten und gegenübergestellten Konzentrationen diskutiert. Zweitens kann mit einer „*aktivitätsbezogenen*“ Charakterisierung des Standortes und der Benennung vorhandener Schutzgüter begonnen werden. Dafür ist es notwendig, festzustellen ob theoretische Ausbreitungs-, oder Expositionspfade gegeben sind, die zu den benannten Schutzgütern führen (Reichenauer et al., 2011). Durch das

Zusammenführen der gesammelten Informationen aus der „schadstoffbezogenen“ und „aktivitätsbezogenen“ Risikoidentifizierung sollen realistische Expositionsszenarien erstellt und in weiterer Folge bei der „Risikocharakterisierung“ näher beschrieben werden.

Daher kann die „**Risikocharakterisierung**“ in einem engen Zusammenhang mit der „Risikoidentifizierung“ gesehen werden. Für die Erfassung der relevanten Expositionspfade ist es notwendig die im Rahmen der Risikoidentifizierung erfassten Schadstoffe, deren Verteilung (Wasser, Boden, Luft) und die gegebenen Nutzungen sowie Aktivitäten am Standort heranzuziehen (Reichenauer et al., 2011). Je nach dem, in welchem Aggregatzustand ein Schadstoff vorliegt, unterscheiden sich die Ausbreitungsmöglichkeiten und folglich die daraus resultierenden Einträge bei den Empfänger in ihrer Höhe und ihres Eintragsortes bei den Empfängern. Bei gelösten Substanzen sind Drainagesysteme, wie Oberflächenwasser, Sickerwasser und Grundwasser, relevante Expositionspfade. Bei partikularen (staubähnlichen) bzw. gasförmigen Aggregaten sind der Boden, Pflanzen und die Atmosphäre als Transportmöglichkeit vorherrschend (Pritchard, 2000). Partikeln können auch in der Flüssigphase ausgetragen werden. Somit werden Belastungen aufgrund gemessener Werte oder Expositionsgleichungen beim betroffenen Schutzgut festgehalten. Der Ansatz der einzelfallbezogenen Bewertung (standort- und nutzungsabhängig) wird bereits bei den festgelegten Leitsätzen von BMLFUW (2009) hervorgehoben. Bei den standortspezifischen Informationen handelt es sich um die Erfassung konkreter Standorteigenschaften, wie beispielsweise geologische, hydrogeologische sowie meteorologische Gegebenheiten. Zusätzlich sollten diese Informationen Angaben zur Art, zum Ausmaß der Verteilung und der Kontamination inklusive räumlicher Schadstoffausbreitung und -verlagerung beinhalten. Die Nutzung wird dabei noch nicht berücksichtigt (BMLFUW, 2009). Beim nutzungsspezifischen Aspekt werden die Nutzungen am Standort und die damit verbundenen Aktivitäten (z.B. Wohnen, Gartenarbeit, Trinkwassernutzung und Kinderspielplatz) beachtet. Für die Risikoabschätzung sollte hierbei einerseits die aktuelle und andererseits die zukünftig geplante bzw. absehbare Nutzung, auch in unmittelbarer Umgebung für die anschließende Darstellung **realistischer Expositionsszenarien**, einbezogen werden. (BMLFUW, 2009).

Mit dieser Vorgehensweise sollen sämtliche Gefahren die zu negativen Auswirkungen beim Schutzgut führen, so gut als möglich erfasst und die gemessenen Konzentrationen toxikologischen Vergleichswerten gegenübergestellt und mit der Berechnung der Exposition und der Feststellung des Risikos aus der Exposition begonnen werden (Zorzi, 1989). Für die Charakterisierung können die vor Ort gemessenen Bodenwerte entweder risikobasierten Prüf-, Orientierungs- oder Grenzwerten gegenübergestellt oder Risikoquotienten mittels Expositionsgleichungen erstellt werden (Dörrie, 2019). Dabei werden expositionsbedingte Aufnahmemengen (mg/kg Körpergewicht) mit toxikologischen Vergleichswerten (kurz TVW) verglichen (Dörrie, 2019). Der vermehrte Einsatz von probabilistischen Modellen bei der Expositionsabschätzung stellt durchaus eine Möglichkeit der Zukunft dar. Bei diesem Modell steht die Verteilung (von-bis) wodurch sich eine Risikoverteilung ergibt im Vordergrund (Dörrie, 2019). Der Spruch „*Denke das Undenkbare*“ (Eisele, 2004), bringt die Bedeutung der Identifizierung und Charakterisierung gut auf den Punkt.

Erst wenn der ermittelte Wert „diskutiert“ und „argumentiert“ wird, wird diesem eine bewertende Bedeutung zugeschrieben. Dieser Prozess wird im Rahmen des nächsten beschriebenen Schrittes durchgeführt (Dörrie, 2019). In diesem werden die identifizierten Risiken durch die gemessenen und gegenübergestellten Bodenwerten

mit der „**Risikobewertung und -analyse**“ quantifiziert und qualitativ bewertend, durch Interpretation und Diskussion gewichtet. Die Bewertung erfolgt meistens projektspezifisch und subjektiv (Eisele, 2004). Wie hoch das Risiko aus der Exposition im Zuge einer Risikobewertung eines Standortes ausfällt, wird von der Sensitivität des Schutzgutes beeinflusst. Denn die Sensitivität eines Schutzgutes bzw. Rezeptors ist oftmals der maßgebliche Ableitungsparameter und bestimmt somit die für die Risikobewertung notwendige Bewertungszahl. Wenn kein Rezeptor und daher keine Sensitivität gegeben ist, kann oft von einem geringeren oder gar keinem Risiko bei gleichen Gefährdungen ausgegangen werden und die Fläche wird als Folge in der Bearbeitung vernachlässigt (Pritchard, 2000). In Österreich ist dies nach dem derzeit geltenden ALSAG 1989 möglich (Dörrie, 2019). In diesem Schritt wird der durch die Risikocharakterisierung resultierende Wert dahingehend interpretiert, ob dieser bei einer Überschreitung des Prüfwertes noch vertiefend geprüft bzw. analysiert werden muss. Dabei wird darauf geachtet, ob die gegebenen Messwerte ausreichend sind, oder ob noch weitere Parameter in anschließenden Untersuchungen erhoben werden müssen, um die Risikoabschätzung abschließen zu können. Zudem wird überlegt, ob das zugrundeliegende Szenario adäquat ist oder noch zusätzliche Variablen ergänzt werden müssen. Stellt man schlussendlich fest, dass gewisse „Unschärfen“ bei den gemessenen Bodenwerten und zugelassenen Prüfwerten gegeben sind, sollte man in weiterer Folge die Durchführung einer Expositionsabschätzung in Betracht ziehen (Dörrie, 2019). Die Durchführung einer quantitativen Bewertung wird aufgrund der Gegebenheiten (Heterogenitäten innerhalb eines Deponiekörpers, Unklarheiten bezüglich des Stoffinventars) oft erschwert. Daher sind Bewertungsverfahren und Untersuchungsmethoden anzuwenden, die dem wissenschaftlichen und technischen Stand entsprechen und deren Aufwand für eine quantitative Bewertung nicht unverhältnismäßig groß sind (Zorzi, 1989).

Risiken, die durch einen kontaminierten Standort entstehen können, betreffen vor allem Bereiche am Standort und der Umgebung (Pritchard, 2000). Zudem erschweren die oftmals unbekannten Bestandteile der abgelagerten Abfälle, deren chemische Stoffvielfalt und die hohe Matrixheterogenität innerhalb des Deponiekörpers (vertikal und horizontal) die Risikobetrachtung. Prägend für den heterogenen Aufbau einer Schüttung sind die punktuell auftretenden erhöhten Konzentrationen, welche die Interpretation der Untersuchungsergebnisse erschweren und wodurch mit einer Einschränkung der Qualität gerechnet werden kann (Neumaier und Weber, 1996). Folglich ist, wie anfangs erwähnt, eine umfassende Beschreibung der Ist-Situation am Standort mit Hilfe von Recherchetätigkeiten ein voraussetzendes Instrument, um den weiteren Prozess der Risikobetrachtung zu vereinfachen.

Der Prozess der Risikobetrachtung eines kontaminierten Standortes und insbesondere die Risikobewertung und -analyse nimmt in der Praxis immer mehr an Bedeutung zu. Diese Entwicklung geht Hand in Hand mit der zunehmenden Nachfrage von Flächenrecycling, welches bereits in den Leitsätzen nach BMLFUW (2009) festgehalten wurde. Dahingehend ist eine expositionssichere Bauweise entscheidend, wofür eine Risikobetrachtung des Standortes ein grundlegendes Instrument ist. Demnach wird analysiert, welche Schadstoffe und Pfade (z.B. Brunnen am Standort) gegeben und potentielle Risiken darstellen (Dörrie, 2019).

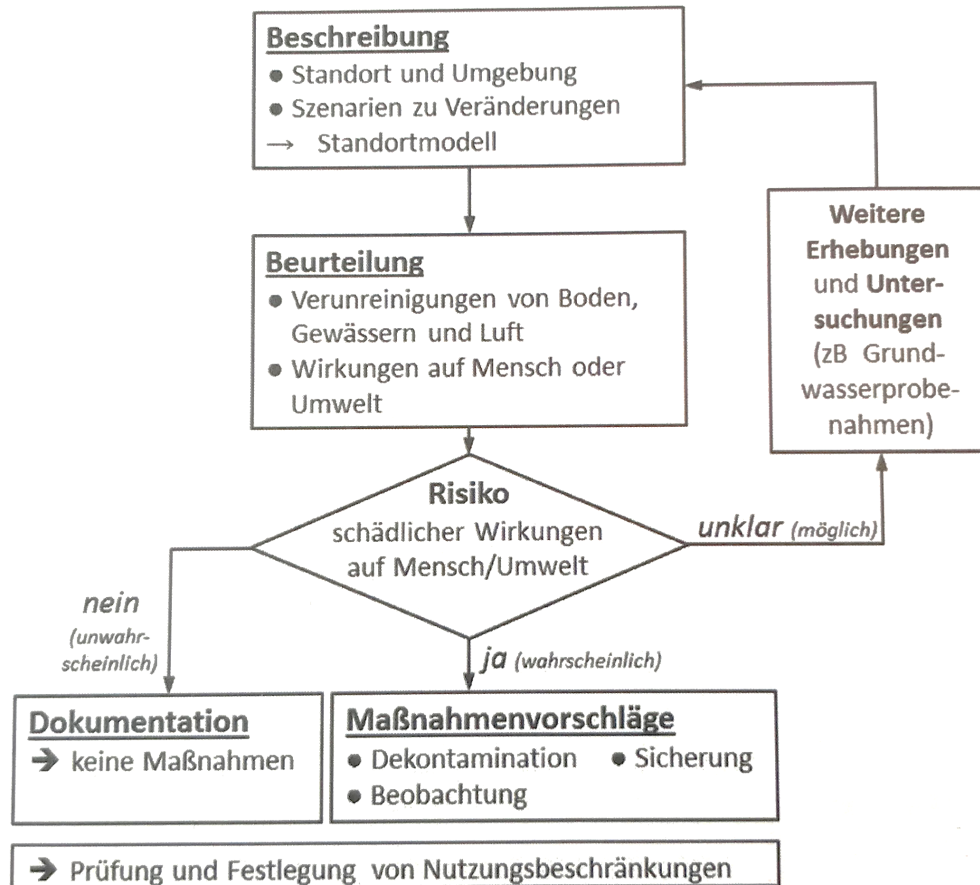


Abbildung 4.2: Ablauf zum Prozess der Risikobetrachtung von Altablagerungen im Allgemeinen nach ÖNORM S 2088-1

Um die einzelnen Schritte von der Risikoidentifizierung bis hin zu den weiteren Maßnahmen zu verbildlichen, wird die schematische Darstellung der ÖNORM S 2088-1 in Abbildung 4.2 herangezogen. Nachdem der Standort nutzungsbezogen umfassend beschrieben und ein Abbild mit Hilfe eines „Standortmodelles“ geschaffen wird, folgt die Beurteilung der gemessenen Ergebnisse und deren Wirkungen auf Mensch oder Umwelt. Basierend auf dem Vergleich wird das Risiko für einen Schadenseintritt beim Rezeptor ermittelt. Sobald „Unklarheiten“ bezüglich gemessener Bodenwerte bestehen, sind weitere Untersuchungen hinsichtlich einer Expositionsabschätzung zu tätigen. Dies ist vor allem beim Schutzgut „Boden“ von Bedeutung, da hier aufgrund der unterschiedlichen Nutzungsmöglichkeiten eine Vielzahl an Exposition- und Aufnahmepfaden vorliegen. Schlussendlich werden Überlegungen zu „weiteren Maßnahmen“ getroffen, welche beispielsweise Beobachtungen oder Nutzungsbeschränkungen beinhalten können.

4.1 Risikoidentifizierung

Die „Charakterisierung des Standortes“ auf Basis von historischen Daten (z.B.: Befragungen, Luftbildauswertungen und Schüttungschronologien etc.), wird für die Ableitung des relevanten Schadstoffspektrums und Parameterumfangs herangezogen und ausgewertet (Reichenauer et al., 2011; Hammer, 2019). Im Zusammenhang mit der historischen Recherche stellt die Ermittlung der vorliegenden „Stoffgefährlichkeit“ eine Grundüberlegung für den Untersuchungsrahmen („Was will ich untersuchen?“ bzw. „Welche Schadstoffe sollen betrachtet werden?“) dar. In Österreich ist im Rahmen der ÖNORM S 2088-1 bis 3 eine „Beschreibung des Standortes und der

Kontamination“ (siehe Abbildung 4.2) zu tätigen, welche sämtliche charakteristische Angaben und eine mögliche Abgrenzung der Altablagerung beinhaltet. Dabei sollten einerseits Angaben über Art und Eigenschaften der abgelagerten Abfälle, Betriebszeitraum, technische Einrichtungen zur Erfassung von Emissionen und andererseits Angaben zu klimatischen Verhältnissen, Zustand des Bodens, kontaminierte Boden- und Untergrundbereiche, relevante Schadstoffe bzw. Konzentrationsverteilungen, Mobilisierung/Ausbreitung von Risikostoffen (Veränderung der Beschaffenheit, festgestellte Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt) und Nutzungen/Aktivitäten am Standort durchgeführt werden.

Damit ein Bezug zur Umgebung des Standortes geschaffen wird, ist ein weiterer Bestandteil des Befundes die Beschreibung der Standortumgebung, welche Informationen zu Nutzungen auf angrenzenden Grundstücken sowie zu naturräumlichen Bedingungen (regionale Geologie und Hydrogeologie, Untergundaufbau, Hintergrundbelastungen und wasserwirtschaftliche Gegebenheiten) umfasst.

Mittel- bis langfristige Veränderungen am Standort und in der Umgebung werden mit Hilfe von erstellten Szenarien, unter Berücksichtigung wesentlicher Faktoren wie geplanter oder absehbarer Änderungen in der Nutzung und relevanter natürlicher Gegebenheiten (z.B. meteorologische und hydrologische Verhältnisse) modelliert (Reichenauer et al., 2011; ÖNORM S 2088).

Zur Veranschaulichung werden die gesammelten Informationen einer Ablagerung schlussendlich in einem Standortmodell mit Hilfe einer verbalen Beschreibung (Lageplan, hydrogeologischer Schnitt) eingearbeitet und fortlaufend aktualisiert (ÖNORM S 2088).

Je nach betrachteten Schutzgut gibt es unterschiedliche Anforderungen für die Erstellung der zusammenfassenden Beurteilung und der schutzgutbezogenen festgelegten Beurteilungskriterien (ÖNORM S 2088).

Stellt sich beispielsweise heraus, dass der Standort eine alte Deponie ist, liegt der Betrachtungsschwerpunkt vorwiegend auf Parametern, wie die Gehalte von Xenobiotika (anthropogen eingebrachte Substanzen durch hergestellte Produkte mit organischen Verbindungen wie Chlorierte Kohlenwasserstoffe, BTEX und Mineralöle), Ammonium, Bor, Chlorid, sowie Sulfat und Chlorid. Parameter, wie Sulfat und Chlorid, sind nicht aufgrund ihrer Toxizität von Bedeutung, sondern geben Hinweise darauf, ob eher eine Bauschutt- oder Hausmülldeponie vorliegend ist. So kann davon ausgegangen werden, dass bei einem relativ hohen Sulfatgehalt eher eine Bauschuttdeponie gegeben ist. Der Chloridgehalt gibt Hinweise darauf, dass anorganische Abfälle im Deponiekörper abgelagert wurden. Hierfür werden im Rahmen von Erstuntersuchungen der Feststoff und das Grundwasser angeschaut und als zweiten Schwerpunkt das Deponiegas betrachtet. Darauf basierend und in Zusammenhang mit der Betrachtung der Schadstoffeigenschaften wird ein passendes Untersuchungsprogramm abgeleitet. In diesem Schritt steht die Untersuchung von „ungefährlichen Stoffen“, die lediglich Zusatzinformationen (z.B. gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) im Hinblick auf die Schadstoffbindung) bringen im Hintergrund (Dörrie, 2019). Bei dem oben genannten Ablauf geht es vorwiegend um die Beschreibung der Situation durch die Bestimmung von Messwerten für Stoffe in den einzelnen Medien (Boden, Luft, Wasser). Es wird festgestellt ob Schadstoffe am Standort vorhanden sind, wodurch dieser Schritt als „schadstoffspezifische“ Standorterläuterung angesehen wird (Dörrie, 2019).

Da auf alten Hausmülldeponien oftmals auch Anteile anderer Abfälle (Bauschutt, industrielle und gewerbliche Abfälle) abgelagert wurden, wird die Eingrenzung vorliegender Schadstoffe und somit der Untersuchungsumfang in der Risikoidentifizierung erschwert. Außerdem können aufgrund lückenhafter Unterlagen oftmals keine eindeutigen Aussagen hinsichtlich der einzelnen Ablagerungskompartimente getätigt werden. Daher wird bei Altablagerungen mit einem großen Hausmüllanteil ein umfassender Parameterumfang bei Untersuchungen angewandt, um die Erfassung bedeutender Gefahrenstoffe zu optimieren. Es können einerseits Schadstoffe vorhanden sein, die entweder durch den anaeroben Abbau des organischen Materials oder durch eingebrachte Abfälle und deren Abbauprodukte entstehen. In der folgenden Abbildung 4.3 wird eine Vielzahl an möglichen Expositionspfaden, für einen ersten Überblick, dargestellt. Bei der Abbildung geht nicht hervor, welche Expositionspfade bei welchem Schadstoff relevant und zutreffend sind.

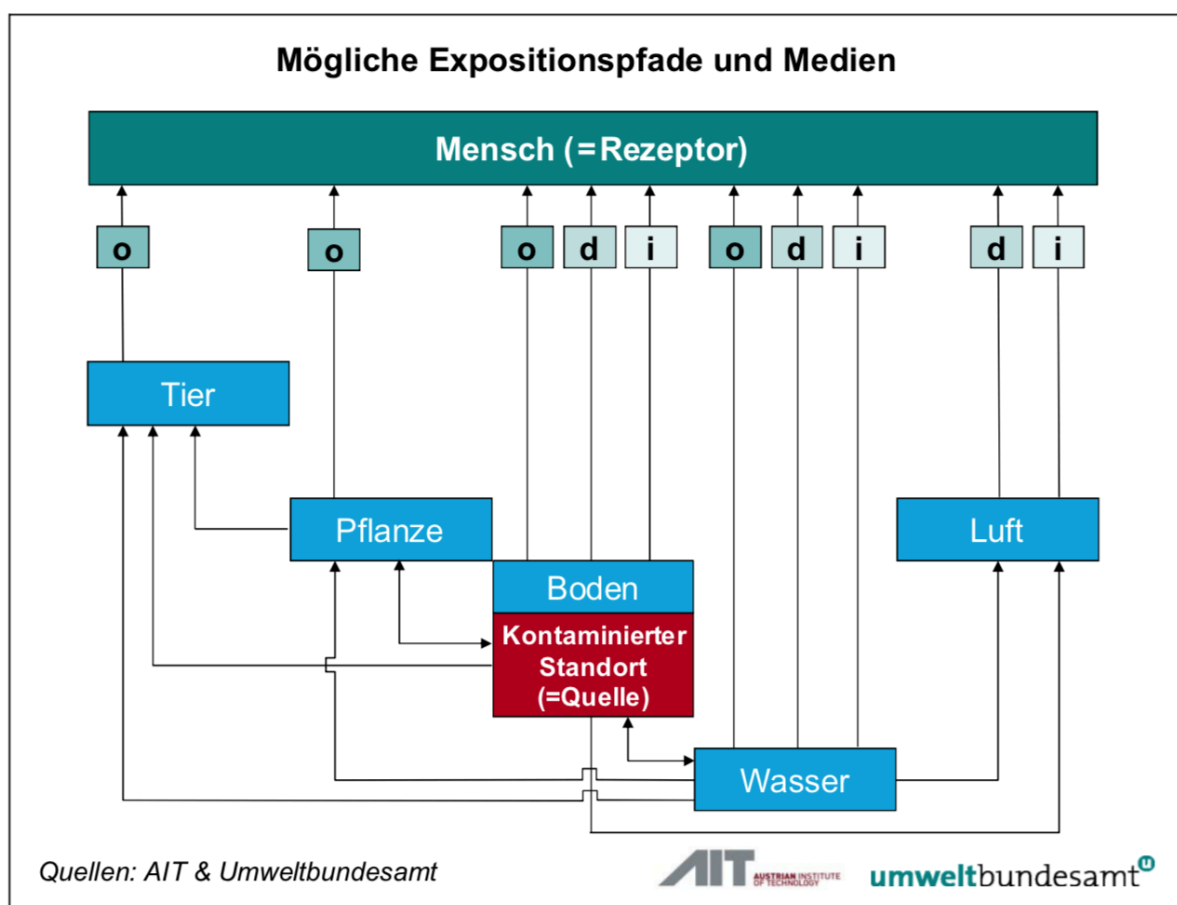


Abbildung 4.3: Darstellung möglicher Expositionspfade von Schadstoffen auf einem Standort und die Aufnahmemöglichkeiten durch den Menschen („o“ = oral; „d“ = dermal; „i“ = inhalativ) (Reichenauer et al., 2011)

Sie können im Boden sowohl als flüssige, pastöse oder feste Phase, als auch an Bodenpartikel adsorbierten, im Bodenwasser gelöst oder als Bestandteil der Bodenluft vorliegen. Charakteristisch sind Wechselwirkungen mit Bodenpartikeln, Bodenwasser und Bodenluft, wodurch das Migrationsverhalten der Schadstoffe beeinflusst wird (Dörr et al., 2014). Die Durchführung von Bodenluftuntersuchung ist bei der Untersuchung von Altablagerungen zielführend, wenn es sich um die Abschätzung der Gefährdungen durch den Austrag von gas- und dampfförmiger Schadstoffe aus dem Boden (z.B. Explosionsgefahr durch Austritt von Deponiegas – Methan, Erstickungsgefahr, Gesundheitsgefährdung durch toxische Stoffe z.B. Benzol) oder um die großräumige

Abgrenzung von Boden- und Grundwasserkontaminationen durch leichtflüchtige Schadstoffe handelt (Dörr et al., 2014).

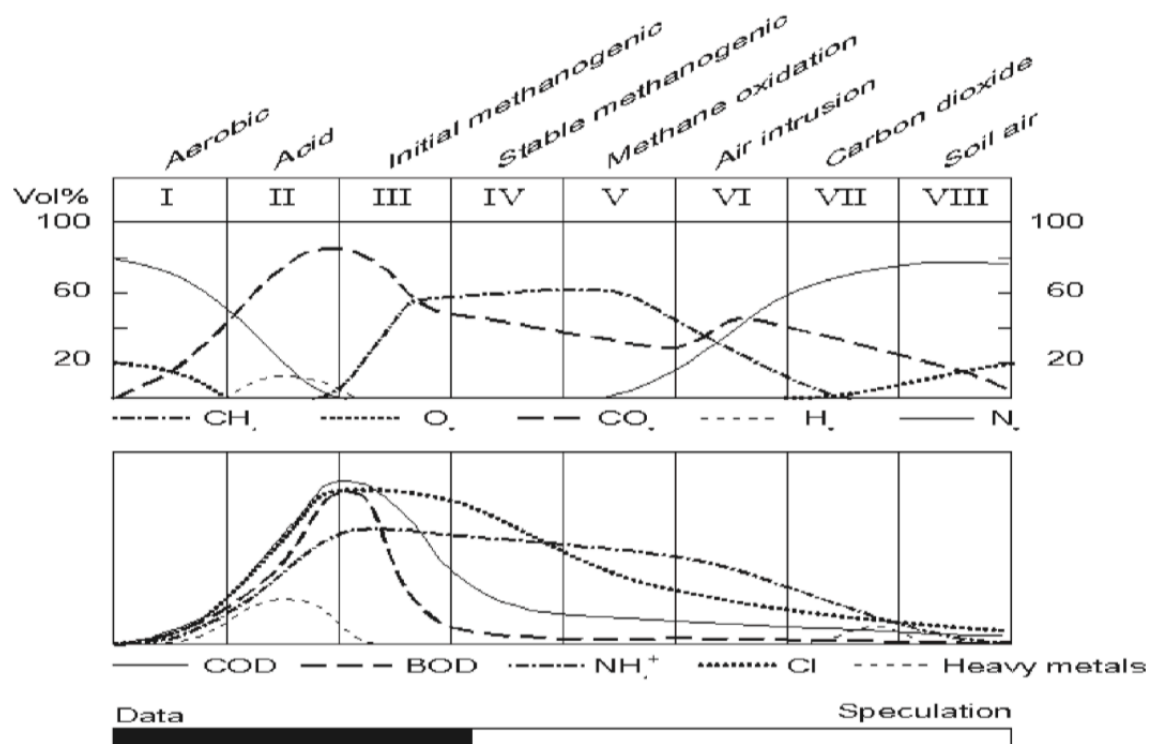


Abbildung 4.4: Abbildung der Abbauphasen eines Deponiekörpers und der daraus resultierenden Schadstoffkonzentrationen sowie die Verfügbarkeit von realen Daten (Kjeldson et al., 2011)

Die Schadstoffzusammensetzungen in Altablagerungen sowie das ausgehende Gefahrenpotential unterliegen einem stetigen zeitlichen Wandel, der unter anderem auf die vorherrschende Phase des biologischen Abbaus des Abfalles rückgeführt werden kann. Diese Phasen sind in der Abbildung 4.4 ersichtlich. Je nach Schadstoffgehalt kann zwischen „jungen“ und „alten“ Deponien unterschieden werden (Sabbas et al., 1998). Im Fall von Altablagerungen sind die Stoffeigenschaften der „alten“ Deponie ausschlaggebend, welche zwischen fünf und mehreren Jahrzehnten alt sein können (Sabbas et al., 1998). So werden beispielsweise die Unterschiede zwischen der acitogenen (2. Phase) und der methanogenen Phase (3. Phase) im sich dadurch ergebenden pH-Wert wiedergespiegelt (Kjeldsen et al., 2010). Bei Betrachtung der einzelnen Phasen in einer Deponie können nach derzeitigem Wissensstand keine allgemeingültigen Zeithorizonte festgelegt werden, wodurch ein versetztes eintreten von Risiken möglich ist (Sabbas et al., 1998). Gründe hierfür können unter anderem Hemmungen im Deponiekörper sein, die mitunter zur Austrocknung führen und der Ablauf biologischer Prozesse dadurch verzögert wird (Sabbas et al., 1998).

Eine individuelle Beurteilung des Gefährdungspotenziales einer Altablagerung ist notwendig, da die Schadstoffausträge (Intensität, Gehalt) durch unterschiedliche Einflüsse (abgelagerte Abfallarten, Klima, Standortverhältnisse, etc.) je nach Standort variieren können (Döberl et al., 2009). Im Allgemeinen kann mit Abweichungen der Schadstoffvorkommnisse und -gehalte beim Vergleich mehrerer Standorte gerechnet werden. Jene Abweichungen können zum Beispiel auf die Einlagerung unterschiedlicher Abfallarten und das Alter der Ablagerung zurückgeführt werden. Ein

besonderes Augenmerk sollte auf den pH-Wert gelegt werden, da die Löslichkeit vieler Metalle von diesem abhängen. Zusammenfassend ist das Ausmaß der entstehenden Risiken von dem vorliegenden Standort abhängig.

Im Folgenden werden einige Gefahreneigenschaften der Stoffe und die Entstehung der wichtigsten näher beschrieben. Außerdem werden die davon ausgehenden Risiken bei einer Ausbreitung (Schadstoffaustrag) und beim Eintreffen (Schadstoffeintrag) bei den Schutzgütern, Auswirkungen auf Wasser, Boden, Luft und Mensch sowie „aktivitätsspezifische“ Aufnahmemöglichkeiten durch Menschen (oral, inhalativ, dermal) zusammengefasst.

4.1.1 Deponiegas

Die Entstehung der beiden Hauptkomponenten (Methan, Kohlendioxid) wird im Kapitel 3.4 behandelt. Zusätzlich zu den Hauptkomponenten werden Spurenstoffe (z.B. Fluorchlorkohlenwasserstoffe, BTEX und Vinylchlorid) gebildet, die im Wesentlichen vom abgelagerten Material abhängen und in Summe ungefähr 1 % des gebildeten Deponiegases ausmachen (Lechner, 2004). Je nach Art und Gehalt des Abfalles kann eine große Menge an Deponiegas und Wärme über den Luftpfad aus einem Deponiekörper entweichen. Zu den häufigsten Gasen zählen unter anderem Sauerstoff, Stickstoff, Wasserstoff-Gase, Ammoniak und Schwefelwasserstoff. Schwefelwasserstoff wird durch die Ablagerung gipshaltiger Abfälle gebildet und als hochgiftigen Stoff angeführt (Rettenberger et al., 1992). Die Bildung von Spurenstoffen wird durch die Reaktion bei der oberirdischen Ablagerung unter Einfluss der Deponiefeuchte bzw. des Niederschlagswassers bestimmter Abfälle und vor allem durch Sondermüll (z.B. Al-haltige Stäube und Schlacken) gefördert. Hierbei handelt es sich um Stoffe welche zum Übertritt in die Gasphase neigen (Rettenberger et al., 1992).

Durch die Ausbreitung über die Bodenluft und vorhandener Gaswegigkeiten kann es zu Gasmigrationen am Standort und in der Umgebung kommen. Beim Schadstoffaustrag über die Bodenluft (Ausgasung) und dem hohen Verdünnungsfaktor (100-10.000 in je 2 m Abstand von der Oberfläche) ist ein rascher Austausch mit der Atmosphäre eine Folge, wodurch für den Menschen kaum direkte Gefahren entstehen. Der Verdünnungseffekt ist für die Entstehung von Gefahren entscheidend und wird daher häufig bei Prüfwerten für Innenräume berücksichtigt. Beim Eindringen von Gas in geschlossene Räumlichkeiten bzw. Einrichtungen wird von einem geringen Verdünnungsfaktor ausgegangen, da ein Austausch mit der Atmosphäre eingeschränkt ist, wodurch das Deponiegas beinahe unverdünnt und konzentriert vorliegt. Als Folge sind mit erhöhten Risiken in geschlossenen Einrichtungen zu rechnen. Beispielsweise kann es durch die Umlagerung oder Freilegung von belastetem Material stoßartig zur Freisetzung von Schadstoffen kommen und Luftdruckänderungen die Emission von Deponiegas bewirken (Rettenberger et al., 1992). Durch die Einbeziehung der Anwohner und Arbeiter im Hinblick auf Auffälligkeiten (Geruchsbelästigungen) wird die Durchführung weiterer Untersuchungen erleichtert.

Mit Hilfe der Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Luft gemäß ÖNORM S 2088-3 können die ausgehenden Risiken erfasst und die Gefahren charakterisiert werden. Beispielsweise wird Methan als brennbares Gas eingestuft, wodurch es bei bestimmten Gas-Luft-Gemischen und bei Vorhandensein einer Zündquelle explosionsfähig wird und somit ein Risiko darstellt (Lechner, 2004). Weiters kann es durch toxische Gase zur gesundheitlichen Beeinträchtigungen kommen (Rettenberger

et al., 1992). Außerdem besteht durch die Verdrängung von Sauerstoff das Risiko der Erstickung.

4.1.2 Anorganische Parameter

Die anorganischen Parameter lassen sich in Anionen (Cl, SO₄, NO₂, NO₃, leichtfreigesetzte CN) und Kationen (Ammonium-N, Natrium, Kalium, Magnesium, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom gesamt, Chrom VI, Calcium, Mangan, Eisen, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink) unterteilen. Folgende Schwermetalle können in festen Abfällen oder wie in der Abbildung 4.4 von Kjeldson et al. (2010) veranschaulicht, im Sickerwasser enthalten sein: As, Pb, Cd, Cr, Kobalt, Cu, Zn, Ni, Al, Antimon, CN, Hg (Laner et al., 2011; Hudec, 2003; ÖNORM S 2088-2). Weitere anorganische Parameter sind Bor, Selen, Zinn, Fluor und Thallium.

Schwermetalle können auch natürlichen Ursprungs sein und somit zu einer Erhöhung der geogenen Hintergrundkonzentrationen führen. Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften sind sie in verschiedenen Spezies (z.B. Oxidationsstufen und Bindungsformen, organische und anorganische Komplexe) und in weiterer Folge davon abhängig in verschiedenen Toxizitätsstufen anzutreffen. Zusätzlich beeinflusst die vorhandene Dosis der Schwermetalle ebenfalls die sich ergebende Toxizitätsstufe. Die Aufnahme in höheren Konzentrationen über einen längeren Zeitraum für Lebewesen wirkt toxisch und es kann zu einer Anreicherung in der Nahrungskette bzw. Bioakkumulation im Boden kommen (Reichenauer et al., 2011). Die Entstehung kann auf verschiedene Industrien (Metallverarbeitung, Gerberei, chemische Industrie, Landwirtschaft), Prozesse und Produkte zurückgeführt werden. Sb ist z.B. in Leuchtstofflampen enthalten, es ist relativ gut wasserlöslich und bildet leicht Oxide und Hydroxide (Reitmeir, s.a.). As ist ein natürlicher Bestandteil von Mineralien, außerdem ist es auch im Bergbau, in der Metallindustrie und bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe anzutreffen. Früher wurde es auch für die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln, Düngemitteln und Holzschutzmitteln verwendet, dies ist mittlerweile verboten (Reichenauer et al., 2011). Bei den chemischen Eigenschaften ist erwähnenswert, dass As relativ immobil vorliegt, aber gut wasserlöslich ist und leicht Oxide und Hydroxide bilden kann (Pinker und Sohr, 2010). Im Wasser kann es in organischer und im Boden in anorganischer Form angetroffen werden (Reichenauer et al., 2011). Je nach Spezies unterscheiden sich die auftretenden Toxizitäten und Auswirkungen, die im Rahmen der Risikobewertung berücksichtigt werden müssen. Ein weiterer umweltrelevanter anorganischer Parameter ist Cd. Für den Altlastenbereich sind vor allem Cadmiumsulfide, -chloride, -oxide und Salze in verschiedenen Formen von Bedeutung (Reichenauer et al., 2011). Außerdem wird es als akkumulierendes toxisches Schwermetall angesehen (AGES, 2019). Wie As kann es auch natürlichen Ursprungs sein, es ist aber ebenso in Zigaretten, Landwirtschaftsabfällen, Phosphatdüngern, Klärschlamm enthalten und wird auch in Batterien und Legierungen verwendet (AGES, 2019). Durchaus relevant ist auch der Parameter Cr. Cr kann sowohl natürlich in 3-wertiger Form (Spurenelement mit geringer Toxizität), als auch anthropogenen Ursprungs in 6-wertiger Form mit einer höheren Toxizität vorliegen (Reichenauer et al., 2011). Der Schadstoff kann in Bodenbelägen, Lederwaren, elektronischen Geräten, Farben, Lacken, Klebstoffen, Duftstoffen und Zement enthalten sein (UBA, s.a.). Es ist meistens in schwer wasserlöslichen Verbindungen und in wasserlöslichen Alkalischromaten vorliegend. Bei diesem Parameter ist für die Beurteilung der ausgehenden Gefährdungen vor allem die Bestimmung der Wertigkeit mittels Speziationsanalyse von Bedeutung (UBA, s.a.), da sich je nach Wertigkeit die Bioverfügbarkeit, die Mobilität und die Toxizität drastisch ändert (UBA, s.a.).

Ein weiterer bedeutender Schadstoff sind Cyanide (**CN**), welche einerseits in Obstkernen, als Salze in der Blausäure (HCN), andererseits bei Galvanisierungstechniken als Zwischenprodukte in der chemischen Industrie und bei Schädlingsbekämpfungsmitteln vorliegen können (Reichenauer et al., 2011). Je nachdem in welcher Verbindung sie vorliegen, unterscheidet sich die Toxizität. Für die Blausäure sind die farblose Flüssigkeit und der bittermandelartige Geruch charakteristisch. Im Untergrund ist die Blausäure aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit als sehr mobiler und flüchtiger Stoff anzutreffen. Blausäure hat eine toxische Wirkung. Des Weiteren sind **Ammoniak** (NH₃) und Ammonium (NH₄⁺) wichtige Parameter, die durch den Zutritt von Säuren (z.B.: Aluminium- oder Magnesiumkrätze) entstehen können.

4.1.2.1 Wasser

Im Allgemeinen liegen **Schwermetalle** häufig in geringen Konzentrationen vor und entsprechen dadurch oft den Trinkwasserstandards und dem kommunalen Abwasser. Die niedrigen Konzentrationen sind jedoch nicht auf den geringen Schwermetallanteil in den Abfällen, sondern auf die Rückhaltekapazitäten (Bindung bzw. Ausfällung) aufgrund der hohen Pufferkapazität des Sickerwassers zurückzuführen. Diese führt zu einem langfristig stabilen pH-Wert (neutral bis leicht basisch), weswegen Schwermetalle bei diesen Verhältnissen schwer löslich sind (Laner et al., 2011). Es wurde nachgewiesen, dass bei vielen Ablagerungen 99,98 % der ursprünglich enthaltenen Schwermetalle im Abfallkörper noch nach 15 Jahren enthalten sein können (Laner et al., 2011), wodurch von einem theoretisch hohem Restrisikopotential bezüglich der Schwermetalle ausgegangen werden kann. Laut Literatur ist das Absinken des pH-Wertes, was eine Mobilisierung der Metalle zur Folge hätte, sehr unwahrscheinlich wodurch sich die Gefährdung von Sickerwasser durch Schwermetalle verringert (Laner et al., 2011). Die allgemeine Mobilität von Schwermetallen hängt zusammengefasst vom pH-Wert und den Redoxbedingungen ab. Demnach ist bei sauren Bedingungen mit einer hohen Löslichkeit von Schwermetallen zu rechnen. Im neutralen bzw. alkalischen Bereich sind die Schwermetalle vorwiegend immobil, wobei amphotere Metalle (Al, Pb, Sb) auch bei alkalischen Gegebenheiten mobil sind. Zusätzlich hängt die Freisetzung der Metalle von der bestehenden Säurepufferkapazität und den vorherrschenden Milieubedingungen im Abfallkörper ab (Laner et al., 2011). Trotz der oben genannten Einflussfaktoren und Einschränkungen kann es bei einer Ablagerung zur Mobilisierung von Schwermetallen über das Sickerwasser bei methanogenen Verhältnissen kommen. In diesem Fall wird der Austrag einerseits durch die Komplexierung mit organischen oder nicht-organischen Verbindungen und andererseits durch die Anlagerung von Schwermetallen an Kolloidteilchen bewirkt (Laner et al., 2011). Ob eine Gefährdung des Grundwassers vorliegt, kann bei Betrachtung der Schwermetalle mit Hilfe der Messung von Gesamtgehalten aus der ungesättigten Bodenzone beurteilt werden. Für die Abschätzung des möglichen Schadstoffpotenzials sind die Ergebnisse aus den Bodenluft- bzw. Deponiegasmessungen gemäß ÖNORM S 2088-1 gegenüberzustellen.

NH₄ wird durch den biologischen Abbau von Proteinen unter Sauerstoff gebildet. Da bei methanogenen Gegebenheiten anaerobe Verhältnisse vorherrschend sind, wird der Abbau gestoppt. Ammoniumkonzentrationen können demnach nur über den Sickerwasseraustrag, in Form von Ammonium-Stickstoff und minimal in Form als Bestandteil organischer Substanzen, reduziert werden (Laner et al., 2011). Die chemischen Eigenschaften von Ammoniumverbindungen können sehr unterschiedlich sein und der Abbaurate und der Mineralisierung aufgrund ihrer Synthese und

Resynthese entgegenwirken (Lechner, 2004). Schlussendlich bleibt eine organische Substanz erhalten und verlangsamt den Abbau. Beim Vorliegen von huminstoffgebundenen Stickstoff und abgestorbener Zellsubstanz ist die Verfügbarkeit bei anaeroben Milieubedingungen sehr gering. Bei älteren Ablagerungen sind häufig Ammoniumkonzentrationen in der Höhe zwischen 100-1000 mg/L messbar (Laner et al., 2011). Die Parameter Ammonium und Stickstoff sind bezüglich der Nachsorgedauer als kritisch zu betrachten, da bei ihnen oft kein signifikanter Rückgang ersichtlich wird (Laner et al., 2011).

CN sind im Wasser relativ gut löslich und treten aufgrund der hohen Reaktivität des Cyanidaniones (CN-) als mit Metallen komplexiertes Anion (oftmals Eisen als Zentralatom), sowohl in der ungesättigten Zone als auch im Grundwasser auf. Der Abbau dieser relativ stabilen Eisencyankomplexe, wird durch die Einwirkung von UV-Strahlung (Tageslicht) bewirkt, wodurch die freigesetzten CN-Ionen größtenteils über den Luftpfad als CN-Wasserstoff ausgetragen werden. Die hohe Toxizität von Cyanid geht in Eisencyankomplexen verloren. Die allgemeine Mobilität von den Eisencyankomplexen im Grundwasser ist mittelhoch. Bei Blausäure (sehr hohe Wasserlöslichkeit) und leichtfreigesetzten Cyaniden (Alkali- und Erdalkalicyanide= Kalium-, Natrium- und Ammoniumcyanid- gute Wasserlöslichkeit von 583.000 bis 680.000 mg/L) besteht die Gefahr der Kontamination von grundwasserführenden Schichten, in denen sie eine hohe toxische Wirkung auf Biosysteme und vor allem Wasserorganismen haben können (BMLFUW, 2009).

Durch den Austrag der oben genannten Parameter aus einem Deponiekörper über den Wasserpfad kann es zu einer Gefährdung des Schutzgutes Wassers (Grundwasser, Oberflächenwasser) kommen.

Eine Auswertung unterschiedlicher Datensätze zeigte, dass eine Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit durch Kontaminationen von Altablagerungen hauptsächlich hinsichtlich einer Konzentrationserhöhung an **Alkalimetallen** (Na, Ka) und einer allgemeinen Aufsalzung beobachtet werden konnte (BMLFUW, 2009). Zu den allgemeinen **Salzbildnern** zählen Hydrogencarbonat, Cl, Na, Ka (Hudec, 2003), durch die in der Bodenpassage zum Grundwasser ablaufenden Austauschreaktionen an Tonmineralen der Kationen als **Anionen** wie z.B. Cl sehr mobil (BMLFUW, 2009) vorliegen. Bei **Cl und SO₄** (Anionen) sind über die Abbauphasen hinweg eindeutige Rückgänge in der Konzentration erkennbar (Laner et al., 2011).

Das gebildete Kohlendioxid kann bei abnehmender Deponiegasproduktion an Feststoffe adsorbieren und durch das Sickerwasser ausgewaschen werden. Dieser Prozess spiegelt sich in der Aufhärtung des Wassers wieder und wird durch erhöhte Hydrogencarbonatgehalte bestätigt. Dennoch sind bei der Interpretation der Untersuchungsergebnisse die natürlichen Standortgegebenheiten des Untergrundes in Betracht zu ziehen, da es hier durch die abiotische Kohlendioxidproduktion in karbonathältigen Böden ebenfalls zu erhöhten Gehalten kommen kann (Hettwer, et al., 2006).

Das Oberflächenwasser kann zum Beispiel auch durch Winderosionen (Verwehungen von Bodenpartikel) und Überflutungen des Transportes und Verteilung fester kontaminierter Bodenpartikel gefährdet werden (Dörr et al., 2014). Die Gefährdung des Wassers über den Luftpfad ist bei anorganischen Parametern, mit Ausnahme von Quecksilber (Übergang in die Gasphase aufgrund des niedrigen Siedepunktes), nicht relevant (Reichenauer et al., 2011). Trotzdem ist eine Lösung von Gasen bei bestimmten Bedingungen möglich (siehe Kapitel 3.5.3).

Wird das Grundwasser am Standort oder in der Umgebung genutzt (Trinkwassernutzung, Hausbrunnen) kann in weiterer Folge auch der Mensch und seine Gesundheit von den Auswirkungen betroffen sein (ÖNORM S 2088-2). Bei Standorten mit landwirtschaftlicher oder gärtnerischer Nutzung ist auch die Menge an mobil vorliegenden Schadstoffen für die Beurteilung der Pflanzenverfügbarkeit von Bedeutung, da es durch die ins Grundwasser eingetragenen mobilisierten Substanzen (z.B. As, Cd, Cr, Hg, Zn) zu einem Transfer in die Pflanze kommen kann. Dies kann sich, je nach Schadstoff, auf das Pflanzenwachstum oder die -qualität auswirken, wodurch in weiterer Folge durch die orale Aufnahme von Nutzpflanzen der Mensch betroffen sein kann. Sobald Cr-Belastungen, in der ungesättigten Bodenzone auf einem Standort anzutreffen sind, ist die Bestimmung der Wertigkeit von Vorteil, da zum Beispiel Cr VI gut wasserlöslich ist und somit eine hohe Bioverfügbarkeit und Mobilität aufweist (UBA, s.a.). Die Aufnahme des im Wasser gelösten Cr VI ist für Wasserorganismen giftig. Auch die Pflanzenverfügbarkeit ist durch die hohe Schadstoffmobilität im Wasser gegeben und kann zur Wachstumshemmung (Wurzel, Sprossen) und zum Absterben von Pflanzenteilen führen (UBA, s.a.).

Beispielsweise wird durch die Durchströmung des Deponiekörpers mit Niederschlagswasser die Entstehung von Sickerwasser gefördert, wodurch Schadstoffe gelöst und als Schadstofffracht ins Grundwasser eingetragen werden (Dörr et al., 2014).

4.1.2.2 *Boden*

Im Boden sind bei den anorganischen Parametern vor allem **Schwermetalle** von Bedeutung, wobei Arsen, Cadmium und Chrom auch geogen bedingt vorliegen. Daher sind bei der Gefahrenabschätzung mögliche Hintergrundbelastungen zu berücksichtigen (ÖNORM S 2088-2). Die Messung von **Karbonatgehalten** (pH-Puffer) ist vor allem im Oberboden und in der wasserungesättigten Bodenzone wesentlich. Denn sowohl der Karbonatgehalt und jener von organischen Substanzen (Adsorptionsfläche), als auch der Gehalt an Tonmineralen (Ionenaustausch bzw. Adsorptionsoberfläche) sind für die Mobilisierbarkeit von Metallen verantwortlich (BMLFUW, 2009).

Die prägende Eigenschaft der negativen Ladung bei **Cyankomplexen** ist dafür verantwortlich, dass sie vor allem im wasserungesättigten Bereich keine Ionenaustauschprozesse durchleben und somit ein Rückhalt in der Bodenmatrix kaum gegeben ist. Nur bei huminstoffreichen Böden kann es zu relevanten Adsorptionsreaktionen kommen. Die hohe Toxizität der CN-Ionen wirkt sich stark auf die anaerobe und aerobe Abbaufähigkeit der Substanzen aus (BMLFUW, 2009). Folglich können sie relativ leicht zu einer Gefährdung für Wasser und in weiterer Folge für Wasserorganismen und dem Mensch werden.

Bei Betrachtung der Nutzungsklasse „Kinderspielplatz“ ist vor allem die orale Aufnahme von Bodenpartikel von Bedeutung. Bei der Nutzungsklasse „Wohnen“ können je nach Aktivität unterschiedliche Expositionspfade vorherrschend sein. Auch Pflanzen können, zum Beispiel durch B, im Pflanzenwachstum (phytotoxische Relevanz) beeinträchtigt werden. Bei einem langsamen Austrag von **Pb**, kommt es zur Akkumulation in den oberen Bodenschichten (Pinker und Sohr, 2010). Bei geringen pH-Werten ist mit der Korrosion und Immobilisierung von Pb zu rechnen, wodurch Blei(II)carbonat und Blei(II)sulfat gebildet wird. Das gebildete Bleisulfat ist giftig und hat eine umweltschädigende Wirkung (Pinker und Sohr, 2010).

4.1.2.3 Luft

Mit Ausnahme von **Hg** stellen die meisten Schwermetalle und anorganische Parameter keine Gefährdung für Bodenluft dar (Reichenauer et al., 2011). Auch als Transportmedium ist die Bodenluft kaum relevant. Ein Nachweis vorliegender anorganischer Kontaminationen über die Bodenluft- und Deponiegasemissionen ist daher nicht zielführend (Rettenberger et al., 1992).

Durch den Abbau von **CN-komplexen** aufgrund der UV-Strahlung kommt es zur photolytischen Freisetzung von CN-Ionen über den Luftpfad, wodurch eine Gefährdung für die Luft, weitere Biosysteme und den Menschen bei chronischer Exposition gegeben sein kann (Reichenauer et al., 2011; BMLFUW, 2009). Ein weiteres bedeutendes Reaktionsprodukt ist die **HCN'**, welches durch die Ablagerung von cyanidhaltigen Härtesalzen und sauer reagierenden Stoffen entsteht (Rettenberger et al., 1992).

4.1.2.4 Mensch

Je nachdem über welchen Weg die schädlichen Substanzen vom Menschen aufgenommen werden, ändern sich die Schadwirkungen. Bei der oralen Aufnahme (Verschlucken von Bodenpartikel, Bodestaub) von Antimon kommt es zu einer Auswirkung auf den Atemtrakt, da Antimontrioxid die Atemwege reizt und fibriotisch wirkt, dabei kommt es zu einer sogenannten „Antimonstaublunge“ (Reichenauer et al., 2011). As wurde außerdem eine kanzerogene Wirkung nachgewiesen und gelangt in alle Organe (z.B. Herzerkrankungen) (Reichenauer et al., 2011). Bei der inhalativen Aufnahme von As konnten Fälle mit Lungentumoren beobachtet werden. Es kann außerdem oral durch das Verschlucken von Bodestaub, den Verzehr von Nahrungsmitteln und das Trinken von kontaminiertem Wasser aufgenommen werden (Reichenauer et al., 2011). Außerdem können Herzerkrankungen während einer Schwangerschaft auf den Fötus übertragen werden (AGES, 2018). Die beobachteten Wirkungen sind zum Beispiel neurotoxische Effekte, Beeinträchtigungen bei der Blutbildung sowie erhöhter Blutdruck. Bei der Resorption von Pb im Magen-Darm-Trakt ist vor allem die Partikelgröße von Bedeutung. Es kommt zum Anstieg der Resorption bei abnehmender Partikelgröße (Reichenauer et al., 2011). Die orale Aufnahme von Cd über Wasser führt zu Vergiftungen und gastrointestinale Beschwerden bereits nach wenigen Minuten (AGES, 2019). Außerdem kann es durch die orale oder inhalative Aufnahme zu Anreicherungen in den inneren Organen kommen (vor allem in den Nieren) und diese schädigen. Bei der inhalativen Aufnahme ist vor allem der Atemtrakt betroffen. Bei der Aufnahme von Chrom belasteten Bodenpartikel ist bereits bei geringen Mengen eine schädliche Wirkung auf den Menschen ersichtlich, denn es ist krebserzeugend, erbgutverändernd und fortpflanzungsgefährdend (UBA, s.a.). Bei der inhalativen Aufnahme und chronischen Exposition von Chrom VI Verbindungen sind Nierenfunktionsstörungen und Lungenkrebs mögliche Erscheinungen. Prägend für die orale Aufnahme sind Reizungen des Magen-Darm-Traktes und nekrotische Schädigungen der Leber sowie allergische Reaktionen (Reichenauer et al., 2011).

Bei der chronischen Aufnahme von CN-Verbindungen können diverse Reizeffekte, Störungen des Zentralnervensystems oder des Magen-Darm-Traktes auftreten (Reichenauer et al., 2011).

4.1.3 Organische Parameter

Die organischen Parameter lassen sich generell in halogenorganische Stoffe (Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX), Chlorbenzole,

Pentachlorphenol, Summe chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), Tetra- und Trichlorethen, Polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F), Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) und sonstige organische Substanzen unterteilen. AOX stellen einen Summenparameter zum Nachweis von Chemieabfällen dar (Brill et al., 1986).

Halogenierte Kohlenwasserstoffe sind Spurenstoffe und Abbauprodukte, welche zum Beispiel durch die Ablagerung von organischen Lösungsmitteln, Abbeizmitteln, Schädlings- und Pflanzenbehandlungsmitteln, Isoliermaterialien, Fensterrahmen, Kunstharze, Bauschutzmitteln und Kaltreinigern entstehen (Rettenberger et al., 1992). Sie betreffen vor allem Stoffe, die durch die chemische Industrie hergestellt wurden. Bei den Hausmülldeponien können Vorkommnisse halogener Kohlenwasserstoffbelastungen teilweise auf den Sondermüllanteil rückgeführt werden. PCB können in relevanten Konzentrationen Schmieröl beigemischt sein. Altöle können eine Vielzahl an beigemischten Additiven enthalten, wie zum Beispiel Chlorbenzole, PCDD/F und PCB (Weisgram et al., 2017).

