



Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft

Masterarbeit

Modellierung von Grundwasserströmung
und reaktivem Stofftransport im mit PFAS
kontaminierten Aquifer Westliches
Leibnitzer Feld, Steiermark und Ableitung
von Sanierungsvarianten

Richard Moderegger, BSc

Februar 2024



EIDESSTÄTTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt, den Einsatz von generativen Methoden und Modellen der künstlichen Intelligenz vollständig und wahrheitsgetreu ausgewiesen habe, und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

Ich erkläre, dass ich den Satzungsteil „Gute wissenschaftliche Praxis“ der Montanuniversität Leoben gelesen, verstanden und befolgt habe.

Weiters erkläre ich, dass die elektronische und gedruckte Version der eingereichten wissenschaftlichen Abschlussarbeit formal und inhaltlich identisch sind.

Datum 09.02.2024

Unterschrift Verfasser/in
Richard Moderegger

Danksagung

Diese Masterarbeit wurde an den Lehrstühlen für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft sowie für Energy Geosciences der Montanuniversität Leoben erstellt. Meinen Betreuern Herrn Professor David Misch und Herrn Dr. Philipp Sedlazeck möchte ich herzlich für die gute fachliche wie auch organisatorische Unterstützung und die hilfreichen Ratschläge danken. Die Themenfindung und Festlegung der Forschungsziele erfolgten in Kooperation mit dem Umweltbundesamt und dem Amt der Steiermärkischen Landesregierung, die Umsetzung wurde zudem mit öffentlichen Geldern unterstützt. Ich möchte mich daher für die Unterstützung und die gute Zusammenarbeit bedanken und insbesondere Frau Dr. Elisabeth Winkler und Herrn Mag. Peter Rauch als meine direkten Ansprechpartner im Amt der Steiermärkischen Landesregierung namentlich nennen.

Auch ohne direkte Zusammenarbeit möchte ich die Leistung aller Personen betonen, die an der Erstellung des bereits bestehenden Grundwassermodells im Projektgebiet beteiligt waren und damit den Grundstein für die Bearbeitung der vorliegenden Fragestellung gelegt haben. Zudem richtet sich mein Dank an das Unternehmen DHI für die Bereitstellung der FEFLOW Studienlizenz.

Diese Masterarbeit steht jedoch nicht für sich, sondern markiert zugleich auch das Ende meines Studiums der Angewandten Geowissenschaften an der Montanuniversität Leoben. Der Weg hierher war sicherlich nicht immer geradlinig, daher möchte ich mich besonders bei all jenen bedanken, die ihn mit mir gegangen sind. Bei meinen Freundinnen und Freunden, aber vor allem bei dir, Eileen, für den Rückhalt, den du mir während der Erstellung dieser Arbeit gegeben hast. Der größte Dank gebührt jedoch sicherlich meinen Eltern. Nicht nur für die materielle Unterstützung, sondern auch für das Vertrauen in dieser Zeit. Danke, für die Möglichkeit, mir meine Ziele selbst zu setzen. Und danke, für die Werte, die ihr mir mitgegeben habt. Nach vielen Jahren des Lernens ist es nun an der Zeit, mein Wissen in die Tat umzusetzen.

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der PFAS-Belastung im Porengrundwasserleiter Westliches Leibnitzer Feld, Steiermark, welche mit hoher Wahrscheinlichkeit vom Standort der Feuerwehr- und Zivilschutzschule Steiermark in Lebring - Sankt Margarethen ausgeht. Dabei steht die Modellierung der Grundwasserströmung und des PFAS-Transports im betroffenen Gebiet im Mittelpunkt.

Ein für den Untersuchungsraum bereits etabliertes Grundwassermodell zeigte Abweichungen zwischen der damals berechneten Grundwasserströmungsrichtung und der gemessenen PFAS-Schadstofffahne. Für das bestehende Grundwassermodell wurde daher der Einfluss der Modellparameter auf die Grundwasserströmung herausgearbeitet. Die Ergebnisse zeigen, dass insbesondere die Leckage der Mur im Raum Lebring sowie eine mögliche Anisotropie der Durchlässigkeit deutliche Auswirkungen auf die Grundwasserströmungsrichtung haben. Durch aus geologischer Sicht vertretbare Anpassungen lässt sich bei einer geringfügigen Erhöhung des Modellfehlers bezogen auf die Grundwasserspiegelhöhen eine deutlich bessere Übereinstimmung der Grundwasserströmungsrichtung mit der Ausbreitung der Schadstofffahne erreichen. Zudem wurde der zeitliche Rahmen bis in das Jahr 2023 erweitert.