Zu der organischen Stoffgruppe zählen laut Rettenberger et al. (1992) auch „**leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe bzw. leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe**“ (LCKW/LHKW), welche die mengenmäßig wichtigsten halogenierten Kohlenwasserstoffe darstellen. Dazu zählen unter anderem der Summenparameter CKW (= C1- und C2 Kohlenwasserstoffe), Tetra- und Trichlorethen, Vinylchlorid, 1,1,1 Trichlorethan, Dichlormethan, cis-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethan, Tetra- und Trichlormethan und trans-1,2-Dichlorethen.

Der „Dampfdruck“ ist der einstufigsrelevante Parameter für „leicht flüchtige“ Stoffe (siehe Kapitel 3.5.2).

FCKW/LCKW können zu Anteilen (z.B. Trichlorethen oft nur mit 0,1-0,5 Vol%) im Deponiegas als Spurenstoff enthalten sein (Rettenberger et al., 1992). Es handelt sich hierbei oftmals um farblose Flüssigkeiten, die leichtflüchtig, teilweise wasserlöslich und vereinzelt brennbar (Dichlormethan unter Anwendung hoher Zündtemperaturen) bis hin zu explosiv in der Dampfphase (1, 1, 1 -Trichlorethan) sein können, wodurch ein gewisses Risiko gegeben ist. Hinsichtlich der organoleptischen Ausprägungen und Ansprache gibt es bei den Gerüchen Unterschiede von süßlich (Trichlorethen) bis zu chloroformartig (1,1,1 -Trichlorethan).

Zusätzlich zu den oben genannten LCKW können noch weitere halogenierte Kohlenwasserstoffe vor allem als Deponiegasspurenstoffe angetroffen werden. Halogenbenzole, Halogenphenole, Halogennaphtaline waren oftmals im abgelagerten Sondermüll enthalten und wurden insbesondere bei der chemischen Industrie hergestellt. Ergänzend dazu gibt es noch PCB. Diese Substanzen können in Kleinkondensatoren und in synthetisch hergestellten Verbindungen enthalten sein. Außerdem können in PCBs abhängig vom Herstellungsverfahren auch geringe Mengen an chlorierten Naphtalin und polychlorierten Dibenzofuranen (aromatische Kohlenwasserstoffe) beinhalten (Reichenauer et al., 2011). PCB kann aufgrund der Anzahl und Lage der Chloratome in unterschiedlichen Verbindungen vorliegen. Demnach unterscheiden sich sowohl die chemischen Stoffeigenschaften, als auch die davon ausgehenden Gefährdungen für die Schutzgüter (Rettenberger et al., 1992).

4.1.3.1 Wasser

LCKW haben im Allgemeinen eine höhere Dichte als Wasser und eine geringe Viskosität wodurch ein „leichtes“ Eindringen in den Untergrund möglich ist. Folglich werden sie durch eine gute Fließfähigkeit geprägt und können im Vergleich zu Wasser

trockene oder poröse Medien doppelt so schnell durchströmen. Die Wasserlöslichkeit liegt im niedrigen mg-Bereich und ist von den Chloratomen abhängig. Je mehr Chloratome vorhanden sind, desto geringer ist die Wasserlöslichkeit (Rettenberger et al., 1992). Dahingehend steigt die Mobilität der CKWs mit ihrer Löslichkeit. Eine weitere bedeutende Eigenschaft ist die relativ geringe Grenzflächenspannung zwischen der CKW-Phase und der Wasser-Phase, weshalb die CKW-Phase verhältnismäßig leicht in mit Wasser benetzte Poren und Spalten im Untergrund eindringen kann (BMNT, 2019). Durch LCKW, die entweder gelöst im Porenwasser oder adsorbiert am Feststoff vorliegen, kann es zu einer Sickerwasserbelastung kommen wodurch eine Gefährdung des Grundwassers (Auswirkung auf die Grundwasserqualität) möglich ist.

Die übrigen **halogenorganischen Kohlenwasserstoffe** (z.B.: AOX, Chlorbenzole, Summe PCB) können ebenfalls zu einer Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit und somit zur Gefährdung des Grundwassers führen. In diesem Fall werden sie ebenfalls über den Wasserpfad transportiert. Hinsichtlich des Schadstoffes PCB ist zu erwähnen, dass dieser von einer sehr lipophilen Eigenschaft geprägt ist und daher in Wasser schlecht, aber umso besser in Ölen und Fetten löslich ist. Mit abnehmender Chloratomanzahl steigt jedoch die Löslichkeit in Wasser. In Untersuchungsprogrammen wird oftmals ein Summenparameter für PCB, bestehend aus sechs Einzelsubstanzen, für die Analyse angegeben.

4.1.3.2 *Boden*

Auch im Boden kann es zu Kontaminationen durch **leichtflüchtige organische Kohlenwasserstoffe** kommen. Der Nachweis im Feststoff (Verunreinigung des Untergrundes) ist mit großen Unsicherheiten behaftet, da während der Probenahme mit hohen Verlusten gerechnet werden kann (ÖNORM S 2088-1). Folglich ist eine Untersuchung der Bodenluft im Vorhinein vorteilhaft, um die vorliegenden Konzentrationen zu erfassen und um auf enthaltene Anteile in der Bodenmatrix schließen zu können (Dörr et al., 2014). Mit Hilfe des Zusatzes eines organischen Lösungsmittels (meistens Methanol) können die leichtflüchtigen Stoffe (vor Ort) gelöst werden (Dörr et al., 2014).

Bei den halogenorganischen Schadstoffen sind vor allem die **PCB** zu erwähnen, welche zur Adsorption an Feststoffen neigen. Im speziellen bedeutet dies, dass PCB durch seine Eigenschaft (unpolar, hoher Siedepunkt) am organischen Anteil des Bodens und des Mülls adsorbiert wird und daher lediglich in geringen Mengen im Spurengas des Deponiegases angetroffen werden kann. Folglich ist bei diesem Gefahrenstoff vor allem die Exposition beim Menschen durch belastete Bodenpartikel von Bedeutung. Abhängig von der Bindungsstärke im Boden und der Schadstoffmobilität von PCB, ist ein Transfer in die Pflanze in Betracht zu ziehen. PCDD/F können ebenfalls durch kontaminierte Bodenpartikel im Boden festgestellt werden, weshalb zum Beispiel bei einer gegebenen Nutzung ein Risiko für den Menschen durch die Aufnahme kontaminierter Bodenpartikel bestehen kann (Rettenberger et al., 1992).

4.1.3.3 *Luft*

Anthropogene Spurengase kann vorwiegend auf den Anteil an gefährlichen Abfällen in einer Altablagerung rückgeführt werden, welcher früher ein wesentlicher Bestandteil des abgelagerten Hausmülls war. In dieser Gruppe finden sich neben den aromatischen Kohlenstoffverbindungen (BTEX, PAK und Naphtalin) die FCKW wieder (Rettenberger et al., 1992).

Stoffe aus der Gruppe der **LCKW** werden aufgrund der Leichtflüchtigkeit vorwiegend über den Luftpfad transportiert und verbreitet (Bodenluft, atmosphärische Luft) und führen daher vorwiegend zur Gefährdung des Schutzgutes Luft (Bodenluft, Atmosphärische Luft).

Von den übrigen halogenorganischen Bestandteilen können geringe PCB-Gehalte in der Gasphase nachweisbar sein (Reichenauer et al., 2011). Das heißt, eine Gefährdung der Luft und eine Ausbreitung über den Luftpfad kann nicht ausgeschlossen werden.

4.1.3.4 Mensch

Die Schadstoffaufnahme LCKW führt zu schädlichen Wirkungen (narkotisierend, toxisch), die das Zentralnervensystem, das Herz oder die Leber, Niere beeinflussen können. Vereinzelt wirken manche Stoffe auch potenziell krebserregend (z.B. Trichlorethen). Hinsichtlich der tatsächlichen Auswirkungen auf den Menschen ist noch viel Forschungsbedarf notwendig und daher liegen teilweise noch keine humantoxikologischen Daten vor (Reichenauer et al., 2011). So ist zum Beispiel Vinylchlorid ein toxikologisch bedeutender Ausgangsstoff welcher bei der Produktion von PVC eingesetzt wird und als eindeutig krebserzeugend deklariert ist (Rettenberger, 1992).

Durch die lipophile Eigenschaft von PCB kann es bei einer oralen Aufnahme zu einer Anreicherung im Fettgewebe, im Blutserum oder in der Muttermilch kommen. Außerdem wurden bereits Schädigungen bei Kindern von PCB exponierten Müttern beobachtet, dennoch wurde die krebserregende Wirkung erst im Rahmen von Tierversuchen bestätigt (Reichenauer et al., 2011).

4.1.4 Weitere organische Parameter

Zusätzlich zu den oben genannten organischen Parametern gibt es noch weitere Gefahrenstoffe, die im Rahmen einer Hausmülldeponie auftreten können.

Dazu zählen Parameter wie Kohlenwasserstoff-Index (GC) zur Bestimmung von Mineralölbestandteilen, Methyl-tert-Butylether (MTBE), BTEX, Summe PAK15 /16 (ohne/mit Naphthalin) (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), Naphthalin und Benzo(a)pyren (BMLFUW, 2009) (Dörr et al., 2014; ÖNORM S 2088-1 bis -3).

Es kann im Allgemeinen zwischen aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen unterschieden werden. Aliphatische Kohlenwasserstoffe sind alle zyklischen (ringförmig) und azyklischen Verbindungen. Aromatische Verbindungen enthalten mindestens ein aromatisches Ringsystem (z.B. Benzol, Toluol, Phenol) (Weisgram et al., 2017).

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sind aus Kohlen- und Wasserstoff aufgebaute organische Verbindungen welche in Rohöl und in jenen durch die Aufarbeitung dieses Rohstoffs (Raffinerie) entstandenen Produkte (Benzin, Diesel, Schmieröl) enthalten sind. Es können Bestandteile von Diesel, Kerosin, Heizöl leicht/schwer, Schmieröl, Hydrauliköl und Asphalt sein. In Rohöl können sowohl aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe enthalten sein. Toxisch relevant sind vor allem Benzol und PAK. Die schadstoffspezifischen Expositionspfade können je nach dem im Gemisch vorhandenen Molekülgrößen bzw. Kettenlängen und den einhergehenden physikalisch-chemischen Eigenschaften (Flüchtigkeit, Löslichkeit, usw.) variieren (Reichenauer et al., 2011). Mineralölprodukte können zudem eine Vielzahl an Additiven enthalten (Weisgram et al., 2014). Zu diesen zählen Antiklopfmittel bei Kraftstoffen (MTBE, Bleialkyle, Metallcarbonyle auf Eisen-, Nickel-, Cobalt-, oder

Manganbasis), Stoffe gegen Vergaservereisung (Tenside, Alkohole), Antioxidantien gegen Polyadditions- und Polymerisationsprozesse (Amine, Phenole) und Komplexbildner. Hierbei sind die Antiklopfmittel MTBE und Bleitetraethyl besonders hervorzuheben, da diese aufgrund der Umweltrelevanz seit 1994 verboten sind (Weisgram et al., 2017).

Die **monozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen** Stoffe wie Benzol, Toluol, Ethyl, Xylol und Ethylbenzol entstehen größtenteils durch die Aufarbeitung von Rohöl und sind in hohen Konzentrationen in Benzin anzutreffen. Benzol beispielsweise kann einerseits natürlichen Ursprungs sein und wird andererseits als Ausgangsstoff für die Herstellung diverser synthetische Chemikalien im Rahmen der Gummiherstellung als Schmiermittel und Farbstoff herangezogen. Außerdem ist es in hohen Konzentrationen in Benzin enthalten. Benzol eine farblose Flüssigkeit, welche einen süßlichen Geruch aufweist, leichtflüchtig und -entzündlich (Reichenauer et al., 2011). Toluol wurde früher als Lösungs- und Reinigungsmittel verwendet, ist ebenso in Benzin enthalten und wird als Ausgangsstoff bei der industriellen bzw. chemischen Produktion verwendet. Toluol ist ebenfalls eine farblose Flüssigkeit, welche von einem aromatischen Geruch, einer mäßigen Bindung im Boden, einer hohen Flüchtigkeit bzw. Entzündbarkeit und Mobilität geprägt wird. Der Siedebereich liegt zwischen 30 – 180 °C, wodurch sie als eine niedrigsiedende Substanz eingestuft wird (Rettenberger et al., 1992). Ein weiterer Schadstoff dieser Gruppe ist Ethylbenzol welcher im Zuge der Raffinerie Benzin beigemischt, ein Lösungsmittel für Farben und für die Herstellung von Kunststoff bzw. diverser Chemikalien herangezogen wird (Reichenauer et al., 1992). Xylol ist ebenfalls in Benzin enthalten und wird bei der chemischen Synthese verwendet. Diese Substanz ist flüchtig, wenig wasserlöslich, brennbar und wird durch Dämpfe explosiv. Im Allgemeinen sind BTEX oftmals in Sondermüllanteilen aufgrund der chemischen Industrie enthalten und in Altablagerungen auffindbar.

Da das Verhalten von **Mineralölkohlenwasserstoffen** im Untergrund von einer Vielzahl an Prozessen abhängt und die Betrachtung der einzelnen Schadstoffe ein sehr komplexes Ausmaß annehmen würde, werden die möglichen Verhalten allgemein beschrieben. Ausschlaggebend sind Verteilungsprozesse zwischen den einzelnen Phasen (Wasser, Luft, Feststoff, MKW-Phase) und Transport- bzw. Abbauprozesse (Weisgram et al., 2017). Jene Prozesse werden im Weiteren durch die stoffspezifischen Eigenschaften und petro-physikalischen Eigenschaften des Untergrundes (Quellfähigkeit, Porosität, Benetzbarkeit, Rückhaltevermögen, etc.) beeinflusst (Weisgram et al., 2017). Folglich kann es zu starken räumlichen Unterschieden und zeitlichen Veränderungen kommen, wodurch das Ausbreitungsverhalten von MKW standortbezogen unterschiedlich sein kann. Dies trifft auch bei der Betrachtung innerhalb einer Altablagerung zu. Grundsätzlich können MKW sowohl in der ungesättigten als auch in der gesättigten Bodenzone als Phase vorliegen. Je nachdem wie hoch die Konzentration ist, können die Phasen der Verunreinigung in unterschiedlich großen Dimensionen angetroffen werden. Beispielsweise ist die Phase bei geringen Gehalten tröpfchenförmig zwischen den Bodenpartikeln verteilt („Blobs“) und bei hohen Gehalten kommt es hingegen zur Ausbildung von zusammenhängenden Phasenkörper über Porenkanäle („Pools“) und nehmen somit den gesamten effektiv nutzbaren Porenraum des Bodens ein (Weisgram et al., 2017). Jene Größe des nutzbaren Porenraums und folglich auch die darin maximal mögliche MKW-Menge wird durch die Korngrößenverteilung und der Ungleichförmigkeit der Bodenpartikel bestimmt. In Korrelation zur Korngrößenverteilung steht die Durchlässigkeit (= Permeabilität) von Lockergesteinen.

Bei Betrachtung der ungesättigten Bodenzone wird eine vertikale Ausbreitung der MKW-Phase durch die Einwirkung der Schwerkraft bewirkt. Durch die in Altablagerungen vorherrschende heterogene Feststoffmatrix, wodurch sich ein häufiger Wechsel der Untergrundschichten ergibt und somit die Durchlässigkeit variiert, wird eine laterale Ausbreitungskomponente hervorgerufen. Mit der Abnahme der Durchlässigkeit steigt die horizontale Ausbreitung (Weisgram et al., 2017). Beim Auftreten von mehreren Phasen im Untergrund verdrängt jene Phase mit der besseren Benetzbarkeit die anderen. Wasser ist zum Beispiel das besser benetzende Fluid, mit Ausnahme bei Böden mit einem hohen organischen Anteil (z.B. Humus, Torf), in der eine große Menge an MKW gespeichert werden kann.

Bei leicht viskosen Substanzen wie Benzin, sinkt das Rückhaltevermögen (bestimmt durch Kapillarkräfte, vorliegende Korngrößen und dem Wassergehalt) in der Versickerungszone, es steigt jedoch von grobkörnigen zu feinkörnigen Böden. Durch bestehende Klüfte in feinkörnigen Lockersedimenten und Festgesteinen (Gneise, Granite, Schiefer), welche meistens eine geologische Barriere darstellen, kann es durchaus zur Schadstoffausbreitung (gelöst oder als MKW-Phase) kommen. Bei sehr feinkörnigen Schichten wird durch MKW das Quellvermögen bindiger bzw. tonreicher Bereiche gegenüber Wasser herabgesetzt, wodurch eine höhere Versickerungsgeschwindigkeit von Benzin und Diesel als Wasser bewirkt wird. Außerdem ist eine Verteilung löslicher MKW mit dem Sickerwasser, bei gleichzeitig ablaufenden Schadstoffminderungsprozessen, möglich. Zur Erreichung des Grundwasserschwankungsbereiches bzw. des Kapillarsaumes ist eine große Menge an MKW Voraussetzung, welche zunächst eine Barriere (wegen der starken Benetzung mit Wasser) darstellt, bei ausreichendem Druck durchstoßen werden kann und somit das Wasser aus den Poren verdrängt wird. Durch die geringere Dichte und der Phasenabgrenzung breitet sich die Phase im Kapillarsaum meistens als eine am Grundwasser aufschwimmende Phase aus (light non-aqueous phase liquid – LNAPL). Die Ausbreitung verläuft entweder mit oder entgegen der Grundwasserströmungsrichtung. Über Jahrzehnte hinweg und in Abhängigkeit des Alters, der Zusammensetzung des eingedrungenen Mineralöls und sonstiger standortbedingter Prozesse, werden Kohlenwasserstoffe gelöst und Schadstofffahnen mit geringer Länge (<100 m) ausgebildet. Die durch gelöste MKW (Löslichkeit nimmt mit steigender C-Zahl und Anzahl der Ringe stark ab z.B. Bitumen unlöslich, Benzin zwei- bis dreistellige mg/l Bereich) bedingten Schadstofffahnen beschränken sich vorwiegend auf die oberen zwei bis drei Meter des Grundwasserleiters. Dabei unterliegen die Schadstoffe einer natürlichen Schadstoffminderung (= natural attenuation) (MTBE sind schwer biologisch abbaubar, Abbaubarkeit wird von mehreren Faktoren beeinflusst, z.B. C-Anzahl, gesättigt/ungesättigt, verzweigt/nicht verzweigt) (Weisgram et al., 2017).

Aromatische Kohlenstoffverbindungen sind Bestandteile von Lösungs- und Reinigungsmittel und können auch im Leichtöl, Farbstoffen, Kunstharzen, Pflanzenschutz- und Desinfektionsmittel enthalten sein. Sie sind im Boden nur mäßig gebunden und haben eine hohe Flüchtigkeit, weshalb sie häufig im Deponiegas auffindbar sind. Außerdem können sie je nach Rohölzusammensetzung als Additive in Mineralölprodukten enthalten sein.

PAK treten häufig in variablen Gemischen auf, weshalb die Bestimmung mit Hilfe von „Stellvertretern“ dieser Stoffgruppe im Rahmen von chemischen Analysen von Vorteil ist. Hierfür wird der Summenparameter für die festgelegten PAK 16 nach der US Behörde-EPA 550 (PAK15 – ohne Naphtalin) herangezogen. Jene 16 PAK wurden aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften (sehr giftig, leicht nachweisbar, breites

Spektrum möglicher Strukturen), als bedeutend zusammengefasst (Brandt und Einhenkel-Arle, 2016). Zu den untersuchungsrelevanten Einzelsubstanzen zählen Naphtalin, Phenanthren, Anthracen, Fluroanthen, Pyren, Benz(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3)pyren. Als besonders gefährlich werden die Einzelsubstanzen Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren und Benzo(a)pyren eingestuft (Dörr et al., 2014). Benzo(a)pyren wird zusätzlich stellvertretend als „Leitsubstanz“ herangezogen (Brandt und Einhenkel-Arle, 2016). Charakteristisch für PAK ist die vergleichsweise geringe Wasserlöslichkeit, welche zusammen mit der Flüchtigkeit mit steigender Anzahl an C-Atomen sinkt (BMNT, 2019). Folglich sind höhermolekulare Verbindungen mit 4+ Ringen (Acenaphthen, Fluoren, Anthracen, Phenanthren, etc.) in Luft und Boden vorwiegend an Partikel gebunden anzutreffen. Aufgrund der Schwerflüchtigkeit sind sie in der Gasphase nur in geringen Konzentrationen anzutreffen (BMNT, 2019). Zwei Ausnahmen bilden Naphtalin und Acenaphthylen, welche aufgrund ihrer Niedermolekularität (2-3 Ringen) hauptsächlich gasförmig oder gelöst im Untergrund vorliegen (BMNT, 2019). Aufgrund der chemischen Eigenschaften vieler PAK-Substanzen steht vor allem die inhalative und orale Aufnahme im Vordergrund (Reichenauer et al., 2011). Bei Raumtemperatur liegen sie in einem festen Aggregatzustand vor und binden stark an Ruß-, Boden- und Staubpartikeln (Brandt und Einhenkel-Arle, 2016), zudem steigt die Sorptionsfähigkeit mit steigender Ringanzahl (BMNT, 2019). Sie werden auch als PBT- Stoffe (=persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe) bezeichnet. Ausschlaggebend hierfür ist die Eigenschaft, dass sich mit zunehmender Ringanzahl die Fettlöslichkeit der Substanzen erhöht und dadurch eine Anreicherung im Fettgewebe von Organismen gefördert wird (Brandt und Einhenkel-Arle, 2016).

Die Entstehung der PAK kann auf mehrere Abläufe zurückgeführt werden. Beispielsweise bei der unvollständigen Verbrennung (500-700 °C) von organischen Energieträgern (Holz, Öl, Diesel, Stroh) in Kraftwerken, Kleinf Feuerungsanlagen und Motoren. Des Weiteren ist es in Zigarettenrauch, in Teerprodukten (Holzimprägnierungsmittel, teerhaltiger Straßenaufbruch, Brandschutt) enthalten. Zusätzlich besteht Steinkohleteer (=hochmolekulare, zähflüssige Masse) zu 30 % aus PAK (BMNT, 2019). Die Einzelsubstanz Naphtalin wird häufig zusätzlich als Parameter bei chemischen Analysen herangezogen. Es ist in Benzin, Diesel und leichten Heizöl als Additiv enthalten und macht mit 10 % ein Hauptbestandteil von Steinkohleteer aus (BMNT, 2019). Naphthalin ist ein niedermolekularer Stoff und die leichteste Verbindung dieser Stoffgruppe (zwei miteinander verbundenen Benzolringen), wodurch es mikrobiologisch leicht abbaubar ist (BMNT, 2019). Aufgrund der chemischen Eigenschaften wird es als leicht flüchtiger, bityklischer aromatischer Kohlenstoff eingestuft. Organoleptisch ist reines Naphthalin als ein farbloses Pulver mit aromatischem Geruch erkennbar (BMNT, 2019).

4.1.4.1 Wasser

Bei der Betrachtung von Altablagerungen, bei denen ein erheblicher Anteil an Hausmüll deponiert wurde, ist eine organische Belastung für das Sickerwasser bezeichnend und wird durch erhöhte Konzentrationen wichtiger **organischer Summenparameter** (chemischer Sauerstoffbedarf - CSB, gelöster organischer Kohlenstoff – DOC und biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen - BSB₅) gekennzeichnet (BMLFUW, 2009). Durch die organischen Parameter werden Rückschlüsse auf die Phase des anaeroben Abbaus ermöglicht. Beispielsweise sind die Gärungsprozesse ein entscheidender Faktor für die Ausprägung des BSB₅ zu CSB Verhältnisses. In der anfänglichen sauren Phase ist meistens ein hoher biologischer

Sauerstoffbedarf und ein enges Verhältnis von BSB₅ und CSB (ungefähr von 0,5) anzutreffen (Lechner, 2004). Der biologische Sauerstoffbedarf ist vor allem für die Beurteilung sehr junger Deponien von Bedeutung. Jene Analyseparameter werden für die Darstellung der Belastung von Sickerwasser herangezogen, haben aber wenig Aussagekraft bezüglich der Umweltverträglichkeit von Altablagerung, weswegen sie in der Risikobewertung nur als erste „Verdachtshinweise“ herangezogen werden können (Laner et al., 2011). Beispielsweise kann mittels Summenparameter CSB nicht die ökologische und toxikologische Bedeutung jener chemischen Spezies, die in diesem Parameter enthalten sind, erfasst werden. Dadurch ist eine Bewertung der Dringlichkeit und Verhältnismäßigkeit nicht möglich (Lechner, 2004). Für die Feststellung der Umweltschädlichkeit einer Altablagerung können hingegen Analysenergebnisse metall-organischer bzw. einzelner organischer Verbindung für die Beurteilung herangezogen werden (Laner et al., 2011). Für die Feststellung der Gefährlichkeit einer Altablagerung wäre die Untergliederung des Parameters CSB und Ergebnisse zur AOX-Konzentration notwendig. Bei Betrachtung des Emissionsverlaufes entsprechen die Konzentrationen dennoch weitgehend jenen einer Hausmülldeponie ohne Vorbehandlung (stabile Methanphase) (Laner et al., 2011). Zu einer Gefährdung des Grundwassers kommt es insbesondere dann, wenn organisch belastetes Deponiesickerwasser eindringt, ein mikrobieller Verbrauch des gelösten Sauerstoffes bewirkt wird und zu reduzierenden Bedingungen führt. Relevante Einflussfaktoren hierbei sind die Menge, die Beschaffenheit und die hydrogeologischen Bedingungen des Sickerwassers. Die dadurch gegebenen reduzierenden Verhältnisse, unabhängig von den gelösten Schadstoffen im Sickerwasser, verursachen eine Reduktion der im Grundwasser enthaltenen Nitrate, teilweise Sulfate und das Auftreten von 2-wertigem Eisen, Mangan, Ammonium und Schwefelwasserstoff (BMLFUW, 2009). **Organisch belastete Sickerwässer** werden aufgrund der Ablagerung von Hausmülldeponien vor allem in Abhängigkeit des Abbau- und Auswaschungsgrads eines Deponiekörpers von umweltrelevanten Gehalten wie Ammonium, Ionen aus leicht löslichen Salzen (Cl, Na, K, etc.), Eisen, Mangan und Bor geprägt (BMLFUW, 2009). Es können oftmals erhöhte Konzentrationen der Leitparameter (Ammonium und Kalium) festgehalten werden. Aufgrund weiterer ablaufender mikrobieller Umsetzungsprozesse kommt es zur Zunahme an Hydrogencarbonaten (BMLFUW, 2009).

Durch Advektion und hydrodynamische Dispersion (Diffusion) kommt es zur Verteilung von gelösten **MKW** entlang der Grundwasserfließrichtung und somit zur Ausbildung von einer Schadstofffahne. Je heterogener der Aquifer ist, desto stärker wird der Einfluss der mechanischen Dispersion und bei geringen Fließgeschwindigkeiten hingegen dominiert die Diffusion (Weisgram et al., 2017). Dadurch verändert sich die Grundwasserqualität bedeutend. Bei gegebener Nutzung des Grundwassers kann es folglich zu negativen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt (durch Bewässerung von Pflanzen) führen.

Der bei Mineralölprodukten zugeführte Zusatzstoff **MTBE** ist mit 50 g/l sehr gut wasserlöslich, sehr mobil und aufgrund des strukturellen Aufbaus biologisch schwer abbaubar, wodurch die Umweltbedeutung vor allem bei der Betrachtung des Schutzgutes Wasser als äußerst hoch einzustufen ist (Weisgram et al., 2017).

BTEX weisen ebenfalls eine gute Löslichkeit in Wasser auf und können zu einer Veränderung der Grundwasserqualität beitragen (Weisgram et al., 2017). Um auf ein mögliches Risiko für Wasser schließen zu können, ist die Bodenluft auf BTEX zu untersuchen (Austrian Standards International ÖNORM S 2088-1). Toluol wird

aufgrund der hohen Mobilität als ein besonders grundwassergefährdender Stoff eingestuft (Reichenauer et al., 2011).

Lediglich die **niedermolekularen PAK** Naphthalin und Acenaphthylen können im Untergrund im Sicker- und Grundwasser gelöst vorliegen. Zudem sind sie aufgrund ihrer chemischen Eigenschaft gut in Gewässern nachweisbar und stellen ein hohes Risiko sowohl für das Schutzgut Wasser, als auch für Wasserorganismen und den Menschen dar. Die Einzelsubstanzen Naphthalin und Chrysen wird für Wasserorganismen als sehr giftig eingestuft (Brandt und Einhkenkel-Arle, 2016). Durch den Nachweis des Summenparameters kann auf eine mögliche Gefährdung des Wassers (Beeinträchtigung der Wasserqualität) geschlossen werden (ÖNORM S 2088-1).

4.1.4.2 Boden

Gelöste hydrophobe organische MKW-Schadstoffe können an Feststoffen adsorbiert werden. Belastete Bodenpartikel können bei gegebener Nutzung (Mensch, landwirtschaftliche Nutzung) zu negativen Auswirkungen führen. Sobald Hinweise für eine erhöhte Schadstoffmobilität im Boden gegeben sind, kann es zu einem Schadstofftransfer bzw. zu einer Verschleppung von Schadstoffen über die Bodenpartikeln und somit zu einem Risiko bei Pflanzen führen. Für die Feststellung von Belastungen mit MKW kann der Untersuchungsparameter KW-Index (GC) herangezogen werden (ÖNORM S 2088-2).

Da die meisten **PAK** höhermolekular vorliegen, sind sie im Untergrund vor allem an Boden- und Staubpartikel gebunden vorhanden. Folglich können sie auch teilweise über die Pflanzenwurzeln aufgenommen werden und schlussendlich zum Beispiel von Mensch (orale Aufnahme) oder Tier verzehrt werden (Reichenauer et al., 2011).

4.1.4.3 Luft

Da die **monozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe** von einer hohen Flüchtigkeit und einem teilweise geringen Siedebereich geprägt sind, wird die Luft als ein wichtiger Expositionspfad angesehen. Da BTEX ausgasen können, stellen sie einen Anteil der Deponiegasspurenstoffe dar, wodurch die ausgehende Stoffgefährlichkeit erhöht wird (Rettenberger et al., 1992). Im Rahmen von Bodenluftuntersuchungen werden daher Grenzwerte für den Summenparameter BTEX und Benzol festgelegt (ÖNORM S 2088-1). Da Benzol wie oben erwähnt leichtflüchtig und entzündlich ist, besteht das Risiko der Brandgefahr.

Hinsichtlich **MKW-Kontaminationen** ist auch ein Übergang des Schadstoffes aus der wässrigen Phase in die Gasphase (Volatilisierung) und aus der MKW-Phase in die Gasphase (Verdampfung) möglich, wodurch die Schadstoffe über die Bodenluft transportiert werden und ein gewisses Risiko für Mensch und Umwelt darstellen.

Aufgrund der oben genannten chemischen Eigenschaften ist lediglich bei den zwei Vertretern Naphthalin, Acenaphthylen der PAK-Stoffgruppe mit einer Ausbreitung und ein dadurch für den Luftpfad entstehendes Risiko zu rechnen.

4.1.4.4 Mensch

Da **MKW-Kontaminationen** eine Vielzahl an chemischen Bestandteilen und Zusatzstoffen (BTEX, MTBE, PAK 16 – Naphtalin, Acenaphthylen, Phenanthren, PCDD/F, PCB) enthalten können (je nach Rohölaufbereitung), variieren auch die möglichen Expositionspfade und die einhergehenden humantoxikologischen Eigenschaften und Risiken (Reichenauer et al., 2011).

Eine Vielzahl der Bestandteile von Mineralölprodukten (z.B. Benzin, Kerosin, Diesel) können inhalativ im Innenraum durch das Einatmen von Dämpfen, oral durch das Verschlucken von kontaminierten Bodenpartikeln bzw. durch das Trinken von kontaminiertem Wasser aufgenommen werden. Ein toxikologisch bedeutender Risikostoff ist beispielsweise **Benzol**, da dieser als gesichert krebserregend für Menschen gilt und bei einer chronischen oralen Aufnahme eine blutbildverändernde Wirkung haben kann. Bei der chronischen inhalativen Aufnahme von Toluol wurde neuro- und reproduktionstoxische Wirkung nachgewiesen. Wird beispielsweise Xylol inhalativ aufgenommen wurden neurotoxische Wirkungen wie Kopfschmerzen, Benommenheit, Reizungen von Augen, Haut und Atemtrakt vermerkt (Reichenauer et al., 2011).

Der Großteil **PAK** kann vom Menschen über den oralen Aufnahmepfad aufgenommen werden. Bei den beiden Ausnahmen Naphthalin und Acenaphtylen ist vor allem aufgrund der Ausgasungsmöglichkeiten vor allem das Einatmen von Dämpfen in Innenräumen von Bedeutung (Reichenauer et al., 2011). Bei den Substanzen Naphthalin und Chrysen kann es durch eine dermale Aufnahme zu Hautreizungen und -entzündungen kommen (Reichenauer et al., 2011). Die tatsächlich eintreffenden negativen Wirkungen durch die chronische oder akute Aufnahme der Substanzen können stark variieren, weshalb sie im Einzelfall betrachtet werden sollten. Beispielsweise wurde bei der kurzfristigen Aufnahme von Anthracen verschiedenste toxische Wirkungen (Kopfschmerzen, Appetitlosigkeit und Übelkeit) vernommen. Bei einigen weiteren schadhaften Substanzen liegen noch keine geeigneten Daten hinsichtlich der toxischen Wirkung vor (Pyren, Phenanthren) aber es können diesbezüglich allgemeine Auswirkungen wie Reizungen von Augen und Haut beobachtet werden (Reichenauer et al., 2011). Bei Betrachtung des Schadstoffes Chrysen, der in Teeröl enthalten ist, wird eine potenziell krebserregende Wirkung angenommen, dennoch liegen noch keine humantoxikologischen Daten vor, sondern lediglich Ergebnisse, welche im Rahmen von Tierversuchen erarbeitet wurden (Reichenauer et al., 2011). Die Einzelsubstanz Benzo(a)pyren, welche in Teerprodukten und Schmieröl enthalten ist, stellt aufgrund ihrer bestätigten toxikologischen Wirkungen eine relevante Leitsubstanz der PAK dar. Sie wurde wegen ihrer stark krebserregenden Wirkung durch orale oder inhalative (Verschlucken von Bodestaub) Aufnahme als Leitsubstanz gewählt (Darmkrebs, Bauchspeicheldrüsenkrebs, etc.) (Reichenauer et al., 2011). Bezugnehmend auf die leichtflüchtigen PAKs sind vor allem mit Schädigungen durch die orale Aufnahme zu rechnen. Diese können entweder Schleimhautreizungen im Atemtrakt, Kopfschmerzen, Übelkeit, Verwirrtheit, Atemlähmung, Magen-Darm-Störungen, Schäden von Leber und Niere (v.a. Naphthalin) oder möglicherweise mutagene Wirkungen mit sich tragen (Acenaphthylen) (Reichenauer et al., 2011).

Zudem sind im Rahmen der Beschreibung des Standortes und der Umgebung durch Begehungen vor Ort Nutzungen und Aktivitäten zu definieren wodurch Expositionspfade identifiziert werden, die sich in Richtung des Schutzgutes bewegen. Mit Hilfe festgelegter **Nutzungsklassen** und einhergehender Aktivitäten können Expositionsszenarien mittels Aufnahmemedien und -pfaden abgeleitet werden (siehe Abbildung 4.5) (Reichenauer et al., 2011). Durch die Erstellung eines Schadstoffabbildes der Deponie bzw. Identifikation relevanter Expositionspfade kann die Festlegung der Untersuchungskriterien für die Risikocharakterisierung erfolgen. Es kann daraus geschlossen werden, auf welche Kriterien bei nachfolgenden Untersuchungen für die Risikocharakterisierung geachtet werden muss. „Wenn im Rahmen von Erstuntersuchungen keine flüchtigen Schadstoffe aufgefunden wurden,

ist die Betrachtung des Pfades „Luft“ in weiterer Folge nicht von großer Bedeutung, da von diesem keine Risiken ausgehen können“ (Dörrie, 2019).

Nutzungs- klassen	Aktivitäten	Aufnahmemedien				Aufnahmepfade			Potenzielle Schadstoffe mit einer theoretischen Aufnahmemöglichkeit		
		Boden	Luft	Wasser	Nahrung	oral	dermal	inhalativ	Boden	Luft	Wasser
Wohnen	Aufenthalt im Innenraum	•				x*		x	Anorganisch/Schwermetalle:	Anorganisch/Schwermetalle:	Schwermetalle:
	Gartenarbeit	•	•			x*	x	x	Cyanid; Chrom, Arsen, Blei, Cadmium	Cyanid; Quecksilber	Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom VI
	Konsumation von Nahrungsmitteln aus eigener Produktion				•	x			Organische Schadstoffe:	Abbauprodukte:	Organische Schadstoffe:
	Trinken von Brunnenwasser			•		x			Gelöste hydrophobe org. MKW-Schadstoffe, Vinylchlorid (LCKW), LHKW (PCB), PAK16, BTEX	Methan, Kohlendioxid,	BTEX, LCKW (CKW), Naphtalin, Acenaphthylen, MKW, LHKW (Chlorbenzole, PCB)
	Bewässern mit Brunnenwasser			•			x				
	Duschen/Baden mit Brunnenwasser			•		x	x				
Landwirtschaft & Gartenbau	Feldarbeit	•				x*	x	x		Spurenstoffe	
Freizeit & Erholung	Sport- u. Freizeitaktivitäten	•				x*	x	x		Schwefelwasserstoff, Ammoniak, LCKW (z.B.: Vinylchlorid, CKW)	
Industrie, Gewerbe & Verkehr	Arbeiten im Innenraum	•				x*		x		Organische Schadstoffe:	
			•					x		Naphtalin,	
	Arbeiten im Freien	•				x*		x		Acenaphthylen, BTEX (v.a. Benzol), MKW	
	Benutzung von Verkehrsflächen	•				x*		x			

* Die orale Aufnahme bezieht sich auf das Abschlucken eines Anteils der eingeatmeten

Abbildung 4.5: Darstellung der Nutzungsklassen, Aktivitäten sowie Expositionspfade und Aufnahmemöglichkeiten der potenziellen Schadstoffe durch den Menschen (Reichenauer et al., 2011; eigene Darstellung).

Die definierten Nutzungsklassen nach Reichenauer et al. (2011) in der Abbildung 4.5 entsprechen größtenteils, mit Ausnahme der Nutzungsklasse „Kinderspielplatz“, jenen die im Rahmen der ÖNORM S 2088-2 festgelegt wurden und dienen der Orientierung. Eine genaue Beschreibung der Aktivitäten und jene der aktivitätsbezogenen Expositionspfade kann der Arbeitshilfe von Reichenauer et al., (2011) entnommen werden.

Da der Mensch als Rezeptor und Schutzgut bei den meisten Risikobewertungen derzeit noch im Mittelpunkt steht, ist genau aus diesem Grund zu eruieren wie die Schadstoffe zum Menschen gelangen und folglich ein Risiko darstellen. Hierbei ist ergänzend zur schadstoffbezogenen die aktivitätsbezogene Bestandsaufnahme grundlegend. Damit ersichtlich wird, welche Aufnahmemöglichkeiten bei welchen potenziellen Schadstoffen relevant sein können, wurde die in der Abbildung 4.5 angeführte Tabelle von Reichenauer et al. (2011) um weitere drei Spalten ergänzt. Einerseits wird dargestellt wie und bei welchen Aktivitäten die Schadstoffe vom Menschen theoretisch aufgenommen werden können und andererseits wird hervorgehoben über welche Medien die Schadstoffe ausgebreitet werden und somit ein Risiko darstellen. Außerdem ist darauf hinzuweisen, dass nicht von jedem Schadstoff automatisch ein gleich hohes Risikopotential ausgeht. Dieses kann aufgrund des Verhaltens in den Umweltmedien, der schadstoffspezifischen Eigenschaften sowie der Wirkungsbeziehungen variieren. Bei der Luft führen beispielsweise ein erhöhtes Reaktionspotential, leicht flüchtige Schadstoffe (z.B. BTEX), ein geringer Siedebereich und ein hoher Dampfdruck zur Erhöhung des Risikopotentials bei gegebenen Expositionspfaden. Weitere Einflussfaktoren welche das Verhalten der Schadstoffe beeinträchtigen werden im Detail unter Kapitel 3.5 angeführt.

4.2 Risikocharakterisierung und Expositionsabschätzung

Auf Basis der Risikoidentifizierung (siehe Abbildung 4.3), werden in der Risikocharakterisierung jene Pfade identifiziert, welche sowohl schadstoffspezifisch als auch aktivitätsbezogen am Standort anzutreffen sind und für die Expositionsabschätzung als Basis herangezogen werden können (Reichenauer et al., 2011). Bei der Charakterisierung wird die von einem kontaminierten Standort ausgehende Gefahr im Detail erläutert. Für die Charakterisierung des Risikos werden je nach Untersuchungsstadium entweder ermittelte Bodenwerte mit zugelassenen Werten verglichen (Österreichische Norm S 2088-1 bis 3, Bundesbodenschutz Gesetz, Bundesbodenschutzverordnung) oder es wird mit Hilfe festgelegter Expositionsszenarien eine Exposition berechnet und das Risiko durch den Risikoquotienten aus der Exposition ermittelt. Eine Gegenüberstellung der festgelegten Vergleichswerte von Deutschland und Österreich kann dem Anhang 9.1 entnommen werden. Die erfassten „risikobasierten Werte“ werden bei der Charakterisierung noch keiner „absoluten“ Bedeutung zugeschrieben. Sobald die Ergebnisse fachlich diskutiert und interpretiert werden, findet eine qualitative Risikobewertung und teilweise auch eine Analyse statt (Dörrie, 2019).

In Österreich wird die Risikoabschätzung bzw. -bewertung mit einer abgestuften Vorgehensweise durchgeführt. Zuerst werden die in der ÖNORM definierten **Prüfwerte** mit den gemessenen Analysenergebnissen verglichen. Der zweite Schritt beinhaltet eine Expositionsabschätzung und eine **Risikoanalyse** basierend auf den abgeschätzten und berechneten Werten beim Schutzgut und wird durchgeführt sobald ein Risiko im Zuge des ersten Schrittes nicht ausgeschlossen werden kann (Dörrie, 2019).

Für einen Ersten „Quick Scan“ eines Standortes können zur Risikocharakterisierung grundlegende Informationen aus der Beschreibung des Standortes und der Umgebung herangezogen werden. In Österreich werden für eine erste Risikocharakterisierung und Bewertung die ÖNORMEN S 2088-1 bis 3 und bilden daher eine bedeutende technisch-naturwissenschaftliche Grundlage. Im Rahmen der Beurteilung nach den ÖNORMEN S 2088-1 bis 3 sollen aktuelle und zukünftige Abschätzungen hinsichtlich der Schadstoffausbreitungen und möglicher mittel- bis langfristiger nachteiliger Auswirkungen auf die Gesundheit der Menschen und die Umwelt getätigt werden. Nicht nur die umfangreiche Beschreibung der Standortgegebenheiten und der Übertragung dieser Informationen in ein Standortmodell, sondern auch festgelegte Richtwerte (= Prüfwerte) bezüglich allgemein akzeptabler Risiken werden hierfür in Betracht gezogen (ÖNORM S 2088-1).

4.2.1 Schutzgut Grundwasser (ÖNORM S 2088-1)

Wenn in einer Schüttung Schadstoffe vorhanden sind, ist ein Austrag durch ablaufende Prozesse (z.B. Grundwasserneubildung) möglich. Je nach Intensität der Belastung des Sickerwassers können die Schadstoffe zu Verunreinigungen des Grundwassers beitragen. Durch das Heranziehen einer Beurteilung der ungesättigten Bodenzone vorab wird eine Abschätzung möglicher Verunreinigungen des Grundwassers vereinfacht. Basierend auf dem Ergebnis sind weitere Maßnahmen (Erhebungen, Untersuchungen) zu setzen. Durch die Interpretation der Ergebnisse und der Berücksichtigung des Drei-Phasen Systems sind detaillierte Aussagen (Schadstoffe, Verteilung, Mobilisierung) machbar. Dafür spielen die Beurteilungen von Deponiegas- und Bodenluftuntersuchungen, der ungesättigten Bodenzone, von Verunreinigungen

im Sickerwasser, häufiger Schadenstypen und jene von Standortverhältnissen eine wichtige Rolle. Durch die Anwendung der ÖNORM S 2088-1 soll der durch die Schadstoffeinträge einer Altablagerung beeinträchtigte Umweltzustand des Grundwassers auf Grundlage der Beurteilungskriterien bewertet werden. Darauf aufbauend sind Entscheidungen hinsichtlich der Notwendigkeit von Maßnahmen oder Nutzungsbeschränkungen zu treffen, um negative Auswirkungen mittel- und langfristig zu minimieren. Auf die, unter Berücksichtigung der Kriterien, durchgeführten Beurteilungen, wird im Kapitel „Risikobewertung und -analyse“ näher eingegangen.

Kriterien für Deponiegas- und Bodenluft

Die Interpretation der Untersuchungsergebnisse basiert auf der ÖNORM S 2088-3 unter Berücksichtigung von möglichen Schwankungen der Messwerte aufgrund externer Einflussfaktoren (Bodenfeuchte, Bodentemperatur) und der Gegebenheiten vor Ort. Damit soll beurteilt werden, ob eine Verunreinigung des Grundwassers durch den Eintrag von Schadstoffen im Bereich der Ablagerung durch den Anteil organischer Abfälle, verbliebener Reaktionspotenziale (Emissionen, Sickerwasser) und Belastungen mit leichtflüchtigen Schadstoffen (z.B. LCKW) wahrscheinlich ist (ÖNORM S 2088-1). Das Heranziehen von gemessenen Gaskonzentrationen hat mit der Betrachtung der Toxikologie in diesem Zusammenhang keine Bedeutung und dient ausschließlich der Orientierung, ob eine Grundwassergefährdung, aufgrund enthaltener Schadstoffe im Deponiekörper, vorliegen könnte (Dörrie, 2019). Ist ein erhöhtes Reaktionspotenzial (wenn sich der Deponiekörper noch nicht in der Kohlendioxidphase (= Phase V) laut ÖNORM S 2088-3, befindet) oder eine Überschreitung der Prüfwerte (Vgl. ÖNORM S 2088-1, z.B. Summe CKW) bei einem gut durchlässigen Untergrund ($k_f > 10^{-5}$ m/s) gegeben, sind weitere Maßnahmen zu treffen. Die Maßnahmen beziehen sich auf Messwiederholungen zur Beobachtung von Änderungen, Deponiegas- und Bodenluftuntersuchungen und die Errichtung von Grundwasser Messstellen.

Kriterien für die ungesättigte Bodenzone

Grundlegend für die Bewertung der ungesättigten Bodenzone ist das Heranziehen vorliegender Informationen aus der Risikoidentifizierung (z.B. Erhebungen, sensorischen Beurteilung, Analysenergebnisse von Feststoff- und Bodenluftproben und Literaturdaten) (ÖNORM S 2088-1). Im Rahmen der Interpretation von Ergebnissen aus den chemischen Analysen müssen gewisse Kriterien berücksichtigt werden. Dazu zählen einerseits die Gegenüberstellung und Plausibilitätsprüfungen bei Feststoff-, Bodenluft-, und Deponiegasergebnissen und andererseits die Probenahmetechniken und Analysenmethoden (inklusive Unsicherheiten) bei chemischen Analysen. Außerdem sind zeitliche Veränderungen (jahreszeitliche Schwankungen) ebenfalls in Betracht zu ziehen. Für die Eingrenzung der Dauer einer Belastung und der Freisetzungsrates ist es von Vorteil, zusätzliche Detailanalysen durchzuführen. Sobald die Analysenwerte kleiner oder gleich dem angeführten Prüfwert sind, gelten diese als eingehalten.

Die zugrundeliegenden Prüfwerte wurden je nach Sensitivität des Schutzgutes hergeleitet und werden in Prüfwerte A (wasserrechtlich besonders geschützte oder bedeutende Gebiete) und in Prüfwerte B (übrige Standorte) untergliedert. Im Bereich der ungesättigten Bodenzone sind daher die Gesamtgehalte (Prüfwerte A und B z.B. anorganische Parameter (mg/kg) wie Arsen, Cadmium, Chrom Kupfer, Quecksilber, Chlorid, Cyanid, KW-Index, ΣPAK_{15} und Naphthalin – siehe Tabelle 2, ÖNORM S 2088-1) in Kombination mit einer Abschätzung der Sickerwasserbelastungen für die Beurteilung von Grundwassergefährdungen von Bedeutung. Die

Korngrößenverteilung des Materials im Vergleich zur untersuchten Kornfraktionen, Hintergrundwerten und chemischen Bindungsformen bei Elementanalysen sollten bei der Beurteilung von Gesamtgehalten bedacht werden. Aufgrund der oftmals vorliegenden Heterogenität im Deponiekörper sind die Proben einzeln zu beurteilen. Bei Prüfwertüberschreitungen sind weitere Untersuchungen (z.B. Bestimmung aktueller Sickerwasserkonzentrationen und -mengen, Standortverhältnisse, Grundwasseruntersuchungen) nach dem aktuellen Stand der Technik der Routine-Analytik durchzuführen (ÖNORM S 2088-1).

Kriterien für Sickerwasserverunreinigungen

Ergänzend zu den Gesamtgehalten im Untergrund wird den Sickerwasserbelastungen aufgrund einer möglichen negativen Einflussnahme auf das Grundwasser eine entscheidende Rolle zugesprochen. In den Deponiekörper eindringendes Niederschlagswasser führt zu Sickerwasserbildung, wodurch die Lösung und Mobilisierung von Schadstoffen bewirkt werden kann. Da direkte Messungen der Belastungen zu aufwändig sind, werden zur Feststellung bzw. Abschätzung der Zusammensetzung des Sickerwassers und der mobilisierbaren Anteile der Gesamtschadstoffmenge, standardisierte Untersuchungen an Feststoffproben (Elutions-, Perkulations-, oder Extraktionsverfahren) durchgeführt. Die Mobilisierung von eingebundenen Schadstoffen wird durch Faktoren wie Art der Schadstoffe, Art der Einbindung eines Schadstoffes in die Matrix (Untergrund, Abfall), Durchlässigkeit, Kornverteilung und Sickerwasserwege beeinträchtigt. Zudem sind hydrologische (Sickerwassermenge), hydrogeologische und geologische Standortgegebenheiten für das Ausmaß der Schadstofffreisetzung verantwortlich.

Grundlegend für die Abschätzung der Sickerwasserbelastung ist die Repräsentativität der Untergrundbereiche und die Anwendung des passenden Verfahrens zur Ermittlung der Konzentrationen hinsichtlich Löslichkeit und Mobilisierbarkeit (Elutions-, Perkulations- und Extraktionsverfahren). Je nachdem welche Schadstoffe untersucht werden sollen (z.B. schwer- oder leichtflüchtige KW) variieren die anzuwendenden Analysen. So kann zum Beispiel mittels Elutions- (Wasser zu Feststoff 2:1) und Perkulationsverfahren (Wasser zu Feststoff 10:1) die aktuelle, mittel- bis langfristige Belastung des Sickerwassers durch die potenzielle Auslaugung von Schadstoffen abgeschätzt werden (ÖNORM S 2088-1). Beim Vergleich Eluate können Aussagen hinsichtlich Schadstofffreisetzungsmechanismen getroffen werden (ÖNORM S 2088-1).

Wenn sich im Zuge der Beurteilung ergibt, dass die Qualität des Sickerwassers jener des Trinkwassers entspricht, sind mit keinen nachteiligen Auswirkungen auf die Beschaffenheit des Grundwassers zu rechnen. Sobald es jedoch zu Überschreitungen der Prüfwerte kommt, ist die Art und das Aussehen der Probe und eventuell die Durchführung weiterer Untersuchungen notwendig. Die in der ÖNORM S 2088-1 zur Risikocharakterisierung angeführten Tabelle 3 enthält gesetzlich festgelegte risikobasierte Prüfwerte für allgemeine physikalisch-chemische Parameter wie Leitfähigkeit und pH-Wert sowie anorganische Parameter für Arsen, Cadmium, Cyanid, Chlorid, Ammonium und Sulfat (ÖNORM S 2088-1). Sobald es zu einer Überschreitung dieser kommt, kann ein Risiko nicht ausgeschlossen werden, das heißt die Realisierung eines Schadens ist gegeben, und weitere Expositionsabschätzungen sind durchzuführen.