In weiterer Folge wurde der chemische Fingerabdruck der Kontamination untersucht. PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA stellen die Hauptkontaminanten dar. Während die Ausbreitung von PFOS und PFHxS über die gesamte Fahnenlänge nachweisbar ist, beschränkt sich die Belastung mit PFPeA und PFHxA auf den Quellennahbereich. Mögliche Gründe sind eine Verlangsamung der Ausbreitung durch eine höhere Adsorption von PFPeA und PFHxA, oder aber eine spätere Freisetzung dieser beiden PFAS. Für die Hauptkontaminanten wurde der reaktive Stofftransport an die Grundwasserströmung gekoppelt und für verschiedene Adsorptionskoeffizienten modelliert. Die Ergebnisse erlauben die Ableitung eines standortspezifischen und von der Quellenkonzentration unabhängigen linearen Zusammenhangs zwischen der Höhe des Adsorptionskoeffizienten und der Ausbreitungsgeschwindigkeit der PFAS. Darüber hinaus zeigt das reaktive Stofftransportmodell qualitativ gute Übereinstimmungen mit der gemessenen Schadstoffausbreitung.

Abschließend wurden einige mögliche Sanierungs- und Sicherungsvarianten beleuchtet und zudem für ausgewählte Methoden die Kosten eingeordnet. Auf Basis einer überschlägigen Berechnung und Modellierung können zwei mögliche Sperrbrunnenanordnungen mit den dafür nötigen Förderraten vorgestellt werden. Die Ergebnisse dieser Arbeit liefern somit einen wertvollen Beitrag zur Erstellung eines Standortmodells und unterstützen zukünftige Sanierungsambitionen.

Schlagworte: *PFAS, Feuerweherschule Lebring, Feuerlöschschäume, Leibnitzer Feld, Grundwassermodell, Stofftransportmodell, Altlastensanierung, Adsorption*

Abstract

This thesis is concerned with the PFAS contamination in the pore aquifer Western Leibnitzer Feld, Styria, which most likely originates from the Styrian firefighting training site in Lebring - Sankt Margarethen. The focus lies on modeling the groundwater flow and PFAS transport in the affected area.

An existing groundwater flow model of the area showed discrepancies between the calculated groundwater flow direction and the observed PFAS plume. Therefore, the existing groundwater flow model was evaluated with respect to identifying model parameters exhibiting the largest impact on the groundwater flow. Results show that especially leakage of the river Mur near Lebring as well as a possible anisotropy of hydraulic conductivity are heavily influencing the groundwater flow direction. After implementing geologically plausible adaptations, the match of groundwater flow direction and PFAS transport can be significantly improved resulting in only a slight increase in model error regarding hydraulic heads. Furthermore, the temporal boundary was expanded into the year 2023.

Following that, the chemical fingerprint of the contamination was investigated. PFOS, PFHxS, PFPeA and PFHxA can be classified as main contaminants. While PFOS and PFHxS are detected all over the investigated plume, the occurrence of PFPeA and PFHxA is focused on the near-source area. Possible reasons are a higher adsorption of PFPeA and PFHxA reducing the transport velocity, or a later release of these contaminants. The reactive transport of the main contaminants was coupled to the groundwater flow and modeled for varying adsorption coefficients. The results allow the deduction of a linear correlation between the adsorption coefficients and the transport velocity of the PFAS for this specific site and independent of source concentration. Furthermore, the contaminant transport model qualitatively fits well with the observed PFAS distribution.

Based on these results, some possible variants for remediation and safeguarding of the contamination were deducted and the range of costs described for selected methods. Using rough calculations and modeling, two possible groundwater remediation well arrangements and necessary extraction rates are presented. The results of this thesis thereby provide a valuable contribution to the development of a conceptual site model and aids in further remediation ambitions.

Keywords: *PFAS, firefighting training site Lebring, AFFF, Leibnitzer Feld, groundwater flow model, contaminant transport model, site remediation, adsorption*

Inhalt

	Seite
1 EINLEITUNG	1
1.1 Chemische Eigenschaften von PFAS	2
1.1.1 Die C-F Bindung als zentrales Steuerelement.....	2
1.1.2 PFAS als Stoffgruppe	3
1.1.2.1 Definition.....	3
1.1.2.2 Aufbau und chemisches Verhalten.....	3
1.2 Herstellung und Verwendung von PFAS.....	5
1.2.1 Herstellung	6
1.2.2 Allgemeine Verwendungsbeispiele	6
1.2.3 Verwendung in Feuerlöschschäumen	7
1.3 Exposition mit PFAS	9
1.3.1 Auftreten und Verbreitung.....	9
1.3.2 Wirkungspfade und Gesundheitliche Auswirkungen.....	11
1.3.3 Stand der Regulierung	13
2 FALLSTUDIE WESTLICHES LEIBNITZER FELD	16
2.1 Beschreibung des Standorts	17
2.1.1 Topografie, Hydrologie und Landnutzung	17
2.1.2 Geologie und Mineralogie	18
2.1.2.1 Paläozoisches Grundgebirge	18
2.1.2.2 Neogene Beckenfüllung	19
2.1.2.3 Quartäre Sedimente und Bodenbildung	21
2.1.3 Hydrogeologie und Hydrochemie	25
2.1.3.1 Durchlässigkeit.....	26
2.1.3.2 Mächtigkeit und Überdeckung.....	27
2.1.3.3 Chemische Zusammensetzung.....	28
2.2 Beschreibung der Kontamination	29
2.2.1 Überblick bisheriger Untersuchungen	29
2.2.2 Methodik bisheriger Untersuchungen.....	32
2.2.3 Ergebnisse bisheriger Untersuchungen	33
2.2.4 Schlussfolgerungen bisheriger Untersuchungen	34
2.3 Forschungsziele.....	35
2.3.1 Grundwasserströmungsmodell.....	35
2.3.2 Reaktives Stofftransportmodell	36

2.3.3	Sanierungs- und Sicherungsvarianten	36
3	METHODIK.....	38
3.1	Grundwasserströmungsmodell	38
3.1.1	Zeitliche Entwicklung der Grundwasserverhältnisse.....	38
3.1.2	Randbedingungen.....	38
3.1.2.1	Horizontaler Zu- und Abfluss.....	38
3.1.2.2	Niederschlag und Grundwasserneubildung.....	39
3.1.2.3	Grundwasserentnahmen.....	40
3.1.3	Hydrogeologische Parameter.....	41
3.1.3.1	Aquifermächtigkeit.....	41
3.1.3.2	Porosität und Durchlässigkeit.....	41
3.1.3.3	Anisotropie der Durchlässigkeit.....	43
3.1.3.4	Sonderfall künstlicher Grundwasseraufschluss	43
3.1.4	Analyse des Modellergebnisses.....	44
3.2	Reaktives Stofftransportmodell	44
3.2.1	Datensatz	44
3.2.1.1	Manuelle Auswahl.....	44
3.2.1.2	Statistische Auswertung.....	44
3.2.1.3	Reduktion auf eine Raumdimension.....	45
3.2.2	Ausbreitung und Ausdehnung der Schadstofffahne	45
3.2.2.1	Dispersivität	45
3.2.2.2	Adsorption.....	46
3.2.3	Analyse des Modellergebnisses.....	46
3.3	Sanierungs- und Sicherungsvarianten.....	47
4	ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	48
4.1	Grundwasserströmungsmodell	48
4.1.1	Zeitliche Entwicklung der Grundwasserverhältnisse.....	48
4.1.2	Randbedingungen.....	49
4.1.2.1	Horizontaler Zu- und Abfluss.....	49
4.1.2.2	Niederschlag und Grundwasserneubildung.....	52
4.1.2.3	Grundwasserentnahmen.....	52
4.1.3	Hydrogeologische Parameter.....	53
4.1.3.1	Aquifermächtigkeit.....	53
4.1.3.2	Porosität und Durchlässigkeit.....	53
4.1.3.3	Anisotropie der Durchlässigkeit.....	54
4.1.3.4	Sonderfall künstlicher Grundwasseraufschluss	55
4.1.4	Analyse des Modellergebnisses.....	56