Kriterien hinsichtlich Grundwasserqualität

Durch den paarweisen Vergleich der Ergebnisse von zwei Grundwasser-Probenahmestellen und der räumlichen Positionierung (anstromige- und abstromige

Untersuchungspunkte), kann die tatsächliche Veränderung der Grundwasserqualität durch die Altablagerung beurteilt werden. Zur Feststellung einer signifikanten Veränderung ist der ermittelte Differenzwert (siehe Formeln in ÖNORM S 2088-1) dem entsprechenden Differenz-Prüfwert „ d_A und d_B “ (angeführt in der Tabelle 4 in der ÖNORM S 2088-1) gegenüberzustellen. Eine Veränderung der Qualität ist zutreffend sofern eine einmalige Prüfwertüberschreitung gegeben ist. Die Grundlage zur Beurteilung der Qualität des Grundwassers bilden jene Untersuchungsergebnisse aus den anströmenden Grundwasserprobenahmestellen des Standortes. Durch diese wird der aktuelle IST-Zustand lokaler Gegebenheiten (sogenannter Hintergrundwerte) bzw. anthropogener Vorbelastungen wiedergegeben. Wurden bereits Perkulations- und Eluatuntersuchungen für die Feststellung der Sickerwasserbelastung durchgeführt, können diese Werte zusammen mit den Konzentrationen der Grundwasseruntersuchung verglichen werden, die auf mögliche Zusammenhänge (z.B. zwischen mobilisierbaren und tatsächlich im Grundwasser beobachteten gelösten Stoffen) hinweisen.

4.2.1.1 *Weiterführende Maßnahmen*

Maßnahmen zur Beobachtung, basierend auf der Beurteilung der Untergrundkontaminationen, sind dann in Betracht zu ziehen, wenn es zu keinen Prüfwertüberschreitungen (Differenz-Prüfwerte und reguläre Prüfwerte) bei den Grundwasseruntersuchungen gekommen ist. Ist jedoch bei denen im Abstrom liegenden Sonden eine signifikante Veränderung der Grundwasserqualität und Prüfwertüberschreitungen ersichtlich, sind weitere Erhebungen und Untersuchungen durchzuführen (ÖNORM S 2088-1).

Wird im Zuge der Beurteilung durch die Untersuchungsergebnisse festgestellt, dass eine unmittelbare Gefährdung von existierenden Grundwassernutzungen oder des Trinkwassers möglich ist, oder bereits verschmutzt sind, werden die Beteiligten Personen (Betreiber, Behörde) kontaktiert und Maßnahmen getroffen (baulich, technisch, organisatorisch). Ergeben sich Unsicherheiten gegenüber der Messergebnisse können weitere Untersuchungen durchgeführt werden. Untersuchungsverfahren sind unter anderem die Errichtung, fortlaufende Beprobung zusätzlicher Grundwasser-Probenahmestellen und die Verdichtung der Zeitintervalle der Beprobungen. Durch die Betrachtung weiterer Entwicklungen der Standortgegebenheiten und der bestehenden Nutzung sind im Einzelfall über die weiteren Maßnahmen zu entscheiden.

Nach Umsetzung konkreter Sanierungsmaßnahmen müssen Kontrolluntersuchungen zur Überprüfung der Wirksamkeit nach bestimmten Kriterien z.B. Auswerteregeln, durchgeführt werden (ÖNORM S 2088-1)

4.2.2 **Schutzgut Boden (ÖNORM S 2088-2)**

Bei der Beurteilung von Verunreinigungen des Bodens sollen Risiken, die für die menschliche Gesundheit und die Umwelt entstehen können, durch Kriterien zur (nutzungsspezifischen) Expositionsabschätzung beurteilt werden. Im Allgemeinen hängen die Schadstoffexpositionen bei Menschen von mehreren Einflussfaktoren wie beispielsweise der Nutzung am Standort, der Aktivitäten, die im Rahmen der Nutzung getätigt werden und der daraus resultierenden Aufnahmepfade (oral, dermal, inhalativ) ab. Zusätzlich wird versucht nach Nutzungsgruppen (Kinder, Erwachsener, Arbeiter) zu unterscheiden. Festgelegte Prüfwerte sollen dabei helfen einen generalisierten Beurteilungsmaßstab zu schaffen und durch die Differenzierung nach Nutzungsklassen eine vereinfachte Beurteilung zu ermöglichen.

Für die Prüfwertableitung werden jene für die Nutzung spezifischen Aktivitäten und Aufnahmepfade festgelegt, im Rahmen deren es zu einer bestimmten Schadstoffexposition bei der Nutzungsgruppe kommen könnte. Bei den Expositionen wird im Allgemeinen von einer chronischen Exposition ausgegangen. Die allgemeine Ableitung der Prüfwerte basiert auf toxikologischen Daten. Bei Vorhandensein detaillierter Informationen (z.B. Vorliegen bestimmter toxischen Verbindungen), können standortspezifische Richtwerte (z.B. maximal zulässige tägliche Aufnahmemengen) auf Basis der in der ÖNORM S 2088-2 gegebenen Grundlagen und spezifischer toxikologischer Vergleichswerte (der Arbeitshilfe „Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten“) hergeleitet werden.

Ist ein Risiko nicht ausschließbar, müssen entweder Maßnahmen (z.B. Bodenaustausch) gesetzt oder weitere Untersuchungen für eine standortspezifische Expositionsabschätzung durchgeführt werden.

Bei der Beurteilung der Analysenergebnisse ist der heterogene Aufbau des Bodens zu beachten. Eine Mittelwertbildung für die Beurteilung ist nur bei Vorliegen homogener Materialien bzw. innerhalb eines Bodenhorizontes zulässig. (ÖNORM S 2088-2).

Besondere Vorsicht ist bei der Interpretation von Analysendaten flüchtiger Schadstoffe, wie Kohlenwasserstoffe, in Bezug auf die Herangehensweise bei der Trockenmassebestimmung geboten (ÖNORM S 2088-2). Für die Abschätzung, ob eine Verunreinigung des Bodens gegeben ist, dienen lokal bzw. regional ermittelte Referenzwerte als Bezugsgröße für den Vergleich von Bodenergebnissen der Altablagerung.

Kommt es zu keiner Überschreitung der lokalen Referenzwerte, kann die Wahrscheinlichkeit einer Verunreinigung durch den kontaminierten Standort ausgeschlossen werden. Bei der Übertretung nutzungsspezifischer Richtwerte sollte jedoch die Möglichkeit der Entstehung weiterer Risiken für die menschliche Gesundheit und Umwelt im Rahmen der Beurteilung abgewogen werden. Jene Referenzwerte werden einerseits durch Bodenproben der Umgebung festgelegt und andererseits mit Hilfe lokaler bzw. regionaler Untersuchungen (z.B. Bodenzustandsinventur) (ÖNORM S 2088-2).

Die auftretenden Risiken für die menschliche Gesundheit können aufgrund relevanter Schadstoffexpositionen durch das Vorliegen unterschiedlicher Nutzungen bzw. Aktivitäten und der Aufnahmepfade variieren. Durch nutzungsspezifische Expositionsabschätzungen (gegebene Expositionsgleichungen und -parameter je Nutzungsklasse) wird eine Ableitung von Prüf- und Vergleichswerten für eine erste Beurteilung im Rahmen der ÖNORM S 2088-2 ermöglicht. Folgende Kriterien für die Expositionsabschätzung und Beurteilung des Schadstoffpotenzials einzelner Nutzungsklassen sind dabei zu berücksichtigen:

4.2.2.1 Nutzungsklasse „Kinderspielplatz“

In dieser Nutzungsklasse ist nur eine bestimmten Nutzergruppe (Kleinkinder bis 6 Jahre) vertreten. Die größte Schadstoffexposition passiert über die orale Aufnahme verunreinigter Bodenpartikel. Zusammen mit weiteren Expositionsparametern (biometrische Daten, toxikologischer Vergleichswert, Aufenthaltsdauer etc.) und der Anwendung der nutzungsspezifischen Gleichung wurden Richtwerte für diese Nutzungsklasse abgeleitet. Einzelfallspezifisch ist festzustellen ob noch weitere Expositionspfade für die Beurteilung von Bedeutung sind. Bei Unterschreitung der Prüfwerte können gefährdende Schadstoffexpositionen ausgeschlossen werden,

kommt es jedoch zur Überschreitung nutzungsspezifischer Parameter (vgl. Tabelle 1 in der ÖNORM S 2088-2), sind Überlegungen zu weiteren Untersuchungen oder einer Beurteilung inklusive Prognosen zu treffen (ÖNORM S 2088-2).

In dieser Nutzungsklasse sind Prüfwerte möglicher Risikostoffe für eine Probenahmetiefe von 0 bis 10 cm angeführt. Für die Beurteilung der Verunreinigung des Bodens sind sowohl anorganische Parameter (Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber und Cyanid) und Parameter organischer Verbindungen (KW-Index (GC), PAK 16), halogenorganische Verbindungen (PCB), Benzo(a)pyren und PCDD/F von Bedeutung. Sind die angeführten Richtwerte nicht ausreichend kann der Parameterumfang erweitert werden.

Bei Überschreitung der Richtwerte gibt es verschiedene Maßnahmen, die durchgeführt werden sollen. Beispielsweise ist der verunreinigte Bereich räumlich einzugrenzen und der Standort zu beschreiben. Es muss die Datengrundlage, Erhebung lokaler und geogen bedingter Gehalte, und ob es aktuell zu Schadstoffeinträgen kommen kann, überprüft werden. Sollte der Prüfwert des Parameters Cyanid überschritten werden, ist der Ursprung der Verunreinigung und die chemische Verbindung zu ermitteln. Des Weiteren ist auf Basis der Erhebung gemäß ÖNORM S 2087 und Informationen über mögliche Schadstoffquellen die Notwendigkeit der Untersuchung weiterer nutzungsrelevanter Parameter zu prüfen (ÖNORM S 2088-2).

4.2.2.2 Nutzungsklasse „Wohnen“

Maßgeblich für die Beurteilung des Schadstoffpotenzials in dieser Nutzungsklasse ist eine qualitative Beschreibung möglicher Expositionen und Aufnahmen von Menschen durch realitätsnahe Annahmen einzelner Expositionsparameter. Zu diesen zählt der zeitliche Rahmen einer Aktivität (täglich wiederkehrender Aufenthalt in Innenräumen, mehr als 12 Stunden pro Tag), die wechselnden Häufigkeiten der Aufenthalte im Grün- und Gartenbereich (Atemrate) und die betroffenen Nutzergruppen. Da bei der Nutzungsklasse „Wohnen“ die Ausführung verschiedener Aktivitäten, sowohl die Aufnahmepfade als auch die Expositionen bei Menschen beeinflussen können, muss dies im Rahmen der Beurteilung des möglichen Schadstoffpotenzials berücksichtigt werden. Vor allem im Hinblick auf die anzuwenden Richtwert- und Prüfwerte ist hierauf zu achten (ÖNORM S 2088-2).

Wird das Grundwasser (vorhandener Hausbrunnen) genutzt, sind für die erste Beurteilung die Trinkwassergrenzwerte und die Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 ausschlaggebend.

Bezieht sich die Aktivität auf den Anbau und Verzehr von Obst und Gemüse kann mit einer oralen Aufnahme aufgrund des Konsums oder durch verunreinigte anhaftende Bodenteilchen, gerechnet werden.

Sind Kontaminationen des Untergrundes durch leichtflüchtige Schadstoffe gegeben, können diese durch bevorzugte Wegigkeiten (Leitungen, Kanäle in Gebäude) transportiert und vom Menschen inhalativ aufgenommen werden und sind mit Hilfe der ÖNORM S 2088-3 zu beurteilen.

Im Rahmen der Aktivität Gartenarbeit, kann es zu einer direkten Exposition mit kontaminiertem Boden kommen (z.B. dermal wegen anhaftender Bodenpartikel auf der Haut). Hierfür sind in der ÖNORM S 2088-2 Richtwerte für die Beurteilung angeführt und umfassen eine Vielzahl an Parameter, wie Antimon, Arsen, Blei, Quecksilber, PCDD/F, PCB, PAK16, Benzo(a)pyren etc..

Die zutreffenden Beurteilungsgrundlagen und relevante Richtwerte orientieren sich an den möglichen Aufnahmepfaden der Schadstoffe. Kommt es zu Überschreitungen der in den Beurteilungsgrundlagen angeführten Richtwerten oder gibt es Hinweise auf erhöhte Schadstoffaufnahme durch Menschen, müssen weitere Schritte überprüft werden. Anorganische Schadstoffe können in unterschiedlichen chemischen Verbindungen und dadurch in verschieden starken toxischen Wirkungen vorliegen. Davon betroffen sind vor allem Metalle und Schwermetalle, welche auch geogen bedingt vorkommen können (z.B. Fe, As, Cd, Cr). Liegen Analysenergebnisse vor, wird die tatsächliche Art der Kontamination bestimmt und toxikologisch angepasste Vergleichswerte für die Expositionsabschätzung herangezogen.

Durch adäquate Maßnahmen (z.B. Bodenaustausch bei Gemüseanbau bei Kinderspielbereichen) soll die Schadstoffaufnahme reduziert oder gar ausgeschlossen werden. Zur Hausstaubbelastung in Objekten kann es durch die Verschleppung von Bodenpartikel aus dem Garten kommen, wofür ebenfalls eine Überprüfung notwendig ist.

Auf Basis der Beurteilung der relativen Bindungsstärke eines Bodens, wird entschieden, ob weitere Untersuchungen zur Feststellung der Schadstoffmobilität oder Messungen der Schadstoffgehalte von Pflanzen erforderlich sind. Dies betrifft vor allem den Bereich des Verzehrs von Obst und Gemüse aus verunreinigten Zonen.

Für die Expositionsabschätzung gibt es bestimmte Variablen die berücksichtigt werden müssen. Diese Expositionsparameter werden unter Anhang B der ÖNORM S 2088-2 angeführt und lassen sich nach den Aufnahmewegen inhalativ und dermal unterscheiden.

4.2.2.3 *Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“*

In der Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“ werden für die Beurteilung der Intensität der Verunreinigung Richtwerte mit Hilfe nutzungsspezifischer Expositionen und Aufnahmemöglichkeiten (oral, inhalativ) abgeleitet. Die Richtwerte werden unter Heranziehung von Parametern abgeleitet und beinhalten, dass es sich um einen im Jahresverlauf wiederkehrenden, temporären Aufenthalt landwirtschaftlich oder gartenbaulich genutzten Flächen handelt. Im Allgemeinen hängt der tatsächliche Aufenthalt auf dieser Fläche stark von der Bewirtschaftungsphase ab.

Für die Beurteilung des Schadstoffpotenzials können unter bestimmten Gegebenheiten die Prüfwerte für die Aktivität der Gartenarbeit aus der Nutzungsklasse „Wohnen“ herangezogen werden.

Zur Durchführung von Expositionsabschätzungen werden im Anhang B der ÖNORM S 2088-2 relevante Expositionsparameter je nach Aufnahmeweg für die Nutzergruppe angeführt.

4.2.2.4 *Nutzungsklasse „Freizeit und Erholung“*

Prägend für diese Nutzungsklasse sind die unterschiedlichen Tätigkeiten und Nutzergruppen (Erwachsene, Kinder). Folglich ist eine allgemeine Beurteilung des Schadstoffpotenzials nicht möglich. Durch die unterschiedlichen Expositionen und Aufnahmemöglichkeiten auf der kontaminierten Fläche, ist die Ableitung eines Prüfwertes für die Nutzungsklasse nicht möglich.

Es ist daher im Einzelfall zu entscheiden, ob Kriterien aus anderen Nutzungsklassen oder ÖNORMEN für die Beurteilung adäquat sind. Ansonsten ist eine standortspezifische Expositionsabschätzung und Risikoanalyse, gemäß der ÖNORM S 2088-2, durchzuführen.

4.2.2.5 *Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“*

Mit Hilfe einer Expositionsabschätzung können für diese Nutzungsklasse Vergleichswerte abgeleitet werden, wodurch sich für mehrere Schadstoffe theoretisch zulässige Konzentrationen ergeben. Die zulässigen Konzentrationen liegen jedoch häufig deutlich über Prüfwerten anderer Nutzungsklassen, wodurch eine generalisierte Beurteilung nicht sinnvoll ist. Damit das tatsächliche Risiko für die menschliche Gesundheit beurteilt werden kann, sollte eine standortspezifische Expositionsabschätzung durchgeführt werden. Folgende Expositionsparameter werden zur Beschreibung der menschlichen Aufnahme und Exposition von Schadstoffen in dieser Nutzungsklasse für die Ableitung der Prüfwerte herangezogen. Wie bei allen Nutzungsklassen wird eine chronische Aufnahme von Schadstoffen und eine mittlere Aktivität mit einer mäßigen Atemrate von $68 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einer mittleren Staubkonzentration für die Fraktion PM10 von $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ angenommen.

Die Expositionsparameter werden mit Hilfe von standortspezifischen Daten abgeleitet, bei welchen gegebenenfalls Immissionsmessungen, vor allem hinsichtlich der Staubemissionen, notwendig sind.

Bei Betrachtung von Arbeitskräften, die Tätigkeiten auf einem kontaminierten Standort oder in der Umgebung durchführen, passiert die Schadstoffaufnahme meistens durch die Inhalation von Staub. Der Staubgehalt wird von mehreren Faktoren beeinflusst (z.B. Fahrzeugverkehr, Flächenanteil offener Bodenbereiche) und stellt einen relevanten Expositionsparameter dar.

Kommt es zu anderen Aufnahmen der Schadstoffe auf einer kontaminierten Fläche dieser Nutzungsklasse, sind je nach Aufnahmepfad andere Beurteilungsgrundlagen heranzuziehen.

Ist der Untergrund durch leichtflüchtige Schadstoffe kontaminiert, besteht die Möglichkeit der Aufnahme durch die Raumluft. In diesem Fall können die Kriterien der ÖNORM S 2088-3 für die Beurteilung herangezogen werden.

Bei der Nutzung des Grundwassers kann es ebenfalls zur Aufnahme von Schadstoffen durch das Trinken kommen. In diesem Fall sind für die erste Beurteilung Trinkwassergrenzwerte und Richtwerte der ÖNORM S 2088-1 zulässig.

Kriterien für die Beurteilung leicht flüchtiger Schadstoffe

Wird aufgrund von Erhebungen eine Kontamination durch Lösungsmittel (z.B.: halogenierte oder aromatische Kohlenwasserstoffverbindungen) ersichtlich, ist abzuklären, ob es zur Bildung explosionsfähiger Gase oder zur Verdrängung von Sauerstoff in Räumlichkeiten kommen kann. Die Durchführung von Immissionsmessungen sind einzelfallspezifisch zu entscheiden. Für die Beurteilung von abgeschätzten oder gemessenen Konzentrationen sind die Kriterien der ÖNORM S 2088-3 (Abschnitt 6) heranzuziehen. Des Weiteren ist eine nutzungsspezifische Expositionsabschätzung und Risikoanalyse durchzuführen.

4.2.2.6 *Nutzungsspezifische Kriterien für Boden-Pflanze*

Bei der Beurteilung von Verunreinigungen des Bodens sind auch nutzungsspezifische Kriterien für die Abschätzung des Schadstoffpotenzials zwischen Boden und Pflanze heranzuziehen.

Kriterien für die Produktionsfunktion

Zur Beurteilung der Beeinträchtigung der Pflanzenproduktion durch Schadstoffe bilden Prüfwerte von Bodenproben der Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“ die

Basis zur Feststellung von Schadstoffen. Die Pflanzenverträglichkeit für Kulturpflanzen, Obst- und Gemüseanbau und die mögliche Schadstoffakkumulation, sind für die Produktionsfunktion des Bodens wichtige Einflussgrößen. Die Prüfwerte enthalten eine Vielzahl an Parametern wie zum Beispiel Antimon, Arsen, Blei, Quecksilber, Selen, Thallium, Vanadium, Zink und Fluorid gesamt. Im Vergleich zu den Prüfwerten aus der Beurteilung der Verunreinigung des Bodens bezüglich des Risikos für die menschliche Gesundheit unterscheiden sich sowohl die Konzentrationshöhen als auch der Analysenumfang (siehe Anhang 9.1). Bei Prüfwertüberschreitungen von Analyseergebnissen sind weiterführend Überlegungen zu mehreren Maßnahmen anzustellen. Dazu zählt die Beurteilung nach der ÖNORM L 1075 in Zusammenhang mit den Richtwerten zur Aktivität Gartenarbeit der Nutzungsklasse „Wohnen“ und jenen für die Schadstoffgehalte im Boden. Außerdem sind die bodenkundlichen Standortverhältnisse zu beurteilen, Aussagen hinsichtlich des Tiefenprofils (Anreicherung, Verminderung von Schadstoffen) zu tätigen und die relativen Bindungsstärken zu beurteilen (ÖNORM S 2088-2).

Sobald Hinweise für eine geringe Bindungsstärke gegeben sind, sind weitere Untersuchungen zur Ermittlung der Schadstoffmobilität zu tätigen. Bei einer zweifachen Überschreitung der Prüfwerte kann eventuell auch bei Vorhandensein von mittel oder sehr stark gebundener Schadstoffe, eine Untersuchung der Schadstoffmobilität notwendig sein. Gibt es Anzeichen für eine erhöhte Schadstoffmobilität ist der Schadstofftransfer in Pflanzen und die Verteilung von Schadstoffen zu erheben und beurteilen. Bezogen auf die gegebenen Nutzungen können durch die vorliegende Bewirtschaftungsform Nutzungseinschränkungen getätigt werden (ÖNORM S 2088-2).

Beurteilung der bodenkundlichen Standortverhältnisse

Eine Standardisierung der in der Natur vorkommenden Böden ist nur teilweise möglich, weshalb die Beurteilung des Bodenzustandes am konkreten Standort geschehen soll. Hierfür können ergänzend Ergebnisse der österreichischen Finanzbodenschätzung (laut Bodenschätzungsgesetz 1970) in Betracht gezogen werden. Im Rahmen der Beurteilung bodenkundlicher Standortverhältnisse werden sowohl die **relative Bindungsstärke des Bodens** als auch die **potentielle Mobilisierbarkeit von Schadstoffen** beschreibend dargestellt. Dadurch wird ein Überblick über die Möglichkeiten der Ausbreitung bzw. die Verlagerung von Schadstoffen geschaffen und zudem gefahrenmindernde Bedingungen erfasst.

Damit eine möglichst umfangreiche Beurteilung der Standortgegebenheiten ermöglicht wird, werden eine Vielzahl an unterschiedlichen Kriterien festgelegt, die zu berücksichtigen sind. Jene beziehen sich auf Informationen und Untersuchungsergebnisse zur Bodenart, pH-Wert, Carbonatgehalt, Humusgehalt, Ausgangsgesteine für Bodenbildung, Horizontierung (Bodenhorizonte, Horizontmächtigkeit), Bodenfarbe, Bodenstruktur, bodenhydrologische Verhältnisse, Skelettgehalt (= Kornanteil des Grobbodens mit einer Korngröße > 2mm), biologische Durchmischung und die Vegetation bzw. Nutzung. Durch die gewonnenen Informationen soll bei der Beurteilung der Standortgegebenheiten ein räumlicher Zusammenhang erstellt werden, welcher die Verteilung der unterschiedlichen Böden, die Wechselwirkungen zwischen den Bodenhorizonten und Voraussetzungen für die mögliche Verlagerung von Schadstoffen beinhaltet.

Basierend auf der erstellten Beschreibung und räumlichen Darstellung der Standortverhältnisse, kann im Anschluss die **relative Bindungsstärke** ermittelt werden. Bei Schwermetallen hängt die relative Bindungsstärke von der Bodenazidität

ab, weshalb der pH-Wert eine bedeutende Ausgangsgröße darstellt. Unter Betrachtung der gegebenen Bodenarten der Horizonte sind bei höheren Humus- und Tongehalten Zuschläge für die Gesamtbeurteilung zu ergänzen. Wenn der pH-Wert bei 4,5 liegen würde, beträgt die Bindungsstärke bei Schwermetallen 2 in einer Skala von 1 bis 5, in der 5 die stärkste Bindung darstellt. Bei der höchsten Humusstufe (> 30 %) beträgt der Zuschlag 1,5 und ist der Bindung von 2 hinzuzufügen. Im Anschluss werden die ermittelten Bindungsstufen auf das Volumen des betrachteten Feinbodens mit Hilfe von Faktoren zum Skelettgehalt (= Anteil Kies, Schotter, schottrig) multipliziert. Die dadurch ermittelte relative Bindungsstärke des Bodens wird im Anschluss klassifiziert wodurch die Umweltwirkung von Schadstoffen beurteilt werden kann.

Die Beurteilung der **Schadstoffmobilität** ist nur in Korrelation mit Gesamtgehalten möglich, wodurch sowohl die Pflanzenverfügbarkeit als auch der Eintrag in das Grundwasser durch die Mobilisierung beurteilt werden können. Welche Mengen an mobilen Schadstoffen vorhanden sind und zu einer nachteiligen Beeinflussung der Bodenlösung führen, kann durch die Feststellung der Element- und Schadstoffgehalte in wässrigen Auszügen ermittelt werden. Bei Arsen und Schwermetallen ist zusätzlich der pH-Wert in Betracht zu ziehen.

Eine gefahrenmindernde Wirkung hinsichtlich der Verbreitung und Verlagerung von Schadstoffen können Bodenhorizonte mit hohen Schluff- und Tonanteilen haben, da diese eine höhere Adsorptions- und Rückhaltekapazität aufweisen, als jene mit hohen Sand- und Grobbodenanteilen.

Für eine standortspezifische Expositionsabschätzung und Risikoanalyse ist die Herangehensweise nach Reichenauer et al. (2011) anzuwenden. Dabei werden standortspezifische Expositionsszenarien in Abhängigkeit der Nutzung (auf Basis der relevanten Expositionspfade) beschrieben und folglich der weitere Untersuchungsrahmen festgelegt.

4.2.3 Schutzgut Luft (ÖNORM S 2088-3)

Eine gute Grundlage für die Bewertung bilden detaillierte Informationen hinsichtlich der gegebenen Standortverhältnisse (z.B. Untergrundaufbau, Nährstoffangebot, pH-Wert, Redox-Verhältnisse, Wassergehalt, Boden- und Bodenlufttemperatur, Sickerwasserbildung), bereits eingetretene Schäden bzw. Veränderungen (z.B. an der Vegetation und der Bodenluftzusammensetzung) und spezifische Angaben zum Deponiestandort (Deponiegasmenge, Aufbau und Alter der Ablagerung) (ÖNORM S 2088-3).

Beurteilungsrelevant ist das Gasbildungs- und Schadstoffpotenzial, die Ausbreitung gasförmiger Emissionen unter Betrachtung der örtlichen Gegebenheiten (Untergrund- und Bebauungssituation) am Standort und in unmittelbarer Umgebung und die sicherheitstechnischen Aspekte bzw. die nutzungsabhängige Exposition.

Grundlage für die Gefährdungsabschätzung sind die Analysenergebnisse und eine umfangreiche Datengrundlage (ÖNORM S 2088-3).

Kriterien für geo- und bautechnische Standortverhältnisse

Damit eine umfassende Beurteilung erstellt werden kann, gibt es eine Reihe an Kriterien, welche im Rahmen der geo- und bautechnischen Standortverhältnisse berücksichtigt werden sollten. Von Bedeutung sind räumliche Rückschlüsse auf mögliche Auswirkungen bei Einrichtungen welche durch ein Modell veranschaulicht

werden können. Auszugsweise werden im folgenden Kriterien aus der ÖNORM S 2088-3 angeführt.

- Geotechnische Verhältnisse beim Standort

Die Beurteilung der geotechnischen Verhältnisse basiert auf einer Vielzahl an Kriterien. Zu diesen zählen Informationen hinsichtlich der Oberflächenabdeckung bzw. -abdichtung, der Entwässerungseinrichtungen an den Oberflächen (z.B. Lage), der Böschungs- und Basisabdichtungssysteme.

- Ausbreitungsmöglichkeiten für Gase im Untergrund

Ausschlaggebend sind beispielsweise Unterlagen hinsichtlich des Aufbaus der wasserungesättigten Bodenzone, Mächtigkeit und Verlauf von gaswegigen Untergrundschichten und unterirdischen Einrichtungen (z.B. Verlauf von Künetten, Kanälen, Brunnen, Schächten und Pegeln) (ÖNORM S 2088-3).

- Eintrittsmöglichkeiten von Gasen in Bauwerke

Für die Risikobewertung sind ebenfalls Kriterien zur Beurteilung der Bauwerke heranzuziehen. Diese beziehen sich auf Lage und Tiefe von Kellern und Fundamenten, sowie deren Ausführungen (z.B. Hinterfüllungen, Baumaterialien, Aufbau der Wände, Rohr- bzw. Leitungsdurchlässe und Sickerschächte).

- Darstellung bevorzugter Ausbreitungspfade

Durch die Korrelation der Analysenergebnisse und der zusammengetragenen Informationen zu den Gaswegigkeiten und technischen Einrichtungen, kann durch die räumliche Zuteilung auf Gasmigrationen (Erfassung bevorzugter Ausbreitungspfade) und Schadwirkungen im bebauten Bereich geschlossen werden. Die Standortgegebenheiten sind zu formulieren und planlich darzustellen (ÖNORM S 2088-3,).

4.2.3.1 *Expositionsabschätzung*

Ziel der Expositionsabschätzung ist die Beurteilung der Möglichkeit und Art einer Schadstoffaufnahme durch den Menschen an einem Standort basierend auf Untersuchungsergebnisse (Reichenauer et al., 2011). Auf Basis der in der ÖNORM S 2088-1 bis 3 durchgeführten Erkundungsuntersuchungen in den Medien Boden, Bodenluft und Grundwasser sind aus der Gesamtheit der gemessenen Schadstoffe die relevanten abzuleiten. Dieses Verfahren wird vor allem dann angewendet, wenn durch Untersuchungsergebnisse Kontaminationen des Standortes ersichtlich wurden.

Jene Schadstoffe, die einen Prüfwert überschreiten, werden als relevant angesehen. Anschließend muss anhand der stoffspezifischen Eigenschaften geprüft werden, ob der vorliegende Schadstoff für bestimmte Expositionspfade relevant ist. Es sind die für die Schadstoffe charakteristischen Expositionspfade abzuleiten.

Die häufigsten Aufnahmewege für den Menschen sind oral, dermal und inhalativ (Reichenauer et al., 2011):

- Oral ist die Aufnahme über Mundschleimhäute bzw. über den Magen-Darm-Trakt. Relevante Expositionspfade sind das Verschlucken von kontaminiertem Boden oder Bodengraus, der Verzehr von kontaminierten Lebensmitteln (z.B. Gemüse aus dem Garten) oder die Konsumation von verunreinigtem Trinkwasser

- Dermal ist eine Aufnahme über die Hautoberfläche und geschieht entweder über einen direkten großflächigen Kontakt mit kontaminiertem Boden oder Wasser (Schwimmen)
- Inhalative Schadstoffaufnahme ist durch das Einatmen von flüchtigen Schadstoffen oder schadstoffbelastetem Bodengstaub, wodurch es in Folge zu einer Aufnahme der Schadstoffe über die Lunge kommt

Im Rahmen der „Risikoidentifizierung“ wurden sowohl die relevanten Schadstoffe, als auch die gegebenen Nutzungen inklusive der Aktivitäten und der einhergehenden Expositionspfade festgelegt. Basierend auf den schadstoffabhängigen Expositionspfaden zum Beispiel jene für wasserlösliche, schwerflüchtige Schadstoffe und der betroffenen Nutzungen, werden in der Risikocharakterisierung potenzielle Expositionspfade abgeleitet, wodurch sich in weiterer Folge die Probenahmestrategie ergibt. Die Darstellung der Expositionsszenarien ergibt sich durch die Erfassung immer wiederkehrender Tätigkeiten von Menschen und der stofflichen Eigenschaften, welche auf das Umweltverhalten bestimmter Schadstoffe einwirken. Zusätzlich können die im Rahmen der ÖNORM S 2088-2 abgeleiteten Prüfwerte bei der Expositionsabschätzung überprüft und gegebenenfalls mit Hilfe der Expositionsparameter angepasst werden.

Ziel ist es Messwerte für alle expositionsrelevanten Medien in hinreichender Qualität und Quantität zu erhalten, um eine umfassende Expositionsabschätzung durchführen zu können (Reichenauer et al., 2011).

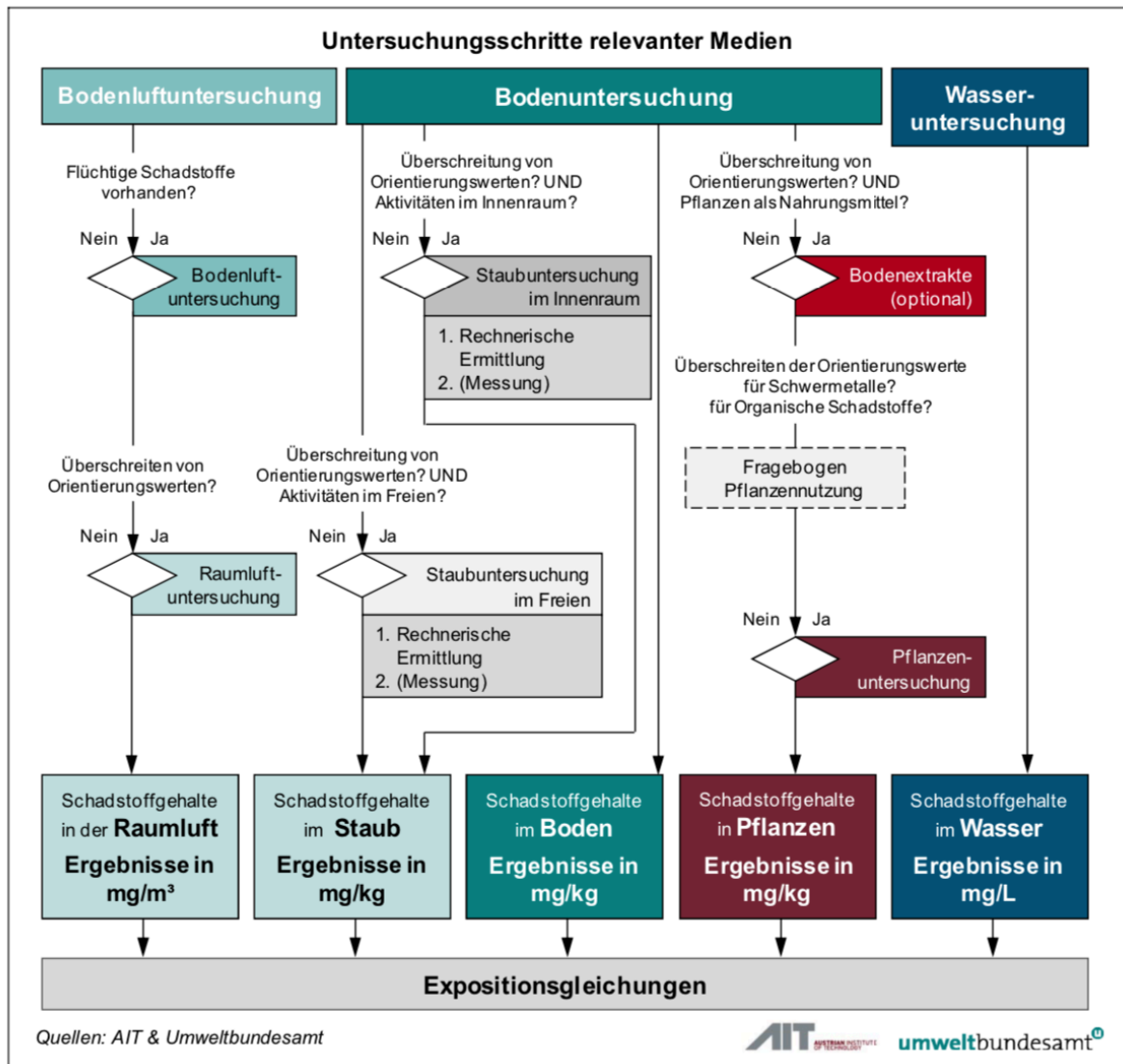


Abbildung 4.6: Untersuchungsschritte einzelner Medien für die Erstellung von Expositionsgleichungen (Reichenauer et al., 2011)

Mit den im Zuge der Untersuchung ermittelten Analysenergebnissen ist für jeden relevanten Schadstoff und Aktivität die Exposition durch das Heranziehen einer zutreffenden Expositionsgleichung zu berechnen. Bei der Erstellung der Expositionsgleichung werden Expositionsparameter (biometrische Daten, spezifische Expositionsparameter) eingesetzt. Anschließend ist die orale, dermale und inhalative Gesamtexposition für jeden Schadstoff und jedes Szenario durch Summation aller Einzelpfade abzuschätzen. Da an einem Standort auch Hintergrundbelastungen vorherrschend sein können, sind diese ebenfalls zu berücksichtigen und durch ermittelte Expositionswerte darzustellen. In der Arbeitshilfe von Reichenauer et al., (2011) wird die Resorption von Schadstoffen nicht in den Expositionsgleichungen berücksichtigt, weswegen die Werte für die Risikoanalyse toxikologischen Vergleichswerten gegenübergestellt werden, die ohne Berücksichtigung der Resorption abgeleitet wurden. Um ein Beispiel zu nennen wird im Folgenden eine Gleichung (siehe Abbildung 4.7) für die Abschätzung der oralen Exposition durch das Verschlucken von schadstoffbelastetem Boden (nicht Bodestaub!) dargestellt. Die Gleichungen 2 bis 8 betrachten unterschiedliche Expositionen wie die Abschätzung der oralen Exposition wie das Verschlucken oder Trinken von schadstoffbelastetem Wasser (= Gleichung 2 bis 4), die Abschätzung der dermalen Exposition wie der

Hautkontakt mit schadstoffbelastetem Boden (= Gleichung 5 und 6) und die Abschätzung inhalativer Expositionen wie das Einatmen von schadstoffbelastetem Bodengstaub (= Gleichung 7 und 8). Wobei auf die Gleichungen im Folgenden nicht näher eingegangen werden.

$$\text{oral} \rightarrow \text{Boden} \quad E_{\text{Boden-oral}} = \frac{IR_{\text{Boden}} * C_{\text{Schadstoff im Boden}} * ET / 365}{KG} * 10^{-6} \quad (\text{Gl. 1})$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
C _{Schadstoff im Boden}	Schadstoffkonzentration im Boden	Messwert	mg/kg
E _{Boden-oral}	Exposition durch verschluckten Boden	–	mg/d*kg
ET	Expositionstage pro Jahr	Festlegung	–
IR _{Boden}	tägliche Ingestionsrate Boden	für spielende Kinder liegt diese z. B. bei 111 mg/d	mg/d
KG	Körpergewicht	siehe Tabelle 3, siehe Tabelle 23	kg

Tabelle 3: Standardannahmen für einen (erwachsenen) Menschen.

Parameter	Wert	Quelle
Körpergewicht (5. Perzentil)	55 kg	AUH 2000
Atemrate		
• Ruhen	17 m³/d	LIN 1994
• leichte Aktivität	34 m³/d	LIN 1994*
• mäßige Aktivität	68 m³/d	LIN 1994*
• intensive Aktivität	120 m³/d	LIN 1994*
Atemrate bei ganztägiger chronischer Exposition (Langzeit)	18 m³/d	FINLEY et al. 1994*
Körperoberfläche gesamt	21.000 cm²	US-EPA 1989*
unbedeckte Körperoberfläche (Hände, Arme, Kopf, Unterschenkel und Füße)	10.000 cm²	US-EPA 1989*
unbedeckte Körperoberfläche (Kopf)	1.000 cm²	US-EPA 1989*

* in: AUH (2000)

Tabelle 23: Bandbreite biometrischer Daten für einen Erwachsenen (MW = Mittelwert, Med = Median, P = Perzentil).

Parameter	MW	Med.	5. P.	95. P.	Quelle
KG (kg)	64	70	55	80	AUH 2000
AR (m³/d) Ruhen	13	–	–	17	LIN 1994*
leichte Aktivität	26	–	–	34	LIN 1994*
mäßige Aktivität	51	–	–	68	LIN 1994*
intensive Aktivität	91	–	–	120	LIN 1994*
bei ganztägiger chronischer Exposition (Langzeit)	13	–	–	18	FINLEY et al. 1994*
KO (cm²) gesamt	1,8	–	–	21.000	US-EPA*
unbedeckte Körperoberfläche (Hände, Arme, Kopf, Unterschenkel und Füße)	0,8	–	–	10.000	US-EPA*
unbedeckte Körperoberfläche (Kopf)	0,1			1.000	US-EPA*

KG = Körpergewicht; AR = Atemrate; KO = Körperoberfläche;

* in AUH 2000

Abbildung 4.7: Expositionsgleichung für die Abschätzung der oralen Exposition durch das Verschlucken von schadstoffbelastetem Boden und Darstellung von Tabelle 3 und 23 mit den Standardannahmen und möglicher Schwankungsbreiten der möglichen Exposition (Reichenauer et al., 2011)

Anhand der Gleichung sind die herangezogenen Expositionsparameter wie zum Beispiel das Körpergewicht und die Expositionstage pro Jahr (365) ersichtlich. Dabei orientiert man sich am „sensibelsten Rezeptor“ nämlich an der Ingestionsrate für spielende Kinder (Reichenauer et al., 2011).

4.2.3.1.1 Risikoanalyse

Zur Durchführung der Risikoanalyse im nächsten Schritt ist die Ermittlung des Quotienten „**Risikoquotienten (RI)**“ notwendig. Hierfür wird die abgeschätzte **Exposition (E)** dem **toxikologischen Vergleichswert (TVW)** gegenübergestellt und durch Division ermittelt (Reichenauer et al., 2011). Die Abschätzung des Risikoquotienten wird für jeden Schadstoff und für jede „im Rahmen der Expositionsszenarien definierte Aktivität getrennt nach Expositionspfade“ (Reichenauer et al., 2011) durchgeführt. Innerhalb des Expositionsszenarios sind die Risikoquotienten je Schadstoff separat für die drei Arten der Aufnahme zu addieren (siehe Abbildung 4.9). Sind keine toxikologischen Vergleichswerte vorhanden, kann vorerst keine Risikoanalyse durchgeführt werden. Jene Vergleichswerte werden von Reichenauer et al. (2011) in den Stoffdatenblättern von Anhang 3 angeführt.

$$RI = E / (1/2 \text{ TVW}) \quad (\text{Gl. 10})$$

Abkürzung	Beschreibung	Anmerkung	Einheit
RI	Risikoindex	-	-
E	Exposition	siehe Gl. 1 bis 8	mg/kg*d
TVW	Toxikologischer Vergleichswert	siehe Anhang 3	mg/kg*d

Abbildung 4.8: Ableitung des Risikoquotient inklusive Berücksichtigung „allgemeiner Expositionen“ (Reichenauer et al., 2011)

$$RI_{\text{gesamt,oral}} = RI_{\text{Aktivität „x“,oral}} + RI_{\text{Aktivität „y“,oral}} + \dots$$

$$RI_{\text{gesamt,inhalativ}} = RI_{\text{Aktivität „x“,inhalativ}} + RI_{\text{Aktivität „y“,inhalativ}} + \dots$$

$$RI_{\text{gesamt,dermal}} = RI_{\text{Aktivität „x“,dermal}} + RI_{\text{Aktivität „y“,dermal}} + \dots$$

Abbildung 4.9: Ermittlung Risikoquotient für dieselbe Art der Aufnahme (Reichenauer et al., 2011)

Durch die Darstellung der Matrix der Risikoquotienten sind die Abschätzung der Exposition und die Risikoanalyse in der Regel beendet. Durch den ermittelten Risikoquotient kann die Aussage getroffen werden „ob eine mögliche Schädigung der Gesundheit mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann“ (Reichenauer et al., 2011). Sollten im Zuge der Erarbeitung Fragen oder Zweifeln auftreten, ist zu überprüfen ob die Beziehung von ToxikologInnen notwendig ist (Reichenauer et al., 2011). Kommt es zu einer Überlagerung toxischer Wirkungen, beim Zielorgan, durch einen Schadstoff aus verschiedenen Arten der Aufnahme können die ermittelten Risikoquotienten addiert werden. Außerdem ist auch eine Addition von Risikoquotienten für unterschiedliche Schadstoffe möglich, da unterschiedliche Schadstoffe dieselben toxikologischen Wirkungen erzeugen (z.B. chlorierte Dibenzodioxine, haben untereinander vergleichbare toxische Wirkungen). Dies hat zur

Folge, dass die entsprechenden Risikoquotienten addiert werden müssen. Hierfür werden Toxizitäts-Äquivalenz-Faktoren (TEF = Wirkungsstärke eines Mitglied der Gruppe) definiert und mit der errechneten Exposition eines Mitglied der Klasse multipliziert und im Anschluss wird die adaptierte Exposition über alle Mitglieder summiert und mit den toxikologischen Vergleichswerten der Referenzsubstanz (2,3,78-Tetrachlorodibenzodioxin) verglichen. Des Weiteren können noch Wechselwirkungen zwischen Schadstoffen (synergistische, antagonistische Wirkungen) auftreten, wobei es diesbezüglich oft keine Informationen gibt und sich die Risikoanalyse daher auf die Charakterisierung einzelner Schadstoffe beschränkt (Reichenauer et al., 2011).

Bei der Ableitung des Risikoquotient sind zusätzlich die Expositionen durch andere Quellen, die sogenannte „allgemeine Exposition“ zu berücksichtigen. Dieser standortunabhängigen Exposition werden 50 % der akzeptablen Exposition, folglich 50 % Ausschöpfung des TVW, zugeteilt.

Expositionen durch andere Quellen

Zur Ableitung wird der abgeschätzte Wert für die Exposition folglich nur durch den halben toxikologischen Vergleichswert dividiert. Toxikologische Vergleichswerte liefern im Allgemeinen jene Expositionen, welche ausgeschöpft werden dürfen, um ein humantoxikologisches Risiko ausschließen zu können (Reichenauer et al., 2011). Aufgrund anderer am Standort vorliegender Expositionen (unabhängig von der Kontamination) kann es ebenso zur Schadstoffexposition, durch Vorgänge des täglichen Lebens (Aufnahme mit der Nahrung von Produkten, die nicht am Standort produziert wurden, Aufnahme während beruflicher Tätigkeiten, Trinkwasser bei der öffentlichen Versorgung) und aufgrund erhöhter Hintergrundwerte (geogene Einträge durch Metalle in Grundwasser und Boden in Abhängigkeit des Muttergesteins), kommen. Eine Ausschöpfung der allgemein akzeptablen Exposition durch andere Quellen (z.B. Hintergrundkontaminationen) ist durchaus möglich, weswegen eine eindeutige Unterscheidung und Zuordnung der Schadstoffexpositionen zu verschiedenen Quellen notwendig ist. Zudem ist bei der allgemeinen Exposition die oben genannte Halbierungsregel zu berücksichtigen. Dabei werden 50 % der akzeptablen Exposition (d.h. des TVW) für die allgemeine Exposition herangezogen. Die übrigen 50 % werden für die standortspezifische Exposition aufgrund der vorliegenden Kontamination zugeschrieben (Reichenauer et al., 2011). Vor allem hinsichtlich zu treffender Maßnahmen für Vermeidung und Verminderung der Exposition von Menschen, ist es von Vorteil die Expositionen welche durch die Hintergrundkontaminationen entstehen im Vergleich darzustellen. Um einen optimalen Vergleich mit den Hintergrundkonzentrationen zu gewährleisten sind bei der Erkundung des kontaminierten Bereiches ebenso Schadstoffkonzentrationen auf angrenzenden unbelasteten Teilflächen zu analysieren und mittels einer Risikomatrix darzustellen. Für die Berechnung der standortspezifischen Exposition (E_K) wird die Gesamtexposition (E_g) (= Messwerte am Standort) und der Exposition (E_h) (= Messwerte außerhalb des Standortes) durch die Hintergrundkonzentration berechnet und mit 50 % des TVW gegenübergestellt.

$$RI_K = E_K / (1/2 \text{ TVW})$$

$$RI_g = E_g / (1/2 \text{ TVW})$$

$$RI_h = E_h / (1/2 \text{ TVW})$$

Die Exposition durch die Kontamination am Standort lässt sich daher wie folgt berechnen:

$$E_k = E_g - E_h$$

Kommt es bereits im Rahmen der Exposition aufgrund erhöhter Hintergrundkonzentrationen (E_h) zu einem $R_{lh} > 1$ sollte dieser Umstand besonders ausführlich diskutiert und möglicherweise mit anderen hohen Hintergrundbelastungen verglichen werden (Reichenauer et al., 2011).

Sensitivitätsanalyse und Bandbreitenanalyse

Grundlegend für die beschriebene Risikoanalyse sind die abgeleiteten Expositionswerte (= Expositionsabschätzung). Die abgeschätzten Werte basieren auf Expositionsparametern, die innerhalb einer Bandbreite realistisch variieren können. Zusätzliche „Unsicherheiten“ werden je nach Eingangsparameter unterschiedlich verursacht. Zu diesen zählen einerseits statistische Unsicherheiten, die sich auf sämtliche Messwerte in einer Expositionsgleichung („wahrer Wert“ nur annähernde Bestimmung möglich und steigt mit Anzahl der Stichproben – biometrische Daten) beziehen. Andererseits müssen räumliche und zeitliche Unsicherheiten abgeschätzt werden, die sich aufgrund gewisser Bedingungen zu bestimmten Zeitpunkten ändern (Reichenauer et al., 2011). Die Größe der zuletzt genannten Unsicherheit ist oftmals von den Kenntnissen der Zusatzinformationen (Schadstoffemissionen von flüchtigen Schadstoffen bei unterschiedlichen Wetterbedingungen) abhängig und ermöglicht eine Einschränkung der Bandbreite der möglichen Werte. Zudem kann noch eine Schätzunsicherheit gegeben sein, welche zutrifft sobald für einen Expositionsparameter keine Messwerte herangezogen werden können. Auf Basis der festgelegten Bandbreiten der Expositionsparameter (enthalten in den Expositionsgleichungen) ist die Durchführung einer Sensitivitätsanalyse empfehlenswert. Die optimale Bandbreite für die abgeschätzte Exposition pro Aufnahmeart kann durch die Festlegung eines oberen und unteren Wertes für jeden Expositionsparameter definiert werden. Die Werte werden einzelfallspezifisch auf Basis von Anhaltspunkten (z.B. gegebene Bandbreite für die biometrischen Daten eines Kindes, aufgeteilt nach Mittelwerten, Medianen und Perzentilen für die relevanten Parameter wie Körpergewicht, Atemrate und Körperoberfläche (Reichenauer et al., 2011) festgelegt. Die dadurch abgeschätzten Werte für die Exposition ergeben die mögliche Schwankungsbreite für die Expositionsrate. Mit der Sensitivitätsanalyse wird eine Ermittlung jener Expositionsparameter ermöglicht, die durch etwaige Veränderungen das Ergebnis am stärksten beeinflussen. Dies geschieht basierend auf den abgeschätzten Schwankungsbreiten der Exposition, wobei jeder Parameter separat betrachtet werden muss um die Veränderungen des Ergebnisses zu beurteilen. Bei Betrachtung der Expositionsgleichung, des Nenners (= Körpergewicht) und der übrigen Parameter (welche im Zähler multipliziert werden), kann darauf geschlossen werden, dass der Expositionsparameter mit höchstem Wert im Quotient (aus oberer und unterer Grenze) als der sensitivste eingestuft werden kann (Reichenauer et al., 2011).

4.3 Risikobewertung und -analyse

In diesem vierten Schritt des gesamten Prozesses zur **Risikobetrachtung** werden die zuvor in der Risikocharakterisierung identifizierten Expositionspfade durch den Vergleich der ermittelten und den zugelassenen Messwerten sowohl quantitativ als auch qualitativ bewertet. Im Rahmen der Risikobewertung und -analyse werden dann die gegenübergestellten Ergebnisse interpretiert und diskutiert.

4.3.1 Allgemeines zur quantitativen Bewertung des Risikos

Das Risiko kann im Allgemeinen mittels Risikoquotienten quantitativ ausgedrückt werden. Sobald einerseits bekannt ist welcher Schadstoff ein mögliches Risiko durch Überschreitung eines festgelegten Prüfwertes darstellt (Predicted No Effect Concentration = PNEC) und andererseits Analysenergebnisse oder modellierte Expositionsabschätzungen (Predicted Environmental Concentration = PEC) vorliegen, wird die Errechnung des Risikoquotienten durch die Gegenüberstellung ermöglicht. Dabei werden die Variablen in folgende Gleichung „ $RQ = PEC / PNEC$ “, eingesetzt. Ergibt sich dadurch ein $RQ > 1$, kann ein Risiko nicht ausgeschlossen werden. Es sind entweder erneute Überprüfungen durchzuführen (z.B. Anpassung der Expositionsszenarien), oder weitere Maßnahmen notwendig (Amiard-Triquet, 2015).

Nach Reichenauer et al. (2011) wird das Risiko bei der Expositionsabschätzung mit Hilfe des Risikoindizes (= Risikoquotient) je Schadstoff und Expositionspfad durch die Gegenüberstellung mit toxikologischen Vergleichswerten abgeschätzt (siehe Kapitel 4.2.3.1.1).

4.3.2 Aktuelle Vorgehensweise im Überblick

In Österreich wird die Abschätzung möglicher Schadstoffpotentiale, Risiken und Gefährdungen, die von Altablagerungen ausgehen können gesetzlich im Altlastensanierungsgesetz festgelegt. Im Allgemeinen liegt der Schwerpunkt bei der Beurteilung des Risikos oder des bereits entstandenen Ausmaßes eines Schadens. Die Abschätzung geschieht unter Heranziehung von diversen Informationen unterschiedlichen Detaillierungsgrades und wird mit den Schritten der Erstabschätzung, Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung realisiert (Granzin und Valtl, 2016). Bei Voruntersuchungen vorgeschlagener Verdachtsflächen ist die Erkennung und Charakterisierung des Schadstoffpotentials und der daraus resultierenden Beeinträchtigung der Schutzgüter ausschlaggebend (Granzin und Valtl, 2016). Im Zuge der Erstabschätzung kommt es zu einer fachlichen Beurteilung aller vorliegenden Informationen und Daten mit Betrachtung der Möglichkeit, dass von der Altablagerung eine erhebliche Umweltgefährdung ausgeht. Die Ergebnisse führen dazu, ob eine Altablagerung in den Verdachtsflächenkataster aufgenommen wird. Bei der anschließenden Gefährdungsabschätzung wird die Gefahrenlage im Einzelfall mit Hilfe der aus den vorherigen Schritten erarbeiteten Erkenntnissen und fachlichen Beurteilungen dargestellt und bewertet (Granzin und Valtl, 2016). Dabei sollte hervorgehen, ob eine erhebliche Umweltbeeinträchtigung verursacht wird. Sobald eine erhebliche Umweltbeeinträchtigung besteht, wird die Verdachtsfläche als Altlast im Altlastenatlas ausgewiesen (Granzin und Valtl, 2016). Der Ablauf wird in der angeführten Abbildung 4.10 grafisch dargestellt. Hierfür wird eine abgestufte Vorgehensweise zur Risikobewertung von Altablagerungen herangezogen, diese setzt sich im Allgemeinen aus zwei Bewertungsstufen zusammen:

1. Basierend auf Prüfwerten nach ÖNORM S 2088-1 bis -3
2. Auf Basis der Expositionsabschätzung und Risikoanalyse nach Reichenauer et al. (2011)

Die Gefährdungsabschätzung wird auf Basis von Untersuchungsergebnissen zur Darstellung und Bewertung der Gefahrenlage im Einzelfall durchgeführt. Im Rahmen der Risikoabschätzung gilt es folgende Gesichtspunkte zu beachten (Granzin und Valtl, 2019):

- Intensität und Ausmaß der Untergrundverunreinigungen
- Schadstoffausbreitung (Möglichkeiten zur Ausbreitung von Schadstoffen)

- Bedeutung des gefährdenden Schutzgutes (Beurteilung der Nutzung eines Schutzgutes, z.B. Grundwasser)

Durch die Risikobewertung bzw. -analyse soll entschieden werden, ob von einer Altablagerung erhebliche Umweltbeeinträchtigungen ausgehen oder nicht. Folgende Ergebnisse können sich durch die Gefährdungsabschätzung ergeben (Granzin und Valtl, 2019):

- Ausweisung der Altablagerung als Altlast in der Altlastenatlas-Verordnung
- Abschließende Beurteilung der Altablagerung ist noch nicht möglich und verbleibt daher im Verdachtsflächenkataster
- Streichung der Fläche aus dem Verdachtsflächenkataster

Je nachdem, ob der zugelassene Wert (z.B. Prüfwert, toxikologischer Vergleichswert) unterschritten oder überschritten wird, verändert sich die Bewertung und die weitere Vorgehensweise. Kommt es zu einer Überschreitung, ist zu überlegen, in welchem Bereich sich die Übertretung befindet (in der Nähe des Richtwertes oder eindeutig darüber). Gegebenenfalls ist zu hinterfragen, ob die Szenarien am Standort passend gewählt, ob die Messwerte ausreichend sind und ob es möglicherweise Messunsicherheiten gibt (Dörrie, 2019). Wenn durch eine weitere spezifischere Analyse ersichtlich wird, dass das gewählte standortspezifische Expositionsszenario nicht jenem entspricht, welches maßgeblich als Ableitungsparametern für den zugelassenen Vergleichswert herangezogen wurde, kann der Ableitungsparameter nachgeschärft und an das gegebene Szenario angepasst werden (Dörrie, 2019). Befindet sich zum Beispiel der „Kinderspielplatz“ des betrachteten Standortes im Westen Österreichs auf einem Berg (oft Regen, Nass, Kälte und Schnee) und können deshalb darauf keine 250 Tage pro Jahr gespielt werden, besteht die Möglichkeit das Szenario und die Ableitung des zugelassenen Vergleichswertes auf 100 Tage pro Jahr anzupassen. Kommen hierbei „Unklarheiten“ auf wird in Österreich folglich eine Expositionsabschätzung mit Hilfe von Expositionsgleichungen durchgeführt (Dörrie, 2019). Die Ergebnisse der Bewertungen und Analysen hängen daher vom Detaillierungsgrad der herangezogenen Mess- und Vergleichswerte ab und variieren dementsprechend. Bei der Überschreitung von „einfachen“ Bodenwerten kann ein Risiko nicht sicher ausgeschlossen werden. Wenn hingegen im Rahmen einer Expositionsabschätzung mit hohem Detaillierungsgrad Risikoquotienten überschritten werden – dies ist zutreffend wenn der RQ über 1 liegt – befindet sich das Risiko in einem nicht mehr tolerierbaren Bereich. Folglich müssen passende Maßnahmen zur Minimierung getroffen werden (Dörrie, 2019).

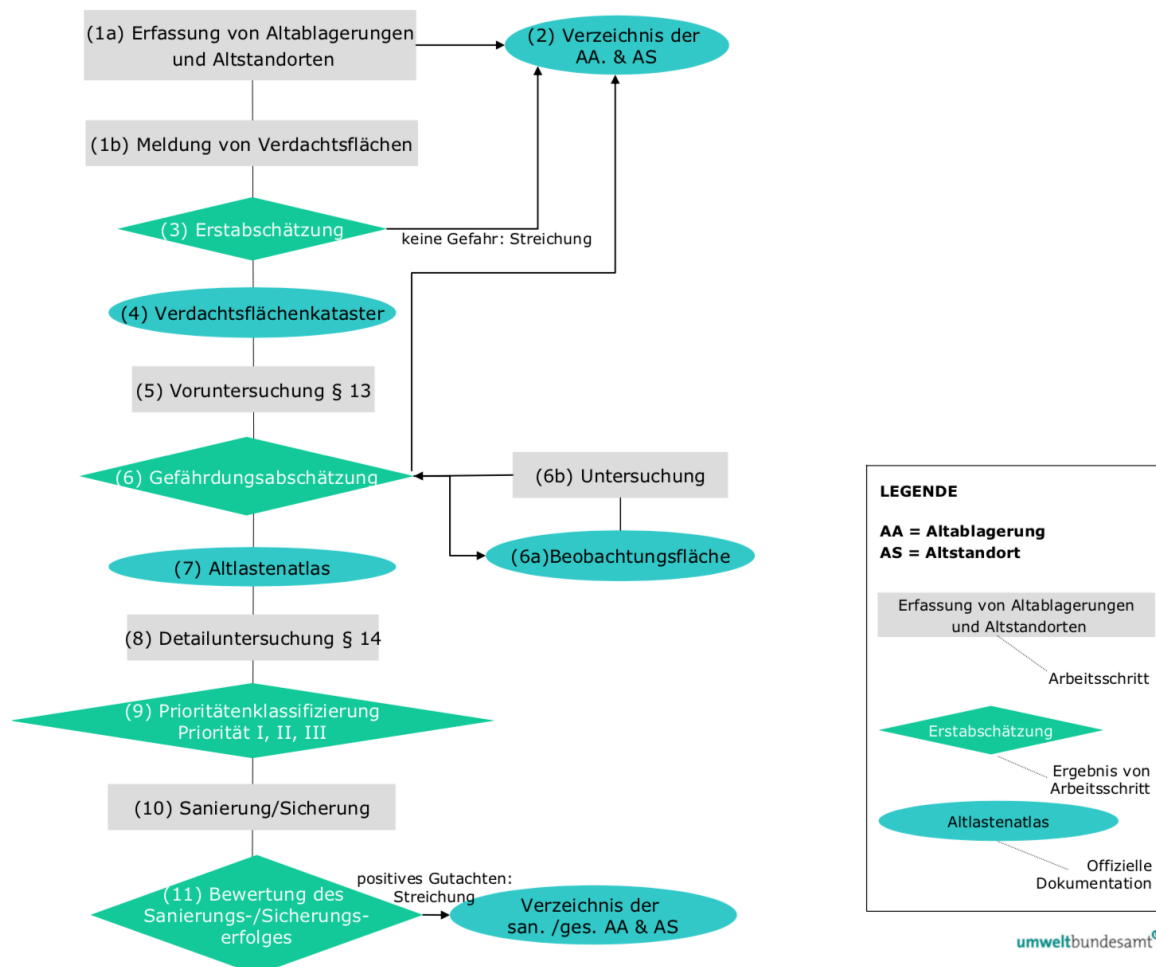


Abbildung 4.10: Österreichische Vorgehensweise für die Bearbeitung von Altablagerungen und Altstandorten gemäß des Altlastensanierungsgesetzes (BMLFUW, 2007).

4.3.2.1 Bewertung auf Basis von Prüfwerten

Da die Prüfwerte in den ÖNORMEN S 2088-1 und S 2088-2 bereits risikobasiert abgeleitet wurden, können diese für die **Risikobewertung bzw. -beurteilung** herangezogen werden (Dörrie, 2019). Lediglich der ÖNORM S 2088-3 für die „Beurteilung von Verunreinigungen der Luft in Innenräumen von Gebäuden oder unterirdischen Einbauten sowie für die Beurteilung von sicherheitstechnischen Aspekten und der Beeinflussung der Baugrundeigenschaften an kontaminierten Standort“ liegen keine risikobasierten Ableitungen der Prüfwerte zugrunde (Dörrie, 2019).

Jeder Standort wird individuell beschrieben und im Einzelfall beurteilt. Das allgemeine Ziel ist die Beurteilung zur Notwendigkeit von Maßnahmen oder Nutzungsbeschränkungen auf einem Standort (ÖNORM S 2088-1) (siehe Abbildung 4.1 – „weitere Maßnahmen“). Durch den Vergleich der Messergebnisse in den einzelnen Medien mit den festgelegten Prüfwerten wird eine erste Beurteilung unter Heranziehung bestimmter Kriterien ermöglicht und anschließend entschieden ob der Standort noch weiter untersucht werden muss (Durchführung einer Expositionsabschätzung). Beim Schutzgut Wasser ist eine Expositionsabschätzung oftmals nicht erforderlich, da hier die Trinkwasserversorgung im Mittelpunkt steht und die Prüfwerte auf Basis der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser abgeleitet wurden, wodurch bei einer Prüfwertüberschreitung keine weiteren Schritte mehr

notwendig sind und ein Risiko nicht ausgeschlossen werden kann (ÖNORM S 2088-1). In Ausnahmefällen, wenn beispielsweise ein Swimming-Pool mit Grundwasser aufgefüllt wurde, wäre eine detaillierte Analyse mit Betrachtung von Bodenkontaminationen notwendig (Dörrie, 2019). Für Deponiegas ist die Beurteilung auf der Basis der ÖNORM S 2088-3 ausreichend. Nur beim Vorhandensein von Spurengasen (z.B. Benzol im Keller) ist eine ausführlichere Betrachtung der am Standort gegebenen Szenarien (z.B. Nutzungsklasse „Wohnen“) im Rahmen einer Expositionsabschätzung notwendig (Dörrie, 2019).

Im Folgenden werden die für die Beurteilung relevanten Kriterien bei den einzelnen Schutzgütern näher beschrieben.

Beurteilung Schutzgut Wasser

Durch die Anwendung der ÖNORM S 2088-1 soll der durch die Schadstoffeinträge einer Altablagerung beeinträchtigte Umweltzustand des Grundwassers, hinsichtlich Grundwasserqualität, bzw. -beschaffenheit und in welchem Ausmaß diese Veränderung bewirkt wird (Abschätzung von Entwicklungen der Schadstoffausbreitung), auf Grundlage der Beurteilungskriterien bewertet werden. Dabei sind Informationen aus Erhebungen, Grundwasseruntersuchungen aus der Umgebung der anstromigen und abstromigen Grundwasserprobenahmestellen grundlegend. Analysierte chemisch-physikalische und mikrobiologische Parameter sowie vor Ort organoleptisch festgestellte Parameter (Trübung, Färbung) sind zu berücksichtigen. Für eine adäquate Bewertung der Ergebnisse sind Informationen sowohl zur Lage der Probenahmestelle zur Altablagerung und zueinander als auch der genaue Ausbau dieser unter Berücksichtigung der jahreszeitlich anthropogenen oder hydrologisch bedingten Schwankungen der Qualität zu beurteilen (ÖNORM S 2088-1).

Mit Hilfe der Gegenüberstellung von Ergebnissen aus unterschiedlichen Zeitperioden (Erfassung der Strömungsverhältnisse des Grundwassers zu unterschiedlichen Untersuchungszeitpunkten) oder örtlichen Lagen (Veranschaulichung der Ganglinien der Grundwasserspiegelhöhe bei verschiedenen Probenahmestellen), können für die Beurteilung übergreifende Aussagen abgeleitet werden. Beim Vergleich der Ganglinien werden die im Untersuchungsgebiet vorherrschenden hydrogeologischen Rahmenbedingungen die, Beobachtung möglicher charakteristischer jahreszeitlicher Änderungen (Neubildung, Durchfluss) und lokal differenziert unterschiedliche Einflussgrößen (niederschlagsdominierte Zuflüsse aus Hangbereichen) erhoben. Weitere Parameter (Temperatur, elektrische Leitfähigkeit) können ergänzend hinzugezogen werden. Zudem ist die Lage der Grundwasser-Probenahmestelle zur Altablagerung von Bedeutung, da dadurch die für die Beurteilung relevante Aussagen getroffen werden können, ob und an welchem Ort (welcher Grundwasserleiter bzw. -stockwerk) eine Veränderung der Grundwasserqualität bemerkt wurde und welche Parameter betroffen sind. Für die Zuordnung der Lage ist es notwendig zu klassifizieren ob sich die Grundwasserprobenahme beispielsweise im Grundwasseranstrom (dauerhafter Zustrom zur Altablagerung), unmittelbar am Standort oder im Grundwasserabstrom befindet. Je nachdem kann zum Beispiel die Länge und die Begrenzung der Fließstrecke charakterisiert werden. In weiterer Folge können die möglicherweise vermindernenden oder verzögernden Auswirkungen von Abbau- und Rückhalteprozessen auf die Ausbreitung im Grundwasser (schadstoffspezifisch und standortbezogen) Auswirkungen haben (ÖNORM S 2088-1).

Mit Hilfe dieser Ergebnisse kann bewertet werden welche negativen Auswirkungen auf das Grundwasser ausgeschlossen werden können (ÖNORM S 2088-1). Darauf aufbauend sind Entscheidungen hinsichtlich der Notwendigkeit von Maßnahmen oder Nutzungsbeschränkungen zu treffen, um negative Auswirkungen mittel- und langfristig zu minimieren.

Im Rahmen dieser ÖNORM wird im Speziellen die Verunreinigung des Grundwassers beurteilt. Die Kontaminationen eines Standortes können unter anderem Auswirkungen auf die Veränderung der Beschaffenheit haben, wodurch eine Nutzung für Trinkwasserzwecke ohne Behandlung nicht mehr möglich wäre. Außerdem können sie die Schutz- und Filterfunktion des Bodens, sowie des Untergrundes oberhalb und unterhalb des Grundwasserspiegels (= wasserungesättigt, wassergesättigte Bodenzone) und die Selbstreinigungskraft beeinflussen. Für die Beurteilung der Auswirkungen sind verschiedene thematische Fragestellungen in Betracht zu ziehen (z.B. Planung und Durchführung nach dem technischen Stand, Beschreibung der Ursachen, Ausbreitungen der Schadstoffe, Überschreitungen gesetzlich festgelegter Richt- bzw. Grenzwerte, Erfassung mittel- bis langfristiger Risiken und erforderlicher Maßnahmen). Wesentlich für die individuelle Beurteilung von Schadstoffausbreitungen und Risiken von mittel- bis langfristig auftretender Auswirkungen ist die Schaffung einer ausreichenden Datengrundlage (z.B. Kenntnisse über die Verteilung, Prozesse, örtliche Gegebenheiten und Nutzungen), welche der „Risikoidentifizierung“ (Abbildung 4.2) zugeschrieben werden kann (ÖNORM S 2088-1).

Die Gesamtbeurteilung des Schutzgutes „Wasser“ setzt sich aus den drei Beurteilungskomponenten Datenlage, Verunreinigung des Untergrundes und des Grundwassers zusammen (= „Risikobewertung und -analyse“). Bei der Beurteilung der Datenlage liegt das Hauptaugenmerk bei der Feststellung der Eignung, Repräsentativität und Plausibilität von Analysenergebnissen und fungiert als Basis für die Durchführbarkeit der Beurteilung bzw. zur Feststellung ob weitere Untersuchungen notwendig sind. Im Rahmen der Beurteilung der Verunreinigung des Untergrundes sind folgende Faktoren zu berücksichtigen:

- „Art der Kontamination“: relevante Schadstoffe, stoffliche Eigenschaften und Beschreibung der wesentlichen Parameter, die das Verhalten (Mobilität und Persistenz) beeinflussen wie zum Beispiel Wasserlöslichkeit und Abbaubarkeit
- „Intensität der Kontamination“: gemessene Konzentration im Vergleich zu Prüfwerten, Anwendung der Prüfwerte in Bezug auf Lösung und Ausbreitung mit dem Sickerwasser – Mobilisierbarkeit gemeinsam mit Abschätzungen zum Schadstoff-Rückhaltevermögen der wasserungesättigten Bodenzone – siehe „hydrologische, geologische und hydrogeologische Standortverhältnisse“
- „Ausmaß der Kontamination“: ist über die Fläche, Volumen, Abschätzung des Schadstoffmassen zu beurteilen. Dabei können in Abhängigkeit der räumlichen Verteilung der Kontamination und des Umfangs für relevante Schadstoffe Mediane und Maxima für die Beurteilung herangezogen werden.

Für die Erstellung einer umfassenden Risikobewertung und -analyse des „Wassers“ sind daher beurteilungsrelevante Kriterien aus unterschiedlichen Medien einzubeziehen (siehe Kapitel 4.2.1) (ÖNORM S 2088-1).

- **Beurteilung häufiger Schadenstypen**

Wie in Kapitel „Risikoidentifizierung“ angeführt kann es häufig zu Kontaminationen durch Mineralölprodukte bzw. CKW und sind daher bei der Bewertung einzubeziehen.

Bei **Mineralölkontaminationen** sind die ermittelten Gesamtgehalte bei der Auswertung nach der Art der Mineralölkontamination zu unterscheiden. Niedermolekulare KW-Verbindungen sind von einer hohen Mobilität geprägt und werden folglich als sehr grundwassergefährdend eingestuft. Aufgrund dessen ist eine strengere Bewertung, als bei jenen mit einer geringen Mobilität zwingend. Wie bereits oben angeführt, ist auch die Wahl der Untersuchungsmethode nach den Eigenschaften zu richten, weshalb bei niedermolekularen Kohlenwasserstoffverbindungen eine Identifikation mittels Kohlenwasserstoff-Index (GC Verfahren) nicht geeignet ist. Das passende Analyseverfahren ist einzelfallbezogen auszuwählen und anzuwenden (z.B. Dampfraumanalyse, Gaschromatograph/Massenspektrometer, Bodenluftuntersuchungen). In der Arbeitshilfe „MKW-kontaminierte Standorte – Erkundung, Beurteilung und Sanierung“ wird auf die Thematik der Mineralölkontaminationen und auf die jeweiligen Verfahren im Detail eingegangen. Durch die hohen Anteile an aromatischen Kohlenwasserstoffen in Mineralölprodukten, ist eine Erweiterung des Untersuchungsrahmens bei Mineralölverunreinigungen auf die Parameter BTEX von Vorteil.

Für die Risikobewertung von **CKW** im Untergrund gibt es bei der Identifizierung der Schadstoffe ebenfalls unterschiedliche Herangehensweisen für die Wahl des geeigneten Untersuchungsverfahrens. Zu den vier gebräuchlichsten Zählen Tetrachlorethen, Trichlorethen, 1, 1, 1,-Trichlorethen und Dichlormethan. Da CKW mikrobiell abbaubar sind, wird der Untersuchungsrahmen gegebenenfalls um einzelne Parameter der Abbauprodukte (z.B. Trichlorethen, cis- Dichlorethen und Vinylchlorid, sind Abbauprodukte von Tetrachlorethen) ergänzt. Die Standortgegebenheiten (Durchlässigkeit des Untergrundes) spielen bei der Wahl der Untersuchungsmethoden eine wichtige Rolle. Beispielsweise werden bei gut durchlässigen Böden ($k_f > 10^{-5}$ m/s) Bodenluftuntersuchungen herangezogen. Bei der Beurteilung von CKW-Ergebnissen aus Bodenluftuntersuchungen sollte bei der Interpretation des Parameters Vinylchlorid, welcher nur teilweise am Aktivkohlefilter adsorbiert, geachtet werden. Um den Unsicherheitsfaktor der Analysenergebnisse zu minimieren, können ergänzende semi-quantitative Bestimmungen im Feld (z.B. mit Gasprüfröhren) durchgeführt werden. Beim Vorhandensein eines gering durchlässigen Bodens ist für die Beurteilung die Bestimmung der Gesamtgehalte möglich. Bei Feststoffproben kann mit erhöhten Verlusten flüchtiger Schadstoffe gerechnet werden, wodurch eine gewisse Unsicherheit vorherrschend ist.

Für die Abschätzung der Auswirkungen vorhandener CKW-Verunreinigungen auf das Sickerwasser, kann dies aufgrund der Gleichgewichtsverteilung von CKW im Boden (z.B. gasförmig in Porenluft, gelöst im Porenwasser oder adsorbiert am Feststoff) mittels Bestimmung in der Bodenluft oder im Gesamtgehalt durchgeführt werden. Des Weiteren ist bei Vorliegen der Schadstoffe in einer Phase (CKW-Phase) in der ungesättigten Zone eine Abschätzung der Sickerwasserbelastung durch Phasengleichgewichte nicht zielführend. Elutions-, Perkulations- und Extraktionsverfahren sind hierfür im Allgemeinen ungeeignet.

- **Hydrologische, geologische und hydrogeologische Standortverhältnisse**

Für die Beurteilung der Grundwassergefährdung durch Verunreinigungen der ungesättigten Bodenzone ist zusätzlich eine Beschreibung zu erstellen. In dieser sollen vor allem die Darstellung der Ausbreitungsmöglichkeiten, insbesondere die

Ermittlung der Ausbreitungspfade, natürliche Barrieren (Rückhaltevermögen), die wechselnden Strömungsverhältnisse und die daraus resultierenden Änderungen der Sickerwasserausbreitung erfasst werden. Als Grundlage dienen Ergebnisse aus vorangegangenen Untersuchungen (hydrologischen Messungen, geologische und hydrogeologische Kartierungen) des Standortes und der unmittelbaren Umgebung sowie chemisch-physikalische Grundwasseruntersuchungen. Basierend auf der Beschreibung der Standortgegebenheiten wird für die Beurteilung ein umfangreiches Abbild der Situation vor Ort erstellt. Dazu zählt die Beschreibung der meteorologischen Standortbedingungen (Niederschlagshöhe), die Vegetationsdecke, der Oberflächenabfluss, die Grundwasserneubildung, Gesteinstypen, Rückhalteeigenschaften und wiederkehrende natürliche oder anthropogene Veränderungen. Hinsichtlich des Ausbreitungsverhaltens ist die erhöhte Durchlässigkeit von Gesteinsschichten durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Phase oder in wässriger Lösung zu erwähnen. Es gibt auch bestimmte Standortgegebenheiten, welche bei der Ausbreitung von Schadstoffen wie natürliche Barrieren wirken und sich gefahrenmindernd auswirken. Eine Verminderung der Auswaschung von Risikostoffen (z.B. Immobilisierung) wird durch die Erhöhung der Evapotranspiration bzw. durch das Vorhandensein einer Vegetationsdecke bewirkt. Zu einer Verhinderung oder Verzögerung der Ausbreitung von kontaminiertem Sickerwasser kann es bei Lockergesteinen mit überwiegenden Anteilen an feinkörnigen Sedimenten (Schluff, Ton – geringe Durchlässigkeit für Wasser) oder organischen Komponenten (humusreicher Boden) kommen. Denn diese Gesteinsschichten weisen höhere Adsorptions- und Rückhaltekapazitäten als jene mit grobkörnigen Sedimenten auf (ÖNORM S 2088-1).

Im Einzelfall kann anhand der zusammengetragenen Informationen verschiedener Komponenten (z.B. Schadstoffpotenzial, stoffspezifische Ausbreitungsverhalten, Rückhaltevermögen der wasserungesättigten Bodenzone) entschieden werden, ob die Notwendigkeit zur Durchführung weiterer Untersuchungen oder Maßnahmen besteht.

- **Beurteilung Grundwasserqualität**

Sobald im Rahmen der Feststellung zur Veränderung der Grundwasserqualität einzelne Differenz-Prüfwerte überschritten wurden, sind in einem nächsten Schritt die Untersuchungswerte der abströmenden Grundwassersonden den relevanten Prüfwerten (3. Prüfwert) des zutreffenden Parameters erneut gegenüberzustellen und zu bewerten. Das Grundwasser zählt als kontaminiert sobald der Differenz-Prüfwert bei einem Parameter überschritten und mindestens die Hälfte der Untersuchungsergebnisse den Prüfwert überschreiten. Der 3. Prüfwert wurde unter Berücksichtigung der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser erstellt. Sollten lokal begrenzte Verunreinigungen des Grundwassers und mögliche ökotoxikologische Wirkungen auf nahegelegene, direkt hydraulisch verbundene Oberflächengewässer festgestellt werden, wird auf Empfehlungen der Deutschen Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser“ hingewiesen (ÖNORM S 2088-1).

Die Prüfwerte umfassen eine Vielzahl an Parametern wie zum Beispiel allgemeine physikalische und chemische, anorganische (Al, AOX, CKW, PCB, etc.) und organische Parameter (BTEX, PAK, etc.). Bei Cr-VI Belastungen ist aufgrund der humantoxikologischen Bedeutung eine Beurteilung im Einzelfall notwendig.

Mineralölkontaminationen spielen nicht nur im Rahmen des Untergrundes, sondern auch im Zusammenhang mit Grundwasseruntersuchungen eine wichtige Rolle. Einerseits sind Schöpf- und Pumpproben für die Probenahme heranzuziehen, um eine

qualitative Beweissicherung zu gewährleisten, andererseits ist die Beurteilung von Mineralölprodukten hoher Mobilität anhand des KW-Index (GC) und des Parameters Benzol zu untersuchen und beurteilen. Die Untersuchung von Grundwasserproben auf MTBE ist vor allem bei Mineralölprodukten hoher Mobilität relevant die nach dem Jahr 1980 hergestellt wurden.

Ein weiterer relevanter Punkt für die Risikobewertung ist die Einschätzung der mittel- bzw. langfristigen Entwicklung der Schadstoffausbreitung (horizontale und vertikale Ausbreitung) im Grundwasser für einen Zeitraum von 2 bis 10 Jahren. Grundlegend für die Abschätzung sind Informationen zum Alter, Intensität, Ausmaß, Mobilisierbarkeit, Prozesse im Untergrund und Auswertungen zeitlicher Entwicklungen. Es gibt Einflussfaktoren, die ebenfalls bei der Abschätzung der Grundwasserverunreinigung (stationär, räumliche Ausbreitung, räumlich rückläufig) einzubeziehen sind. Dazu zählt der Schadstoffeintrag ins Grundwasser und vorherrschende Verdünnungs- Rückhalte- und Abbauprozesse im Grundwasserabstrom.

Je nachdem wie die Beurteilung ausfällt sind Maßnahmen an kontaminierten Standorten zu treffen, welche Sanierungen (Dekontamination, Sicherung), Beobachtungen (keine Verschlechterung des Umweltzustandes) oder Nutzungsbeschränkungen beinhalten können. Bei Sanierungsmaßnahmen sind zusätzlich adäquate Maßnahmenziele (Zielwerte, Kontrolluntersuchungen) zu definieren.

Bei der Überschreitung der Prüfwerte gibt es je nach Parameter unterschiedliche Interpretationsmöglichkeiten hinsichtlich der am Standort gegebenen Nutzungen. Die genaue Herkunft (Landwirtschaft, Industrie) erhöhter Ammoniumkonzentration ist mit Hilfe der Beschreibung der Probe und sonstiger Erhebungen zu definieren. Durch die hohen organischen Anteile bei Hausmülldeponien sind Ammoniumüberschreitungen häufig anzutreffen. Zusammen mit der Bewertung der hydrologischen, hydrogeologischen und geologischen Standortverhältnisse kann die Entscheidung über die Notwendigkeit der Durchführung und des Umfangs von weiteren Grundwasseruntersuchungen getroffen werden.

Beurteilung Schutzgut Boden

Der Anwendungsbereich der ÖNORM S 2088-2 bezieht sich auf die Beurteilung der Verunreinigungen des Bodens (= oberste Bodenschicht). Das allgemeine Ziel der Beurteilung ist die langfristige Sicherstellung, die Erhaltung und Wiederherstellung des Bodens als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere und Pflanzen sowie als Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen und die Feststellung ob für die Zielerreichung bestimmte Maßnahmen Voraussetzung sind (ÖNORM S 2088-2). Bei Betrachtung des Bodens können Kontaminationen wichtige Funktionen beeinträchtigen und verändern. Betroffene Funktionen sind jene wie die Lebensraumfunktion (Mensch, Tier), Produktionsfunktion, Filter- und Pufferfunktion (chemisch-physikalische Qualität), Transformationsfunktion (Stoffumwandlung durch mikrobiologische Prozesse) und die Speicherfunktion (Quantität des Wasserhaushaltes) (ÖNORM S 2088-2).

Im Rahmen der Beurteilung ist ähnlich wie bei der ÖNORM S 2088-1 in einem ersten Schritt die Datengrundlage zu prüfen. Im Anschluss sind die Bodenverunreinigungen und deren Wirkungen zu beurteilen, um Prognosen und Empfehlungen bei diversen Änderungen am Standort oder in der Nutzung erstellen zu können (ÖNORM S 2088-2).

Bodenverunreinigungen sollen je nach Art der Kontamination (relevante Schadstoffe, stoffliche Eigenschaften) ihrem Verhalten und deren mittel- bis langfristig wirksamen Prozessen (welche Rückbau und Abbau bestimmen), Intensität (Vergleich von Referenz- und Richtwerten, Heranziehung nutzungsbezogener Prüfwerte) und nach dem Ausmaß der Kontamination (über Fläche bzw. Volumen des kontaminierten Bodens bewertet werden. Wie in Kapitel 4.2.2 angeführt werden die Prüfwerte nutzungsbezogen abgeleitet. Außerdem sind in jedem Fall die Hintergrundkonzentrationen am Standort und in der Umgebung zu berücksichtigen.

Basierend auf den beschriebenen Szenarien sind bei Veränderungen, zukünftig mögliche Auswirkungen abzuschätzen, vor allem bei erwartungsgemäß signifikanten Erhöhungen der Schadstoffaufnahme und -exposition.

Je nachdem wie die Beurteilung ausfällt, sind wie beim Grundwasser Maßnahmen am kontaminierten Standort oder in der Umgebung zu treffen. Bei Sanierungsmaßnahmen sind zusätzlich adäquate Maßnahmenziele (Zielwerte, Kontrolluntersuchungen) zu definieren. Bei Sanierungszielen wird der zukünftig zu erreichende bzw. erwünschte Umweltzustand festgelegt und können standort-, umwelt-, oder nutzungsbezogen sein. Ein die Nutzung betreffendes Sanierungsziel ist die „Herstellung eines Zustandes, der die aktuelle oder zukünftig geplante Nutzung des Standortes mit tolerierbarem Risiko für die Umwelt (insbesondere Gewässer) ermöglicht“ (ÖNORM S 2088-2). Die zutreffenden Beurteilungskriterien werden im Rahmen der Risikocharakterisierung im Detail erläutert (siehe Kapitel 4.2.2). Im Folgenden werden Beurteilungsmöglichkeiten für die betroffenen Umweltmedien näher beschrieben.

- **Beurteilung der Auswirkungen auf Gewässer**

Kontaminationen des Bodens können sich aufgrund der Intensität und der spezifischen Standortgegebenheiten auch negativ auf Gewässer auswirken. Ausschlaggebend hierfür ist entweder eine Schadstoffmobilisierung (dabei gelangen die Schadstoffe über das Sickerwasser in das Grundwasser) und erosionsbedingte Einträge in Oberflächengewässer (Windverfrachtung). Bei der Möglichkeit von Schadstoffeinträgen in Oberflächengewässer durch Starkregenereignisse sind bei der Beurteilung mehrere Einflussfaktoren wie Beschaffenheit des Bodens, Geländeoberfläche und technische Einrichtungen zu Entwässerung zu berücksichtigen.

Des Weiteren kann die „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ zur Bestimmung des Schadstoffeintrages in das Grundwasser herangezogen werden (ÖNORM S 2088-2).

Für die Beurteilung ist die ÖNORM S 2088-1 heranzuziehen.

- **Beurteilung der Auswirkung auf Ökosysteme**

Um die Wirkungen auf bestimmte ökologische Funktionen des Bodens oder Ökosystemdienstleistungen zu erfassen, ist die Kombinationen mehrerer biologischer Tests grundlegend. Durch die Anwendung biologischer Tests (z.B. Ökotoxizitätstest und Bioassays) mit Organismen und Proben der gegenständlichen Fläche, können Dosis-Wirkungsbeziehungen für bestimmte Schadstoffe dargestellt werden. Grundlagen für die Beurteilung der Auswirkungen auf Ökosysteme werden im Zuge der ISO 15799 und in der Publikation „Ökologische Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten“ festgehalten (ÖNORM S 2088-2). Obwohl es notwendig wäre die Auswirkungen auf die Ökosysteme zu beurteilen, findet diese Art der Beurteilung in Österreich nur untergeordnet bis gar nicht statt.

Beurteilung Schutzgut Luft

Die ÖNORM S 2088-3 beinhaltet die Bewertung von Altablagerungen bezogen auf die direkten und indirekten Gefährdungen des Schutzgutes Luft und bildet die Grundlage zur Risikobeurteilung. Die Ziele der ÖNORM S 2088-3 beinhalten beispielsweise die Erhaltung und Wiederherstellung eines Zustandes, bei welchem entweder die natürliche Zusammensetzung der Bodenluft vorliegend ist oder das Potenzial schädlicher gasförmiger Emissionen unwesentlich ist, wodurch die multifunktionale Nutzung nicht beeinträchtigt wird und andererseits die Entfernung von Gefahren zur Durchführung eingeschränkter Nutzungen.

Mit der Bewertung der Ergebnisse, zusammen mit hydrologischen und geologischen Standortverhältnissen, bestehender Bauwerke und Nutzungen, sind Entscheidungen hinsichtlich der Notwendigkeit und Ausmaß von Maßnahmen zu treffen. Da die Maßnahmensetzungen stark von örtlichen Bedingungen abhängen, ist die Bewertung unter Berücksichtigung verschiedener Punkte individuell durchzuführen. Außerdem ist immer die aktuelle und zukünftige Nutzung des Standortes bei der Beurteilung heranzuziehen. Anschließend an die Bewertung der Gefahrenlage soll unter Betrachtung der Gefährdungen, aufgrund der möglichen Entstehung oder Ausbreitung von Deponiegas oder verunreinigter Bodenluft, die weitere absehbare Entwicklung der Gefahrenlagen zusammengefasst werden. Dafür ist die Art und Menge der abgelagerten Abfälle, das Gasbildungspotenzial, Alter und Zustand des Standortes und die vorhandenen deponiebautechnischen Einrichtungen und der zeitliche Verlauf der Gasbildung und von Emissionen ausschlaggebend. Die daraus resultierenden möglichen Auswirkungen sind mit Hilfe von verschiedenen Szenarien (gleichbleibende Nutzung, Nutzungsänderung zum Beispiel Bebauung, Versiegelung oder sonstige bauliche Eingriffe in der unmittelbaren Umgebung) zu veranschaulichen (ÖNORM S 2088-3).

- **Beurteilung des Gasbildungs- und Schadstoffpotenzials**

Zur Vereinfachung der Beurteilung des Deponiegases bei Bodenluftkontaminationen können die in der Risikoidentifizierung zusammengetragenen Daten betrachtet werden.

Der breitgefächerte Analysenumfang bei Deponiegasuntersuchungen kann die im Kapitel 4.1.1 Parameter enthalten. Besonders entscheidend für die Interpretation ist die Messung von Vorortparametern wie Lufttemperatur, Boden- und Bodenlufttemperatur, Bodenluftfeuchtigkeit und Luftdruck. Die Betrachtung dieser Parameter ist notwendig um beurteilen zu können ob der erfasste Zustand zum Messzeitpunkt die zu betrachtenden Schadensfälle widerspiegelt.

Für die Abschätzung und Berechnung des Gasbildungspotenzials kann mit einer Formel, die als Variable die in einem Zeitraum gebildete Deponiegasmenge enthält, berechnet werden. Bei Hausmülldeponien ergibt sich dadurch eine Deponiegasbildung von 120 m³ bis 235 m³ je Tonne, welche über einen langjährigen Zeitraum freigesetzt werden kann. Auf den genauen Ablauf der Gasbildung und die Zusammensetzung wird im Kapitel 3.4 im Detail eingegangen. Beispielsweise sind pflanzliche Bestandteile leicht abbaubar und betragen eine Halbwertszeit des Abbaus von 1 bis 5 Jahren. Zudem verändert sie sich teilweise durch eindiffundierende Luft in den Deponiekörper und wird von starken Schwankungen (jahreszeitlich, innerhalb des Deponiekörpers) geprägt. Zusätzliche relevante Einflussgrößen sind die gegebene Lagerungsdichte, der Einstau durch das Grundwasser und die möglichen Gaswegigkeiten im Untergrund durch unterirdische Einbauten am Standort oder in der Umgebung (Kies, Schluff) (ÖNORM S 2088-3).

Essentiell bei der Bewertung der ausgehenden Gefahren ist die Zuordnung zur vorliegenden Phase des Deponiekörpers, welche mit Hilfe der Gaszusammensetzung ermöglicht wird. Siehe dazu Kapitel 3.4.

Bei der Überprüfung der Untersuchungsergebnisse sind zusätzlich zur Art und Verteilung der Sonden, die möglichen Störungen durch etwaige Einbauten und der Messzeitpunkt in Betracht zu ziehen (ÖNORM S 2088-3).

Bei der Beurteilung der Deponiegase können die ermittelten Gehalte und Frachten von Methan und Kohlendioxid und deren Verhältnis zueinander zur Argumentation mehrerer Aspekte herangezogen werden. Durch die Informationen können der Abbaugrad der organischen Substanz, das Gasemissionspotenzial, ein Vergleich mit den Angaben aus der Vorerhebung erstellt und Hinweise auf Zersetzung organischer Abfälle die möglicherweise zu Sickerwasseremissionen und nachfolgend eine Grundwassergefährdung bewirken (ÖNORM S 2088-1), bewertet werden. Mit Hilfe der Untersuchungsergebnisse ist in weiterer Folge zu beurteilen, vor allem bei bebauten Standorten, ob die Möglichkeit besteht, dass zündfähige Gas-Luft-Gemische gebildet werden, Gasmigrationen in Einrichtungen oder Räumlichkeiten auftreten und ob mit einer Gefährdung durch die Ansammlung erstickend wirksamer Gase zu rechnen ist. Außerdem ist zu beurteilen ob durch die vorherrschenden Gasgemische eine pflanzenschädigende Wirkung bestehen kann (ÖNORM S 2088-3). Für eine genaue Beurteilung der Gefahrenlage werden folglich **Orientierungswerte** für bebauten und unbebauten Gebiete angeführt. Die durch Deponiegas entstehenden Risiken werden im Kapitel 4.2.3 beschrieben.

Sämtliche Deponiegasverhältnisse die aufgrund der vorliegenden Abbauphase zutreffen und für die Beurteilung von Gefahren relevant sind, werden im Rahmen des Kapitels 3.4 behandelt.

- **Beurteilung von Spurenstoffen**

Unter Heranziehung der Untersuchungsergebnisse ist zu bewerten ob toxisch wirkende oder pflanzenschädigende Substanzen vorhanden sind und ob eine Korrosion an Gebäudeteilen und Leitungen möglich ist. Zusätzlich sind Geruchsimmissionen zu überprüfen die durch Verfrachtung von zum Beispiel schwefelhaltigen, organischen Verbindungen, niedrig siedenden organischen Säuren oder Schwefelwasserstoff entstehen. Wenn die Ergebnisse der Vorerhebung, Hinweise auf eine mögliche Gefährdung des Grundwassers liefern, ist eine Beurteilung gemäß der ÖNORM S 2088-1 durchzuführen (ÖNORM S 2088-3).

- **Beurteilung geotechnischer und bautechnischer Standortverhältnisse und die nutzungsabhängige Exposition**

Durch die Bewertung der geotechnischen und bautechnischen Standortverhältnisse sollen einerseits mögliche Austrittsstellen, Wegigkeiten oder Barrieren für Deponiegas oder Bodenluftkontaminationen und andererseits die von einem Deponiekörper ausgehenden Emissionen und die wahrscheinlich damit einhergehenden Immissionen in bebauten Gebieten (Bauwerke, Räumlichkeiten, unterirdische Bauteile, etc.) beurteilt werden (siehe Kriterien in Kapitel 4.2.3). Aussagen hinsichtlich der oben genannten Gesichtspunkte können mit Hilfe von Informationen aus der Risikoidentifizierung getätigt werden. (ÖNORM S 2088-3).

Um die Bewertung der Gefahrenlage für das Schutzgut Luft zu vervollständigen, ist noch die Beurteilung der Schadstoffausbreitung und Betrachtung des Aspektes der nutzungsabhängigen Exposition durchzuführen. Für die Bewertung der Schadstoffausbreitung müssen Messungen von relevanten Gasen sowie

Raumlufmessungen hinsichtlich der gefahrenrelevantesten Gase durchgeführt werden. Zudem sind die lokalen Auswirkungen der Schadstoffausträge auf die Vegetation bzw. auf die Liegenschaften und Sachgüter zu analysieren.

- Messungen von Methan und brennbaren Gasen an der Grenzfläche Boden-Luft

Diese Messungen sind für die Beurteilung notwendig ob aus der Oberfläche eines Deponiekörpers mit Emissionen zu rechnen sind, die ein Risiko darstellen.

Der Zustand der Oberfläche (Art, Spalten, Risse und Witterungseinflüssen) spielen hierbei eine bedeutende Rolle, da die örtliche Emissionskonzentration hauptsächlich von der Durchlässigkeit des Deponiekörpers bzw. der Abdichtung oder der Oberflächenabdeckung abhängt. Beeinflusst von der Durchlässigkeit eines Deponiekörpers können Schwankungen (bis zu Zehnerpotenzen) auftreten und bewirken so Unterschiede bei den Emissionen. Zu Gasemissionen an der Grenzfläche kommt es bevorzugt bei Vorhandensein von Spalten oder Rissen, die auf das Verformungsverhalten (Abbau, Setzungen) von Deponien rückgeführt werden können. Außerdem ist im Böschungsbereich durch die Schichtenanisotropie (bewirkt eine horizontale Strömung der Gase) mit erhöhten Emissionen zu rechnen.

Als Messverfahren (Grenzfläche Boden-Luft) ist besonders die Direkt-Messung mit transportablen Gasmessgeräten (z.B. Flammenionisationsdetektor, katalytische Sensor, Halbleitersensor und Photoionisations-Detektor) mittels Saugglocke oder Messung mit einer Gasbox für die Parameter Methan und die Summe brennbarer Gase zu empfehlen. Durch die Messung der Gasgemische mit der Saugglocke (über Boden gestülpt) können Frachten (= flächenbezogener Volumenstrom von brennbaren Gasen) mit Hilfe der gemessenen Abpumpraten abgeschätzt werden. Analysiert wird ein durch die Atmosphäre verdünntes Gasgemisch. Bei der Gasbox wird ein Behälter zur Messung der Gasemissionen auf die Oberfläche aufgesetzt. Dabei wird das ausströmende bzw. in den Behälter einströmende Gas gemessen. Je nachdem welche Messmethode gewählt wurden, sind die Messergebnisse unterschiedlich zu bewerten. Beispielsweise können mit der Saugglocke bei gemittelten Messergebnissen von unter 70 ppm bis 100 ppm Methan auf bewachsenen Flächen Vegetationsstörungen und Geruchsemissionen ausgeschlossen werden. Bei Messwerten mit über 1000 ppm (0,1 % des Volumens) und Hinweisen auf Methananteile im Boden, ist in weiterer Folge mittels Untersuchungen der genaue Austragsort herauszufinden. Ergibt die Emissionsmessung mit der Gasbox, Restemissionen von $< 4 \text{ l (m}^2 \cdot \text{h)}^{-1}$, sind schädliche Umweltauswirkungen unwahrscheinlich. Weitere Informationen können dem Anhang D der ÖNORM S 2088-3 entnommen werden (ÖNORM S 2088-3).

- Beurteilung von Raumlufmessungen – Methan und Kohlendioxid

Die Beurteilung von Messergebnissen in der Raumluf ist vor allem für die Beurteilung der nutzungsbezogenen Exposition von Bedeutung. Die Messwerte werden mit den festgelegten maximale Arbeitskonzentration (MAK) und technische Richtkonzentration (TRK) Werten verglichen, um das Risiko für die Raumluf und den Menschen abzuschätzen. Bei gemessenen Sauerstoffgehalten von $< 20\%$ oder Kohlendioxidgehalten von $> 0,5\%$ des Volumens (MAK-Wert), sind weitere Untersuchungen und Erhebungen notwendig. In unzureichend gelüfteten Räumlichkeiten wird der MAK-Wert für Kohlendioxid häufig überschritten. Betragen die Sauerstoffgehalte $< 18\%$ oder Kohlendioxidgehalte $> 2,5\%$ des Volumens, ist die Bildung einer erstickend wirkender Atmosphäre nicht unwahrscheinlich. Wichtig ist die Überprüfung anderer möglicher Emittenten von Gasen (z.B. undichte Gasleitung) vor der Messung in Objekten. Von einer Deponiegasmigration bei Methan kann

ausgegangen werden sobald der gemessene Werte $> 1 \%$ des Volumens liegt. Eine Überprüfung ob eine Gasmigration vorliegt, ist bei einem Kohlendioxidgehalt von $> 0,5 \%$ notwendig. Ist eine Deponiegasmigration vorherrschend können als Maßnahmen Wiederholmessungen, die Informationsweitergabe an Bewohner, eine Erstellung eines Lüftungskonzeptes und die Untersuchung der Raumluft auf Spurenstoffe in Betracht gezogen werden. Bei festgestellten Methangehalten von $> 1,2 \%$ oder Kohlendioxidgehalten von $> 2,5 \%$ des Volumens, wird von einer intensiven Deponiegasimmission gesprochen. Die oben angeführten Maßnahmen sind dahingehend zu erweitern, dass die Objekte aktiv belüftet, Gaswarngeräte installiert (vor allem in bewohnten Gebäuden) und die Deponiegaseintritte mit Hilfe von Barrieren oder einer gezielten Erfassung bzw. Ableitung vermindert werden. Sollte der Methangehalt $> 2,5 \%$, oder der Kohlendioxidgehalt $> 5,0 \%$ des Volumens liegen ist eine Deponiegasgefährdung des Objektes vorherrschend und dementsprechend zu handeln. Es sind mögliche Zündquellen abzuschalten oder zu entfernen, es muss ein Betretungsverbot verhängt werden und weitere gefahrenmindernde Maßnahmen zu setzen um die Deponiegaseintritte zu reduzieren (Barrieren, gezielte Erfassung, Ableitung der Deponiegase). Es stellt sich die Frage, ob das Heranziehen von MAK-Werten für die Beurteilung des Risikos überhaupt zulässig ist, da diese keine chronischen Aufnahmemengen berücksichtigen (Dörrie, 2019).

- Beurteilung von Raumluftmessungen – toxische Spurenstoffe

Für die Beurteilung von Raumluftmessungen ist zusätzlich zur Gefährdung durch die Bildung erstickend wirkender Atmosphären, die mögliche Bildung zündfähiger Gas-Luft-Gemische und die Exposition durch toxische Spurenstoffe in Betracht zu ziehen. Für die Bewertung der zwei letztgenannten Punkte können Orientierungswerte herangezogen werden, welche in Anhang C der ÖNORM S 2088-3 angeführt werden. Bei der Interpretation ist zusätzlich die stoffspezifische Kalibrierung von Bedeutung. Wurden durch Raumluftmessungen brennbare Verbindungen in der Höhe von $> 0,1 \%$ des Volumens festgestellt sind weiter Untersuchungen und Erkundungen durchzuführen. Wird außerdem bei einer brennbaren Verbindung ein Gehalt nachgewiesen, welcher 25% der unteren Explosionsgrenze (UEG) überschreitet, ist die Bildung eines zündfähigen Gas-Luft-Gemisches möglich. Folglich sind Nutzer, Eigentümer und die zuständige Behörde unmittelbar darüber zu informieren. Die unteren und oberen Explosionsgrenzen werden laut ÖNORM S 2088-3 definiert. Bei NH_3 liegt die untere Explosionsgrenze zum Beispiel bei $3,7 \%$ des Volumens und der MAK-Wert bei $18 \text{ mg} \cdot \text{m}^3$. Bei erhöhten Deponiegasemissionen kann auch mit Spurenstoffen gerechnet werden, weshalb hier vor allem die einzelfallbezogene Beurteilung chronischer Wirkungen toxischer Spurenstoffe von Bedeutung ist. Für die Beurteilung der Messergebnisse können einerseits Orientierungswerte für die festgelegten MAK- und TRK-Werte laut ÖNORM S 2088-3 und andererseits die World Health Organisation-Guideline für die Luft in Innenräumen herangezogen werden.

- Lokale Auswirkungen auf die Vegetation

Es besteht durch Deponiegasemissionen nicht nur ein Risiko für den Menschen oder Sachgüter, sondern auch für die Vegetation. Die Vegetation kann aufgrund eingetretener Schäden ein Indikator für das Vorhandensein von Gasemissionen, die Intensität und die räumliche Verteilung auf einem Standort oder in der Umgebung sein. Diese Informationen stellen eine Erweiterung der Grundlagen bei Bodengas- und Emissionsmessungen dar. Auch bei der Betrachtung möglicher Nachnutzungen in Bezug auf die Erfolgswahrscheinlichkeit bei Rekultivierungen, ist die Gefährdungsabschätzung der Vegetation durch Gasemissionen entscheidend. Durch den gasförmigen Schadstoffaustrag aus einer Altablagerung kann die Vegetation

einerseits durch die Verdrängung der Bodenluft (= für Wurzelwachstum notwendig), aufgrund einer starken Deponiegasbildung und andererseits durch direkt toxische Wirkungen (über die Wurzeln, oberirdische Pflanzenteile) auf die Pflanzen und durch die Ausgasung toxischer Substanzen negativ beeinflusst werden. Auf die beiden Mechanismen wird im Folgenden kurz eingegangen, da diese für die Beurteilung der Schadwirkungen auf die Vegetation durch festgelegte Kriterien einzubeziehen sind.

- Verdrängung der Bodenluft

Beim Risiko der Verdrängung der Bodenluft spielt der für die Pflanze verfügbare Wurzelraum eine bedeutende Rolle, da Pflanzenwurzeln nur bei aeroben Bedingungen und einem ausreichend großem Wurzelraum wachsen können. Beim Ausgasen von Deponiegas ist jene Problematik gegeben, dass durch den Volumenstrom des Deponiegases, die in den Deponiekörper eindiffundierende Luft verdrängt wird und somit zu einer Verringerung des Wurzelraumes führt. Eine Folge davon ist die Entstehung eines flachen Wurzelsystems mit weniger Wurzelmasse, wodurch die Pflanzen nicht nur anfälliger auf Trockenstress sind (vor allem bei geringen Niederschlagsmengen), sondern auch eine gewisse Windbruchgefahr für höher wachsende Gehölze gegeben ist.

Bei älteren Altablagerungen mit einer gasdichten Oberfläche kann es durch Verformungsverhalten zu Rissen in der Oberfläche und folglich zu punktuell hohen Gasemissionen kommen, wodurch eine vollständige Zerstörung einer bereits etablierten Vegetationsdecke bewirkt werden kann. Dieses Risiko ist bei jenen mit gasdurchlässigen Oberflächenabdeckungen auszuschließen.

Beispielsweise geben kreisförmige kahle Stellen Hinweise auf erhöhte lokale Gasaustritte sowie Schäden der Vegetation am Böschungsrand Hinweise auf eine laterale Diffusion. Für die Beurteilung, ob von einer aktuellen Beeinflussung durch die Verdrängung des Sauerstoffs ausgegangen werden kann, können einige Kriterien herangezogen werden. Dazu zählt die Beurteilung der vorhandenen Vegetation (Höhe, Wuchsbild von Gehölzen), die Wurzelentwicklung, Messung der Deponiegasemissionen in verschiedenen Tiefen und des Massenstroms der aufsteigenden Gase bzw. der Bodentemperatur. Die Bodentemperatur kann ein Indikator für biochemische Umsetzungen sein. Bei einer hohen gemessenen Temperatur kann von starken Gasemissionen ausgegangen werden. Außerdem ist das Vorhandensein und die Tiefe von anaeroben Substratschichten ebenfalls in der Beurteilung als Kriterium zu berücksichtigen.

- Wirkung toxischer Substanzen

Emittierte Spurenstoffe können teilweise eine toxische Wirkung auf Pflanzen haben und sind zu beurteilen. Eine einzelfallbezogene Beurteilung ist insofern von Vorteil, da die Pflanzen unterschiedliche Empfindlichkeiten hinsichtlich der toxischen Substanzen aufweisen. Im Allgemeinen ist es oftmals nur indirekt möglich auf toxische Wirkungen in Pflanzen zu schließen, da die Zusammenhänge noch unzureichend erforscht sind. Eine indirekte toxische Wirkung kann bei sichtbaren Vegetationsschäden und erhöhten Gehalten einer Gaskomponente in der Bodenluft getätigt werden.

Bei der Risikobewertung für geplante Nutzungen (z.B. Gemüseanbau) ist zu berücksichtigen, dass es auch unterhalb der Toxizitätsgrenze zur Akkumulation emittierter Substanzen (z.B. Schwefel, Quecksilber) kommen kann. Die Beurteilung ob es zu Auswirkungen auf die Vegetation durch die Emission toxischer Spurenstoffe in die Umgebungs- bzw. Bodenluft kommen kann, basiert auf nachstehende Kriterien. Die zu betrachtenden Gesichtspunkte sind ein Abbild des allgemeinen Zustands der

Vegetation, gegebene Vegetationsschäden (z.B. Wuchsschäden), die Wurzelentwicklung, Veränderungen bei den Elementgehalten (z.B. S, Hg), die Bodentemperatur und die Messung toxischer Spurenstoffe in der Bodenluft (bodennah). Des Weiteren ist bei der Beurteilung der Wirkungen auf die Vegetation, auch die Beurteilung des Bodens in Betracht zu ziehen, da dieser einen wichtigen Einfluss auf das Pflanzenwachstum und die vorhandenen Inhaltsstoffe hat. Außerdem sind die gemessenen toxischen Substanzen immer in Bezug auf die Hintergrundkonzentrationen der Umgebung zu beurteilen. Ergibt der Vergleich mit den Hintergrundkonzentrationen jedoch einen Hinweis auf erhöhte Werte, ist die Abschätzung der phytotoxischen Auswirkung notwendig.

- Lokale Auswirkungen auf Liegenschaften und Sachgüter

Eine Risikobewertung ist auch hinsichtlich der möglichen eingeschränkten Nutzbarkeit eines Standortes und von Sachgütern durchzuführen. Die lokale Auswirkung auf Liegenschaften und Sachgüter und deren Nutzbarkeit wird durch das Risiko von Explosionen, Korrosion an Objekten (durch Schwefelwasserstoff) und die Geruchsimmissionen bewirkt. Zusätzlich ist in Betracht zu ziehen, dass aufgrund von Deponiegasemissionen das Bodengefüge gestört wird und es möglicherweise zu Setzungen oder Verformungen kommen und somit zu Rissen in der Oberflächenabdeckung kommen kann (ÖNORM S 2088-1).

Die Festlegung der Art und des Umfanges notwendiger Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen beruht einerseits auf den örtlichen Gegebenheiten und andererseits auf der Erreichung gewünschter Situationen. Durch etwaige Maßnahmen sollen Ziele wie eine Verhinderung der weiteren Bildung von Deponiegas oder sonstiger gasförmiger oder geruchsintensiver Schadstoffe, die Vermeidung der unkontrollierten Ausbreitung sämtlicher Schadstoffe, die Vermeidung der Bildung gefährlicher Gasgemische (brennbar, toxisch, erstickend) und die Einhaltung der Verhältnismäßigkeiten zwischen Aufwand und geplanter Nutzungen umgesetzt werden. In der Umgebung von bebauten Wohngebieten oder Infrastruktureinrichtungen ist hinsichtlich der oben genannten Gesichtspunkte bezüglich der Maßnahmennotwendigkeit strenger zu handeln (ÖNORM S 2088-3).

4.3.2.2 Bewertung auf Basis von Expositionsabschätzungen

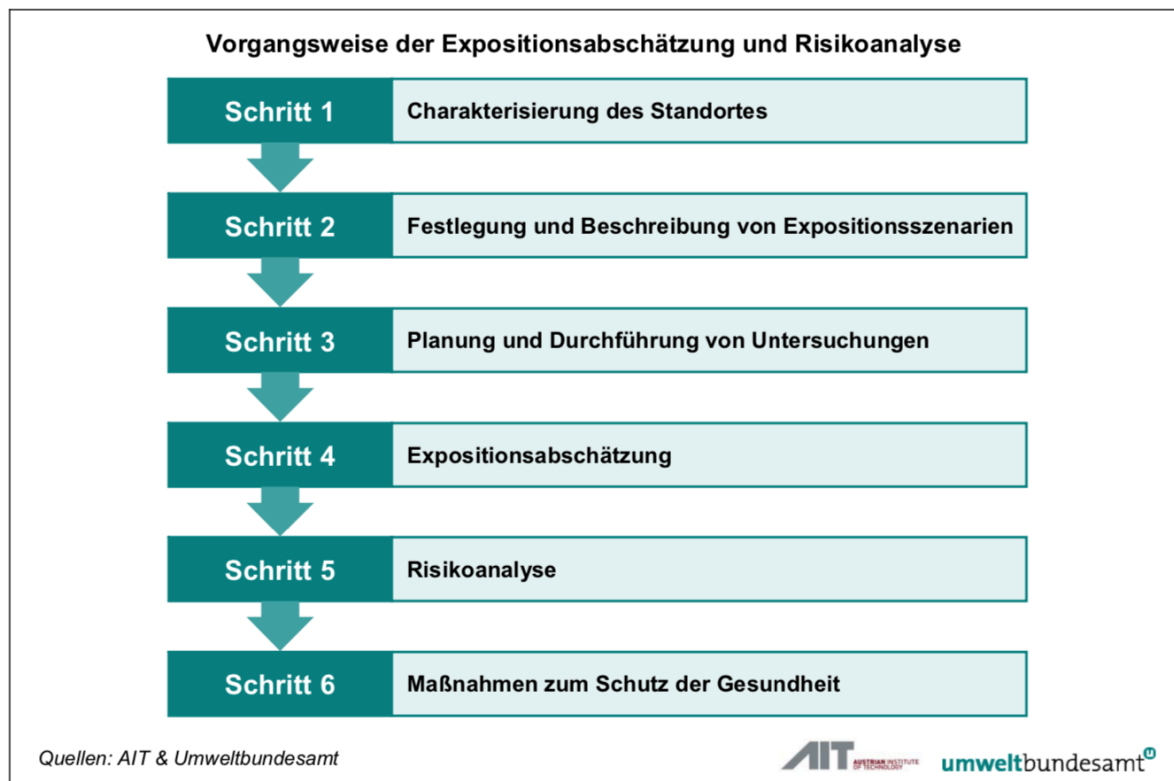


Abbildung 4.11: Darstellung der Vorgangsweise der Expositionsabschätzung und Risikoanalyse (Reichenauer et al., 2011)

Ergeben sich im Rahmen der Beurteilung anhand der ÖNORM S 2088-1 bis 3 „Unsicherheiten“ hinsichtlich der Ausschließbarkeit von Risiken ist zur Klarstellung in einem nächsten Schritt eine Expositionsabschätzung und im Anschluss daran mit Hilfe von Risikoquotienten eine Risikoanalyse zu erstellen (Reichenauer et al., 2011). Durch die Erstellung der Expositionsabschätzung mit Hilfe von Expositionsgleichungen (Aktivitäten vor Ort!) und die Ermittlung des Risikoquotienten können die entstehenden Risiken beim Schutzgut charakterisiert werden und entsprechen daher dem zweiten Schritt „Risikocharakterisierung“.

Die ermittelten Risikoquotienten werden für die Risikoanalyse herangezogen, um jene am Standort vorliegenden Aktivitäten und Expositionspfade zu identifizieren. Bei diesen kann bei einer chronischen Exposition eine Gefahr für die menschliche Gesundheit nicht ausgeschlossen werden oder sie leisten einen großen Beitrag zur humantoxikologischen Exposition (Reichenauer et al., 2011). Wurden die zutreffenden Pfade und Aktivitäten identifiziert ist eine Bandbreiten- und Sensitivitätsanalyse durchzuführen (Reichenauer et al., 2011).

Ökologische Risikobeurteilung

Die ökologische Risikobeurteilung spielt in Österreich derzeit noch eine untergeordnete Rolle obwohl diese Art der Beurteilung eine sehr wichtige und zukunftsorientierte darstellt. Hierbei stellt das Oberflächengewässer im Rahmen der Untersuchung den Rezeptor dar, z.B. Deponiesickerwasseranlagen, mit dem Ziel, je nach Sensitivität entweder die ökotoxischen oder die humantoxikologischen Risiken zu beurteilen (Dörrie, 2019). Dem könnte eine stufenweise Herangehensweise zugrunde liegen, wobei in der ersten Stufe die Ableitung ökotoxischer Prüfwerte für zum Beispiel Fische abgeleitet werden können. In der nachfolgenden zweiten Stufe

könnten für die Messung der direkten Beeinflussung mittels human- und/oder ökotoxikologischen Test bzw. Biotests herangezogen werden. Dabei werden Testbatterien für unterschiedliche Medien (Boden, Wasser und Luft – untypisch) kreiert. Schlussendlich kann in der dritten Stufe anhand einer Feldstudie eine Ökosystemuntersuchung durchgeführt werden. Hierbei wird der tatsächliche Einfluss des kontaminierten Standortes auf das Ökosystem untersucht. Es ist anzunehmen, dass die Entwicklung und tatsächliche Durchführung solcher Untersuchungen noch viele Jahre dauern wird (Dörrie, 2019). Biotests haben – vor allem bei der Betrachtung von Stoffgruppen und deren biologischen Abbau – eine durchaus realistische Chance. Ein Grund hierfür ist, dass die Leitparameter diffuser Stoffgruppen bei Altablagerungen oft bekannt sind. So wird z.B. die Belastung des Kläranlagenablaufs bereits mittels Biotests mit Leuchtbakterien angewendet (Dörrie, 2019).

4.3.2.3 Methodische Vorgehensweise im Altlastensanierungsgesetz „NEU“

Wie bereits erwähnt, kommt es im Zuge der neuen Altlastensanierungsnovelle zu wesentlichen Änderungen bei der Beurteilung von Altablagerungen. Dies wird teilweise durch die Einführung einer Altlastenbeurteilungsverordnung bewirkt, welche im Folgenden kurz beschrieben wird (Janitsch, 2019). Eine der bedeutendsten Änderungen ist die Überholung des bisherigen gefahrenorientierten zu einem risikobasierten Ansatz (Janitsch, 2019). Durch den grundlegenden Wechsel einiger Ansichten hinsichtlich der Beurteilung und Bewertung von Altablagerungen kam es zur Änderung der Vorgehensweise in Österreich, wie in Abbildung 4.12 dargestellt ist.

Der Weg zur Altlast

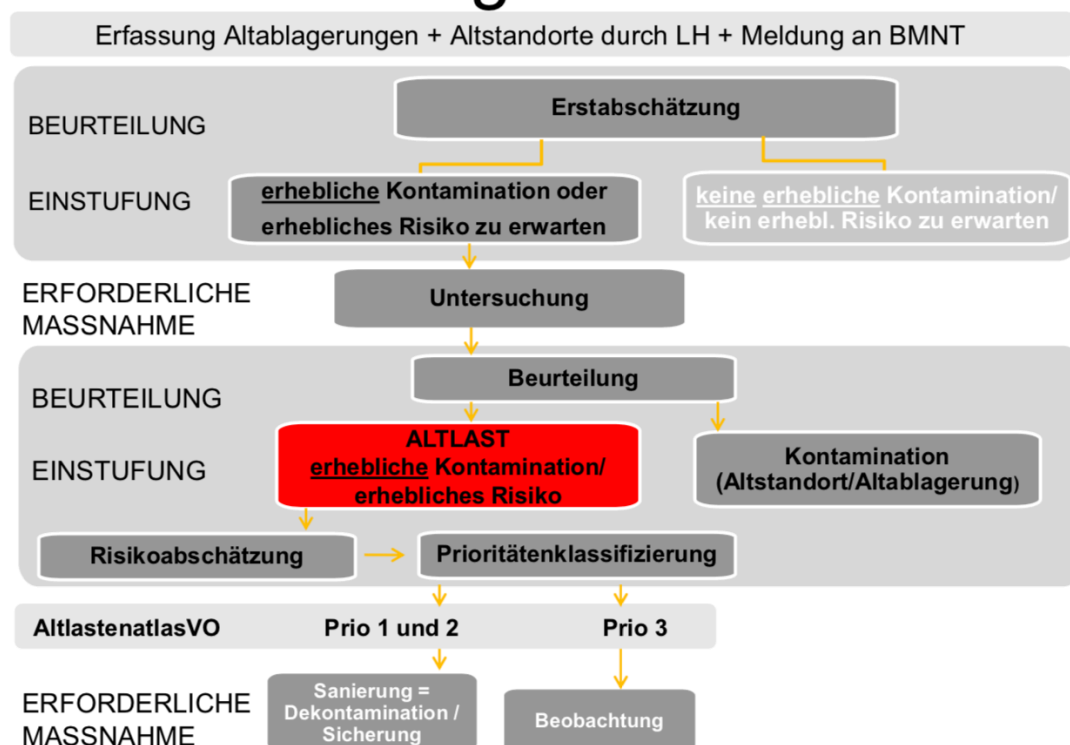


Abbildung 4.12: Vorgehensweise der Beurteilung von Altablagerungen im neuen ALSAG (Janitsch, 2019)

Wie anhand der Abbildung ersichtlich wird, kann es auf Basis der Beurteilung zu der Einstufung „Altlast“ aufgrund von „erheblichen Kontaminationen“ und eines „erheblichen Risikos“ kommen.

Nach derzeit geltendem Recht (ALSAG 1989, Fassung von 2017) wird eine Verdachtsfläche nicht als Altlast ausgewiesen, wenn kein Risiko von der Fläche für Schutzgüter besteht. Befindet sich die Fläche zum Beispiel auf einer Grünfläche, bei der sich in unmittelbarer Umgebung weder eine Bebauung befindet noch eine Nutzung stattfindet, kann von der Fläche zwar eine erhebliche Gefahr ausgehen, dennoch besteht kein Risiko, da keine Exposition stattfindet. Demnach wird diese laut ALSAG 1989 (Fassung von 2017) nicht als „Altlast“ ausgewiesen. Nach der neuen Fassung des Altlastensanierungsgesetzes (Begutachtung) und der standort- und nutzungsspezifischen Betrachtung wird die Kontamination eines Standortes vom Risiko entkoppelt. Folglich ist der sich ergebende Messwert unabhängig vom Risiko zu betrachten. Ausschlaggebend für die Bewertung bei der Ausweisung als Altlast ist lediglich die Schadstoffmenge (Konzentration und betroffene Fläche). Daher wird es ermöglicht eine Verdachtsfläche aufgrund der „erheblichen Kontamination“ trotzdem als „Altlast“ auszuweisen. Erst im Anschluss wird das Risiko separat betrachtet und demnach die Fläche priorisiert. Geht von der betrachteten Fläche kein Risiko aus, weil kein Pfad oder Rezeptor vorhanden ist, wird die Fläche mit einer Priorität „3“ bewertet, weil das Risiko gleich Null ist. Sobald ein Risiko von der Fläche ausgeht wird diese mit einer Priorität „1 oder 2“ bewertet. Die Priorisierung in Österreich baut auf drei Säulen auf, die als Kriterien herangezogen werden. Die erste Säule betrifft die Stoffgefährlichkeit und die Menge, die zweite Säule bezieht sich auf die Ausbreitung des Schadstoffes (Fahne und Fracht) und die dritte Säule auf die Sensitivität des Schutzgutes. Je größer das Ausmaß ist, desto höher die zugeordnete Priorität (Dörrie, 2019) (Janitsch, 2019).

Zusätzlich zum Ablauf wurden die Kriterien für die Altlastenbeurteilung entsprechend angepasst, wodurch zwischen relevanten Kriterien (qualitativ) für „erhebliche Kontaminationen“ und jenen für ein „erhebliches Risiko“ unterschieden werden kann (Janitsch, 2019).

Die ÖNORMEN S 2088-1 und -2 wurden bereits risikobasiert aktualisiert und können daher für die Risikoabschätzung herangezogen werden. Lediglich die ÖNORM S 2088-3 liegt noch eine gefahrenorientierte Zugangsweise zugrunde, weswegen für die Abschätzung eine Ergänzung mit einer Expositionsabschätzung teilweise notwendig ist (Dörrie, 2019).

Von einem erheblichen Risiko wird in der Altlastenbeurteilungsverordnung ausgegangen wenn:

- Die Ausbreitung von Gasen die menschliche Gesundheit gefährden kann
- Die Aufnahme von Schadstoffen die menschliche Gesundheit gefährden kann
- Ein signifikanter und anhaltender Trend hinsichtlich einer größeren Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser erkennbar ist
- Beeinträchtigung oder Gefährdung der bestehenden Grundwassernutzung aufgrund der Schadstoffausbreitung gegeben ist.

Je nachdem wie die Beurteilung, welche vom Umweltbundesamt durchgeführt wird, ausfällt, sind Maßnahmen an kontaminierten Standorten zu treffen, welche Sanierungen (z. B.: Dekontamination, Sicherung), Beobachtungen (z. B.: keine Verschlechterung des Umweltzustandes) oder Nutzungsbeschränkungen beinhalten können (ÖNORM S 2088-1 bis 3). In Bezug auf das Flächenrecycling von brachliegenden Flächen ist es beispielsweise notwendig, mögliche Expositionspfade dahingehend zu unterbinden, dass die Schadstoffe nicht zu den Rezeptoren gelangen und somit eine zukünftige Nutzung des betroffenen Grundstücks gewährleistet werden kann (Dörrie, 2019).

4.4 Methodenvergleich zu Deutschland

Bereits Zorzi hat sich 1989 in seinem Entwurf für ein Verfahren zur Bewertung altlastenverdächtiger Altablagerungen und Altstandorte auf die angewandten Methoden in Deutschland und in speziellen auf Baden-Württemberg bezogen. Aus diesem Grund ergab sich das Interesse einen Vergleich mit der Methode zu erstellen welche heutzutage in Baden-Württemberg Anwendung findet.

Kommt es in Baden-Württemberg bei der zuständigen Behörde zu Anhaltspunkten hinsichtlich schädlicher Bodenveränderungen oder Altlasten sind zur genauen Ermittlung des Sachverhaltes Maßnahmen zu ergreifen. Bei Prüf- oder Maßnahmenwertüberschreitungen sind entsprechende Maßnahmen zur Feststellung des Vorliegens negativer Veränderungen, zu setzen. Bei der Untersuchung und Bewertung sind daher Faktoren einzubeziehen. Diese Faktoren entsprechen auch jenen welche in Österreich für die Bewertung herangezogen werden, nämlich:

- Art und Konzentration der Schadstoffe
- Ausbreitungsmöglichkeiten in die Umwelt und
- Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen, sowie die Nutzung der vorliegenden Fläche (gemäß § 8 BBodSchG) (BBodSchG, 1998)

Für die Bewertung von Risiken werden Prüfwerte herangezogen. Kommt es zu einer Überschreitung ist zur Feststellung des Vorliegens von schädlichen Bodenveränderungen oder einer Altlast eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen (BBodSchG, 1998). Zudem gibt es anders als in Österreich noch Maßnahmenwerte. Bei Überschreitung dieser wird von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgegangen wodurch die Durchführung von Maßnahmen notwendig ist (BBodSchG, 1998).

Im Jahr 1989 wurde in Baden-Württemberg erstmals ein Priorisierungsverfahren für Altlasten eingeführt. Durch die Gegenüberstellung von Standortmerkmalen zu einem festgelegten Standard wird es als vergleichendes Verfahren bzw. Relativverfahren angesehen, wodurch das ausgehende Gefährdungspotential erfasst wird, um die ausgehenden Auswirkungen auf die vier Schutzgüter (Grundwasser, Oberflächengewässer, Boden, Luft) zu erfassen. Dieses Verfahren ermöglicht unter anderem den Vergleich von unabhängigen Flächen miteinander.

Nach Einführung der Orientierungswerte (nach Verwaltungsvorschrift 1993) für die Beurteilung der Altlasten und Schadensfällen wurde ein Priorisierungsverfahren für den Wirkungspfad (Boden-Grundwasser/Grundwassernutzungen) weitergeführt. Jenes Priorisierungsverfahren findet Anwendung bei altlastenverdächtigen Flächen, schädlichen Bodenveränderungen (SBV) und Altlasten gemäß Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG). Durch die Verabschiedung des Bundesbodenschutzgesetzes (1998) und der Bundesbodenschutzverordnung (1999) war eine Anpassung an die bundesweite Gesetzgebung Voraussetzung (LUBW, 2016). Im Rahmen eines zweistufigen Projektes (2001 und 2002) wurde dies für die Wirkungspfade Boden-Grundwasser, Boden-Mensch, Boden-Pflanze und für die Beurteilung der Gefahren durch Deponiegas durchgeführt. Ziel war die Entkopplung der bodenschutzrechtlichen Bewertung des Handlungsbedarfs von der vergleichenden Priorisierung und dem Übergang zum computergestützten Priorisierungstool „XUMA-B“ mit den Modulen Grundwasser, Mensch, Nutzpflanze und Gefahren durch Deponiegas. Im Bundesbodenschutzgesetz sind Regelungen für das Schutzgut „Gewässer“ enthalten welche sowohl das Grundwasser als auch das Oberflächenwasser betreffen. In der Praxis ergeben sich starke Überschneidungen

zwischen Bodenschutz- und Wasserrecht (fast jeder Stoffeintrag in den Boden ist auch gewässerrelevant) und werden daher im BBodSchG berücksichtigt. Dadurch wird entschieden ob der Pfad Boden-Oberflächengewässer nicht ausdrücklich behandelt wird, hierfür wurde ein Priorisierungsverfahren für den Pfad Boden-Oberflächengewässer erstellt.

Risikocharakterisierung

Das Priorisierungsverfahren bildet einerseits grundlegende Aspekte für die Gefährdungsabschätzung durch fachliche Merkmale und charakterisiert andererseits die Pfade eines Schadstoffes von der Quelle (= Hausmülldeponie) über den Ort der Beurteilung bis hin zur Wirkung beim Schutzgut, unter Berücksichtigung sämtlicher Merkmale des BBodSchG/der BBodSchV. Es entspricht daher der Risikocharakterisierung.

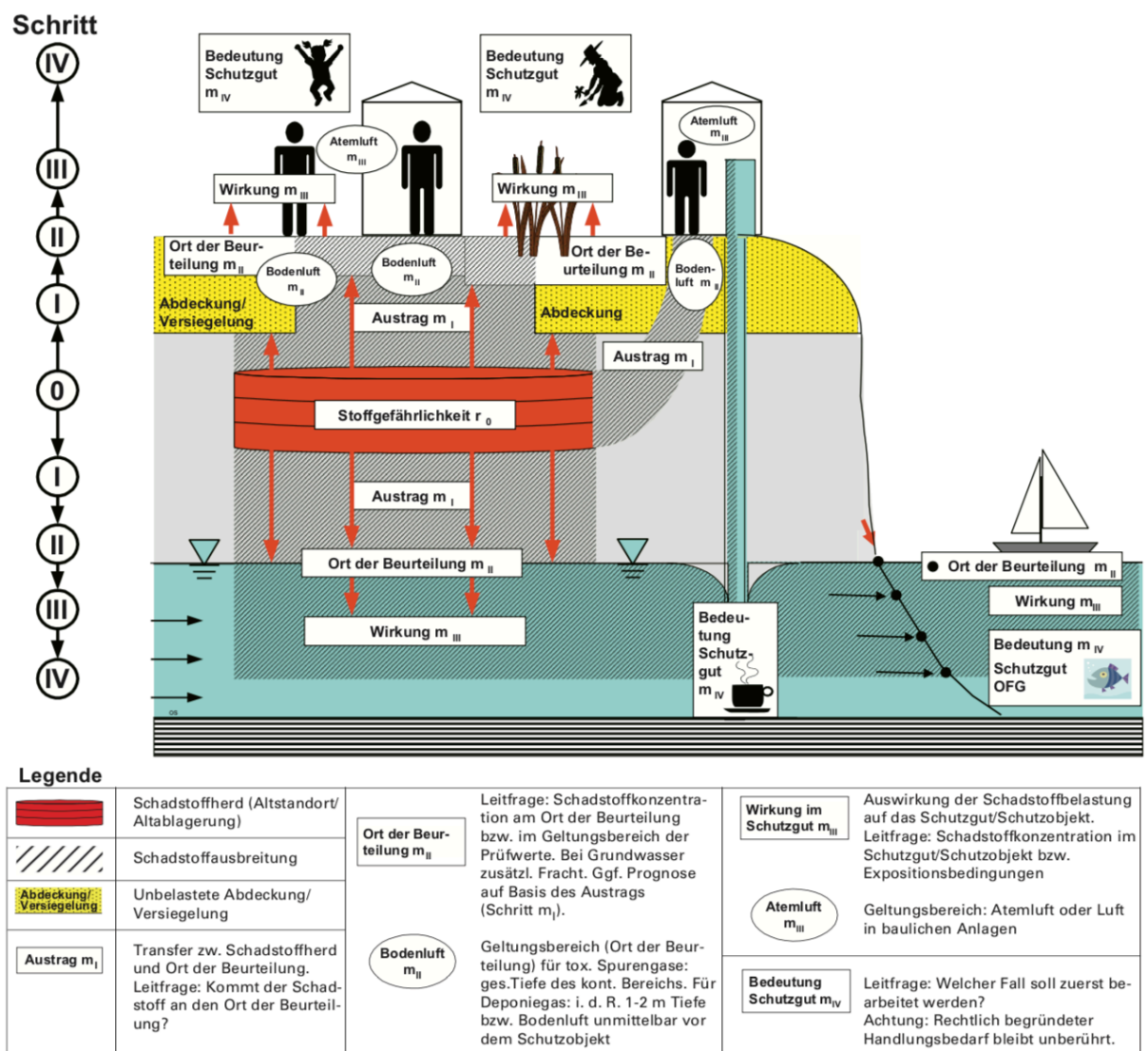


Abbildung 4.13: Priorisierungsverfahren nach Baden-Württemberg (LBUW, 2016)

Das vergleichende Verfahren gliedert sich bei jedem Beweisniveau in fünf Priorisierungsschritte:

1. Bestimmung der Stoffgefährlichkeit (r_0) durch Überprüfung der Deponierbarkeit des Materials einer Altablagerung auf einer „Standard-Hausmülldeponie“

2. Möglichkeit einer Schadstoffverlagerung aus dem Schadensherd (m_I), für die Bewertung der örtlichen Verhältnisse
3. Abschätzung ob und in welcher Konzentration ein Schadstoff den Ort der Beurteilung erreicht (m_{II}). Maßgeblich für das Priorisierungsverfahren ist die Feststellung ob es mit Hilfe eines Konzentrationsmerkmals (z.B. Wirkungspfad Boden-Grundwasser ist die Schadstofffracht ein ergänzendes Kriterium), zu Prüfwertüberschreitungen gemäß BBodSchV am Ort der Beurteilung kommt oder nicht.
4. Betrachtung der Schadwirkung/des Einflusses auf das Schutzgut (m_{III}). Dabei wird geprüft welcher Anteil der Schadstoffe in das Schutzgut (Grundwasser, Mensch, Nutzpflanze, Oberflächenwasser) gelangt, wodurch auch hier ein Konzentrationsmerkmal gegeben ist.
5. Bewertung der wirtschaftlichen Bedeutung des Schutzgutes für die Allgemeinheit (m_{IV}).

Sind hinsichtlich der oben genannten „Konzentrationsmerkmale“ keine Analysenergebnisse vorliegend, sind Transferabschätzungen durchzuführen. Durch die m-Werte (Multiplikatoren) wird der Einfluss der örtlichen Verhältnisse und deren Bedeutung dargestellt.

$r_0 = r_0$ Stoffgefährlichkeit

Leitfrage: „Wie hoch ist das relative Gefährdungspotential der Ablagerungsmaterialien bzw. der Branche?“ (LBUW, 2016)

$r_0 * m_I = r_I$ Risiko des Austrags

Leitfrage Schadstoffaustrag: „Kommt der Schadstoff an den Ort der Beurteilung, d.h. ist das Schutzgut/Schutzobjekt gegenüber dem Schadstoff exponiert?“ (LBUW, 2016)

$r_I * m_{II} = r_{II}$ Risiko am Ort der Beurteilung

Leitfrage: Werden die Prüf-/Maßnahmenwerte am Ort der Beurteilung überschritten?

$r_{II} * m_{III} = r_{III}$ Risiko der örtlichen Verhältnisse bzw. Wirkung im Schutzgut

Leitfrage: Wie wirkt sich die Belastung, die am Ort der Beurteilung ermittelt wurde, auf das Schutzgut aus?

$r_{III} * m_{IV} = r_{IV}$ Risiko Prioritätensetzung bzw. Bedeutung des Schutzgutes

Leitfrage: Welche Fläche soll zuerst bearbeitet werden?

Für jeden relevanten Wirkungspfad ist eine eigene Priorisierung notwendig, hierfür wird unterstützend das Computerprogramm XUMA-B eingesetzt.

Die Abbildung 4.13 stellt die einzelnen Prozessschritte des Priorisierungsverfahrens nach Baden-Württemberg für die Wirkungspfade (Boden-Grundwasser, Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze, Boden-Oberflächengewässer, Gefahren durch Deponiegas) dar (LBUW, 2016). Für „sonstige Gefahren“ wurde kein Priorisierungstool entwickelt, da diese zu verschieden sind und nicht systematisiert werden können. Dem Wirkungspfad Boden-Mensch liegen folgende Nutzungsklassen zugrunde: Kinderspielflächen, Wohngebiete, Park-/Freizeitanlagen, Industrie und Gewerbegebiete (LBUW, 2016). In Österreich gibt es noch eine zusätzliche Nutzungsklasse nämlich „Landwirtschaft und Gartenbau“ (ÖNORM S 2088-2).

- Boden-Grundwasser; Boden-Mensch; Boden-Nutzpflanze = Explizit als Wirkungspfad (BBodSchG/BBodSchV) genannt und definiert → Prüfwerte sind definiert
- Oberflächengewässer; Gefahren durch Deponiegas = Pfade in Anlehnung an BBodSchV → keine Prüf- bzw. Maßnahmenwerte, sondern Orientierungswerte (LBUW, 2016)

Dem Priorisierungsverfahren liegen fünf Verfahrensschritte zugrunde, die in Zusammenhang mit bestimmten Leitfragen zu bearbeiten sind. Für die Beantwortung der festgelegten Leitfragen wurden je Verfahrensschritt „Merkmale“ eingeführt, welche das Gefährdungspotential einer Verdachtsfläche bzw. SBV/Altlast charakterisieren (LBUW, 2016). Ergänzend zu den Merkmalen können in der Regel „Ausprägungen“ einbezogen werden, womit eine qualitative Beschreibung der Verhältnisse ermöglicht und mit Hilfe von m-Werten (= Initialwerte bzw. Zu- oder Abschlügen) bewertet wird. Diesen m- Werten liegt keine naturwissenschaftliche Basis zu Grunde, sondern werden als Mittel zum Vergleich mehrerer unterschiedlicher Standorte (Priorisierung) durch eine numerische Skala definiert (LBUW, 2016). Die gewählten Höhen der Zu- oder Abschlüge bzw. die Festlegung von Merkmalen mit Initialwerten, müssen der unterschiedlichen Bedeutung des jeweiligen Merkmals in plausibler Weise gerecht werden.

Der erste Verfahrensschritt der Priorisierung bezieht sich auf die **Stoffgefährlichkeit** r_0 und dient zur Bestimmung des Ausgangsrisikos. Mit Ausnahme des Wirkungspfades „Gefahren durch Deponiegas“ ist diese für alle Wirkungspfade gleich. Bei den anderen Wirkungspfaden gilt, dass die Festlegung der Stoffgefährlichkeit für die Bewertung mittels „Abschätzung der potentiellen Deponierbarkeit des im Gefahren vorliegenden Schadstoffgemisches auf einer Hausmülldeponie, die nach den Regeln der Technik eingerichtet und abgeschlossen wurde und des sich daraus ergebenden Handlungsbedarf. Diese Deponie ist im Deponiemerkblatt der LAGA [LAGA (1982)] beschrieben“ (LBUW, 2016). Dazu zählen charakteristische Merkmale wie Gestaltung, Abdeckung, Bewuchs und Unterhaltung der Oberfläche nach dem Stand der Technik, kein Fremdwasserzufluss, Abdichtung der Deponiesohle mit einer mineralischen Dichtung (k_f – Wert $< 10^{-8}$ m/s) und geordnete Entwässerung der Sohle. Bei der Erfassung und orientierenden Untersuchung ist es aufgrund oftmals fehlender Eingangsdokumentationen und des heterogenen Aufbaus des Deponiekörpers, nicht möglich die genaue stoffliche Zusammensetzung zu erheben. Für die Bewertung werden daher Annahmen, auf Basis von Abschätzungen durch Befragungen, Aktenrecherchen und Überlegungen bezüglich zeitlicher Horizonte getätigt. Die sich ergebende Modellvorstellung soll mit Hilfe von Prozentangaben zu den Anteilen der Abfallarten (Erdaushub, Hausmüll (inklusive gewerblicher Hausmüll), Sondermüll, etc.) dargestellt werden. Die Stoffgefährlichkeit wird anhand dieser Angaben folglich durch das Computerprogramm XUMA-B, unter Berücksichtigung bestimmter Merkmale berechnet. Ein Merkmal bei Hausmülldeponien ist zum Beispiel die Abhängigkeit der Stoffgefährlichkeit vom Mineralisierungsgrad des Materials im Deponiekörper.

Erst im Zuge des „Beweisniveau 2“, nach der orientierenden Untersuchung, können vorliegende Messergebnisse über Schadstoffgehalte (i.d.R. nicht der Ort der Beurteilung) für die Bestimmung der Stoffgefährlichkeit einbezogen werden. Ein standardisiertes Verfahren für die Wertung der Messungen ist nicht vorhanden und wird subjektiv vom Betrachter (Entscheidung von Zu- oder Abschlügen) unter Berücksichtigung qualitativer Kenntnisse getätigt. Zu Zuschlägen kann es bei „unerwartet“ hohen und zu Abschlügen bei „unerwartet“ niedrigen Messergebnissen kommen. Die Stoffgefährlichkeit bei Hausmülldeponien (je nach Mineralisierungsgrad,

Anteile des hausmüllähnlichen Abfalles, etc.) kann zwischen dem Wert 2,0 – 4,0 variieren. Im Vergleich hierzu wird bei Erdaushubdeponien von einer Standard-Stoffgefährlichkeit von 0,2 ausgegangen (LBUW, 2016).

Anschließend folgt der Verfahrensschritt der Beurteilung des **Schadstoffaustrages (m_I)**, wie groß die ausgetragene Schadstofffracht ist und ob gegebenenfalls mit einem Expositionsrisiko für das betrachtete Schutzgut bzw. Schutzobjekt gerechnet werden kann. Die Abschätzung wird in folgende Kriterien eingeteilt: Lage zum Schutzgut, Größe (Volumen bzw. Fläche), „Auslaugungsmöglichkeit“ des Schadensherdes durch das Transportmedium, Menge des Transportmediums (Wasser/Deponiegas) und Transportwege und Transportbarrieren (LBUW, 2016).

Nachdem der Schadstoffaustrag beurteilt wurde, wird im nächsten Schritt am **Ort der Beurteilung (m_{II})** (Definition in der BBodSchV) die Einhaltung der in der BBodSchV festgelegten Prüf- bzw. Maßnahmenwerte überprüft. Die festgelegten Prüfwerte sind in Deutschland und in Österreich teilweise ähnlich, zum Beispiel liegt der Prüf- bzw. Orientierungswert beim Festgehalt von Arsen bei 50 mg/kg TM in Österreich und bei 40 mg/kg in Deutschland (siehe Anhang 9.1). Einen Unterschied gibt es beispielsweise hinsichtlich des Nitratprüfwertes im Wasser welcher in Österreich bei 0,3 mg/l (gemäß ÖNORM S 2088-1) und in Deutschland bei maximal < 0,1 mg/l (gemäß LBUW, 2016) liegen darf. Der Ort der Beurteilung kann je nach betrachteten Schutzgut variieren und ist abhängig vom Ort der Austragung (unterirdisch, oberirdisch). Wurde der Ort der Beurteilung erfasst wird auf Basis der erhobenen Merkmale eine Prognose erstellt. Die Bewertung von Messergebnissen und die Erstellung von Sickerwasserprognosen erfolgt sobald auf höheren Beweismniveaus Untersuchungsergebnisse vorhanden sind (LBUW, 2016). Bei den Wirkungspfaden Boden-Grundwasser und Boden-Oberflächenwasser (siehe genaue Erläuterung zu den Wirkungspfaden und Austragungsarten in Anhang 1) sind zusätzlich Emissionen zu berücksichtigen. Dem Priorisierungsverfahren wurde zudem ein „hartes Kriterium“ das „Unbedenklichkeitskriterium“ beigefügt, wodurch bei Prüfwertunterschreitung (Konzentration < Prüfwert und $m_I \leq 1$) (der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung (= SBV)/Altlast) verworfen wird. Durch das Kriterium wird ein Zusammenhang zwischen dem Priorisierungsverfahren und dem „Handlungsbedarf“ erstellt, somit kann die Priorisierung bei Erfüllung abgebrochen werden (LBUW, 2016). Beim Unbedenklichkeitskriterium spielt nicht nur die aktuell gemessene Konzentration eine Rolle, vielmehr ist zudem die zukünftig überschaubare Entwicklung im Hinblick auf mögliche Änderungen der vorherrschenden Situation (Boden-Mensch, durch Rutschungen!), hin zu einer Gefahr, zu überprüfen (= prognostisches Kriterium). Liegt die Konzentration dauerhaft unter dem Prüfwert, wird der m_{II} -Wert zur Bewertung der Konzentration auf < 1 gesetzt und ein Risiko kann ausgeschlossen werden (LBUW, 2016). In Österreich ist dies auch zutreffend sobald der RQ unter 1 liegt (das heißt sobald die Prüfwerte eingehalten werden).

Ein nächster relevanter Verfahrensschritt bei der Priorisierung ist die **Betrachtung der Wirkung im Schutzgut m_{III}** wodurch die Auswirkung auf das Schutzgut bzw. -objekt durch vorliegende repräsentative Messwerte bewertet werden soll. Können am Anfang noch keine Messwerte herangezogen werden sind mögliche Konzentrationsminderungen abzuschätzen. Diese können vom Ort der Beurteilung bis zum Schutzgut durch verschiedene Einflussfaktoren entstehen (z.B. Verdünnung von Schutzgut selbst – Grundwasser, Oberflächenwasser, Deponiegas, geringeren Anteil an der Gesamtnutzung oder eine geringere Resorption – Mensch, Pflanze) (LBUW, 2016). Beim Wirkungspfad Boden-Mensch wird hierfür die Flüchtigkeit des Schadstoffes und die dadurch entstehende Konzentration in der Atemluft

herangezogen. Durch die „Aufenthaltsdauer am Standort“ kann die Gefahrenlage vor Ort. z.B. ca. 240 Tage pro Jahr ($m \approx 0$) mit der Vergabe von Zu- oder Abschlägen beurteilt werden. Hierbei wird im XUMA-B abgefragt inwieweit die tatsächliche Nutzung der Aufenthaltsdauer entspricht, welcher der Ableitung von Prüfwerten gemäß BBodSchV zugrunde liegt (240 Tage/Jahr entspricht der Prüfwertableitung) (LBUW, 2016). Dieser Schritt wird in Österreich ebenfalls im Rahmen der Risikobewertung bei der Expositionsabschätzung, durch die Anpassung von Expositionsparametern (biometrische Daten, Expositionsszenarien) die der Expositionsgleichung zugrunde liegen durchgeführt (Reichenauer et al., 2011).

Der letzte zu beurteilende Verfahrensabschnitt bezieht sich auf **die Bedeutung des Schutzgut m_{IV}** . Hierbei steht die Bewertung der wirtschaftlichen Bedeutung des Schutzgutes im Vordergrund. Es werden ungenutzte Schutzgüter weniger hoch bewertet als genutzte und zudem intensiver genutzte Schutzgüter ohne weitere Alternativen am höchsten (LBUW, 2016). Betrachtet man hier beispielsweise den Wirkungspfad Boden-Oberflächengewässer liegt das Hauptaugenmerk bei der Empfindlichkeit der anthropogenen Nutzung (Trinkwasser, Sonstige Nutzungen, Brauchwasser). Maßgeblich ist ein Flächenbezug (ähnlich wie bei den anderen Wirkungspfaden), der entweder durch die Größe des Einzugsgebietes für fließende Gewässer oder durch die Größe der Oberfläche beim stehenden Gewässer abgeleitet werden kann. Für die Ausprägungen dieses Merkmals werden die Größenordnungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie herangezogen. Das prioritätssetzende Risiko (= Steuerungsinstrument) wird schlussendlich erst durch das Zusammenführen der erlangten Werte berechnet (LBUW, 2016).

Durch die Anwendung von XUMA-B besteht die Möglichkeit Analysenergebnisse bereits beim Verfahrensschritt r_0 (Stoffgefährlichkeit) mit Hilfe von Zu- oder Abschlägen in Betracht zu ziehen. Zudem können auch Ergebnisse in Betracht gezogen werden, die den Boden oder das Ablagerungsgut (= Gesamtgehalte) betreffen und sich auf andere Wirkungspfade beziehen (LBUW, 2016) (siehe Anhang 2). Einen ordnungsrechtlichen Bezug erhält die Priorisierung durch das Berücksichtigen von Konzentrationen am Ort der Beurteilung und im Schutzgut selbst. Daher wurde das Merkmal „Schadstoffkonzentration“ auf Basis der Grundsätze zur Gefährdungsabschätzung und einer bodenschutzrechtlichen Bewertung entsprechend beim Verfahrensschritt „Ort der Beurteilung“ eingeführt. Dabei sind die gemessenen Werte den Prüfwerten gemäß BBodSchV gegenüberzustellen und zu ermitteln ob eine Prüfwertüber- oder -unterschreitung vorherrschend ist. Können keine Prüfwerte herangezogen werden, sind andere Schwellenwerte in Betracht zu ziehen. Folgende Orte der Beurteilung können relevant sein (LBUW, 2016):

- Grundwasser = Konzentration, Ort der Beurteilung
 - Wirkung im Schutzgut (m_{III}): Konzentration Grundwasser, gegebenenfalls Verdünnung
- Oberflächenwasser = Konzentration, Ort der Beurteilung gelöst/partikulär gebunden, Emission: Schadensherd, Fließgewässer
 - Wirkung im Schutzgut (m_{III}): Konzentration Ort der Beurteilung gelöst/partikulär gebunden, Auswirkung auf Gewässerbiozönose
- Mensch = Konzentration Ort der Beurteilung oder Bodenluft
 - Wirkung im Schutzgut (m_{III}): Konzentration (resorptionsverfügbar, Atemluft)
- Nutzpflanze = Konzentration, Ort der Beurteilung
 - Wirkung im Schutzgut (m_{III}): Konzentration Schutzgut, gegebenenfalls Transferabschätzung

- Deponiegas = Konzentration, Ort der Beurteilung
 - Wirkung im Schutzgut (m_{III}): Konzentration Schutzobjekt oder Atemluft, gegebenenfalls Transferabschätzung

Je nachdem welche Wirkungspfade und Schadstoffe für die Bewertung der Altablagerung relevant sind und betrachtet werden, variiert der Schadstoffaustrag, der Ort der Beurteilung und schlussendlich die Wirkung im Schutzgut. Wie das Priorisierungsverfahren im Detail bei den einzelnen Wirkungspfaden durchgeführt wird, kann dem Anhang 2 entnommen werden.

Priorisierung von Altlasten

Das in Baden-Württemberg angewandte etablierte Priorisierungsverfahren wird bereits seit 1987/88 für die systematische, einheitliche und stufenweise Bewertung von Altablagerung herangezogen. Dem Verfahrensablauf liegt ein Stufenprogramm mit unterschiedlichen Abschnitten (Untersuchungsschritten) zur Priorisierung zugrunde. Wie oben näher beschrieben, kommt es nach jedem Schritt unter Betrachtung der zugrundeliegenden Gesetze und den Regeln der Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte zur Festlegung des Handlungsbedarfs (Bewertung) und der formalen Bearbeitungsdringlichkeit (ermittelte Prioritätsziffer durch die Priorisierung), welche auf Basis des abgeschätzten ausgehenden Risikos gebildet wird.

Durch die Priorisierung wird die Darstellung der Dringlichkeit weiterer Maßnahmen ermöglicht und der Behörde ein gezieltes Vorgehen für die Altlastenbehandlung vereinfacht. Als Entscheidungsgrundlage für den Handlungsbedarf und als Qualitätssicherung wird die Zusammenstellung der bewertungsrelevanten Sachverhalte herangezogen.

Nach jeder Stufe (insgesamt vier – Erfassung, orientierende Untersuchung, Detailuntersuchung, Sanierungsuntersuchung) wird die Erreichung eines neuen Beweisniveaus (insgesamt fünf, siehe oben) für die Bewertung vorausgesetzt. Auf jedem Niveau erfolgt eine fachtechnische Beurteilung der Untersuchungsergebnisse und basiert unter Heranziehung der Bewertungsgrundlagen der aktuellen Gesetzgebung. Bei Beweisniveau 1 können noch keine Analysenergebnisse zur Beurteilung herangezogen werden. Ab Beweisniveau 2 ist eine erste Gegenüberstellung zur fachtechnischen Bewertung von Untersuchungsergebnissen mit den Prüfwerten möglich. Liegen die gemessenen Konzentrationen bei Beurteilungsnachweis 2 über den Prüfwerten sind zur Gefährdungsabschätzung weitere Untersuchungen notwendig. Der folgende Handlungsbedarf wird nach jedem Untersuchungsschritt für den Einzelfall definiert. Der genaue Ablauf kann der folgenden grafischen Darstellung (Abbildung 4.14) entnommen werden:

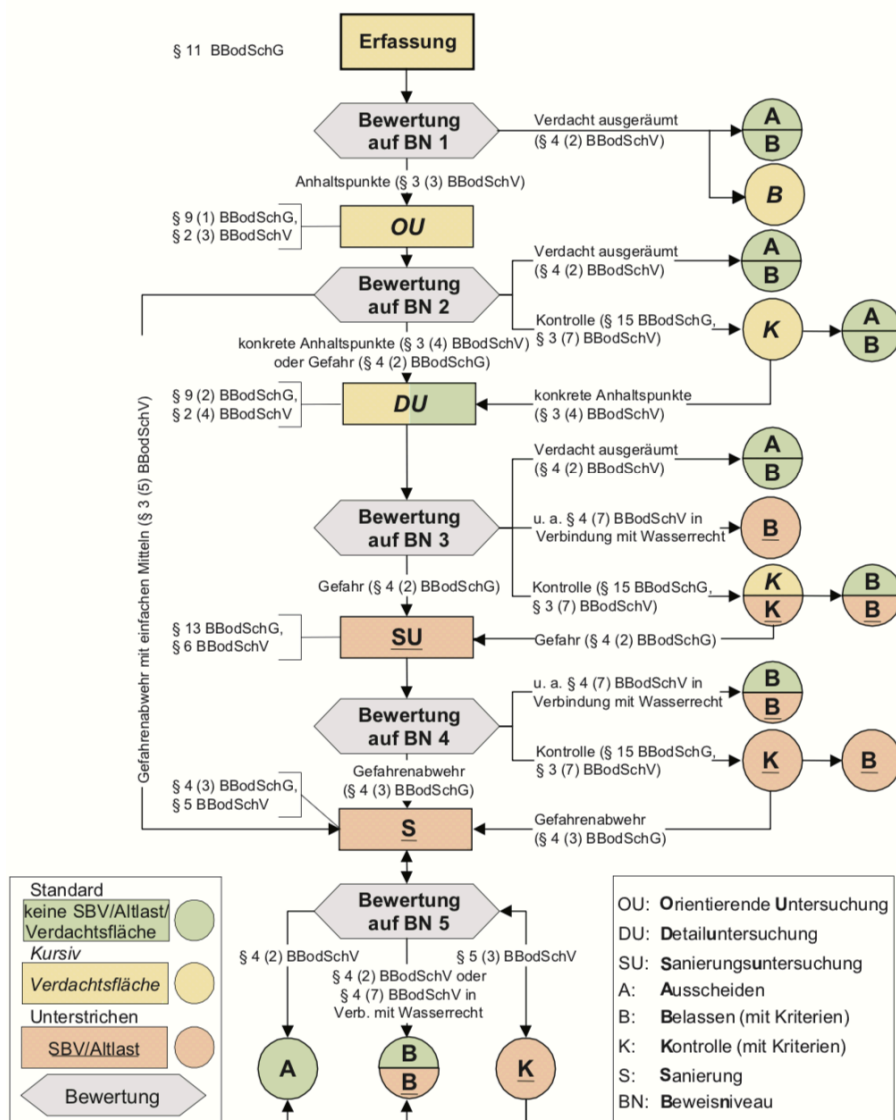


Abbildung 4.14: Schematische Darstellung des Stufenprogramms zur Bearbeitung von Altlasten (Altablagerungen, Altstandorte) in Baden-Württemberg (LBUW, 2016)

Zudem wurde ein sogenanntes „Unbedenklichkeitskriterium“ beim Priorisierungsverfahren zur Beurteilung eingeführt. Kommt es zu einer Prüfwertunterschreitung am Ort der Beurteilung und ist dies auch in überschaubarer Zukunft anzunehmen, kann die Priorisierung abgebrochen werden, da der Gefahrenverdacht widerlegt wurde (LBUW, 2016).

Die in der Abbildung 4.14 dargestellten Verfahrensschritte zur Altlastenbewertung sind inhaltlich relativ ähnlich mit dem angewandten Ablauf in Österreich. Ausnahmen gibt es bei den einzelnen Beweisniveaus da es diese in Österreich nicht gibt. Beispielsweise entspricht die Bewertung auf „Beweisniveau 1“ dem Schritt der „Erstabschätzung“ in Österreich (siehe dazu Abbildung 4.10).

4.5 Zugangsweise der Risikoforschung

Die Befragung eines Experten aus der Risikoforschung hat ergeben, dass – aufgrund der auftretenden hohen Komplexität bei Altablagerungen (Vielzahl an Elementen) – eine systematische Herangehensweise der Risikobewertung und -analyse

unabdingbar ist. Gerade bei Altablagerungen wäre, aufgrund der zahlreich vorhandenen Festlegungen (Prüfwerte, Expositionspfade) eine Systemfestlegung (System „Altablagerung“) als formale Abgrenzung für die Bewertung wesentlich. Systemgrenzen würden zur vereinfachten Klarstellung des Geltungsbereiches des zu erfassenden Risikos dienen. Die im Risikomanagement definierten Schutzgüter sind, laut Risikoexperten, die menschliche Gesundheit, die unversehrte Umwelt, die wirtschaftliche Situation und die politische Stabilität. Bereits bei den Schutzgutdefinitionen sind Unterschiede zu jenen aus dem Altablagerungsbereich (ÖNORMEN) erkennbar. Im Folgenden wird die Herangehensweise zur Risikoabschätzung aus der Sicht des Risikomanagements, als Ergebnis des Experteninterviews, näher beschrieben und mittels eines Beispiels schematisch dargestellt.

Ein wichtiger Ausgangspunkt für die Risikoidentifizierung und Charakterisierung wären Überlegungen hinsichtlich der Aufstellung eines passenden Schemas für die Klassifizierung des Risikos anhand ausgewählter Parameter. Wobei die Klassifizierung bereits einen Teil der Risikobewertung darstellen und auch wesentlich beeinflussen würde. Für die Klassifizierung wäre zum Beispiel der Wissensstand hinsichtlich einzelner Parameter (bei der Deponiebeschreibung) sowie chemische Eigenschaften bzw. Wirkungen (Stoffliste) von Bedeutung. Eine Möglichkeit zur Klassifizierung würde ein Ampelschema mit folgender Unterteilung darstellen grün“ = hohe Informationsdichte und Datenqualität, „gelb“ = mäßige Informationsdichte und Datenqualität und „rot“ = schlechte Informationsdichte und Datenqualität hinsichtlich beschriebener Deponien (Gazsó, 2019). Bei der Einteilung in einzelne Risikoklassen würde zu Beginn festgelegt werden welcher Zustand nicht erreicht bzw. vermieden werden sollte. Hierfür wären jene Parameter (Eigenschaften wie z.B. die geografische Lage, die Schüttung) zu erfassen, die am meisten zur Realisierung des unerwünschten Zustandes beitragen würden, folglich wäre eine Zuordnung zum roten Bereich notwendig. Beispielsweise könnte eine Altablagerung aufgrund ihrer relativ lückenlosen Beschreibung (Inhalte bekannt, Lage, Grenzen, historische Informationen, erste Untersuchungsergebnisse (z.B.: Luft, Wasser, Boden und Umgebung) dem grünen Bereich zugeteilt werden (Gazsó, 2019).

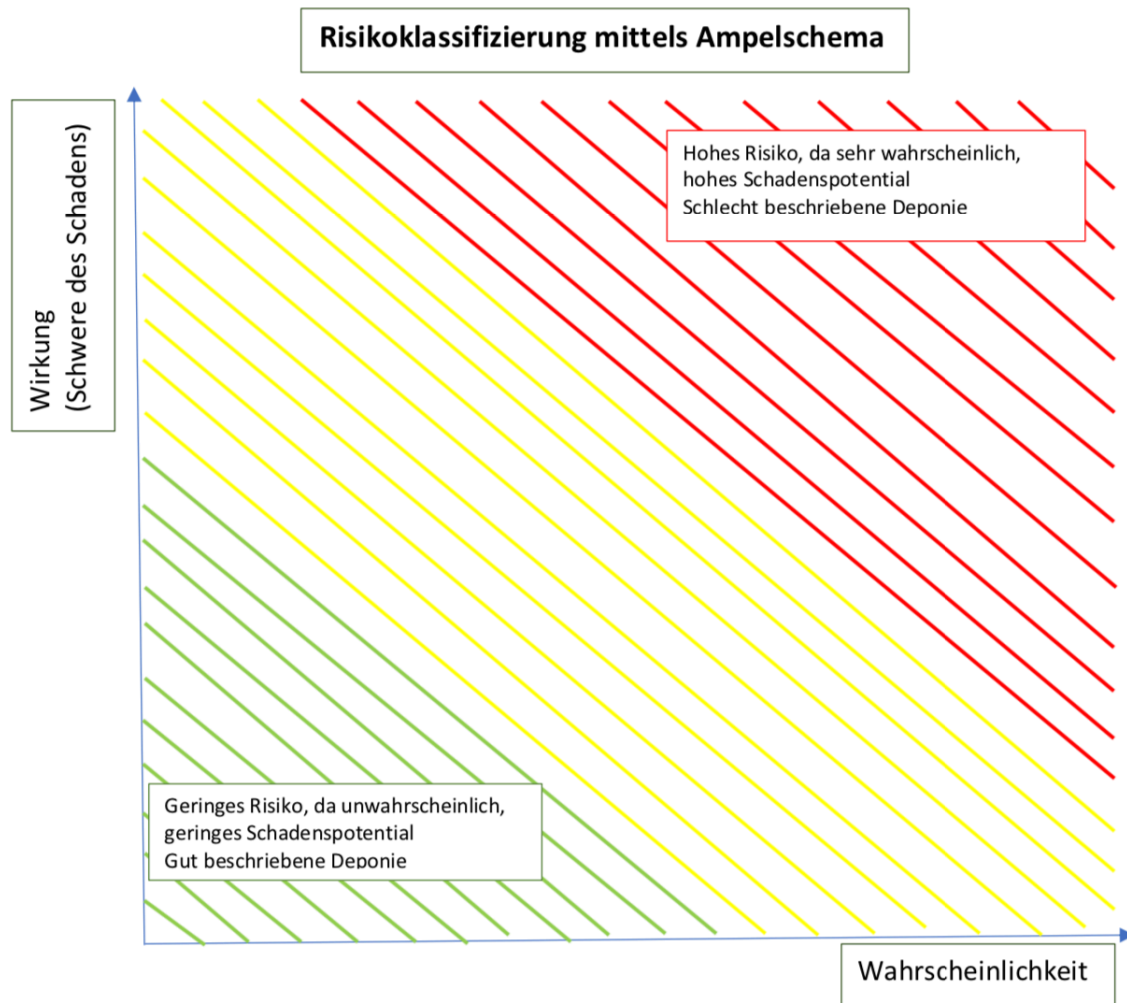


Abbildung 4.15: Mögliches Klassifizierungsschema für Risiken und deren Bewertung aus Sicht der Risikoforschung (eigene Darstellung)

Im Folgenden werden die in der Abbildung 4.15 dargestellten Klassifizierungsbereiche, mit Hilfe eines allgemeinen Beispiels „Durchführung bei einer Altablagerung“, näher beschrieben:

Im „grünen Bereich“ wird von einem geringen Risiko ausgegangen. In diesem sind die Folgen weitreichend bekannt und die zu erwartenden Schäden gering bzw. kompensierbar. Somit ist es möglich, sich auf mögliche eintretende Situationen vorzubereiten.

In diesem Bereich würden sich gut beschriebene Verdachtsflächen (Standorte bzw. Altablagerungen) befinden, welche sowohl eine geografische Bestimmung (Längen-Breitengrad) als auch eine genaue Ortung und Abgrenzung, aufgrund historischer Recherchen, ermöglichen. Dies kann für Einsatzkräfte oder Entscheidungsträger (z.B. Magistrate) wesentlich sein. Folglich sinkt das Risiko, da eine Vorbereitung für weiteres Handeln möglich ist. Bei bereits erfassten Altablagerungen wäre eine hohe Informationsdichte und Datenqualität gegeben sobald im Zuge der Untersuchungen alle relevanten Schutzgüter und Analyseergebnisse berücksichtigt wurden, sowie eine Überprüfung deren Plausibilität stattfand und auf Basis dieser Daten bereits eine Risikobewertung unter Heranziehung der zutreffenden ÖNORMEN erfolgte.

Der „gelbe Bereich“ würde einen Übergangsbereich darstellen, in welchem verstärkte Maßnahmen zu treffen wären die im technisch und wirtschaftlich machbaren Bereich liegen. Dies würde beispielsweise bei einer Gruppe an Verdachtsflächen zutreffen, bei denen lediglich die Lage bekannt ist, die Grenzen der Ausbreitung (z.B.: Verfüllungstiefe, Reichweite der Auswirkungen) vorwiegend unbekannt sind und von einer mäßigen Informationsdichte und Qualitätsgehalt geprägt. Bei erfassten Standorten, wo bereits Untersuchungen und Risikobewertungen durchgeführt wurden, würde dieser Bereich zutreffen, sobald es gewisse Unklarheiten gäbe (wenn z.B. die Prüfwerte überschritten wurden) und daher erneute und spezifischere Untersuchungen und zur Risikobewertung eine Expositionsabschätzung durchzuführen wäre.

Im „roten Bereich“ treten Schäden mit hoher Wahrscheinlichkeit ein. Hierbei ist es essentiell unerwünschte Situationen/Geschehnisse im Vorhinein zu definieren. Die Maßnahmen wären anschließend so zu wählen, dass der Eintritt des Schadens unwahrscheinlich ist oder nicht realisiert wird. Bei erfassten Standorten und möglichen Verdachtsflächen, welche aufgrund mangelnder Informationen (z.B. toxische Wirkung unbekannt, Ausbreitungspfade und daraus resultierender Schaden unbekannt), als „hochriskant“ im „roten Bereich“ deklariert wurden, ist die maximal mögliche Ausprägung einzelner Parameter, durch Erstuntersuchungen und -abschätzungen zu erfassen. Durch Wissenslücken hinsichtlich des Standortes oder der Umgebung (z.B. die Unbekanntheit gegebener Bodenkontaminationen) bei einer gewissen Nutzung (z.B. Kinderspielplatz) wäre ein erhöhtes Risiko gegeben und somit eine Zuteilung zum „roten Bereich“ notwendig (Gazsó, 2019).

Die **Risikoidentifizierung** beinhaltet die Erstellung von Inventaren, wodurch mit bedeutenden Parametern eine Klassifizierung (z.B. Ampelschema) der ausgehenden Risiken ermöglicht wird. Für die Risikobestimmung, eine erste Klassifizierung und Charakterisierung, kann die Erstellung von zwei Inventarlisten herangezogen werden. Diese können wie folgt aussehen:

- Beschreibung der Altablagerung

Für die Beschreibung des Elementes „Altablagerung“ könnten durch Unterteilungen (Subelemente bzw. Parameter) Szenarien (Vergleichsweise wie im Katastrophenschutz) erstellt werden. So gesehen würde bereits bei der Erfassung von Altablagerungen eine erste Risikocharakterisierung stattfinden, da durch die Bestimmung und Beschreibung der ersten Parameter (z.B. geografische Lage, Schüttung, etc.) die Risiken mittels gegebenen Wissensstandes klassifiziert werden könnten. Für die Beschreibung der verdächtigen Altablagerung wäre es von Bedeutung zu wissen, ob die Lage und das Ausmaß dieser genau bekannt sind, oder ob lediglich eine Vermutung vorliegt. Zudem könnten für die Beschreibung sowohl ja oder nein, als auch quantitative, semi-quantitative oder qualitative Größen in Betracht gezogen werden. **Relevante Parameter** für eine nachfolgende Klassifizierung könnten die Lage, Größe, Umfang, geografische Bestimmung, Befüllung, Dokumentation (Aufzeichnungen, Alter), Umgebung (Nutzungen, z.B. Wohngebiet, Landwirtschaft) und Bedeckung (Erdreich, Bauschuttdeponie, Bewuchs, Versiegelung, etc.) sein. Als Anlehnung für die Parameterauswahl wäre das Heranziehen von Standortbeschreibungen aus den ÖNORMEN S 2088-1 bis 3 sinnvoll. Nach der Erstellung der zweiten Inventarliste (Stoffliste) würden **Indikatorstoffe** zur Beschreibung der Altablagerung hinzugefügt werden. Die Bestimmung der altlastenverdächtigen Ablagerung und die daraus gewonnenen Informationen würden schlussendlich bei der Risikobewertung miteinfließen und, per Definition, aus der Sicht

des Risikomanagements (= letzter Schritt) das Risiko verringern. Sind Informationen hinsichtlich der Lage, des Schadstoffspektrums eines Standortes unbekannt, würde automatisch von einem größeren Risiko ausgegangen werden (eventuell Zuteilung zu dem gelben oder roten Bereich) (Gazsó, 2019).

- Stoffliste und Auswirkungen

Ein weiterer entscheidender Schritt für die Risikoidentifizierung und -charakterisierung wäre die Erstellung eines Inventars sämtlicher Wirkstoffe, die in einer Altablagerung enthalten sein können sowie deren Auswirkungen auf die Umgebung. Diese Liste wäre zuerst separat von der altlastenverdächtigen Altablagerung, z.B. in Tabellenform, zu erstellen. Im Anschluss könnten die am häufigsten auftretenden Stoffe näher betrachtet und für die Gesamtklassifizierung bzw. Bewertung ergänzt werden. Ausschlaggebend bei der Erfassung der Stoffe sind, ähnlich wie in den ÖNORMEN, die schadstoffspezifischen Eigenschaften und die sich dadurch ergebenden wesentlichen Unterschiede. Jeder Schadstoff könnte dahingehend charakterisiert werden, auf welches Schutzgut er bei einem gegebenen Expositionspfad wirken kann und entspricht daher der gleichen Herangehensweise wie sie in Österreich im Zuge der Expositionsabschätzung bereits angewendet wird (Gazsó, 2019; Reichenauer et al., 2011). Wie bei Reichenauer et al. (2011) angemerkt, kann ein bestimmter Schadstoff auch über verschiedene Aufnahmepfade zu einem Schaden führen. Eine Klassifizierung (grün, gelb, rot) wäre bereits bei der Erstellung der Stoffliste notwendig, um eine Verifizierung der am häufigsten auftretenden Wirkstoffe durchführen zu können (Gazsó, 2019). Der Wissenstand hinsichtlich eines Stoffes spielt bei der Klassifizierung eine bedeutende Rolle, denn mit zunehmenden Wissen können Maßnahmen zum sicheren Umgang mit einem Gefahrstoff gesetzt werden, wodurch eine Risikominimierung ermöglicht wird. Für die Erstellung der Stoffliste wäre somit klarzustellen, welche negativen Folgen vermieden werden sollen und welche Informationen (schadstoffspezifische Eigenschaften, Nutzungen, Umgebung) hinsichtlich eines wirkungsvollen Risikomanagements bekannt sein müssen.

Liegen keine oder kaum Informationen über einen Stoff vor, sollte dieser als potentiell toxisch betrachtet werden und der betrachtete Standort somit im „roten Bereich“ liegen. Um einen Stoff aus der Sicht des Risikomanagements betrachten und beurteilen zu können ist die Möglichkeit der Handhabung der Kontrolle und der Eingrenzung des Stoffes – zum Beispiel das Wissen, dass der zugrundeliegende Stoff keine Auswirkung auf die Gesundheit oder die Umwelt hat – ausschlaggebend. Wären schädliche Auswirkungen des Stoffes bekannt, können in weiterer Folge Schutzmaßnahmen (technische Maßnahmen) getroffen werden. Je nachdem welche Wirkungen ein Stoff vorweisen kann und worauf sich dieser bei gegebenem Expositionspfad auswirkt, könnte dieser einem bestimmten Bereich zugeteilt werden (Gazsó, 2019). Ist jedoch keine Nutzung in der Umgebung bekannt, wäre eine Zuordnung zum gelben Bereich (= weniger riskant) möglich.

Nachdem sämtliche Informationen zum Element „Altablagerungen“ im Rahmen der Inventarerstellung zusammengetragen bzw. grob charakterisiert und klassifiziert wurden, könnte im nächsten Schritt eine detailliertere Charakterisierung der Risiken erfolgen. Für eine Risikocharakterisierung wären Faktoren, wie die Wirkung des Stoffes, bzw. die Schadenshöhe und die Eintrittswahrscheinlichkeit einer Erkrankung, oder einer Veränderung der Umweltqualität, für die Beschreibung heranzuziehen. Im Allgemeinen gibt es einen schädigenden Einfluss und einen Empfänger. Ergänzend bestünde die Möglichkeit mit weiteren Einflussfaktoren, welche in der Tabelle 4-1

zusammenfassend dargestellt sind, den Detaillierungsgrad der Risikocharakterisierung zu erhöhen.

Tabelle 4-1 Darstellung relevanter Einflussgrößen, die zur Erhöhung des Detaillierungsgrades der Risikocharakterisierung beitragen (eigene Darstellung)

Erfassung eines erhöhten Detaillierungsgrades bei der Risikocharakterisierung	
Einflussgrößen	Beschreibung
• <u>Zeitdauer der Einwirkung:</u>	Punktuell schädliche Einflüsse treten kurzfristig auf und haben eine akute Einwirkung
	Langandauernde, schädliche Einflüsse werden von einer chronischen Einwirkung geprägt (z.B. Staubbelastung)
Bei akut wirkenden Schadstoffen kann davon ausgegangen werden, dass der Schaden mit einer großen Wahrscheinlichkeit eintritt, wodurch das Setzen von passenden Maßnahmen möglich ist (z.B. Bei der Migration von Methan in eine Räumlichkeit ist das Risiko der Explosion gegeben und passende Maßnahmen können getätigt werden). Bei chronischen Wirkungen hingegen ist eine genaue Zuordnung zur Ursachen-Wirkungsbeziehung, wegen der Verzögerungszeit (eventuell durch Akkumulation wie zum Beispiel bei persistenten, bioakkumulativen und toxischen Stoffen) oftmals nicht mehr möglich. Folglich ist es aufgrund der Ungewissheiten wann der Schaden bzw. die Erkrankung eintritt und in welcher Intensität (z.B. radioaktive Strahlung) nicht möglich, um Handlungen zu setzen, wodurch seitens des Risikomanagements ein größeres Risiko gegeben ist (Gazsó, 2019).	
• <u>Geografische Ausbreitung</u>	Stark lokal begrenzt
	Ausbreitung über größeren Radius (z.B. Schadstofffahne, Grundwasserabstrom)
Wenn ein Schadstoff im Boden stark begrenzt auftritt und sich aufgrund seiner Eigenschaften kaum ausbreitet (z.B. höhermolekular PAK, adsorbieren stark an Bodenpartikel), stellt dieser vorerst ein geringeres Problem dar, als jene die sich lösen und in ein wasserführendes System eindringen können (z.B. niedermolekulare PAK) (Weihs, 2019).	
• <u>Mobilität und Stabilität</u>	Leicht mobilisierbare Stoffe
	Leicht flüchtige Stoffe
• <u>biologische Abbaubarkeit der Schadstoffe</u>	Leicht abbaubar
	Schwer abbaubar
• <u>Reversibilität der verursachten Schäden</u>	Reversible Schäden
	Irreversible Schäden
Irreversible Schäden sind einem höheren Risiko zuzuteilen	

Bei der Risikocharakterisierung sollte auch hier hervorgehen, welche Stoffe in einer Altablagerung enthalten sind und wo die möglichen Risiken für die Schutzgüter liegen. Zudem ist von Bedeutung, ob es diesbezüglich bereits Messwerte und Vergleichswerte gibt (Gazsó, 2019). Ist der vorliegende Standort weitgehend unbekannt und ergeben sich dadurch in den für die Beurteilung zugrundeliegenden Tabellen Informationslücken (z.B. hinsichtlich der Zeitdauer der Einwirkung eines Stoffes), entspricht die weitere empfohlene Vorgehensweise von Hr. Gazsó, jener die in Österreich schon angewendet wird. Der Fokus liegt bei Empfehlungen, wie weitere Erkundungs- und Erhebungsarbeiten (Erkundung von Grenzen, Messungen, Probenahmen) (Gazsó, 2019). Würde eine Altablagerung, aufgrund des gegebenen und ausreichenden Wissensstandes, dem „grünen Bereich“ zugeordnet werden, wäre die Umsetzung von Schutzmaßnahmen unterschiedlicher Stufen bereits möglich. Auch aus der Sicht des Risikomanagements gilt es „Wenn keine Exposition vorhanden ist, dann besteht auch kein Risiko.“ Dieser Zustand der Risikovermeidung könnte durch Maßnahmensetzungen (unterbrechen von Expositionspfaden) erreicht werden und wird vom Risikomanagement analog zum Umweltbundesamt angestrebt (Gazsó, 2019).

Die endgültige Risikobewertung mehrerer erfasster Altablagerungsstandorte bezieht sich auf eine Wertung das heißt auf die Erstellung eines Rankings.. Eine Bewertung wird durchgeführt, um zu verifizieren an welchem Ort und mit welchen Maßnahmen zuerst eingegriffen werden muss und entspricht quasi einer Priorisierung wie sie in Österreich bereits Anwendung findet. Die Basis für diese Wertung bilden die vorliegenden Standorte, welche in den Schritten zuvor identifiziert und beschrieben wurden, sowie deren Schadstoffprofil (= Inventar der Risikoidentifizierung). Dieses Ranking kann jedoch nur unter Betrachtung mehrerer Altablagerungen durchgeführt werden und bezieht sich nicht auf die Bewertung eines betrachteten Einzelstandortes. In diesem Fall ist eine Gesamtcharakterisierung durch eine Profilerstellung, welche einer Einzelfallbetrachtung entspricht, möglich. Auf Basis der Beschreibung des Standortes könnte ein Handlungsprofil (z. B. Eingriffe durch Gesetzgeber, Behörde und Betroffene) abgeleitet werden. Erst beim Vorhandensein von ausreichenden Unterlagen wäre eine Klassifizierung der Risiken (grün, gelb, rot) möglich. Auch bei der Risikoforschung ist ein Risiko gegeben und das Ableiten von Maßnahmen notwendig sobald eine Umweltwirkung durch enthaltene Stoffe und ein Expositionspfad möglich ist. Die Wichtigkeit der zu setzenden Maßnahmen werden in diesem Fall vor allem durch die Bewertung der möglichen eintretenden Schäden aus der Beschreibung abgeleitet. Besteht beispielsweise das Risiko für Gesundheitsschäden bei Anrainern und an bestimmten Risikogruppen (Kinder, Schwangere), haben diese höhere Priorität als Schäden an Boden oder landwirtschaftlichen Flächen. Dieser Wertereihung liegt unter anderem die toxikologische Bedeutung einzelner Schadstoffe zugrunde. Dieser Ansatz orientiert sich zu dem an Risiko-Nutzen-Überlegungen, wobei der Gesetzgeber die menschliche Gesundheit im Zweifelsfall an oberste Stelle setzt. Diese Schritte finden ebenfalls bei der Beurteilung von Altablagerungen bereits Anwendung in Österreich.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass obwohl der allgemeine Zugang für die Altlastenbeurteilung ein anderer ist, die Abfolgen und teilweise die Strukturen trotzdem mit jenen aus der herkömmlichen Altlastenbewertung übereinstimmen.

5. Diskussion

Im Rahmen der Arbeit wurde ersichtlich, dass die in Altablagerungen enthaltenen Schadstoffe erst ein Risiko darstellen, wenn es einen Expositionspfad gibt, über welchen die Schadstoffe zu den jeweiligen Schutzgütern oder Rezeptoren (Boden, Wasser, Luft, Mensch, etc.) transportiert werden können (Zorzi, 1989). Dies kann unter anderem auf Einflussfaktoren rückgeführt werden, welche das Verhalten der Schadstoffe im Untergrund beeinträchtigen. Zu diesen zählen zum Beispiel schadstoffspezifische Eigenschaften (Wasserlöslichkeit, Ausgasungspotenzial, Mobilität, etc.) (siehe Kapitel 3.5) und die Standortgegebenheiten. Daher ist eine Unterteilung in Schutzgüter und Wirkungspfade für die Beurteilung entscheidend und wird sowohl in Österreich als auch in Deutschland bei den festgelegten Untersuchungsparametern weitgehend berücksichtigt (LBUW, 2016; ÖNORM S 2088-1 bis 3). Da, wie sich zeigte, die Relevanz der Schadstoffe von in den befindlichen Umweltmedien abhängig ist, werden die zu untersuchenden Parameter dementsprechend festgelegt (siehe Anhang 9.1). Diese Festlegung setzt eine umfassende historische Recherche zur Eingrenzung voraus und wird bei den betrachteten Methoden zur Risikobewertung durchgeführt (ÖNORM S 2088-1 bis 3; LBUW, 2016; Gzásó, 2019).

Bei Betrachtung des Schutzgutes Luft wird durch das Vorhandensein leichtflüchtiger und gasförmiger Schadstoffe das Risikopotential erhöht. Die leichtflüchtigen, chlorierten Kohlenwasserstoffe (z.B.: Tetrachlormethan, Dichlormethan, Trichlormethan, Vinylchlorid etc.) werden als besonders gefährliche Stoffe dieser Gruppe angesehen. Zudem ist von Benzol, aus der Stoffgruppe der BTEX, eine krebserzeugende Wirkung auf Menschen bekannt und es stellt aufgrund der Leichtflüchtigkeit ein hohes Risiko dar.

Bei Betrachtung des Schutzgutes Wasser sind die ausgewählten Parameter in Deutschland (Baden-Württemberg) und Österreich auch ähnlich und stimmen größtenteils überein. In Österreich werden zusätzlich auch Anionen wie Chlorid und Sulfat berücksichtigt und können Hinweise auf Baustellenabfälle geben. Interessant sind einzelne Schwermetalle (z.B.: As, Hg etc.), die aufgrund ihrer Akkumulation im Boden in hohen Konzentrationen vorliegen können, aber nur in geringen Konzentrationen im Sickerwasser anzutreffen sind, da ihre potenzielle Mobilisierung vorwiegend vom pH-Wert bzw. vorherrschenden Deponiebedingungen abhängt. Dennoch ist es notwendig, im Rahmen der Einzelfallbetrachtung Messungen durchzuführen, da amphotere Metalle (z. B.: Pb, Al, Sb etc.) durchaus gelöst und somit mobilisiert werden können. Auch LHKW sind für das Schutzgut Wasser relevant und sollten in Verdachtsfällen näher untersucht werden. Da die einzelnen Abfallinputmaterialien bei Altablagerungen oft nicht bekannt sind, sollten auch Verunreinigungen der Summenparameter PAK und die MKW in Betracht gezogen werden. Grundwasserkontaminationen können ein erhebliches Risiko darstellen, da sich die Schadstoffe, sobald sie sich im Grundwasserabstrom der Altablagerung befinden, räumlich stark ausbreiten und somit vor allem ein Risiko für die Trinkwassernutzung darstellen können (siehe Kapitel 4.1).

Beim Schutzgut Boden sind vor allem Schwermetalle, PAK, PCB und der KW-Index als Parameter von Bedeutung. Zudem können beim Boden erhöhte Kontaminationen auch geogen bedingt vorliegen, wodurch es notwendig ist, nicht kontaminierte

Referenzflächen in der Umgebung für die Beurteilung heranzuziehen (siehe Kapitel 4.1).

Im Rahmen der Beantwortung der zweiten Forschungsfrage ging hervor, dass bei der Risikocharakterisierung die einzelnen Risiken dahingehend eingeteilt werden, auf welche Art und an welchem Ort mögliche Schäden eintreten können. In diesem Fall müssen die Ausbreitungs- und Expositionspfade näher beschrieben werden, um abschätzen zu können für welche Schutzgüter oder Rezeptoren, wie den Menschen, Risiken durch die vorliegenden Kontaminationen bestehen. Jene Charakterisierung ist in Deutschland durch die Anwendung des computergestützten Programmes „XUMA-B“ bereits weitgehend standardisiert (LBUW, 2016). In der Arbeitshilfe von Reichenauer et al. (2011) gibt es jedoch ausgearbeitete Darstellungen und Vorgehensweise, die für die allgemeine Grundlagenschaffung herangezogen und bereits als erster Schritt in Richtung „Standardisierung“ bei der Risikocharakterisierung gesehen werden können. In Österreich werden die Risiken hingegen ohne computergestützte Programme, sondern mittels Einzelbewertungen jedes Schutzguts charakterisiert. Sobald die Entstehung möglicher Risiken nicht eindeutig ausgeschlossen werden kann, sind in Österreich in einem nächsten Schritt Expositionswerte mittels Gleichungen für die Risikoabschätzung zu ermitteln und Risikoquotienten durch die Gegenüberstellung mit toxikologischen Vergleichswerten zu erstellen (Reichenauer et al., 2011). Liegt der Risikoquotienten über 1, ist der Sachverhalt erneut zu prüfen oder weitere Maßnahmen zu treffen. Außerdem werden die in den ÖNORMEN S 2088-1 und 2 angeführten Prüfwerte ebenfalls risikobasiert mit Hilfe von Risikoquotienten abgeleitet. Nach dem Anwendungsverfahren in Baden-Württemberg werden die Expositionen bereits laufend bei jedem Verfahrensschritt, mit unterschiedlichen Detaillierungsgraden, im Zuge des Priorisierungsverfahrens einbezogen. Diese Art und Weise ist von vornherein mit einem etwas größeren Aufwand verbunden, als die Gefährdungsabschätzungen in Österreich.

Bei der Ausarbeitung des Methodenvergleichs aus Österreich und Deutschland wurden lediglich minimale Unterschiede ersichtlich, welche sich jedoch auf die Basis der Herangehensweise beziehen. Beginnend bei den Schutzgütern wird in Baden-Württemberg zusätzlich zu Wasser, Boden, Luft, welche mit Österreich übereinstimmen, das Oberflächengewässer als eigenes Schutzgut angesehen. Hinsichtlich der Durchführung einer ökologischen Risikobeurteilung wäre Deutschland aufgrund der zusätzlichen Unterteilung im Vorteil.

Die rechtlichen Grundlagen in Deutschland belaufen sich vorwiegend auf das Bundesbodenschutzgesetz- und -verordnung für die Umsetzung der Risikobewertung. In Österreich hingegen wird der Großteil der Beurteilungsgrundlagen (inklusive Prüfwerte) in den ÖNORMEN S 2088-1 bis S 2088-3 geregelt. Zu erwähnen ist zusätzlich, dass in Österreich die Verabschiedung einer „Altlastenbeurteilungsverordnung“ geplant ist. Durch die Verabschiedung dieser Altlastenbeurteilungsverordnung und die Novellierung des Altlastengesetzes wird es zukünftig höchstwahrscheinlich zu Änderungen bei der Umsetzung der Risikobeurteilung in Österreich kommen. Ein Grund hierfür ist die relativ klare Trennung zwischen der Ausweisung als Altlast aufgrund von Kontaminationen und der Risikobeurteilung eines Standortes unabhängig davon ob dieser als Altlast ausgewiesen wurde.

Wie in Kapitel 4.4 erwähnt, beruht die Beurteilung von Altablagerungen in Österreich, hingegen zu jener in Deutschland, nur noch auf Prüfwerten, da die in den ÖNORMEN früher vorhandenen Maßnahmenschwellenwerte abgesetzt wurden. In Deutschland hingegen stützt sich die Beurteilungsgrundlage nach wie vor auf Basis der festgelegten

Prüf- und Maßnahmenschwellenwerte. Im Vergleich von Österreich und Deutschland sind die festgelegten Schadstoffspektren mit den jeweiligen festgelegten Prüfwerten trotzdem sehr ähnlich. Dennoch sind die Beurteilungskriterien sowohl in Österreich als auch im deutschen Vergleichsland Baden-Württemberg sehr ähnlich, mit der Ausnahme, dass die Schadstoffaufnahmen in Österreich erst bei der Expositionsabschätzung berücksichtigt werden. Interessant sind auch die Wirkungspfade, welche in Deutschland explizit berücksichtigt werden. Zudem wird in Deutschland ein computergestütztes, vergleichendes Priorisierungsverfahren angewendet. Hierbei werden die in der BBodSchV/G festgelegten Wirkungspfade mit Hilfe von charakteristischen Merkmalen mit Zu- und Abschlägen versehen. Dieses Priorisierungsverfahren wird in Baden-Württemberg nach jeder Phase der Altlastenerkundung für die Bewertung und Festlegung von weiteren Handlungsempfehlungen durchgeführt. Ab einem bestimmten Verfahrensschritt der Beurteilung können Messwerte für die Bewertung hinzugeführt werden. Es sollte trotzdem festgehalten werden, dass zu Beginn wahrscheinlich mit einem erhöhten Aufwand für die Erfassung der einzelnen Merkmale gerechnet werden muss.

In Österreich liegt der Bewertung von Altablagerungen eine stufenweise Herangehensweise zugrunde, wodurch sich der Ablauf einzelner Untersuchungsschritte einerseits übersichtlicher unterteilen lässt, aber sich andererseits etwas aufwändiger gestaltet. Sollte beispielsweise bei der Erstuntersuchung hervorgehen, dass sämtliche Prüfwerte unterschritten sind, ist es nicht notwendig Expositionsabschätzungen durchzuführen und der Standort kann als einer „ohne ausgehendem Risiko“ ausgeschlossen werden. Da in Baden-Württemberg ein durchgehendes, vergleichendes, durch das Heranziehen von allgemein festgelegten Standortmerkmalen, Verfahren angewendet wird, kann nach jedem Untersuchungsschritt eine Priorisierung des Standortes durchgeführt werden. In Österreich wird die Priorisierung erst am Ende der gesamten Bewertung vollzogen. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es in Österreich und Deutschland bei den Grundlagen und der Umsetzung zwar Unterschiede gibt, dennoch werden die Altablagerungsstandorte am Ende mit Prioritäten versehen, wodurch die ausgehenden Risiken erfasst werden sowie ein Abbild der Situation und eine Grundlage für weitere Vorgehensweisen geschaffen werden.

Aus Sicht der Risikoforschung findet bereits im Zuge der Risikoidentifizierung (= Beschreibung der Altablagerung) eine erste Risikocharakterisierung durch die Klassifizierung der gegebenen Informationen statt. Der Fokus liegt hierbei auf der Recherche und der Erfassung bereits bekannter Parameter (z.B.: Lage, Größe, Befüllung, Alter, etc.), um Rückschlüsse auf mögliche Risiken schließen zu können. Zur Orientierung könnten für die Festlegung der einzelnen Parameter die Standortbeschreibungen der ÖNORMEN S 2088-1 bis 3 herangezogen werden. Auch aus der Sicht der Risikoforschung ist es ebenso notwendig ein Inventar der Wirkstoffe samt Auswirkungen unter Berücksichtigung der Wirkungspfade zu erstellen um schlussendlich die am häufigsten auftretenden Wirkstoffe herauszufiltern. Im Zuge des Interviews betonte Hr. Gászó die Bedeutung des Wissensstands bei chemischen Stoffen hinsichtlich eines der Umsetzung eines wirkungsvollen Risikomanagements und der möglichen Risikominimierung bzw. Maßnahmensetzung. Nachdem im Zuge der Risikoidentifizierung bereits eine allgemeine Risikocharakterisierung durchgeführt wurde, folgt im nächsten Schritt eine Erhöhung des Detaillierungsgrades durch das Heranziehen weiterer Informationen wie beispielsweise die Schadenshöhe und die Eintrittswahrscheinlichkeit einer Erkrankung, die Zeitdauer der Einwirkung (Punktuelle oder langandauernde

Einwirkungen) und die geografische Ausbreitung (starke lokale Begrenzung, oder weitreichende Ausbreitung) (siehe Tabelle 5-1). Sollten für diesen Schritt nach wie vor Informationslücken vorherrschend sein sind, wie bereits in Österreich angewendet, Empfehlungen bezüglich weiterer Erkundungs- und Erhebungsarbeiten zu ergänzen. Die endgültige Bewertung, zur Feststellung wo und mit welchen Maßnahmen zuerst eingegriffen werden muss, würde mittels eines Rankings mehrerer erfasster Altablagerungsstandorte anhand von Wertungen (toxikologische Bedeutung, Risiko-Nutzen Überlegungen) hinsichtlich des Ampelschemas durchgeführt werden. Der grundlegende Unterschied bei dieser Variante zu den „herkömmlichen“ Bewertungsmethoden ist, dass ein allgemeines Ranking mehrerer Altablagerungsstandorte durchgeführt wird, ob einer als „gefährlich“ oder „weniger gefährlich“ eingestuft wird.

6. Schlussfolgerung und Ausblick

Bezugnehmend auf die erste Forschungsfrage kann schlussfolgernd festgehalten werden, dass für die Erfassung, Charakterisierung und Bewertung sämtlicher von einem kontaminierten Standort ausgehende Risiken die Identifikation von relevanten Inhaltsstoffen notwendig ist. Hierfür sind vor allem die Gefahreneigenschaften der Schadstoffe, also deren Stoffgefährlichkeit bedeutend, die zu einem Schaden führen können. Ausschlaggebend für die Umweltrelevanz ist die Höhe der festgelegten Werte der Untersuchungsparameter. Je nachdem welche Schutzgüter, Schadstoffarten bzw. -gehalte und Einflussfaktoren am Standort gegeben sind, variieren die dadurch entstehenden Risiken im Allgemeinen. Die Risiken können entweder für die am Standort befindlichen Schutzgüter, oder bei bestimmten Einflüssen auch bei Schutzgütern in der Umgebung entstehen.

Für das Schutzgut Luft sind die entstehenden Deponiegase als Risiko von Bedeutung. Neben den beiden Hauptkomponenten Kohlendioxid und Methan gibt es noch einige toxikologisch relevante Spurenstoffe, die in einer Altablagerung auftreten können. Abgesehen von leicht flüchtigen Schadstoffen kann ein höheres Risikopotential durch erhöhte Reaktionspotentiale, geringe Siedebereiche und hohe Dampfdrücke bewirkt werden. Die Risiken können einerseits die Umwelt zum Beispiel durch die Ausgasung von Methan und andererseits, die menschliche Gesundheit durch toxische Gasmigrationen in Räumlichkeiten betreffen. Ein Risiko für Sach- und Kulturgüter ist bei gewissen Gaszusammensetzungen (Methan, Kohlendioxid und Sauerstoff) gegeben, die zu einer Explosion führen können. Zudem können noch weitere Risiken bei Sachgütern aufgrund von Setzungen, durch ablaufende Prozesse innerhalb einer Deponie entstehen.

Schwermetalle haben im Sickerwasser aufgrund ihrer Mobilisierbarkeit oft nur eine untergeordnete Rolle und sollten aber vereinzelt (Pb, Al, Sb), aufgrund der schadstoffspezifischen Eigenschaften, trotzdem bei gegebenen Hinweisen im Zuge einer Einzelfallbetrachtung untersucht werden. Außerdem stellte sich heraus, dass auch leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe für die Risikobeurteilung von Bedeutung sind. Beim Wasser ist mit einer Erhöhung des Risikopotentials zu rechnen sobald es zu Austrägen durch ablaufende Prozesse (z.B. Grundwasserneubildung) kommt, oder leicht lösliche Schadstoffe wie z.B. Naphtalin, Acenphythylen sowie mobilisierbare Schadstoffe (z.B. MKW, amphotere Metalle, Cr VI) enthalten sind. Diese gelösten Schadstoffe können sich nämlich im Grundwasserabstrom räumlich stark ausbreiten und die Trinkwassernutzung erheblich beeinflussen. Aus diesem Grund ist

die Beurteilung dieses Schutzgutes sorgfältig durchzuführen. Ein erhöhtes Risiko für die Wasserqualität, Wasserorganismen und die Pflanzenverfügbarkeit sind mögliche Folgen. Auch hinsichtlich einer ökologischen Risikobeurteilung ist das Schutzgut Wasser und die darin befindlichen Wasserorganismen von großer Bedeutung.

Beim Schutzgut Boden ist von einem höheren Risikopotential auszugehen sobald Schadstoffe leicht mobilisierbar sind (z.B.: PAK, Vinylchlorid), eine geringe Bindungsstärke vorweisen und somit ein Transfer in Nutzpflanzen möglich ist, an Bodenpartikel adsorbierende Schadstoffe (z.B. PCB, PAK) sowie jene mit einer hohen Sorptionsfähigkeit (= Akkumulation) im Boden vorhanden sind. Bei Bodenkontaminationen sind die Schadstoffart und die am Standort vorherrschenden Nutzungen für die Höhe des Risikos und dessen Wirkung ausschlaggebend. Bei diesem Schutzgut sind daher für die Risikoabschätzung die Expositionspfade von Relevanz. Die Risiken beim Menschen können von Hautirritationen durch dermale Kontakte bis hin zu Krebserkrankungen bei kanzerogenen Substanzen reichen. Vor allem Kinder sind, beim Spielen auf einem Kinderspielplatz, einem erhöhten Risiko durch die Aufnahme von kontaminiertem Bodenmaterial ausgesetzt. Bei der Beurteilung ist darauf zu achten, ob auf dem Standort bereits geogen bedingte Kontaminationen vorliegen, welche daher bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen sind.

Zusammenfassend kann es bei den einzelnen Schutzgütern über unterschiedliche Pfade bzw. Aufnahmewege zu Risiken kommen, welche von den chemischen Eigenschaften der Schadstoffe abhängen. Vom Menschen können sie dann schlussendlich oral, inhalativ oder dermal aufgenommen werden und zu einer negativen Beeinträchtigung führen. Bei Pflanzen, vor allem in der landwirtschaftlichen Nutzung, können Schadstoffe wie beispielsweise PAK über die Wurzeln aufgenommen werden, welche schlussendlich durch den Verzehr vom Menschen konsumiert werden können. Aufgrund schadstoffspezifischer Eigenschaften einzelner Substanzen ist auch eine Beeinflussung von Wasserorganismen möglich. Betroffene Sachgüter können geschlossene Einrichtungen wie Gebäude am betrachteten Standort oder in der Umgebung sein, sowie unterirdische Einrichtungen wie Kanäle, Leitungen oder Keller. Auch Tiere können durch kontaminierte Oberflächengewässer einem gewissen Risiko ausgesetzt werden.

Dennoch stellt wie oben erwähnt nicht jeder potenzielle Schadstoff ein gleich hohes Risikopotential dar und wird von Faktoren wie dem Verhalten in den einzelnen Umweltmedien, den schadstoffspezifischen Eigenschaften und den theoretischen Aufnahmemöglichkeiten maßgeblich beeinflusst. Um schlussendlich eine endgültige Aussage hinsichtlich des möglichen Risikos tätigen zu können, ist daher eine Einzelfallbetrachtung des Standortes sowohl hinsichtlich der enthaltenen Schadstoffe als auch hinsichtlich der gegebenen Nutzungen notwendig. Zudem wird durch die Umsetzung dieses Zuganges die Verwirklichung des angestrebten Reparaturprinzips unterstützt.

Im Rahmen der Arbeit zeigte sich, dass die Risikocharakterisierung auf verschiedenen Detaillierungsgraden basieren kann. Das Heranziehen unterschiedlicher Detaillierungsgrade in der Risikocharakterisierung ist unter anderem auch auf die angewandte stufenweise Vorgehensweise zurückzuführen, da sich im Zuge dessen der Detaillierungsgrad bzw. Informationsgehalt verdichtet.

Je nachdem, in welcher Erkundungs- oder Untersuchungsphase die Charakterisierung durchgeführt wird, erhöht sich die Informationsdichte. Dennoch ist unabhängig vom Detaillierungsgrad die Festlegung unterschiedlicher Expositionspfade durch die

gegebenen Nutzungen für eine systematische Charakterisierung notwendig. Zusätzlich sind standortspezifische Parameter (Hydrogeologie, Standortgegebenheiten) zu berücksichtigen. Eine standardisierte und systematisierte Herangehensweise für die Festlegung von konkreten und realistischen Expositionsszenarien (wie Schadstoffausmaß und Mobilität, Expositionspfad und Rezeptor) gibt es in den relevanten ÖNORMEN noch nicht. Wie in der Diskussion erwähnt gibt es auch in Österreich bereits Ansätze hinsichtlich einer Standardisierung im Bereich der Risikocharakterisierung, jedoch noch keine computergestützte. Falls keine Nutzung stattfindet, ist folglich auch keine Exposition für ein Schutzgut gegeben und ein Risiko ist ausschließbar. Dieser Ansatz wird sowohl in Baden-Württemberg als auch in Österreich herangezogen. Durch eine zukünftige Änderung des Altlastensanierungsgesetzes in Österreich, der Entwurf ist bereits vorliegend, soll eine klare Trennung zwischen erheblicher Kontamination und Risiko festgesetzt werden. Diese Trennung wird höchstwahrscheinlich eine standardisierte und wirkungspfadorientierte Risikocharakterisierung fördern. In Deutschland wird beispielsweise für die Risikocharakterisierung bereits ein computergestütztes und relativ standardisiertes Priorisierungsverfahren angewendet (namens „XUMA-B“). So gesehen wird in Baden-Württemberg die Charakterisierung und die Risikobewertung im Zuge des Priorisierungsverfahrens durch „XUMA-B“ angewandt. Schlussfolgernd kann gesagt werden, dass wenn sämtliche Informationen zu den vorgeschlagenen Merkmalen erhoben wurden, das „XUMA-B“ eine gut strukturierte, systematisch aufbereitete Methodik für die Charakterisierung, Bewertung und Festlegung von Handlungsempfehlungen darstellt. Essentiell bei der Risikocharakterisierung – dies trifft sowohl in Österreich als auch in Baden-Württemberg zu – sind die gesetzlich festgelegten Prüfwerte, welche für den Vergleich mit den Messwerten für die eigentliche Charakterisierung und Bewertung herangezogen werden müssen. Die österreichischen Prüfwerte für die Gefährdungsabschätzung in der ÖNORM S 2088 1 bis 2 wurden bereits risikobasiert abgeleitet, wodurch sowohl eine Risikocharakterisierung als auch -bewertung möglich ist. Bei den Prüfwerten ist empfehlenswert darauf zu achten, wie diese abgeleitet wurden und wie diese im vorliegenden Einzelfall anzuwenden sind. Bei den festgelegten Prüfwerthöhen können bereits Rückschlüsse auf die Bedeutung und Umweltrelevanz hinsichtlich der Gefährlichkeit des Schadstoffes getätigt werden. Dies ist dann schlussendlich bei der tatsächlichen Risikobewertung für die Interpretation entscheidend.

In Deutschland gibt es zusätzlich Maßnahmenschwellenwerte, die bei jeder Überschreitung Maßnahmen mit sich ziehen. Bei den Prüfwerten oder Richtwerten hingegen ist gegebenenfalls die vorliegende Situation erneut und genauer zu prüfen. Folglich kann man den Schluss ziehen, dass die Risikocharakterisierung einen wesentlichen Schritt der Risikobewertung ausmacht, da auf Basis des Prüfwertvergleiches die sich ergebenden Ergebnisse diskutiert und bewertet werden können. Diese werden dahingehend diskutiert, ob die zugrundeliegenden Annahmen (Expositionsparameter) passend gewählt wurden. Außerdem wird die entscheidende Aussage getätigt, ob ein Risiko ausgeschlossen werden kann. Für die Risikoanalyse in Österreich werden zum Beispiel entweder die errechneten Expositionswerte von toxikologischen Vergleichswerten für die Ermittlung eines Risikoquotienten gegenübergestellt oder die risikobasierten abgeleiteten Prüfwerte der ÖNORMEN S 2088-1 und 2 herangezogen und anhand dessen bewertet, ob ein Risiko ausgeschlossen werden kann. Somit werden die Risikobewertungen in Österreich durch das Heranziehen von Risikoquotienten quantitativ und durch die Interpretation und Diskussion der sich ergebenden Ergebnisse auch qualitativ bewertet. Eine qualitative Bewertung findet zudem auch im Rahmen der Risikoidentifizierung statt, wo

vorerst durch eine fachliche Bewertung der Untersuchungsrahmen festgelegt wird. Die bei einer Überschreitung des Risikoquotienten zu treffenden Maßnahmen zielen auf eine Minimierung des Risikos z. B. durch Nutzungsbeschränkungen oder -einschränkungen ab. Dieser Ansatz ist in der Altlastenerkundung und -beurteilung ein sehr entscheidender, da damit die Sicherstellung der Qualität der Umwelt und die menschliche Gesundheit gewährleistet werden kann. Es sollten auch Brachflächen erneut beurteilt werden, um adäquate Maßnahmen zu setzen, damit diese Flächen zukünftig im Falle einer Flächenumwidmung anderwärtig genutzt werden können und dadurch erneut in den Wirtschaftskreislauf gelangen. Somit wird einem zunehmenden Flächenverbrauch entgegengewirkt. Jene Zugänge der Altlastenbewertung spiegeln bereits die festgelegten Gesichtspunkte in den Leitsätzen des BLFUW zur Optimierung der strategischen „Lösungsorientierung“ und Umsetzung des „Reparaturprinzips“ teilweise wieder. Für die Umsetzung und Weiterentwicklung der Leitsätze ist teilweise ein Umdenken der Gesellschaft und der Politik notwendig, da vor allem eine Änderung der Wahrnehmung von Altablagerungen und der daraus resultierende Umgang samt Möglichkeiten (z.B.: Nutzungsbeschränkungen, Brachflächenrecycling) noch nicht ausreichend gegeben ist. Die verstärkte Umsetzung des „Reparaturprinzips“ stößt dennoch sowohl politisch als auch gesellschaftlich, an seine Grenzen da die gegebene Akzeptanz dieser Stakeholder gegenüber der zugrundeliegenden methodischen Bewertung derzeit noch nicht vollständig vorhanden ist. Die derzeitige österreichische Gesetzeslage könnte für die Erschwerung der oben genannte Punkte verantwortlich sein. Aus diesem Grund ist es von großer Bedeutung mehr Vertrauen in die methodischen Vorgehensweisen der Risikobewertung zu setzen, um sich vom derzeit angewandten „Vorsorgeprinzip“ zu lösen und die Wiedereinbringung in den Wirtschaftskreislauf dieser Flächen zu fördern. Die Entwicklung von adäquaten Gesetzen und Normen könnte hierbei als unterstützendes Instrument fungieren. Dadurch wird ersichtlich, dass die Risikobewertung von Altablagerungen in Österreich einem Wandel unterliegt, wodurch das ursprünglich angewandte „Verursacherprinzip“ in den Hintergrund gerückt wird. Jener Strukturwechsel soll mit Hilfe der Geltendmachung der neuen Novelle zum Altlastensanierungsgesetz gefördert werden.

Die angewendeten Verfahren und Methoden zur Altlasten- und Risikobeurteilung sind in Deutschland und Österreich, bis auf die oben genannten Unterschiede bei der Risikocharakterisierung, sehr ähnlich (stufenweise Vorgehensweise, Prüfwerte, Priorisierungsverfahren). Ein Grund hierfür kann die relativ fortgeschrittene Entwicklung der Altlastenbewertung in Deutschland sein, wodurch sich Österreich bereits seit 1989 an Baden-Württemberg orientiert hat. Bei der computergestützten Methode von Deutschland, dem vergleichenden Verfahren, liegt der Fokus vor allem beim Pfad eines Schadstoffes also von der Quelle über den Ort der Beurteilung (Messung der Konzentration) bis zur Wirkung beim Schutzgut. Diese Methode zielt vorwiegend auf die Erfassung des Gefährdungspotentials durch das Heranziehen von Multiplikatoren (= geben Auskunft über den Einfluss örtlicher Verhältnisse) zur Bestimmung der Auswirkungen ab. Die in Österreich zugrundeliegende Methode beläuft sich derzeit noch auf eine weniger systematische und Wirkungspfad orientierte Variante. Je nach Untersuchungsphase bezieht sich die Beurteilung entweder auf den Vergleich mit Prüfwerten, auf Expositionsabschätzungen oder auf ermittelte Risikoquotienten bei einem zugrundeliegenden Szenario.

Bei Betrachtung des Risikoprozesses aus einer anderen Perspektive, aus jener eines Risikoforschers, gibt es bei der Herangehensweise einige bemerkenswerte Unterschiede. Nach diesem Ansatz sind einerseits eine Matrixdarstellung (durch

Inventarlisten) und andererseits ein Klassifikationsschema die zugrundeliegenden Methoden für die Risikoabschätzung. Anders wie bei dem altlastenbezogenen Zugang, könnten mögliche Risiken mittels eines Ampelschemas, auf Basis erstellter Inventarlisten (Beschreibung des Standortes, Stoffliste) mit relevanten Informationen (Parameter wie Lage, Befüllung, Alter) zu einem Standort, durch Bereichszuordnungen (rot, gelb, grün) übersichtlich klassifiziert werden. Im Altlastenbereich werden die möglichen Risiken vorwiegend stufenweise mit zunehmendem Detaillierungsgrad unter Betrachtung von Untersuchungsergebnissen und Prüfwerten erfasst und charakterisiert. Schlussendlich wird festgestellt ob aufgrund der Gegebenheiten (Messwerte, Expositionspfade, Nutzungen) ein Risiko ausgeschlossen werden kann oder nicht. Ein, wie in der Risikoforschung, angedachtes Klassifikationsschema, zur Zuordnung der Höhe des Risikos gibt es in diesem Bereich nicht. Ähnlich wie beim altlastenbezogenen Zugang ist ebenfalls die Unwissenheit über den vorliegenden Standort entscheidend. Denn sobald keine ausreichende Datengrundlage vorhanden ist, sollte automatisch von einem größeren Risiko ausgegangen werden. Daher sind in allen Bewertungszugängen historische Recherchetätigkeiten für die Risikobewertung und Altlastenbeurteilung von großer Bedeutung. Bei der Risikobewertung aus der Sicht der Risikoforschung bzw. -managements liegt der Fokus bei der Erstellung einer Wertung bzw. eines allgemeinen Rankings, hinsichtlich des ausgehenden Risikos, mehrerer Standorte. Anhand dessen wird verifiziert, an welchem Ort, mit welchen Maßnahmen (Eingriffe durch Gesetzgeber, Behörde, Betroffene), als erstes eingegriffen wird. Ähnlich wie beim Zugang aus der Altlastenbewertung steht hierbei die Priorisierung, mittels der Kategorisierung in rot, gelb, grün im Mittelpunkt. Diese Zugangsweise stellt im Allgemeinen einen übersichtlichen und relativ einfachen Zugang zur Risikobewertung von Alttablagerungen dar, dennoch könnte bei dieser Herangehensweise in Frage gestellt werden, ob die in den Leitsätzen gewünschten Ziele (z.B. standort- und nutzungsbezogene Betrachtung) ausreichend detailliert behandelt werden könnten.

Bei den in Betracht gezogenen Methoden zur Risikoabschätzung von Alttablagerungen stehen vor allem die entstehenden Risiken für den Menschen im Vordergrund. Die ökologische Risikobeurteilung wird derzeit jedoch kaum verfolgt und behandelt, obwohl diese ebenfalls von großer Bedeutung wäre. Die Frage stellt sich jedoch, wann der Mensch, die Wissenschaft, die Politik und weitere relevante Akteure dafür bereit sind, die Risiken die durch Alttablagerungen für die Ökosysteme entstehen, im Detail zu beleuchten und zu bewerten.

Ein weiterer wichtiger und erwähnenswerter Aspekt ist die Beurteilung der einzelnen Schadstoffe, die aufgrund der abgelagerten Abfälle in den Schüttungen enthalten sind. Oft sind die toxikologischen Wirkungen noch nicht vollständig erforscht bzw. bekannt, wodurch eine Bewertung dieser erschwert und das entstehende Risiko für den Menschen folglich automatisch erhöht wird. Auch die Ungewissheit darüber, wie sich einzelne Substanzen durch vorherrschende Abbauprozesse verändern und möglicherweise zu noch gefährlicheren, aber noch nicht bekannten Gefahrstoffen werden, stellt die Altlastenbewertung und -erkundungen hinsichtlich der entstehenden Risiken laufend vor neue Herausforderungen. Diese Unwissenheit über die Abbauprozesse erhöht das ausgehende Risikopotenzial von einer Alttablagerung enorm.

Bei beiden herangezogenen Zugängen (Altlastenbereich und Risikoforschung) liegt dem Prozess der Risikobetrachtung zugrunde, dass es ohne einen Pfad (wie der Schadstoff transportiert wird) und ohne einen Rezeptor (zu dem der Schadstoff transportiert wird bzw. einwirkt) zu keinem Risiko kommen kann. Bei diesem

Ansichtspunkt kommt vor allem die nutzungsbezogene Risikobetrachtung bei Altablagerungen ins Spiel, denn wenn keine Nutzung am Standort oder in der unmittelbaren Umgebung vorherrschend ist, wird das Risiko dadurch geringer eingeschätzt, trotz enthaltener Schadstoffe.

Nach heutigem Wissensstand erscheint daher eine Festlegung der „besten Methode“ nicht möglich. Interessant ist die Zugangsweise aus der Risikoforschung mit der Klassifizierung durch die Anwendung eines Ampelschemas. Diese Herangehensweise könnte im Rahmen einer weiteren Arbeit im Detail ausgearbeitet und Überlegungen hinsichtlich eines detaillierten Klassifizierungsschemas für die Risikobewertung von Altablagerungen getätigt werden.

Im Allgemeinen kann gesagt werden, dass der Begriff „Risiko“ im Altlastenbereich ein oft diskutierter und umstrittener ist. Ein Grund hierfür sind womöglich Unterschiede beim allgemeinen Verständnis, wodurch eine einheitliche Anwendung des Begriffes erschwert wird. Die sich ergebenden Schwierigkeiten durch die unterschiedlichen Zugangsweisen zum Begriff „Risiko“ spiegeln sich auch teilweise bei der Beantwortung der Forschungsfragen wieder.

7. Literaturverzeichnis

- AGES. 2018. Arsen. Wien: AGES <https://www.ages.at/themen/rueckstaende-kontaminanten/arsen/>. Zugegriffen am: 15.02.2019
- ALSAG, 1989 (a). Bundesgesetz zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung. StF: BGBl. Nr. 299/1989. Fassung vom 29.06.1989
- ALSAG. 1989 (b). Bundesgesetz zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung. StF: BGBl. Nr. 299/1989. Fassung vom 02.11.2018
- Amiard-Triquet, C. 2015. Advancing Tools for Dealing with Emerging Risks. In: Aquatic Ecotoxicology, 1-23/DOI: 10.1016/B978-0-12-800949-9.0000
- Anderl, M.; Burgstaller, J.; Gugele, B.; Gössl, M.; Haider, S.; Heller, C.; Ibesich, N.; Kampel, E.; Köther, T.; Kuschel, V.; Lampert, C.; Neier, H.; Pazdernik, K.; Poupa, S.; Purzner, M.; Rigler, E.; Schieder, W.; Schmidt, G.; Schneider, J.; Schodl, B.; Svehla-Stix, S.; Storch A.; Stranner, G.; Vogel, J.; Wiesenberger, H.; Zechmeister, A. 2019. Klimaschutzbericht 2018. Wien: Umweltbundesamt
- AWG, 1990. Bundesgesetz vom 6. Juni 1990 über die Vermeidung und Behandlung von Abfällen, mit dem das Chemikaliengesetz, BGBl. Nr. 326/1987, die Gewerbeordnung 1973, BGBl. Nr. 50/1974, das Altlastensanierungsgesetz, BGBl. Nr. 299/1989, das Umwelt- und Wasserwirtschaftsfondsgesetz, BGBl. Nr. 79/1987, und das Umweltfondsgesetz, BGBl. Nr. 567/1983, geändert werden (Abfallwirtschaftsgesetz – AWG). Fassung vom 26.06.1990
- AWG. 2002. Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002). StF: BGBl I Nr. 102/2002. Fassung vom 03.11. 2018
- Baudirektion Kanton Zürich. 2008-2009. Risikoanalyse – Deponiefonds. Zürich: Baudirektion Kanton Zürich
- Beratungs GmbH Arbeits- und Gesundheitsschutz (= BfGA). 2019. Deutschland: BfGA GmbH. <https://www.bfga.de/arbeitschutz-lexikon-von-a-bis-z/fachbegriffe-c-i/gefaehrung-fachbegriff/>. Zugegriffen am 15.01.2019
- Blp Geoservices GmbH. 2009. Handlungsempfehlungen zu Oberflächenabdeckung von Deponien in Österreich. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Blp Geoservices GmbH. 2010. Endbericht: Sicherheitsrisiko Deponiegas – Abschätzung des Gefährdungspotentials und Analyse von Abwehrmaßnahmen. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Brandt, M. und Einhenkel-Arle, D. 2016. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe – Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar?. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt
- Brill, V.; Kerndorff, H.; Schleyer, R.; Friesel, P.; Milde, G. 1986. Erkennung, Charakterisierung und Beurteilung von Grundwasserkontaminationen durch Altablagerungen. Deutschland: Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft Band 137 (1986). https://www.schweizerbart.de/papers/zdgg_alt/detail/137/53838/Erkennung_Charakterisierung_und_Beurteilung_von_Grundwasserkontaminationen_durch_Altablagerungen. Zugegriffen am: 12.05.2019

- BMNT. S.a. Über Altlasten. Wien: Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. https://www.altlasten.gv.at/Ueber_Altlasten/Ursache.html. Zugriffen am 02.11.2018
- BMNT. 2019. Schadstoffe. Wien: BMNT. https://www.altlasten.gv.at/Ueber_Altlasten/fachthemen/schadstoffe.html. Zugriffen am: 20.02.2019.
- BMLFUW. 2007. Altlastensanierung in Österreich Effekte und Ausblick. Wien: BMLFUW
- BMLFUW, 2009. Leitbild Altlastenmanagement - Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten. 2009. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft
- BMLFUW. Altlastenmanagement 2010 – Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten – Arbeitspaket 6: Abschätzung und Beurteilung der Schadstoffausbreitung im Grundwasser – Beurteilung von Schadstofffahnen bei kontaminierten Standorten – Zwischenbericht. Wien: BMLFUW
- BMFLUW, 2012. Erläuterungen zur Deponieverordnung 2008. März 2012. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien: BMLFUW
- BBodSchG. 1998. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Fassung vom 27.09.2017
- DVO. 1996. 164. Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung). 164. Verordnung_ Deponieverordnung. Fassung vom 10.04.1996
- DVO. 2008. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008 – DVO). StF: BGBl. II Nr. 39/2008. Fassung vom 11.12.2018
- Dittmar, T. Vorlesung – Wasserinhaltsstoffe – Schwermetalle. 2011. Deutschland: TU-Dresden. https://tu-dresden.de/bu/umwelt/hydro/ifw/ressourcen/dateien/lehre/vorlesung-wasserinhaltsstoffe/Wasserinhaltsstoffe-Schwermetalle_1.pdf?lang=de. Zugriffen am: 10.05.2019
- Dörr, H.; Held, T.; Jacob, H.; Von Rinck, C.; Rippen, G. 2014. Handbuch Altlasten – Untersuchung von altlastverdächtigen Flächen und Schadensfällen – Band 3., Teil2. Wiesbaden: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2. Auflage
- Edelmann, E.; Dörrie, T; Reichenauer, T.; Loibner, A.P. 2011. Ökologische Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten – Endbericht zum Arbeitspaket 3 des Projektes „Altlastenmanagement 2010“. Wien: Umweltbundesamt
- Eisele. 2004. Absicherbarkeit von Risiken beim Flächenrecycling. Deutschland: Ingenieurgesellschaft für Umwelttechnik und Bauwesen mbH
- Freistaat Sachsen. 2006. Handbuch zur Altlastenbehandlung – Teil 6: Gefährdungsabschätzung, Pfad Luft. Freistaat Sachsen: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 1. Auflage.

- Granzin, S. und Valtl M. 2016. Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas. Wien: Umweltbundesamt
- Granzin, S. und Valtl, M. 2019. Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas – Stand 1. Jänner 2019. Wien: Umweltbundesamt
- Gasser, U. s.a. Umweltgefahren von Mülldeponien.
- Herbst, M.; Tondera, D.; Fritz, E. S. a. Lehrveranstaltung (1/1/0) Altlasten – Erkundung und Bewertung. Freiberg: Technische Universität Bergakademie Freiberg. <https://tu-freiberg.de/sites/default/files/media/professur-fuer-ingenieurgeologie-6559/altl-vl.pdf>. Zugriffen am 2.2.2019
- Hettwer, K.; Warrelmann, J.; Heyser, W.; Gaab, S.; Püttmann, W.; Drewes, U.; Vehlhaber, D. 2006. Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone. Deutschland: Umweltbundesamt
- Hudec, B. 2003. Sanierung von Altdeponien – Bewertungsmodell und Sanierungsvorschläge in Bezug auf die Europäische Wasserrahmenrichtlinie. Berlin: Technische Universität Berlin
- Janitsch, C. 2019. ALSAG NEU – Das Verfahrensgesetz. Präsentiert in „Erfahrungsaustausch Deponien am 25.06.2019“. Wien: Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus
- Klima und Raum. 2009. Schutzgut. Hannover: ARL. <http://www.klima-und-raum.org/schutzgut>. Zugriff am 11.12.2019. Zugriffen am 2.2.2019
- Kjeldsen, P.; Barlaz, M. A.; Rooker, A.P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T.H. 2010. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. In: Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 32:4/297-336/DOI: 10.1080/10643380290813462
- Krasznai, R. 2019. Beitragstatbestände und Zweckbindung neu. Präsentiert in „Altlastenmanagement 2020 – Neuerungen im ALSAG“. Wien: Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus
- LBUW. 2016. Altlastenbewertung – Priorisierungs- und Bewertungsverfahren. Baden-Württemberg: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 2006. Teil 4: Gefährdungsabschätzung, Pfad und Schutzgut Boden. Sachsen: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- Laner, D.; Fellner, J.; Brunner, H. 2008. Gefährdung durch Deponien und Altablagerungen im Hochwasserfall – Risikoanalyse und Minimierung (GEDES). Wien: Technische Universität Wien
- Lechner, P. 2004. Kommunale Abfallentsorgung. Wien: Facultas Verlags- und Buchhandels AG
- Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden Württemberg. 1988. Altlastenhandbuch Teil 1 – Altlastenbewertung. Stuttgart: Ministerium für Umwelt und Verkehr
- Neumaier, H.; Weber, H. 1996. Altlasten – Erkennen, Bewerten, Sanieren. Deutschland: Springer-Verlag. 3. Auflage

- ÖNORM S 2088-1 – Kontaminierte Standorte – Teil 1. Wien: Austrian Standards Institute
- ÖNORM S 2088-2 – Kontaminierte Standorte – Teil 2. Wien: Austrian Standards Institute
- ÖNORM S 2088-3 – Kontaminierte Standorte – Teil 3. Wien: Österreichisches Normungsinstitut
- Pinker, J.; Sohr, A. 2010. Branchenbezogene Merkblätter zur Altlastenbehandlung. Sachsen: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/luft/19_Schiessplaetze_Sep2010.pdf. Zugegriffen am: 15.02.2019
- Pritchard, P. Environmental Risk Management. 2000. London: Earthscan Publications Ltd
- Procon Unternehmensberatung GmbH. 2018. Risikomanager/-in und Senior Risk Manager/-in – Modul 1. Wien: WIFI
- Punesch, B.; Rabitsch, J.; Reitmeir, M.; Repetschnigg, M.; Valtl, W., Weihs, S.; Wimmer, B. 2009. Leitbild Altlastenmanagement -Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung von Sanierung von kontaminierten Standorten . Wien: Bundesministerium für Land-, Forst-, Umwelt-, und Wasserwirtschaft
- Rettenberger, G.; Mezger, H.; Ingenieurgruppe Rettenberger, G.; Ubran-Kiss & Partner. 1992. Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen – Leitfaden Deponiegas. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 1. Auflage
- Reichenauer T.; Friesl-Hanl, W.; Edelmann, E.; Hofer, H.; Weisgram, M.; Müller, D.; Dörrie, T. 2011. Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten. Wien: Umweltbundesamt
- Reitmeir, M. S.a.. Informationsveranstaltung zur Altlastenausweisung der Altablagerung „Pochergraben“. https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/abfallwirtschaft/downloads/wesentliche_Untersuchungsergebnisse_und_abfalltechn._Massnahme.pdf. Zugegriffen am: 15.02.2019
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 2003. Grundsätze Teil 1 – Handbuch zur Altlastenbearbeitung. Sachsen: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
- Sabbas, T.; Mostbauer, P.; Lechner, P.; 1998. Deponien – Prozesse und Faktoren Jenseits der Nachsorge. Wien: Magistratsabteilung der Stadt Wien, Magistratsabteilung 22
- Schachermayer, E.; Lampert, C. 2008. Erfasste Deponiegasmengen auf österreichischen Deponien – Zeitreihe für die Jahre 2002 bis 2007. Wien: Umweltbundesamt
- Siller, R. und Weihs, S. 2008. Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas. Wien: Umweltbundesamt
- Solomon S.; Qin D.; Manning M.; Chen Z.; Marquis M.; Averyt K.B.; Tignor M.; Miller H.L. 2007. Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge. New York: Cambridge University Press

- UBA, 2018. Expositionsabschätzung. Wien: Umweltbundesamt.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/belastung-des-menschen-ermitteln/expositionsschaetzung>. Zugriffen am: 23.11.2018
- UBA. S.a. Chrom: Eine Frage der Wertigkeit. Wien: Umweltbundesamt.
<http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/schadstoff/chromat/?tempL>
Zugriffen am: 15.02.2019
- Weihs, S. 2017. Altlasten – Ursachen und Problemstellung. Wien: Universität für Bodenkultur – LV: 911339 Altlasten und Bodenschutz
- Weihs, S. 2019. Vorstellung der neuen Altlastenbeurteilungsverordnung. Wien: Präsentiert in „Altlastenmanagement 2020 – Neuerungen im ALSAG“
- Weisgram, M.; Brandner, P.; Foditsch, S.; Dörrie, T.; Müller, D. 2012. Arbeitshilfe CKW kontaminierte Standorte – Methoden der Erkundung, Beurteilung und Sanierung von CKW-kontaminierten Standorten. Wien: Umweltbundesamt
- Weisgram, M.; Moser, B.; Dörrie, T.; Döberl, G.; Müller-Grabherr, D. 2017. MKW – kontaminierte Standort; Erkundung, Beurteilung und Sanierung – Technische Arbeitshilfe. Wien: Umweltbundesamt
- ÖWAV. 2000.ÖWAV-Regelblatt 31 – Deponiesickerwasser Reaktordeponie. Wien: 2000. 31. Regelblatt
- Zorzi, M. 1989. Entwurf für ein Verfahren zur Bewertung Altlastenverdächtiger Altablagerungen und Altstandorte. Wien: Umweltbundesamt

8. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Weihs H. 2019. Eigene Darstellung

Janitsch, C. 2019. ALSAG NEU – Das Verfahrensgesetz. Präsentiert in „Erfahrungsaustausch Deponien am 25.06.2019“. Wien: Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus

Kjeldsen, P.; Barlaz, M. A.; Rooker, A.P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T.H. 2010. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. In: Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 32:4/297-336/DOI: 10.1080/10643380290813462

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. 2016. Altlastenbewertung – Priorisierungs- und Bewertungsverfahren. Baden-Württemberg: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

Lechner, P. 2004. Kommunale Abfallentsorgung. Wien: Facultas Verlags- und Buchhandels AG

Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden Württemberg. 1988. Altlastenhandbuch Teil 1 – Altlastenbewertung. Stuttgart: Ministerium für Umwelt und Verkehr

ÖNORM S 2088-1 – Kontaminierte Standorte – Teil 1. Wien: Austrian Standards Institute

ÖNORM S 2088-2 – Kontaminierte Standorte – Teil 2. Wien: Austrian Standards Institute

ÖNORM S 2088-3 – Kontaminierte Standorte – Teil 3. Wien: Österreichisches Normungsinstitut

Reichenauer T.; Friesl-Hanl, W.; Edelmann, E.; Hofer, H.; Weisgram, M.; Müller, D.; Dörrie, T. 2011. Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten. Wien: Umweltbundesamt

9. Anhang

9.1 Anhang 1

Parameter	ÖNORM S 2088-3 (Österreichisches Normungsinstitut, 2003)	ÖNORM S 2088-1 (Austrian Standards Institute, 2018)		
		Gesamtgehalte (mg/kg) (PW A und B)	Eluat	GW-Untersuchung (Differenz PW, Prüfwert QualitätszielVO) Prüfwert
Allgemeine physikalische Parameter /Feldparameter				
Leitfähigkeit			2500 qS/cm	(nur bei Differenz- PW)
pH			unter 6,5 oder über 9,5	unter 6,5 oder über 9,5
Gesamthärte				(nur bei Differenz- PW)
Karbonathärte				(nur bei Differenz- PW)
Hydrogencarbonat				(nur bei Differenz- PW)
Temperatur				
geöster Sauerstoff				(nur bei Differenz- PW)
Redox-Spannung				
Trockenmasse				
GV				

Anorganische Parameter				
<u>Anionen</u>				
Chlorid			200 mg/l	120 mg/l
Sulfat			250 mg/l	150 mg/l
Nitrit				0,3 mg/l
Nitrat				50 mg/l
Borat-B				
Phosphat-P				
leicht freisetzbare Cyanide				
<u>Kationen.</u> <u>(Schwermetalle sind</u> <u>akkumulierbar)</u>				
Aluminium				0,12 mg/l
Ammonium-N			0,5 mg/l (als N)	0,3 mg/l
Natrium				x
Kalium				x
Magnesium				x
Arsen		50 / 200 mg/kg TM	0,01 mg/l	0,006 mg/l
Blei		100 / 500 mg/kg TM	0,01 mg/l	0,006 mg/l
Cadmium		2 / 10 mg/kg TM	0,005 mg/l	0,003 mg/l
Chrom (VI)				
Chrom gesamt		100 / 500 mg/kg TM	0,05 mg/l	0,01 mg/l
Calcium				240 mg/l
Mangan				x
Eisen				x
Kupfer		100 / 500 mg/kg TM	2,0 mg/l	0,06 mg/l
Nickel		100 / 500 mg/kg TM	0,02 mg/l	0,012 mg/l
Quecksilber		1 / 5 mg/kg TM	0,001 mg/l	x

Zinn				0,05 mg/l
Dibutylzinn-Kation (Licht- und Hitzestabilisator für PVC)				
Tetrabutylzinn (Licht- und Hitzestabilisator für PVC)				
Zink		500 /1500 mg/kg TM		1,8 mg/l
Cyanide		25 / 250 mg/kg TM	0,05 mg/l	0,03 mg/l
Bor				0,6 mg/l
Antimon				0,003 mg/l
Selen				0,006 mg/l
Fluorid				0,9 mg/l
Cobalt				
Molybdän				
Thallium				
Vanadium				
Organische Parameter				
Summe CKW				18 µg/l
<u>leichtflüchtig</u> <u>chlorierte</u> <u>Kohlenwasserstoffe</u> <u>(LHKW)</u>				
Chlordifluormethan	x			
Tetrachlormethan - besonders gefährlich	x - Verweilzeit 25- 30 J			
Dichlortetrafluorethan	x			
Trichlormethan (Chloroform)	x			
Dichlormethan - besonders gefährlich	x			
1,1,1-Trichlorethan	x			
1,1-Dichlorethan - besonders gefährlich				
Tetrachlorethen (PCE) - besonders gefährlich	x			6 µg/l
Trichlorethen (TCE) - besonders gefährlich	x			6 µg/l
Tetrachlorethan				

cis-1,2-Dichlorethen				
trans-1.2-Dichlorethen	x			
1,1-Dichlorethen	x			
Vinylchlorid (VC) - besonders gefährlich				0,3 µg/l
Chlorethen (Vinylchlorid)	x			x
Acetophenon				
o-Dichlorbenzol				
m-Dichlorbenzol				
p-Dichlorbenzol				
Dichlorpropan				
Nitrobenzol				
<u>BTEX (einkernige aromatische Kohlenwasserstoffe) - leichtflüchtige aromatische KW</u>				
Summe BTEX				(nur bei Differenz PW)
Benzol	x			0,6 µg/l
Toluol (=Methylbenzol)	x			6 µg/l
Ethylbenzol	x			
Xylol (=Dimethylbenzole)	x			
Styrol				
Isopropylbenzol	x			
3 -Nitrotoluol				
4 -Nitrotoluol				
2,4,6 Trinitrotoluol				
1,2,4 -Trichlorbenzol				
1,3,5 -Trimethylbenzol				
Summe 1,2,3/1,3,5- u. 1,2,4-Trichlorbenzol				
<u>weitere Spurengase</u>				
Mercaptane	x			
Acetaldehyd	x			
Hexan	x			
<u>Permanentgase</u>				
Wasserstoffsulfid	x			

Methan				
Kohlenstoffdioxid				
Ammoniak				
<u>leichtflüchtig</u> <u>halogenierte</u> <u>Kohlenwasserstoffe</u>				
Summe LHKW				
Trichlorfluormethan	X - Verweilzeit 65 J			
Dichlorfluormethan	x - Verweilzeit 110 J			
1,1,2 - Trichlortrifluorethan	x			
<u>PAK (polyzyklische</u> <u>aromatische</u> <u>Kohlenwasserstoffe)</u> <u>(akkumulierbar)</u>				
Summe PAK 15		4 / 10 mg/kg TM		0,5 µg/l
Summe PAK 16				
Summe PAK TWV (4 Einzelsubstanzen)				0,1 µg/l
Naphtalin		1 / 5 mg/kg TM		1 µg/l
Acenaphthylen - besonders gefährlich				
Acenaphthen - besonders gefährlich				
Fluoren - besonders gefährlich				
Phenanthren				
Anthracen				
Fluoranthren				
Pyren				
Benz(a)anthracen				
Chrysen				

Benzo(b)fluoranthen				TWV
Benzo(k)fluoranthen				
Benzo(h)fluoranthen				TWV
Benzo(a)pyren - besonders gefährlich				
Dibenzo(a,h)anthracen				
Benzo(ghi)perylene				TWV
Indeno(1,2,3)pyren				TWV
<u>Polychlorierte Biphenyle</u>				
Summe PCB (akkumulierbar)				0,06 µg/l
PCB 28				
PCB 52				
PCB 101				
PCB 138				
PCB 153				
PCB 180				
PCDD/F				
<u>Andere organische Verbindungen</u>				
MKW				
Phenol-Index				30 µg/l
AOX (organisch)				10 µg/l
DOC				(nur bei Differenz PW)
CSB				
Chlorbenzol				1 µg/l
Pentachlorphenol				0,1 µg/l
KW - Index (GC)		100 / 200 mg/kg TM		60 µg/l
MTBE (Methyl-Tertiär- Butylether)				5 µg/l
Dioxine und Furane				
BSB5				
Sonstige Parameter				
Trockerrückstand bei 180 °C				
Glührückstand bei 450 °C				

Parameter	ÖNORM S 2088-2 (Austrian Standards Institute, 2014)		
	Nutzungs- klasse "Kinderspielfeld" - (Werte auf Basis Expositionsgleichung orale Aufnahme von Boden durch spielende Kinder im Vergleich mit Bodenreferenzwerte gesetzt	Gartenarbeit in Nutzungs- klasse "Wohnen" (Werte auf Basis Expositionsgleichung für inhalative Aufnahme von Bodenstaub durch Erwachsene bei der Gartenarbeit im Vergleich mit Boden- Referenzwerten, PW PCDD/F und Benz(a)pyren für dermale Aufnahme ermittelt	Nutzungs- klasse "Landwirtschaft und Gartenbau" - Schadstoffe im Boden- Pflanzenproduktion (Werte in Anlehnung an ÖNORM L 1074)
Allgemeine physikalische Parameter /Feldparameter			
Leitfähigkeit			
pH			
Gesamthärte			
Karbonathärte			
Hydrogencarbonat			
Temperatur			
gelöster Sauerstoff			
Redox-Spannung			
Trockenmasse			
GV			
Anorganische Parameter			
<u>Anionen</u>			
Chlorid			
Sulfat			

Nitrit			
Nitrat			
Borat-B			
Phosphat-P			
leicht freisetzbare Cyanide			
<u>Kationen.</u> <u>(Schwermetalle sind</u> <u>akkumulierbar)</u>			
Aluminium			
Ammonium-N			
Natrium			
Kalium			
Magnesium			
Arsen	20 mg/kg TM	50 mg/kg TM (in Abhängigkeit der chemischen Verbindung (Spezies) sind kanzerogene Wirkungen möglich und gesondert zu prüfen)	20 mg/kg TM
Blei	100 mg/KG TM	500 mg/kg TM	100 mg/kg TM
Cadmium	2 mg/kg TM	2 mg/kg TM	0,5 mg/kg TM
Chrom (VI)			
Chrom gesamt	100 mg/kg TM	75 mg/kg TM (in Abhängigkeit der chemischen Verbindung (Spezies) sind kanzerogene Wirkungen möglich und gesondert zu prüfen)	100 mg/kg TM
Calcium			
Mangan			
Eisen			
Kupfer	100 mg/kg TM	500 mg/kg TM	100 mg/kg TM
Nickel	70 mg/kg TM		100 mg/kg TM
Quecksilber	1 mg/kg TM	10 mg/kg TM	0,5 mg/kg TM
Zinn			
Dibutylzinn-Kation (Licht- und Hitzestabilisator für PVC)			

Tetrabutylzinn (Licht- und Hitzestabilisator für PVC)			
Zink			300 mg/kg TM
Cyanide	5 mg/kg TM (bei Überschreitung sind Ursprung der Verunreinigung sowie chemische Verbindung (Spezies) zu ermitteln		5 mg/kg TM
Bor			
Antimon	5 mg/kg TM	60 mg/kg TM	2 mg/kg TM
Selen			1 mg/kg TM
Fluorid			200 mg/kg TM
Cobalt			50 mg/kg TM
Molybdän			2,5 mg/kg TM
Thallium			1 mg/kg TM
Vanadium			100 mg/kg TM
Organische Parameter			
Summe CKW			
<u>leichtflüchtig chlorierte Kohlenwasserstoffe (LHKW)</u>			
Chlordifluormethan			
Tetrachlormethan - besonders gefährlich			
Dichlortetrafluorethan			
Trichlormethan (Chloroform)			
Dichlormethan - besonders gefährlich			
1,1,1-Trichlorethan			
1,1-Dichlorethan - besonders gefährlich			
Tetrachlorethen (PCE) - besonders gefährlich			
Trichlorethen (TCE) - besonders gefährlich			
Tetrachlorethan			
cis-1,2-Dichlorethen			
trans-1,2-Dichlorethen			
1,1-Dichlorethen			
Vinylchlorid (VC) - besonders gefährlich			

Ammoniak			
<u>leichtflüchtig</u> <u>halogenierte</u> <u>Kohlenwasserstoffe</u>			
Summe LHKW			
Trichlorfluormethan			
Dichlorfluormethan			
1,1,2 - Trichlortrifluorethan			
<u>PAK (polyzyklische</u> <u>aromatische</u> <u>Kohlenwasserstoffe)</u> <u>(akkumulierbar)</u>			
Summe PAK 15			
Summe PAK 16	4 mg/kg TM	10 mg/kg TM	2 mg/kg TM
Summe PAK TWV (4 Einzelsubstanzen)			
Naphtalin			
Acenaphthylen - besonders gefährlich			
Acenaphthen - besonders gefährlich			
Fluoren - besonders gefährlich			
Phenanthren			
Anthracen			
Fluoranthren			
Pyren			
Benz(a)anthracen			
Chrysen			
Benzo(b)fluoranthren			
Benzo(k)fluoranthren			
Benzo(h)fluoranthren			
Benzo(a)pyren - besonders gefährlich	0,1 mg/kg TM	0,5 mg/kg TM	
Dibenzo(a,h)anthracen			
Benzo(ghi)perylene			
Indeno(1,2,3)pyren			
<u>Polychlorierte Biphenyle</u>			
Summe PCB (akkumulierbar)	0,2 mg/kg TM	2 mg/kg TM	0,1 mg/kg TM

PCB 28			
PCB 52			
PCB 101			
PCB 138			
PCB 153			
PCB 180			
PCDD/F	50 ng TE/kg TM	600 ng TE/kg TM	10 ng TE/kg TM
<u>Andere organische Verbindungen</u>			
MKW			
Phenol-Index			
AOX (organisch)			
DOC			
CSB			
Chlorbenzol			
Pentachlorphenol			
KW - Index (GC)	50 mg/kg TM		200 mg/kg TM
MTBE (Methyl-Tertiär-Butylether)			
Dioxine und Furane			
BSB5			
Sonstige Parameter			
Trockerrückstand bei 180 °C			
Glührückstand bei 450 °C			

Parameter	BWB Luft (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 2016)	BWB Boden-Oberflächenwasser Orientierungswerte (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden- Württemberg, 2016)		BWB Fließgewässer (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 2016)
	Bodenluft (LABO)	Stoffe in Wasserphase (Austrag 1, 2, 3)	Feststoffe/Sedimente (Austrag 4)	Fließgewässer (LAWA)/(See nach WRRL)
Allgemeine physikalische Parameter /Feldparameter				
Leitfähigkeit				
pH				> 6,5 bzw. <8,5
Gesamthärte				
Karbonathärte				
Hydrogencarbonat				
Temperatur				
geöster Sauerstoff				
Redox-Spannung				
Trockenmasse				
GV				
Anorganische Parameter				
<u>Anionen</u>				
Chlorid				
Sulfat				

Nitrit				< 0,1 mg/l
Nitrat				
Borat-B				
Phosphat-P				
leicht freisetzbare Cyanide				
<u>Kationen.</u> <u>(Schwermetalle sind</u> <u>akkumulierbar)</u>				
Aluminium		200 µg/l		
Ammonium-N		380 µg/l		
Natrium				
Kalium				
Magnesium				
Arsen		0,5 µg/l + HintergrundKon (1)	40 mg/kg	
Blei		7,2 µg/l	100 mg/kg	
Cadmium		0,08-0,25 µg/l	1,2 mg/kg	
Chrom (VI)				
Chrom gesamt		3,4 +HK (0,38)µg/l	640 mg/kg	
Calcium				
Mangan				
Eisen				
Kupfer		2,8 + HK (0,5) µg/l	160 mg/kg	
Nickel		20 µg/l	120 mg/kg	
Quecksilber		0,05 µg/l	0,8 mg/kg	
Zinn				
Dibutylzinn-Kation (Licht- und Hitzestabilisator für PVC)			100 mg/kg	
Tetrabutylzinn (Licht- und Hitzestabilisator für PVC)			40 mg/kg	

Zink		7,8 + HK (3) µg/l	800 mg/kg	
Cyanide		10 µg/l		
Bor				
Antimon				
Selen				
Fluorid				
Cobalt				
Molybdän				
Thallium		0,2 µg/l		
Vanadium				
Organische Parameter				
Summe CKW				
<u>leichtflüchtig</u> <u>chlorierte</u> <u>Kohlenwasserstoffe</u> <u>(LHKW)</u>				
Chlordifluormethan				
Tetrachlormethan - besonders gefährlich	x			
Dichlortetrafluorethan				
Trichlormethan (Chloroform)	x - Chloroform	2,5 µg/l		
Dichlormethan - besonders gefährlich	x			
1,1,1-Trichlorethan	x			
1,1-Dichlorethan - besonders gefährlich				
Tetrachlorethen (PCE) - besonders gefährlich	x			
Trichlorethen (TCE) - besonders gefährlich	x			
Tetrachlorethan	x			
cis-1,2-Dichlorethen	x			
trans-1,2-Dichlorethen				
1,1-Dichlorethen				
Vinylchlorid (VC) - besonders gefährlich	x			
Chlorethen (Vinylchlorid)		2 µg/l		

Acetophenon	x - geruchlicheBeläst.			
o-Dichlorbenzol	x			
m-Dichlorbenzol	x			
p-Dichlorbenzol	x			
Dichlorpropan	x			
Nitrobenzol	x			
<u>BTEX (einkernige aromatische Kohlenwasserstoffe) - leichtflüchtige aromatische KW</u>				
Summe BTEX		20 µg/l		
Benzol	x	10 µg/l		
Toluol (=Methylbenzol)	x			
Ethylbenzol	x			
Xylole (=Dimethylbenzole)	x			
Styrol	x			
Isopropylbenzol				
3 -Nitrotoluol				
4 -Nitrotoluol				
2,4,6 Trinitrotoluol		0,2 µg/l		
1,2,4 -Trichlorbenzol	x			
1,3,5 -Trimethylbenzol	x			
Summe 1,2,3/1,3,5- u. 1,2,4-Trichlorbenzol		0,4 µg/l		
<u>weitere Spurengase</u>				
Mercaptane				
Acetaldehyd				
Hexan				
<u>Permanentgase</u>				
Wasserstoffsulfid				
Methan				
Kohlenstoffdioxid				

Ammoniak				
<u>leichtflüchtig</u> <u>halogenierte</u> <u>Kohlenwasserstoffe</u>				
Summe LHKW		10 µg/l		
Trichlorfluormethan				
Dichlorfluormethan				
1,1,2 - Trichlortrifluorethan				
<u>PAK (polyzyklische</u> <u>aromatische</u> <u>Kohlenwasserstoffe)</u> <u>(akkumulierbar)</u>				
Summe PAK 15				
Summe PAK 16				
Summe PAK TWV (4 Einzelsubstanzen)				
Naphtalin	x	2,4 µg/l		
Acenaphthylen - besonders gefährlich				
Acenaphthen - besonders gefährlich				
Fluoren - besonders gefährlich				
Phenanthren				
Anthracen		0,1 µg/l		
Fluoranthren		0,1 µg/l	2500 mg/kg	
Pyren				
Benz(a)anthracen				
Chrysen				
Benzo(b)fluoranthren		0,03 µg/l		
Benzo(k)fluoranthren		0,03 µg/l		
Benzo(h)fluoranthren				
Benzo(a)pyren - besonders gefährlich		0,05 µg/l	500 mg/kg	
Dibenzo(a,h)anthracen				
Benzo(ghi)perylene				
Indeno(1,2,3)pyren				
<u>Polychlorierte</u> <u>Biphenyle</u>				

Summe PCB (akkumulierbar)		je 0,6 µg/l		
PCB 28			20 mg/kg	
PCB 52			20 mg/kg	
PCB 101			20 mg/kg	
PCB 138			20 mg/kg	
PCB 153			20 mg/kg	
PCB 180			20 mg/kg	
PCDD/F				
<u>Andere organische Verbindungen</u>				
MKW				
Phenol-Index	x	8 µg/l		
AOX (organisch)				
DOC				
CSB				
Chlorbenzol	x	0,01 µg/l	40 mg/kg	
Pentachlorphenol				
KW - Index (GC)		100 µg/l		
MTBE (Methyl-Tertiär- Butylether)		15 µg/l		
Dioxine und Furane			100 ng ITEQ/kg	
BSB5				<- 4 mg/l
Sonstige Parameter				
Trockenrückstand bei 180 °C				
Glührückstand bei 450 °C				

9.2 Anhang 2

9.2.1 Wirkungspfad Boden-Grundwasser

9.2.1.1 *Beurteilung des Schadstoffaustrages m_1*

Das Ziel dieses Verfahrensschrittes ist die Größe der freigesetzten Schadstofffracht und ein mögliches Expositionsrisiko für das betrachtete Schutzgut festzustellen. Für die umfassende Beurteilung ist es notwendig relevante Faktoren wie zum Beispiel die Lage der Schadstoffquelle zum Schutzgut (befindet sich die Ablagerungssohle oder der tiefste Kontaminationspunkt im Grundwasser, Grundwasserwechselbereich oder in der ungesättigten Zone?), die Auslaugungsmöglichkeiten des Schadstoffes im Transportmedium Wasser und etwaige technische Gegebenheiten zu berücksichtigen.

Wasser gilt als Transportmedium für die freigesetzten Schadstoffe, solange es sich nicht um Stoffe handelt die in einer Phase austreten (z.B. nicht flüssige, nichtwässrige Substanzen). Die Schadstoffmengen, welche aus einem Deponiekörper über den Wasserpfad ausgetragen werden, hängen vor allem von dem Rückhaltevermögen und der Filterfunktion der ungesättigten Bodenzone ab. Die Ausprägung der oben genannten Funktionen wird außerdem noch von weiteren vorherrschenden Faktoren beeinflusst. Zu diesen zählen unter anderem die Lagerungsdichte, der Gehalt an organischen Substanzen, der pH-Wert und die Kationenaustauschkapazität. Des Weiteren weisen die Schadstoffe bei unterschiedlichen Verhältnissen verschiedene Migrations-, Sorptions-, und Abbauverhalten auf, weshalb eine standardisierte Beurteilung des Schadstoffaustrages aufgrund der Vielzahl an Einflüssen nicht möglich ist. Aus diesem Grund wird in Baden-Württemberg für die Bestimmung der Menge des Schadstoffaustrages ins Grundwasser die Durchlässigkeit als Entscheidungskriterium im Zusammenhang zwischen der Durchlässigkeit der ungesättigten Zone und ihrem Rückhaltevermögen herangezogen. Folglich wird für die Beurteilung die Durchlässigkeit und Mächtigkeit der am wenigsten durchlässigen Schicht in Betracht gezogen, da die Sickerwassergeschwindigkeit durch diese Faktoren maßgeblich beeinflusst werden. Die Erstellung von Sickerwasserprognosen ist mit Hilfe der Durchlässigkeit ebenfalls möglich. Bei der Priorisierung kann das Ergebnis bei „ m_1 “ einbezogen werden.

Die Ableitung und Beurteilung der ausgetragenen Schadstoffmengen wird durch die Kombination verschiedener Merkmale durchgeführt. Die hierfür herangezogenen Merkmale beziehen sich auf die Oberflächenabdichtung bzw. die effektive Wasserableitung, Sohlabdichtung- und -entwässerung, Niederschlagsmenge, Mächtigkeit und Durchlässigkeit der ungesättigten Bodenzone und den Grundwasserflurabstand. Besondere lokale Verhältnisse (tektonische Störungen und hohe Rückhaltevermögen durch die hohen Gehalte des organischen Gesteins) werden einzelfallbezogen durch die Vergabe von Zu- und Abschlägen berücksichtigt. Die Qualität und die Wirksamkeit von technischen Barrieren sowie deren Auswirkungen auf die Sickerwasserbildung sind in diesem Verfahrensschritt ebenfalls zu betrachten. Dabei spielen neben der Art und Qualität von Oberflächen- und Sohlabdichtungen auch die Oberflächenwasserableitungen und die Sohlrännagen eine entscheidende Rolle. Besonders abdichtende Schichten können als risikominimierend angesehen werden. Für die Abschätzung der Sickerwassermenge sind die Größe der Ablagerung und sämtliche Wasserzutritte, durch Niederschlagswasser, Hang- und Schichtwasser relevant.

9.2.1.2 Ort der Beurteilung m_{II}

Der nächste Verfahrensschritt bezieht sich auf den Ort der Beurteilung. In diesem wird die Einhaltung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung, dem Übergangsbereich zwischen der wasserungesättigten Bodenzone und dem Grundwasser festgestellt. Mit dem Ergebnis der Sickerwasserprognose kann die Situation vor Ort charakterisiert werden. Die Sickerwasserprognose wird entweder verbalargumentativ durch Modellrechnungen oder durch Rückrechnungen aus dem Grundwasserstrom erstellt. Daraus ergibt sich eine repräsentative Konzentration für den Parameter mit der höchsten Konzentration im Verhältnis zum Prüfwert. Des Weiteren wird die Einhaltung der Fracht gemäß BBodSchV durch ein ergänzendes Merkmal im nachfolgenden Schritt „Wirkung im Schutzgut“ in Betracht gezogen. Für die Beurteilung und Abschätzung der Relevanz von Schadstofffrachten gibt es $E_{\max}$ -Werte (= Hilfsgröße). Folglich ist für die Vergabe von Zu- und Abschlägen die Anwendung des Verhältnisses „zwischen der tatsächlichen Fracht am Standort und dem $E_{\max}$ -Wert“ (LBUW, 2016) empfehlenswert.

Nach der Abfrage des Merkmals „Sickerwasserprognose“ und des sich daraus ergebenden „c-Wertes“ (= repräsentative Konzentration) wird bei folgendem Merkmal „Konzentration am Ort der Beurteilung“ diese repräsentative Konzentration einem Prüfwert gegenübergestellt. Auffallend hierbei sind die unterschiedlich hohen Initialwerte (0,6-1,4) im Konzentrationsbereich des Prüfwertes. Die Varianz der Initialwerte setzt sich durch die variierende ordnungsrechtliche Bedeutung von Prüfwertüberschreitungen und -unterschreitungen zusammen (siehe Abbildung 9.1).

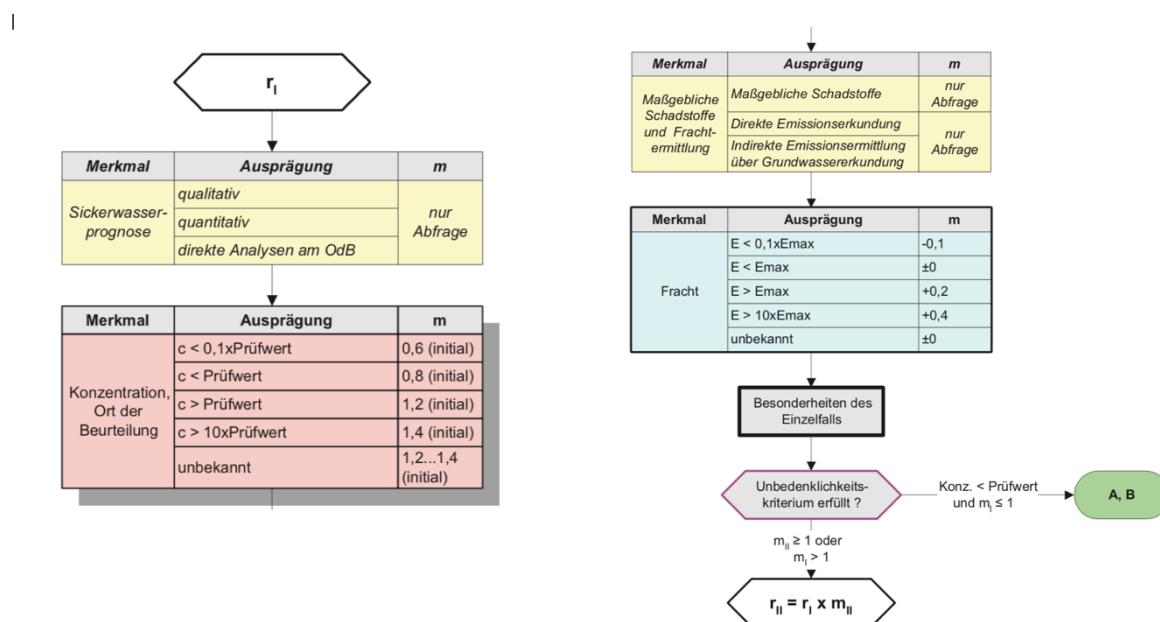


Abbildung 9.1: Darstellung beim Verfahrensschritt „Ort der Beurteilung“ zugrundeliegende Merkmale (LBUW, 2016)

Bei der Gefährdungsabschätzung spielen zusätzlich zu den Konzentrationen die Schadstofffrachten eine große Bedeutung. Für die Bestimmung der Relevanz werden die Frachten durch Heranziehen der Hilfsgröße „ $E_{\max}$ “ mit Zu- und Abschlägen versehen. Die hierbei zu tragen kommenden $E_{\max}$ -Werte dürfen nicht mit den Emissionsbegrenzungen bei der Festlegung von Sanierungsmaßnahmen verwechselt werden. Im Rahmen des Priorisierungsverfahren wird das Merkmal Fracht „zum Vergleich unterschiedlicher Fälle hinsichtlich des Schadstoffeintrages“ angewendet.

Durch das Verhältnis der gemessenen Konzentration (Fracht) zum Prüfwert ($E_{\max}$), kann die Ausprägung der Bedeutung der Schadstofffracht und -eintragung auf das Schutzgut beurteilt werden. Bei Unterschreitung der Prüfwerte ist kein Verdacht auf Gefahr zutreffend und das Unbedenklichkeitskriterium somit erfüllt. Sofern dies für die Zukunft weitgehend gesichert ist, kann das Priorisierungsverfahren abgebrochen werden.

9.2.1.3 *Wirkung im Schutzgut m_{III}*

Diesem Verfahrensschritt liegt die Frage „Wie sich die gemessene Belastung/Fracht am Ort der Beurteilung auf das Schutzgut auswirkt?“ zugrunde. Diese wird durch die Abschätzung der Auswirkung des Schadstoffes auf das Schutzgut durch die Bewertung repräsentativer Messergebnisse beantwortet. Die Ermittlung der Konzentrationsminderungen vom Ort der Beurteilung bis hin zum Schutzgut, kann am Anfang als Alternative zu Messergebnissen verwendet werden. Durch bestimmte hydrogeologische Verhältnisse im Grundwasser können Rückschlüsse auf die Reduktionsmöglichkeit der Konzentration im Verlauf getätigt werden, um die Verdünnungsmöglichkeiten der Schadstoffe abzuschätzen.

Für die Abschätzung möglicher Schadwirkungen auf das Schutzgut werden die Merkmale Gesteinsart, Durchlässigkeitsbeiwert, Grundwassermächtigkeit, Grundwassergefälle und Verdünnung herangezogen. Sobald Analysenergebnisse und daher das Merkmal „gemessene Schadstoffkonzentrationen im Abstrom“ gegeben ist, wird dieses im Anschluss an die Grundabfrage hinsichtlich des Grundwasserleiters und der Geologie für die Vergabe von Initialwerten herangezogen. Sind noch keine Messergebnisse vorhanden werden mit Hilfe der Ausarbeitung der Merkmale Hydrogeologie und Verdünnung Abschätzungen getätigt.

Dadurch können die Auswirkungen des Schadstoffes auf das Grundwasser bewertet werden.

9.2.1.4 *Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}*

Im Allgemeinen wird die Priorisierung nach Art des Schutzgebietes gestaffelt. Prioritär werden vor allem jene Standorte behandelt bei denen eine Grundwassernutzung vorliegt bzw. die Möglichkeit einer Nutzung besteht. Gemindert wird die Priorisierung bei Altablagerungen, bei denen es alternative Nutzungsmöglichkeiten gibt. In diesem Verfahrensschritt steht nicht mehr die Bewertung der Gefahrenlage sondern die Bedeutung der Fläche im Vordergrund. Als Initiales Merkmal wird in diesem Verfahrensschritt, zur Berücksichtigung der Nutzung, die Grundwassernutzung im Abstrombereich zur grundlegenden Bewertung herangezogen. Die Initialwerte unterscheiden sich je nach Standort. Sie werden im Programm z.B. in einem Wasserschutzgebiet je nach Zone 2,0-1,2, im Zustrom einer (Trink-) Wasserfassung 1,2, bei einer Notversorgung 1,0 oder bei einem Standort ohne Nutzung als 0,8 festgelegt. Für die Vergabe von Zu- und Abschlägen sind Merkmale wie die Nutzung der Wasserfassung, die Aufbereitung, die Abstandsgeschwindigkeit und alternative Versorgungsmöglichkeiten definiert. Bei der Nutzung der Wasserfassung ist die Art der Wasserversorgung entscheidend. Schlussendlich wird das prioritätssetzende Risiko ermittelt. Dadurch können die Bearbeitungsressourcen gesteuert werden.

Bei Betrachtung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser gibt es zudem Besonderheiten, die im Folgenden beschrieben werden.

Im Allgemeinen besteht zunächst ein hinreichender Verdacht einer SBV/Altlast wenn Prüfwertüberschreitungen im Sickerwasser gegeben sind. Bei der ersten orientierenden Untersuchung muss das Ausmaß des Schadens (z.B. Größe des

Bereichs prognostizierter Prüfwertüberschreitungen) noch nicht bekannt sein. Erst in der anschließenden Detailunteruntersuchung sind die Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung zu ermitteln oder zu prognostizieren. Darüber hinaus soll mittels einer Prognose festgestellt werden, ob die vorliegende Prüfwertüberschreitung im Grundwasser und auch die kleinräumig gemittelte Durchschnittskonzentration nicht nur kurzfristig überschritten wird. Eine kleinräumige Mittelwertbildung ist dann zutreffend, wenn sie sich zeitlich auf ein Jahr begrenzt und sich maximal über einige 100 m² sickerwasserbildende Geländeoberfläche erstreckt. Eine Gefahr ist ausschließbar, wenn derzeit oder zukünftig mit keiner kleinräumigen Mittelwertbildung eine Prüfwertüberschreitung erreicht wird.

Eine Gefahr für das Grundwasser ergibt sich sobald Prüfwertüberschreitungen über den kleinräumigen Rahmen (mehr als maximal einigen 100 m² Fläche) hinausgehen und im Jahresdurchschnitt überschritten werden. Entsprechen die Sickerwasserkonzentrationen am Ende der Sickerstrecke (von oben betrachtet) jenen in der neu gebildeten Grundwasseroberfläche (= Kontaktgrundwasser), ist eine Gefahr vorherrschend. Bei Prüfwertüberschreitungen ist sowohl eine Gefahr als auch ein Schaden des Grundwassers gegeben und der Standort wird als SBV oder Altlast angesehen. Ist die Gefahrenabwehr unverhältnismäßig oder die Wahrscheinlichkeit für dauerhafte Schadstofffrachten hoch, jedoch nur lokal begrenzt auftritt, kann die Gefahrenlage als „hinnehmbar“ eingestuft werden. Jene Ermessensgrenze wird in Baden-Württemberg im Zuge der „einzelfallbezogenen Mindestanforderung“ festgehalten. Dies findet auch Berücksichtigung bei der Verhältnisüberprüfung von Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen mit einem Informationsstand von mindestens Beweisniveau 3. Zum Beispiel können auf Sanierungsuntersuchungen verzichtet werden, wenn die Mindestanforderung unterschritten wird.

9.2.2 Wirkungspfad Boden-Mensch

Ein weiterer Wirkungspfad, der für die Beurteilung von Risiken einer Altablagerung ausgehend ist der „Wirkungspfad Boden-Mensch“.

9.2.2.1 *Beurteilung der Stoffgefährlichkeit r_0*

Auch bei Betrachtung dieses Wirkungspfades bezieht sich der erste Schritt des Priorisierungsverfahrens auf die Festlegung des Ausgangsrisikos - die Stoffgefährlichkeit. Die Festlegung verläuft bei allen Wirkungspfaden ident über die Abschätzung der potentiellen Deponierbarkeit des Schadstoffgemisches in der Schüttung.

9.2.2.2 *Beurteilung des Schadstoffaustrages (m_I)*

Ähnlich wie beim „Wirkungspfad Boden-Grundwasser“ soll im Zuge dieses Beurteilungsschrittes festgestellt werden, ob ein mögliches Expositionsrisiko und in welchem Ausmaß dieses besteht. Beispielsweise die Möglichkeit des direkten Kontaktes des Menschen mit kontaminierten Bodenbestandteilen. Die Schadstoffausträge sind je nach Nutzungsarten separat zu beurteilen, da sich nicht nur der Ort der Beurteilung (m_{II}), sondern auch die Sensitivität der vorliegenden Schutzgüter aufgrund der Nutzungen bzw. Aktivitäten ändern können. Die unterschiedlichen Empfindlichkeiten werden bei den jeweiligen **Grenzwerten** berücksichtigt. Folgende Nutzungsgruppen werden unterschieden:

- Kinderspielflächen
- Wohngebiete
- Park/-Freizeitanlagen
- Industrie

- Gewerbegebiete

Um den Schadstoffaustrag und das mögliche Expositionsrisiko beurteilen zu können, sind bei der Abschätzung einige Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Hinsichtlich des Schadstoffaustrages und des direkten Kontaktes mit belastetem Material ist die örtliche Beziehung des Schadensherdes zum Schutzgut ein wesentlicher Punkt. Dabei geht es um die Feststellung der Mächtigkeit und der Beschaffenheit (Zustand) des unbelasteten Bereiches (Abdeckung, Versiegelung-Pflaster, Asphalt, Beton) und ob ein Grasbewuchs gegeben ist. Des Weiteren ist einerseits die Menge des anfallenden Transportmediums (Wasser bzw. Deponiegas) zu erfassen und andererseits das Vorliegen von Transportwegen bzw. Transportbarrieren (v.a. für leichtflüchtige Schadstoffe) zu überprüfen.

$$R_I = r_0 \times m_I$$

In der Anwendung der oben erläuterten Verfahrensschritte bedeutet dies, dass auf Basis der zugeordneten Stoffgefährlichkeit (Berücksichtigung der einzelnen Nutzungen - Grenzwerte!) und der Multiplikation mit m-Werten das Risiko des Austrages ($=r_I$ bzw. m_I) ermittelt werden kann. M-Werte sind die gewählten Zu- oder Abschläge stellen die Wertung des betrachteten Merkmales dar. Für die Festlegung des Initialwertes wird die Abdeckung bzw. Versiegelung am Standort betrachtet. Ist keine Abdeckung, oder nur eine mit $< 35/10$ cm vorhanden beträgt der Initialwert 1,6. Ist eine Versiegelung oder Abdeckung gegeben werden Merkmale wie der Zustand der Versiegelung oder die Mächtigkeit der Abdeckung für die Initialwertfestlegung berücksichtigt. Ist der Zustand bei einer gegebenen Versiegelung als „gering wirksam“ zu bewerten liegt der Initialwert bei 1,1-1,2. Sollte keine Abdeckung vorhanden sein bzw. ist die Mächtigkeit unbekannt wird von einem Maximalwert (1,6) als Initialwert ausgegangen. Sobald leichtflüchtige Schadstoffe, vorhanden sind, ist die Vergabe von Zu- und Abschlägen zu tätigen. Bei versiegelten Flächen ist die Qualität der Versiegelung ein bewertungsrelevantes Merkmal und orientiert sich an der Gasdurchlässigkeit. Bei einem Standort, der durch eine Abdeckung abgeschlossen wird, werden für die Bestimmung des Risikos die Merkmale Qualität der Abdeckung, Dauerhaftigkeit der Abdeckung und die Beeinflussung durch Sickerwasseraustritte für die Vergabe von Zu- und Abschlägen in Betracht gezogen. Wird der Standort zum Beispiel hinsichtlich der Dauerhaftigkeit der Abdeckung von einer Geländeneigung mit Rutschgefahr geprägt, liegt der Zuschlag bei + 0,2. Bei der Abdeckung können außerdem noch Zu- oder Abschläge aufgrund der Beeinflussung durch Schichtwasseraustritte hinzukommen. Die Bewertung der Gasdurchlässigkeit spielt eine entscheidende Rolle z.B. schlecht durchlässig +0 – bindige Abdeckungen und sind nur im Fall von Rissen durchlässig. Das Kriterium „Durchlässigkeit“ ist vor allem für die Raumluft entscheidend und kann sich auch auf die Qualität der Bausubstanz (Bodenplatte, Keller) beziehen. Für bisher nicht erfasste Merkmale oder Ausprägungen können ebenfalls Zu- und Abschläge verteilt werden. Bei einer unbelasteten Abdeckung unterhalb der Versiegelung kann ein Abschlag vergeben werden.

9.2.2.3 Beurteilung des Ortes der Beurteilung (m_{II})

Die Bewertung ist abhängig von Untersuchungsergebnissen, welche mit Prüf- und Maßnahmenschwellenwerten verglichen werden. Beim vorliegenden Wirkungspfad können Prüfwerte von Feststoffgehalten gemäß BBodSchV oder Bodenluftkonzentrationen für leichtflüchtige toxische Spurengase für die Beurteilung (gem. LABO) herangezogen werden. Für die Bewertung von Bodenluftkonzentrationen

stellt die Bodenluft somit den Ort der Beurteilung, aber auch das vorherrschende Medium dar. Gibt es anhand der durchgeführten Bodenluftuntersuchungen Hinweise für die Ausbreitung flüchtiger Schadstoffe in Gebäuden sind Innenraumlufthuntersuchungen gemäß BBodSchV durchzuführen. Jene orientierenden Hinweise für die Bodenluft werden im Rahmen der „Bewertungsgrundlagen für Schadstoffe in Altlasten – Informationsblatt für den Vollzug“ (LABO, 2009 – zitiert in: LUBW 2016) angeführt.

$$R_{II} = r_I \times m_{II}$$

Es soll festgestellt werden ob Schadstoffgehalte im Feststoff oder in der Bodenluft von Bedeutung sind. Im Allgemeinen sollen sie mit Bodenluftmessungen bzw. bei ungeeigneten Untergrundverhältnissen auch durch Feststoffkonzentrationen bewertet werden. Zur Bewertung bei ungeeigneten Untergrundverhältnissen wird zur ersten Orientierung die Lage der Kontamination im Profil (Tiefe der Kontamination) bestimmt. Anschließend wird am Ort der Beurteilung ein Initialwert mit Hilfe repräsentativer Konzentrationen (Gesamtgehalte) vergeben. Dabei beziehen sich repräsentative Konzentrationen auf den Parameter mit der höchsten Konzentration im Verhältnis zum Prüfwert. Sind leichtflüchtige Schadstoffe vorherrschend ist abzuklären, ob geschlossene Räumlichkeiten am Standort oder in der Umgebung gegeben sind. Nachfolgend ist das Merkmal der Konzentrationen in der Bodenluft für die Vergabe von Initialwerten angegeben. Für die Bewertung der Raumlufth durch das Medium Bodenluft sind Prüfwerte für Innenraumlufthkonzentrationen multipliziert mit einem Transferfaktor von 1.000 für den Übergang zwischen Bodenluft und Raumlufth heranzuziehen. Bei geschlossenen Räumlichkeiten können Gefahren durch toxische Spurengase entstehen. Die Orte der Beurteilung unterscheiden sich danach ob die Messungen im Feststoff oder in der Bodenluft durchgeführt werden. Zudem variieren die relevanten Beprobungstiefen. In der Bodenluft wird die gesamte Tiefe des kontaminierten Bereichs beprobt, beim Feststoff hingegen wird eine nutzungsorientierte Tiefe gewählt. Je nachdem ob die gemessenen Konzentrationen die Prüfwerte unterschreiten/überschreiten variieren die Initialwerte. Die Ermittlung des m_{II} -Wertes erfolgt für den Parameter mit dem höchsten Initialwert.

9.2.2.4 Beurteilung der Wirkung im Schutzgut m_{III}

Bei diesem Schritt sollen die Auswirkungen des Schadstoffes auf das Schutzgut mit Hilfe repräsentativer Analysenergebnisse bewertet werden. Sollten zu Beginn noch keine Untersuchungsergebnisse vorhanden sein, kann eine Abschätzung der Konzentrationsverminderung vom Ort der Beurteilung bis zum Schutzgut meistens durch Verdünnung und Verflüchtigung getätigt werden. Durch das Heranziehen von Analysenergebnissen ist es möglich die resorptionsverfügbaren Schadstoffkonzentrationen (= Merkmal für den Initialwert) mittels Gesamtgehalten zu bewerten, die bei der oralen Aufnahme über den Gastrointestinaltrakt aufgenommen werden und eine Schädigung hervorrufen. Die resorptionsverfügbaren Schadstoffkonzentrationen sind ein Merkmal der Detailuntersuchung auf einem Standort. Im Allgemeinen ist diese Konzentration niedriger als die gemessene Gesamtkonzentration. Zudem werden bei dieser Konzentration weder der inhalative noch der dermale Aufnahmeweg berücksichtigt, weswegen dieses Merkmal für die Gesamtbewertung nicht ausreichend ist. Sind leichtflüchtige Schadstoffe vorliegend, wird für die Bewertung der Gefahrenlage die Konzentrationen in der Atemluft relevant. Daran anschließend wird beurteilt „inwieweit die tatsächliche Nutzung der Aufenthaltsdauer entspricht, welche der Ableitung von Prüfwerten gemäß BBodSchV zugrunde liegt (240 Tage/Jahr entspricht der Prüfwertableitung)“ (LUBW, 2016). Sind noch keine Messergebnisse gegeben ist eine Anpassung der Schadstoffminderung

von den angenommenen 365 Tagen auf die tatsächliche Aufenthaltsdauer über das Expositionsmerkmal „Aufenthaltsdauer auf der Fläche“ möglich.

$$R_{III} = r_{II} \times m_{III}$$

9.2.2.5 *Beurteilung der Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}*

Bei diesem Schritt spielt vor allem die Empfindlichkeit der vorliegenden Nutzung eine wesentliche Rolle. Beispielsweise sind Kinderspielplätze (sensible Nutzung) und Flächen in Wohngebieten hingegen zu Gewerbegebieten und Flächen mit Freizeitaktivitäten prioritär zu bearbeiten. Zusätzlich sind größere Flächen wichtiger als kleinere, da die Betroffenenanzahl mit der Flächengröße steigt. Zudem sind alternativlose Flächen vorrangig zu bearbeiten, als jene mit Alternativen.

$$R_{IV} = r_{III} \times m_{IV}$$

Als grundlegendes Merkmal für die Festlegung des Initialwertes wird die Empfindlichkeit der Nutzung herangezogen. Beispielsweise liegt dieser bei Kinderspielflächen und Wohngebieten bei 1,2, hingegen dazu liegt dieser bei Industrie- oder Gewerbeflächen bei 1,0. Im Anschluss wird die Bedeutung der Fläche in Betracht gezogen. Dabei hängt die jeweilige Ausprägung der Zu- oder Abschläge davon ab, ob die Fläche für ein Recycling vorgesehen ist (+ 0,4), oder ob es um eine Fläche im Kerngebiet bzw. reines/allgemeines/besonderes Wohngebiet (+0,2) geht. Keine Zu- oder Abschläge sind bei Flächen in Gewerbe-, Industrie-, oder Sondergebiet vorgesehen. Des Weiteren spielen die oben genannten Faktoren, die Flächengröße und die vorhandenen Alternativen eine wesentliche Rolle. Bei sämtlichen Verfahrensschritten sind außerdem einzelfallbezogene Besonderheiten bei der Bewertung zu berücksichtigen (z.B. Abschlag für unbelastete Abdeckungen unterhalb der Versiegelung, Zuschläge bei offensichtlichen Nutzungen > 35/10 cm Tiefe, niedrige Besiedlungsdichte bei großen Flächen). Am Ende der Bewertung bei der Bedeutung ergibt sich das prioritätssetzende Risiko, welches zur Steuerung der Bearbeitungsressourcen dient und bei kommunalen Fällen (Altlastenfonds) eine formale Bedeutung gewinnt.

Das sogenannte „Unbedenklichkeitskriterium“ und dessen Erfüllung ist nur beim Verfahrensschritt m_{II} (Ort der Beurteilung) bei gemessenen Konzentrationen und vorhandenen Prüfwerten ausschlaggebend. Sobald die Prüfwerte unterschritten sind, wird der Gefahrenverdacht ausgeräumt. Zum Abbruch des Priorisierungsverfahrens kommt es nur dann, wenn die Entstehung von Gefahren in der Zukunft weitgehend ausgeschlossen werden können. Dabei werden die aktuellen Konzentrationen innerhalb der nutzungsorientierten Beprobungstiefe nach BBodSchV und sämtliche Aspekte der Gefährdungsabschätzung berücksichtigt. Diese sind im Rahmen des Priorisierungsverfahrens durch den m_I Wert (Schadstoffaustrag) und beim Verfahrensschritt m_{II} (Ort der Beurteilung) durch die „Besonderheiten des Einzelfalls“ dargestellt. Bei Erfüllung liegt die Konzentration unter dem Prüfwert und m_I (Schadstoffaustrag) ist kleiner gleich 1.

9.2.3 Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze

Bei der Bewertung von Altablagerungen ist auch die Betrachtung des Wirkungspfades „Boden-Nutzpflanze“ entscheidend und wird daher im Folgenden näher beschrieben.

Da die Ermittlung der Stoffgefährlichkeit r_0 , den anderen Wirkungspfaden gleicht wird auf den Ablauf nur zu Beginn eingegangen.

9.2.3.1 Schadstoffaustrag m_I

Die hier zugrundeliegende Frage ob der Schadstoff an den Ort der Beurteilung gelangt und somit das Schutzgut gegenüber dem Schadstoff exponiert ist, lässt sich durch die Lage der Pflanzenwurzel beantworten. Für die Bewertung muss beachtet werden, dass die Pflanzenwurzeln im belasteten Bereich liegen und sich dort dauerhaft befinden werden. Bei Betrachtung dieses Gesichtspunktes ist zudem die Wurzeltiefe von Tiefwurzeln zu berücksichtigen. Hinsichtlich der unterschiedlichen Nutzungen (Ackerbau, Nutzgarten, Grünland) hat die Bewertung getrennt zu erfolgen. Der ausschlaggebende Grund hierfür ist einerseits der variierende Ort der Beurteilung und andererseits die sich ergebende Empfindlichkeit je Nutzung, welche über verschiedene Prüfwerte in den folgenden Schritten wiedergegeben wird. Ähnlich wie beim Wirkungspfad „Boden-Mensch“ sind auch hier für die Abschätzung des Schadstoffaustrages Einflussfaktoren wie die Lage des Schadensherdes, die Menge des Transportmediums (Wasser, Deponiegas), das Vorhandensein von Transportwegen bzw. -barrieren und die Mächtigkeit bzw. Dauerhaftigkeit der unbelasteten Abdeckung als Merkmale zu berücksichtigen.

$$R_I = r_0 \times m_I$$

Vorerst ist der gegebenen Fläche eine Nutzung zuzuordnen und im Anschluss die Abdeckung nach Mächtigkeit zu untergliedern, um einen Initialwert zu bestimmen. Ist zum Beispiel keine Abdeckung vorhanden, beträgt diese weniger als <60/30 cm (nutzungsabhängig) oder ist die Mächtigkeit nicht bekannt, wird von einem Initialwert mit 1,6 ausgegangen. Danach werden anschließend mögliche Besonderheiten des Einzelfalls erörtert. Beträgt die Abdeckung hingegen > 60/30 cm (nutzungsabhängig) wird der Initialwert durch die Mächtigkeit festgelegt (< 1m = 1,6). Beim Vorhandensein von Tiefwurzeln (> 60 cm) beträgt der Zu- bzw. Abschlag +0, sind keine Vorhanden wird mit einem Abschlag von -0,1 gerechnet. Wenn keine Tiefwurzeln am Standort sind, ist eine größere Sicherheit gegeben, da tieferliegendes kontaminiertes Material mit den Wurzeln nicht erreicht und eine Aufnahme vermieden wird. Die Qualität der Abdeckung beinhaltet die Bewertung der einhergehenden Wurzelbarriere, welche mit den Variablen Verdichtung (-0,1 bis -0,2), Vernässung/Stauwasser (-0,1 bis +0,1) und keine Besonderheiten/unbekannt (+- 0) beurteilt wird. Zudem werden für die Zuteilung der Zu- und Abschlüsse die Dauerhaftigkeit der Abdeckung und die Beeinflussung durch Schichtwasseraustritte herangezogen (LBUW, 2016).

9.2.3.2 Ort der Beurteilung m_{II}

Dieser Verfahrensschritt beinhaltet die Prüfwerte und die Überschreitung bei einem nutzungsabhängigen Ort der Beurteilung. Die entsprechenden Beprobungstiefen und Prüfwerte sind von der jeweiligen Nutzung bestimmt. Bei Ackerflächen und Nutzgärten beträgt diese zwischen 0-30 cm und beläuft sich auf den Bearbeitungshorizont. Bei Grünflächen hingegen liegt die Tiefe zwischen 0-10 cm entsprechend dem Hauptwurzelbereich. Die Auswahl des passenden Extraktionsverfahrens bezieht sich auf die vorliegenden Schadstoffe. Dahingehend wird ein Königswasseraufschluss bei Arsen und Quecksilber Vorkommnissen oder ein Ammoniumnitratextrakt bei Blei, Cadmium und Thallium angewendet.

$$R_{II} = r_I \times m_{II}$$

Je nachdem welche Konzentrationen (= Merkmal) am Ort der Beurteilung vorliegen unterscheiden sich die Initialwerte. Liegt die Konzentration über dem Maßnahmenwert, liegt der m-Initialwert bei 1,4. Wenn keine Ammoniumnitratextraktion vorliegt ist die Pflanzenverfügbarkeit ein weiteres Merkmal für die Beurteilung der Gefahrenlage. Für

die Beurteilung der Vergabe von Zu- und Abschlägen sind Kriterien ausschlaggebend. Abschläge werden bei hohen Ton- oder Humusgehalten (-0,1 bis -0,2) und Zuschläge von +0,1 bis + 0,2 bei einem pH-Wert zwischen < 6 und 6,5 (betrifft Metalle) vergeben. Hohe Ton- und Humusgehalte verringern den Schadstofftransfer. Im Zuge der Betrachtung von Einzelfällen können noch weitere Einflussfaktoren wie die Kationenaustauschkapazität und das Redoxpotential einfließen. Bei einem Aufschluss mittels Ammoniumnitratextrakt wird die Pflanzenverfügbarkeit gleich im Zuge dessen ermittelt und beim Merkmal Konzentrationen bewertet.

9.2.3.3 *Wirkung im Schutzgut m_{III}*

Hier erfolgt die Bewertung der Auswirkung des Schadstoffs auf das Schutzgut. Im Speziellen geht es um die Bewertung der Aufnahme von Schadstoffen durch die Pflanze auf Basis von Analysenergebnissen der Pflanze oder durch Abschätzungen. Falls noch keine Analysenergebnisse vorliegen, sind Abschätzungen auf den zu erwarteten Umfang der Konzentrationsverminderung vom Ort der Beurteilung bis zum Schutzgut (Exposition, Transfer am Standort) zu tätigen.

$$R_{III} = r_{II} \times m_{III}$$

Bei gegebenen Analysenwerten können die gemessenen Konzentrationen, je nach Lebensmittelrichtwerten oder Futtermittelgrenzwerten bewertet und mit einem Initialwert versehen werden. Sind jedoch noch keine Pflanzenanalysen vorhanden, ist das Merkmal „Exposition/Transfer am Standort“ dahingehend zu bewerten, ob der Transfer infolge einer Anbaubeschränkung oder durch Sonderkulturen reduziert bzw. erhöht werden kann. Ist die Fläche dauerhaft gesperrt, kommt es zu einem Abbruch der Bewertung.

9.2.3.4 *Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}*

In diesem Verfahrensschritt werden Kriterien für die Reihung der Bearbeitung der vorliegenden Fläche festgelegt. Beispielsweise werden jene Flächen zuerst behandelt, die aufgrund eines Risikos für die Pflanzenqualität eine Beeinflussung der menschlichen Gesundheit darstellen. Flächen bei denen sich das Risiko vorwiegend auf Wachstumsbeeinträchtigungen und folglich die Vermarktungsfähigkeit beschränkt, werden im Anschluss bearbeitet. Auch hier sind größere Flächen aufgrund ihrer Reichweite und Flächen ohne Ausweich- bzw. Anbaualternativen vorab zu bewerten.

$$R_{IV} = r_{III} \times m_{IV}$$

Für die Reihung der vorrangig zu bearbeitenden Fläche steht, die Empfindlichkeit der Nutzung im Vordergrund. Wenn die Pflanzenqualität bei Flächen, die zur Nahrungsmittelerzeugung verwendet werden negativ beeinflusst wird, beträgt der festgelegte Initialwert 1,2. Bei Flächen zur Futtermittelerzeugung beträgt dieser 1,1. Kommt es hingegen lediglich zu Wachstumsbeeinträchtigungen liegt der Initialwert bei 1,0. Beim zweiten Schritt wird die Flächenbedeutung nach den Ausprägungen keine, nur Selbstversorgung (-0,1) oder regional bedeutsame Ertragsfähigkeit (+0,1) beurteilt. Im Anschluss werden Zu- bzw. Abschläge hinsichtlich der Flächengröße festgelegt. Daraus ergibt sich das prioritätssetzende Risiko (R_{PS}) zur Steuerung der Bearbeitungsressourcen.

Das Unbedenklichkeitskriterium setzt sich aus denselben Faktoren wie jenes unter Kapitel 9.2.2 „Wirkungspfad Boden-Mensch“ angeführte, zusammen.

9.2.4 Wirkungspfad Boden-Oberflächengewässer

Die Bewertung dieses Wirkungspfades unterscheidet sich zusammen mit dem Wirkungspfad „Gefahren durch Deponiegas“ von den anderen, da diese nicht explizit in dem BBodSchG und in der BBodSchV als Wirkungspfad definiert werden. Diese wurden in Anlehnung an die BBodSchV entwickelt und beinhalten daher nur Orientierungswerte und keine Prüf- bzw. Maßnahmenwerte. Dennoch ist die Ermittlung der Stoffgefährlichkeit identisch mit den vorherigen Wirkungspfaden und bei diesem Wirkungspfade nicht mehr darauf eingegangen.

9.2.4.1 Schadstoffaustrag m_i

Zur Beantwortung der Frage ob der Schadstoff an den Ort der Beurteilung gelangt, umfasst dieser Verfahrensschritt sämtliche Merkmale, die den Weg zwischen der Schadstoffquelle und dem Ort der Beurteilung charakterisieren.

In einem ersten Schritt wird im Programm abgefragt ob stehende oder fließende Oberflächengewässer gegeben sind. Zur weiteren Unterteilung werden die Ausprägungen „natürlich“ oder „künstlich“ herangezogen. Anschließend wird als nächstes die Lage (Abstand) der Altablagerung zum Oberflächengewässer bewertet und mittels Zuschlägen versehen. Unmittelbar angrenzende Standorte erhalten einen Zuschlag von +0,2 und jene die durch einen schmalen Uferstreifen getrennt werden erhalten einen Zuschlag von + 0,1. Daraus lassen sich erste Annahmen hinsichtlich des Austrages tätigen. Die Schadstoffe können über die drei Pfade Sickerwasser, Grundwasser und Oberflächengewässer ausgetragen werden. Dies erfolgt entweder unterirdisch über Sickerwasser und Grundwasser oder oberirdisch über das Oberflächengewässer. Ein weiteres Merkmal, welches bei der Auswahl des Austragsszenarios berücksichtigt werden muss, ist die genaue Lage (ungesättigte Bodenzone, gesättigte Bodenzone) der Altablagerung. Folglich gibt es vier Austragsszenarien die ausgewählt werden können. Diese werden in den Abbildungen Abbildung 9.1 bis Abbildung 9.5 dargestellt.

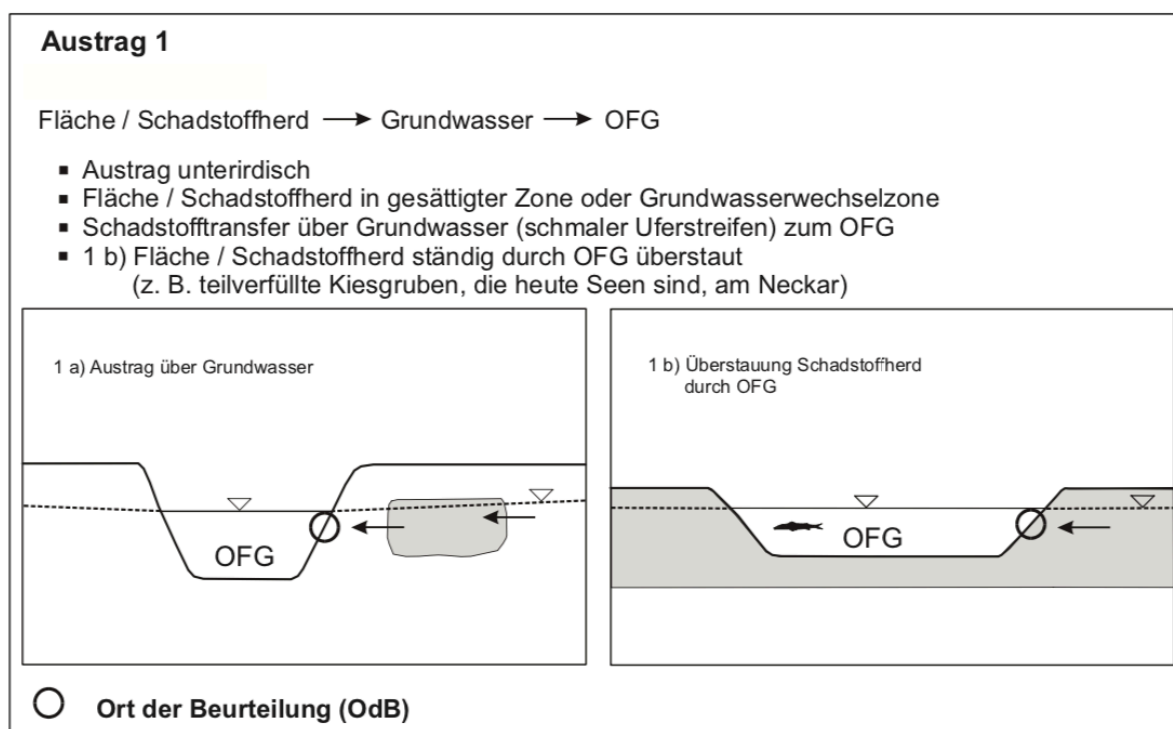
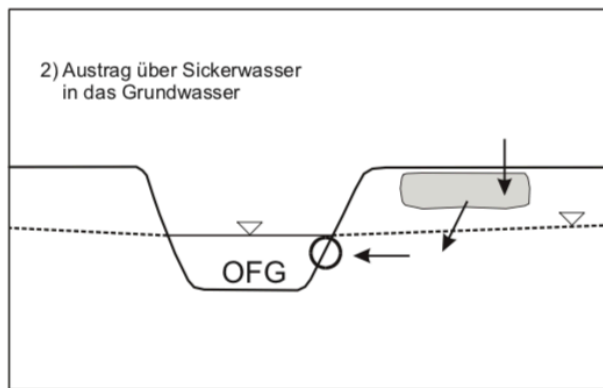


Abbildung 9.2: Austragsvariante 1 (unterirdisch) des Wirkungspfades „Boden-Oberflächengewässer“ (LBUW, 2016)

Austrag 2

Fläche / Schadstoffherd → Sickerwasser → Grundwasser → OFG

- Austrag unterirdisch
- Fläche / Schadstoffherd in ungesättigter Zone
- Schadstofftransfer erfolgt über Sickerwasser in das Grundwasser und mit dem Grundwasserstrom (schmaler Uferstreifen) zum OFG



○ Ort der Beurteilung (OdB)

Abbildung 9.3: Austragsvariante 2 (unterirdisch) des Wirkungspfades „Boden-Oberflächengewässer“ (LBUW, 2016)

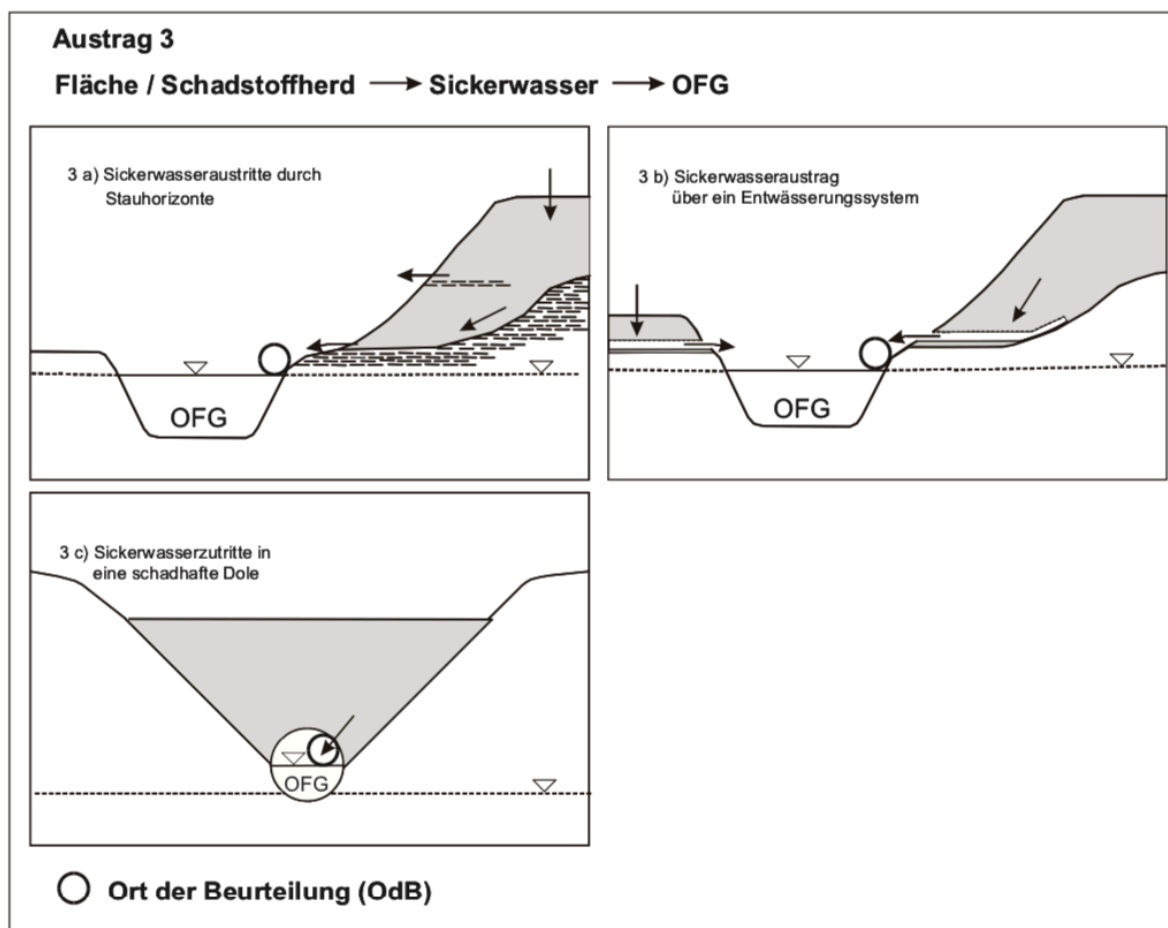


Abbildung 9.4: Austragsvariante 3 (unterirdisch) des Wirkungspfades „Boden-Oberflächengewässer“ (LBUW, 2016)

Die in den Abbildung 9.2, Abbildung 9.3 und Abbildung 9.4 dargestellten Austragsszenarien (1-3) beziehen sich auf Austragungsmöglichkeiten und Schadstofftransporte in gelöster Form. Die Szenarien 1 und 2 beinhalten auch den Wirkungspfad „Boden-Grundwasser“.

In Szenario 1 geschieht der Austrag direkt über das Grundwasser. Bei Betrachtung dieses Pfades ist lediglich die Merkmalausprägung „Schadstoffphase im Aquifer“ für die Vergabe des Initialwertes ausschlaggebend. Dieses Merkmal ist zutreffend wenn sich ein räumlich abgrenzbarer Schadstoffkörper in der ungesättigten Zone befindet und eine getrennt Schadstoffphase im Aquifer des schmalen Uferstreifens gegeben ist.

Die Austräge über das Sickerwasser ins Grundwasser und der Austrag direkt über das Sickerwasser beinhalten gleiche Merkmalausprägungen zur Bewertung der Austräge. Unterschiede gibt es bei der Qualität der Sohle (Vorhandensein, Art und Mächtigkeit der Sohlabdichtung) und bei der Durchlässigkeit der Sohlabdichtung (Art und Mächtigkeit, der am wenigsten durchlässigen Schicht). Diese zwei Merkmale können beim Austrag über das Sickerwasser ins Grundwasser mit -0,4 bis +0,2 bewertet werden. Die übrigen Einflussfaktoren betreffen die Qualität der Oberfläche (Abdeckung, Abdichtung, Versiegelung), die Wasserzutritte (Fremdwasserzutritte) und den Niederschlag. Außerdem spielt das Volumen der Altablagerung noch eine entscheidende Rolle.

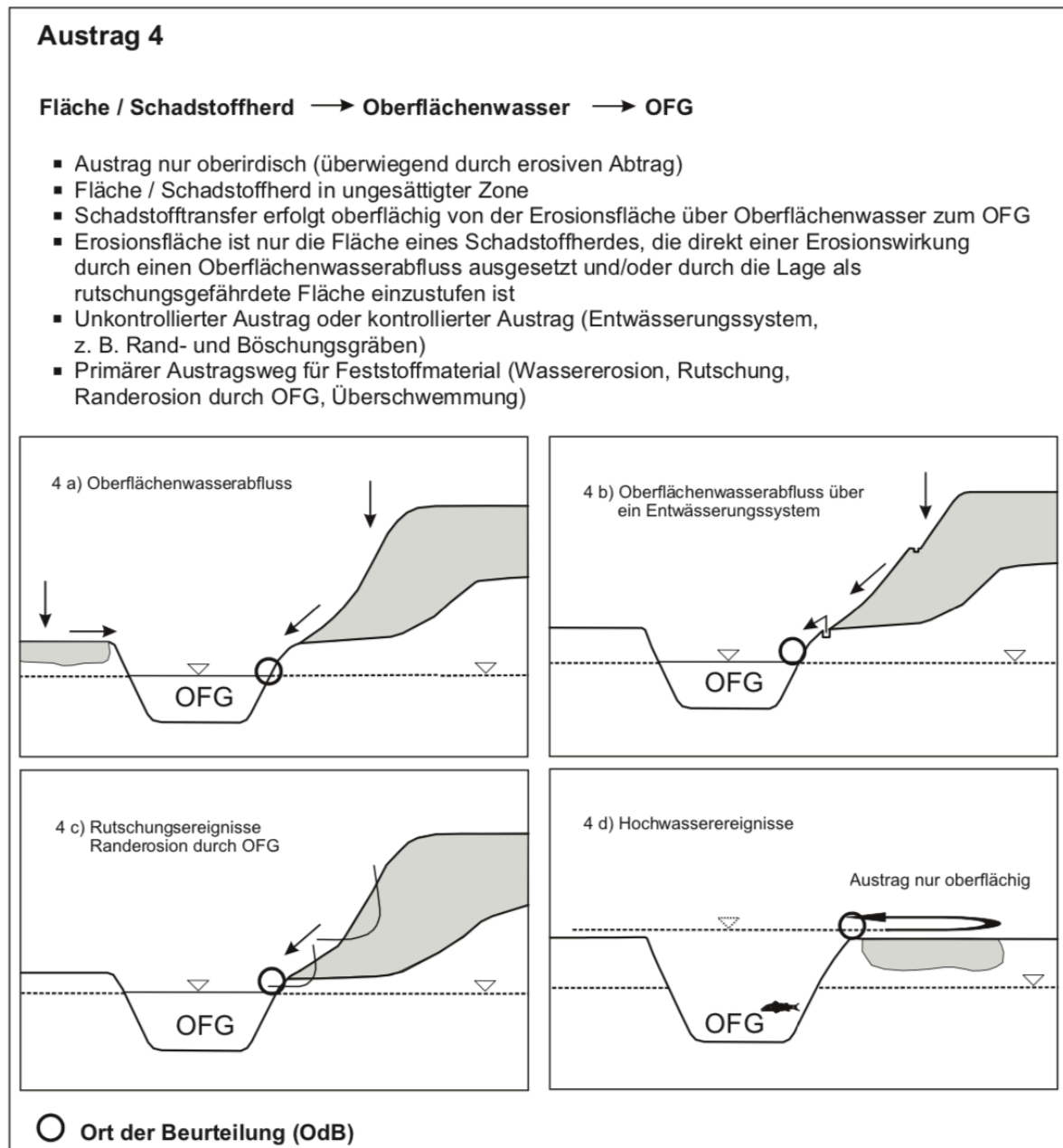


Abbildung 9.5: Austragsvariante 4 (oberirdisch) des Wirkungspfades „Boden-Oberflächengewässer“ (LBUW, 2016)

Der Austrag 4 in der Abbildung 9.5 bezieht sich auf den oberirdischen Austrag (Oberflächenabfluss, Überschwemmungen), welcher hauptsächlich erosiven Ursprungs ist und über einen partikulär gebundenen Stofftransport erfolgt. Für die Vergabe des Initialwertes ist dennoch die Lage in der ungesättigten Bodenzone ausschlaggebend und beträgt 1,1. Wie in der Abbildung 9.5 ersichtlich erfolgt der Austrag über das Oberflächenwasser. Für die Bewertung der Austragsintensität mit der Vergabe von Zu- und Abschlägen sind folgende Merkmale relevant: die Qualität der Oberfläche (Umfang der Abdeckung, Abdichtung oder Versiegelung), der gegebene Bewuchs (Bewuchsbedeckung, Erosionsfläche und Bewuchshöhe), der Abstand zwischen den Überschwemmungen (Häufigkeiten), Niederschläge und die Hangneigung. Anstatt des Volumens, wie bei den anderen Austragspfaden, ist bei hier die Größe der Erosionsflächen von Bedeutung (LUBW, 2016).

9.2.4.2 *Ort der Beurteilung m_{II}*

Wie in den Abbildungen dargestellt, variiert der Ort der Beurteilung je nach Austragspfad. Im Allgemeinen ist der Pfad der Übergangsbereich vom Gewässerbett oder dem Gewässerrand in das Oberflächengewässer. Der jeweilige Schadstoffeintrag erfolgt abhängig vom Austrag entweder in gelöster Form (Szenarien 1-3) oder partikulär gebunden (Szenario 4- Oberflächenwasser). Da für diesen Wirkungspfad noch keine rechtlich bindenden Prüfwerte in der BBodSchV enthalten sind, werden für die Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen altlastenrelevante Parameter als Orientierungswerte herangezogen. Je nachdem welcher Stofftransport (gelöst oder partikulär) zutreffend ist, unterscheiden sich die zutreffenden Parameter und Orientierungswerte. Es gibt Orientierungswerte für Stoffe in der Wasserphase betreffend den Pfad Boden-Oberflächengewässer (Austrag 1, 2 und 3) und Orientierungswerte für Feststoffe und Sedimente (Austrag 4) die herangezogen werden können. Das Unbedenklichkeitskriterium (= Abbruch des Priorisierungsverfahrens) wird erfüllt, wenn die Konzentrationen am Ort der Beurteilung sowohl für die Wasserphase, als auch für die Feststoffe eingehalten werden. Dennoch wird empfohlen die XUMA-B Bewertung fortzusetzen.

Zusätzlich ist beim Schadstoffeintrag in der Wasserphase die Emission (direkte, indirekte) abzufragen.

9.2.4.3 *Wirkung auf das Schutzgut m_{III}*

Die Bewertung im Schutzgut erfolgt auf Basis von chemischen Untersuchungen in der Wasserphase und im Feststoff. Vorgaben zu den Untersuchungen sind in Normen und Regelwerken festgelegt (DIN-Normen, AQS-Merkblätter). Zur Bewertung hingegen werden erneut die Orientierungswerte für Oberflächengewässer (OW-OFG) herangezogen und mit chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten (Fließgewässer/See) erweitert.

Ergänzend hierzu werden biologische Untersuchungen durchgeführt und unter Heranziehung der EU WRRL die „Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose“ bewertet. Dies geschieht durch einen direkten Vergleich der betroffenen Fläche mit einem unbelasteten Referenzpunkt. Die Bewertung der Ergebnisse basiert auf einem dreistufigen Schema und hat eine geringere Aussagekraft als die chemischen Untersuchungen. Hierfür wird der Wainstein-Index herangezogen. Beträgt dieser zwischen 70 und 100 % wird eine weitgehende Übereinstimmung mit der Referenzfläche angezeigt. Befindet sich der Wainstein-Index zwischen 30 und 70 % ist ein Ausschluss auf den Einfluss der Artenzusammensetzung und -häufigkeit nicht möglich. Unterhalb eines Wainstein-Index von 30 % sind Einflüsse auf die Biozönose eindeutig ersichtlich.

Sind im Rahmen des Priorisierungsverfahrens noch keine Ergebnisse vorhanden, bildet die Verdünnung das Initialmerkmal zur Bewertung der Wirkung im Schutzgut. Zur Abschätzung der Verdünnung werden Kenngrößen wie der Volumenstrom, die mittlere Niedrigwasserabflüsse herangezogen. Im Allgemeinen hat die Abschätzung der Verdünnung bei diesem Beweisniveau eine größere Relevanz als beispielsweise die biologische Abbaubarkeit, die Adsorption oder die Strömungsverhältnisse.

9.2.4.4 *Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}*

In diesem Verfahrensschritt liegt entsprechend dem Priorisierungsverfahren das Augenmerk nicht bei der Gefahrenlage, sondern bei der wirtschaftlichen Bedeutung und daher bei der Empfindlichkeit der anthropogenen bzw. menschlichen Nutzung (Trinkwasser, Sonstige Nutzungen, Brauchwasser). Ein Flächenbezug wird wie bei

den anderen Wirkungspfaden durch die Größe des Einzugsgebietes für fließende Gewässer und der Größe der Oberfläche für stehende Gewässer hergestellt. Grundlegend für die jeweiligen Ausprägungen für dieses Merkmal sind die Größenordnungen der EU-WRRL. Durch die Reihung der Bedeutung ergibt sich das prioritätssetzende Risiko welches als Steuerungsinstrument fungiert.

Besonderheiten beim Pfad Boden-Oberflächengewässer

Dem Bewertungsschritt „orientierende Untersuchung - OU“ liegt das Ziel zugrunde, anhand der gemessenen Gehalte am Ort der Beurteilung zu entscheiden, ob eine Gefahr für das Oberflächengewässer besteht. Falls dies zutrifft ist eine „Detailuntersuchung“ durchzuführen. Je nachdem welche Austragspfade bei der betrachteten Altablagerung vorherrschend sind, werden entweder Sickerwasser-, Grundwasseranalysen (unterirdisch – Austragsszenarien 1-3 = variiert) oder Bodenbeprobungen (oberirdisch – Austragsszenario 4 = Altablagerung → Oberflächengewässer) für die Beurteilung herangezogen. Ist eine Probenahme am Ort der Beurteilung, vor allem beim oberirdischen Austrag, (Übergang Sickerwasser zu Oberflächenwasser) nicht möglich sind Untersuchungen im Schutzgut (Oberflächengewässer, Sediment, biologische Untersuchungen bei adäquaten Referenzstandorten) durchzuführen oder Prognosen zu erstellen.

Sobald das Grundwasser durch den Schadstoffaustrag betroffen ist, ist bereits eine Untersuchung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser durchgeführt worden. Jene Analysenergebnisse können daher im Zuge der orientierenden Untersuchung für die Bewertung des Wirkungspfades Boden-Oberflächengewässer betrachtet werden. Ist es im Rahmen der Detailuntersuchung „Grundwasser“ zur Anwendung des Sonderfalls VwV „Schmaler Uferstreifen“ und zu einer Überschreitung der $E_{\max, FG}$ gekommen, muss eine Detailuntersuchung für das Oberflächengewässer durchgeführt werden.

Detailuntersuchungen beinhalten chemische Untersuchungen gelöster und partikulär gebundener Schadstoffe. Dieser Untersuchungsschritt wird nur umgesetzt, wenn die tatsächliche Fracht des Schadstoffes im Fließgewässer größer ist als $E_{\max, FG}$. Folglich ist eine Überschreitung der Orientierungswerte für Fließgewässer bei mittlerem Niedrigwasserabfluss anzunehmen. Biologische Untersuchungen sind bei nicht nachgewiesenen Konzentrationen zu ergänzen. Werden während der orientierenden Untersuchung im Sediment von Grund- oder Sickerwasser akkumulierbare Stoffen nachgewiesen (Schwermetalle, PAK, PCB) sind Detailuntersuchungen hinsichtlich dieser Stoffe im Sediment zu tätigen. Bei der Plausibilitätsprüfung können Ergebnisse der biologischen Untersuchung zugezogen werden. Ergibt sich trotz unauffälliger chemischer Analysenwerte im Rahmen der biologischen Untersuchung ein Hinweis auf Schadstoffeinträge, könnte ein zeitweiser Eintrag ins Oberflächengewässer gegeben sein. Sobald bei der Überprüfung keine weiteren Hinweise gegeben sind, wird die Untersuchung eingestellt.

Im Folgenden wird der stufenweise Bewertungsprozess des Pfades Boden-Oberflächengewässer mit Hilfe einer Grafik in Abbildung 9.6 veranschaulicht. Wenn die Ermittlung der Konzentration am Ort der Beurteilung (C_{OdB}) unverhältnismäßig aufwändig oder nicht möglich ist, wird die Untersuchung direkt im Schutzgut durchgeführt.

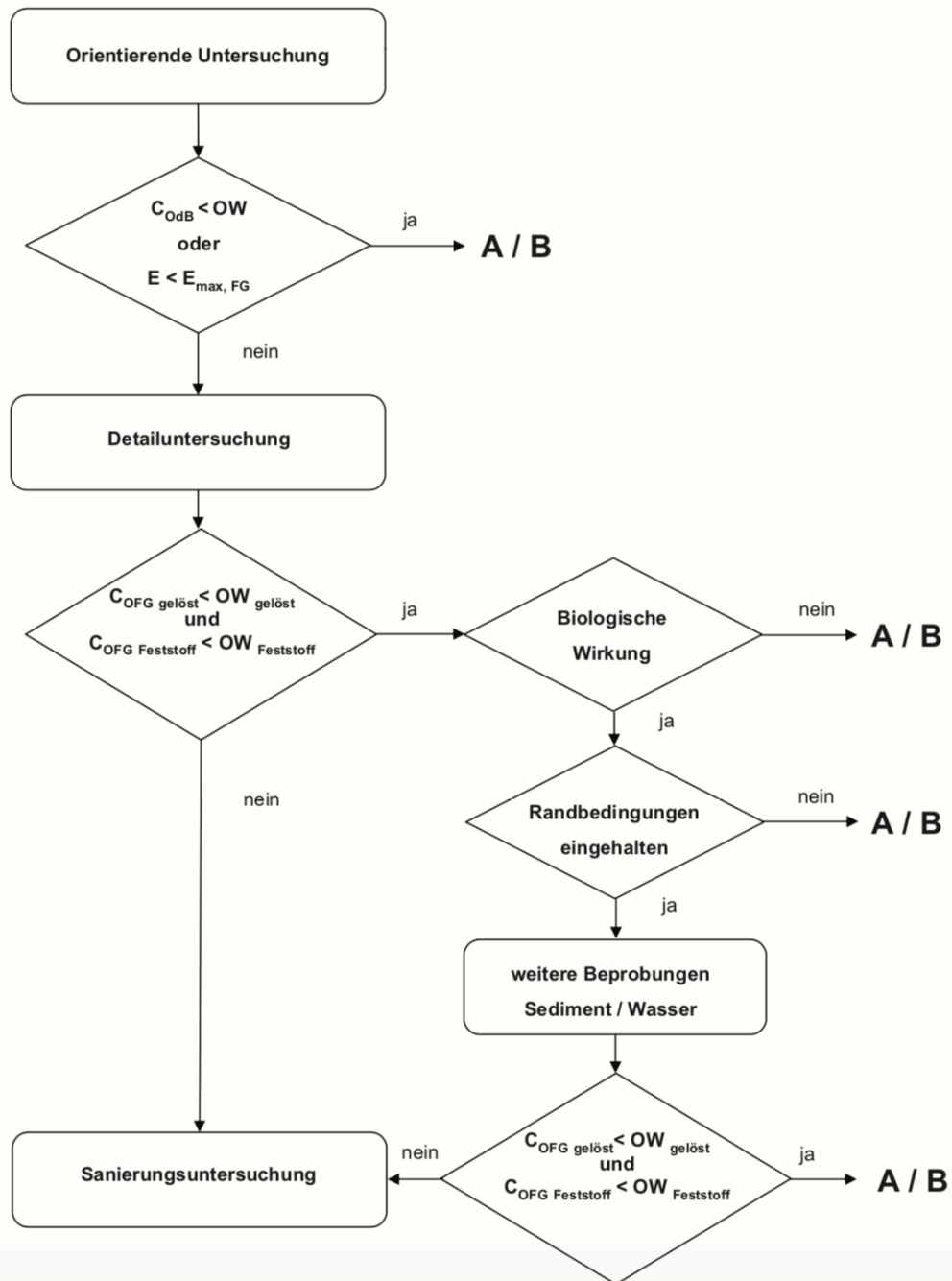


Abbildung 9.6: Vorgehen zur Bewertung des Pfades Boden-Oberflächengewässer (LBUW, 2016)

Bei diesem zugrundeliegenden Pfad (Boden-Oberflächengewässer) und im Vergleich zu den übrigen Wirkungspfaden sind noch keine Arbeitshilfen ausgearbeitet, welche weder die Methoden noch den Umfang des Untersuchungsrahmens regeln. Daher entwickelte Baden-Württemberg ein Verfahren zur Anwendung bei biologischen (biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung) und chemischen Untersuchungen. Im Rahmen der biologisch-ökologischen Gewässeruntersuchung werden die Gewässerbelastungen (integral) und die Auswirkungen dieser auf die Biozönose erfasst. Dies geschieht nicht durch Ermittlung von Konzentrationen oder Frachten im Schutzgut, sondern durch die Auswirkungen von Gewässerbelastungen auf das Ökosystem.

9.2.5 Gefahren durch Deponiegas

Die Bewertung dieses Wirkungspfades unterscheidet sich zusammen mit dem Wirkungspfad Boden-Oberflächengewässer insofern von den anderen, dass diese nicht explizit in dem BBodSchG oder in der BBodSchV als Wirkungspfad definiert werden. Diese wurden lediglich in Anlehnung an die BBodSchV entwickelt und beinhalten daher nur Orientierungswerte und keine Prüf- bzw. Maßnahmenwerte.

9.2.5.1 Stoffgefährlichkeit r_0 („Typisierung“)

Deponiegas wird durch den Abbau organischer Materialien gebildet wobei die produzierten Deponiegasmengen einzelnen Phasen zugeordnet werden können. In den jeweiligen Phasen spiegelt sich der Abbauzustand einer Deponie wieder. Da jedoch auf Beweisniveau 1 noch keine Messdaten vorhanden sind, war die Entwicklung eines Schemas zur ersten Abschätzung des Abbauzustandes der Schüttung (= Typisierung) erforderlich. Dafür sind die Erhebung und Berücksichtigung von Daten hinsichtlich des Alters der Schüttung, der Größe, der Höhe, der Abfallarten und ihre Anteile sowie der Art des Einbaus notwendig. Im Rahmen von XUMA-B wird ein Vorschlag zur Typisierungsstufe nähergebracht. Im Detail wird die Typisierung im Rahmen des Deponieleitfadens erläutert. Bei Erreichung höherer Beweisniveaus können Messungen in tieferen Bereichen der Altablagerung Rückschlüsse auf die Deponiegaszusammensetzung und somit auf die Abbauphase getätigt werden. Folglich wird dadurch der Initialwert festgelegt, dieser beträgt bei einer Deponiegaszusammensetzung von ca. 60 % CH₄ und 40 % CO₂ 3,0 und wird der Abbauphase IV zugeordnet.

Für den Pfad „Gefahren durch Deponiegas“ ist die Bewertung der potentiellen Explosionsfähigkeit des Gasgemisches im Vordergrund und kann mit zunehmendem Beweisniveau durch die Gaszusammensetzung beurteilt werden. Zudem werden vorwiegend Gebäude betrachtet und die Gefahr oder Explosion im Gebäude wird priorisiert. Weitere auftretende Risiken und negative Auswirkungen wie beispielsweise Gerüche und Beeinträchtigungen des Pflanzenwachstums werden aufgrund ihrer niedrigen Bedeutung nur im Rahmen von einzelfallbezogenen Bewertungen erfasst. Die Priorisierung freigesetzter toxischer Spurengase geschieht direkt über den Wirkungspfad Boden-Mensch.

9.2.5.2 Schadstoffaustrag m_i :

Inwieweit das betroffene Schutzgut gegenüber dem Schadstoff exponiert wird, hängt einerseits von der Ausgasung aus dem Deponiekörper und andererseits von dem Verbreitungsmaß des Deponiegases ab. Hierbei ist vorab die Bestimmung des Aufbaus des Gasdruckes im Deponiekörper oder die Verteilung bzw. Verdünnung der Gase von Relevanz.

Zur Bestimmung in welchem Ausmaß das Schutzgut von der Ausgasung betroffen sein kann, werden vorab Merkmale hinsichtlich der Lage/Morphologie und die gegebene Nutzung (Gebäude, unterirdische bauliche Anlage, Park-/Freizeitanlage) betrachtet. Ab dem nächsten Bewertungsschritt ist von Bedeutung, ob sich das betroffene Objekt auf der Altablagerung oder im Umfeld befindet und demnach unterscheiden sich die Initialwerte. Befindet sich das betroffene Objekt auf der Altablagerung ist die Qualität der Oberfläche hinsichtlich der Durchlässigkeit für den Initialwert ausschlaggebend. Gut durchlässige Oberflächen werden als weniger kritisch betrachtet und erhalten einen Initialwert von 0,8. Bei einer schlechten Durchlässigkeit besteht die Gefahr eines punktuellen Gasaustrittes in hohen Konzentrationen und wird daher mit einem

Initialwert von 1,2 versehen. Bewertungsrelevante Kriterien sind außerdem die Mächtigkeit, der Zustand der Oberfläche (Abdeckung, Versiegelung) und die möglichen Migrationswege für Gas (Abwasserleitungen, sonstige Leitungen).

Bei der Betrachtung von betroffenen Objekten in der Umgebung ist der Abstand der Nutzung zur Altablagerung für den Initialwert ausschlaggebend. Des Weiteren besteht eine Einflussnahme auf die Bewertung der Ausbreitungsmöglichkeiten von Gasemissionen durch Faktoren wie Standortgegebenheiten hinsichtlich des Untergrundes (Sohle, Gesteinsart – Migrationswege), der Durchlässigkeit der Oberfläche und die speziellen Gaswegigkeiten am Standort.

9.2.5.3 *Ort der Beurteilung m_{II}*

Am Ort der Beurteilung soll ermittelt werden ob die Bildung von explosionsfähigen Gasgemischen möglich ist (z.B. Methananteil im Gasgemisch bei ca. 5 Vol%). Dies geschieht in einer Tiefe von ein bis zwei Metern oder in den Bereichen unmittelbar vor den Gebäuden beim Übergang zum Schutzobjekt oder in der Atemluft. Bei der Bewertung von Nutzungen auf einer Altablagerung wird der Ort der Beurteilung oftmals oberflächennahen Deponiegasmessungen gleichgesetzt. Bei möglichen betroffenen Schutzobjekten im Umfeld, werden Messungen innerhalb des Bauwerkes durchgeführt. Dies entspricht einem Merkmal des Priorisierungsverfahrens des nachfolgenden Verfahrensschritts (m_{III}).

9.2.5.4 *Wirkung im Schutzgut m_{III}*

Dieser Verfahrensschritt handelt von der Beantwortung der Frage inwieweit sich die am Ort der Beurteilung ermittelte Belastung auf das Schutzgut auswirkt. Ausschlaggebend in diesem Schritt sind einerseits die gemessenen Deponiegaskonzentrationen in der Atemluft oder im Gebäude und andererseits Kontrollmaßnahmen, welche die Einhaltung der Deponiegaskonzentrationen regelmäßig überprüfen. Sind noch keine Messergebnisse zu dem Standort vorhanden wird eine qualitative Abschätzung unter Heranziehung der örtlichen Gegebenheiten (Unterkellerung, Belüftungsmaßnahmen) getätigt. Damit ein Vergleich mit Messwerten hergestellt werden kann, wird für Methan 1/10 der unteren Explosionsgrenze (= 1,2 % des Volumens) und für Kohlendioxid der MAK-Wert herangezogen.

9.2.5.5 *Bedeutung des Schutzgutes m_{IV}*

Wie bei allen anderen Wirkungspfaden werden in diesem Schritt empfindlichere Flächen vorab bearbeitet. Hierzu zählen Flächen, die bebaut sind oder eine Bebauung beeinträchtigen können. Wohngebiete werden als empfindlicher als Gewerbegebiete, oder unbebauter Gebiete betrachtet. Vorrang haben auch große Flächen ohne Alternativnutzungen.