4.2	Reaktives Stofftransportmodell	60
4.2.1	Datensatz	60
4.2.1.1	Manuelle Auswahl	60
4.2.1.2	Statistische Auswertung	61
4.2.1.3	Reduktion auf eine Raumdimension	63
4.2.2	Ausbreitung und Ausdehnung der Schadstofffahne	64
4.2.2.1	Dispersivität	65
4.2.2.2	Adsorption	67
4.2.3	Analyse des Modellergebnisses	69
4.3	Sanierungs- und Sicherungsvarianten	72
4.3.1	Quellensicherung oder -sanierung	72
4.3.2	Abstromsicherung	75
4.3.3	Fahnensicherung oder -sanierung	79
5	FAZIT UND AUSBLICK	80
5.1	Grundwasserströmungsmodell	80
5.2	Reaktives Stofftransportmodell	82
5.3	Sanierungs- und Sicherungsvarianten	84
	VERZEICHNISSE	87
	Literatur	87
	Abbildungen	102
	Tabellen	104
	Formeln	105
	Abkürzungen	106
	ANHANG	108
Anhang 1	Lagepläne	109
Anhang 2	Ergebnisse bisheriger Untersuchungen	111
Anhang 3	Anpassungen im Grundwasserströmungsmodell	113
Anhang 4	Änderungen von Grundwasserströmung und -stand	115

1 Einleitung

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind ein Sammelbegriff für eine umfangreiche, natürlich nicht vorkommende Stoffgruppe chemischer Verbindungen, welche aufgrund ihrer speziellen Eigenschaften in den verschiedensten Industrien und Produkten verwendet werden. Es handelt sich dabei um organische Verbindungen, bei denen Wasserstoff- durch Fluoratome ersetzt wurden. Sie sind in den letzten Jahren aufgrund ihrer Anreicherung in Mensch und Umwelt sowie ihrer potenziellen gesundheitlichen Auswirkungen in den Fokus gesellschaftlicher Debatten gerückt (Abbildung 1) und aktuell mehr und mehr Gegenstand regulatorischer Maßnahmen. Die Sicherung und Sanierung von mit PFAS verunreinigten Standorten liegt demnach mehr und mehr im Fokus der Altlastenforschung (Abbildung 2).

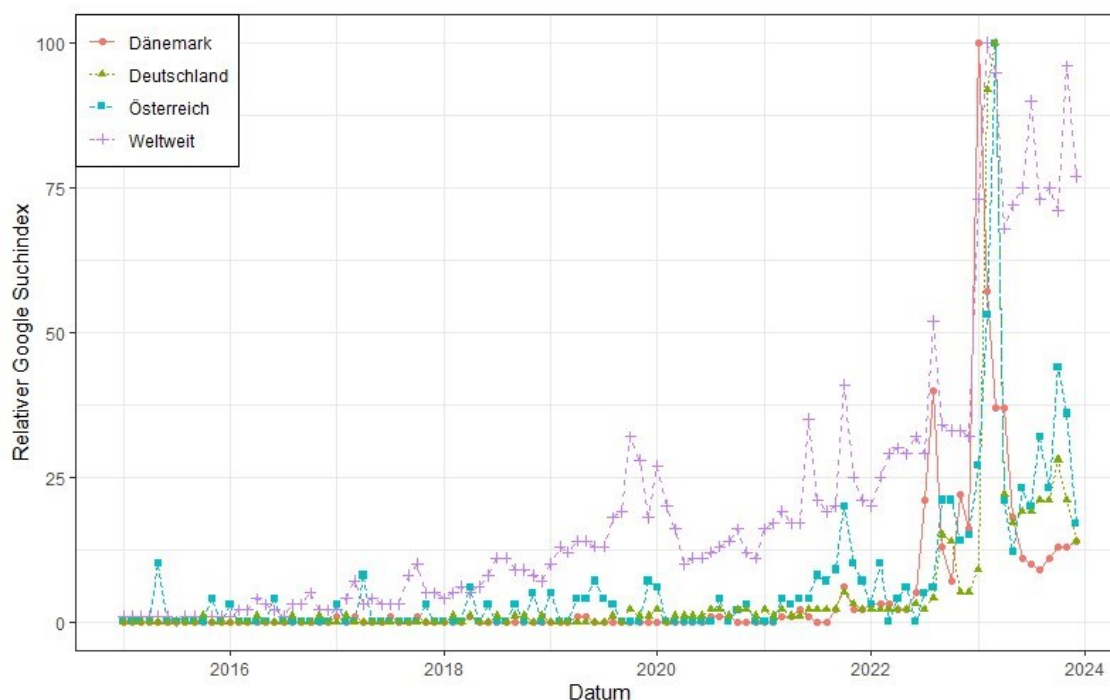


Abbildung 1: Entwicklung der Google Suchen zum Thema „PFAS“ seit 2015 weltweit sowie in Dänemark (als Region mit dem weltweit höchstem Suchinteresse), Österreich und Deutschland. Der relative Google Suchindex beschreibt einheitenlos den Verlauf des Interesses an gewissen Suchbegriffen. Datenquelle: Google Trends (31.12.2023).

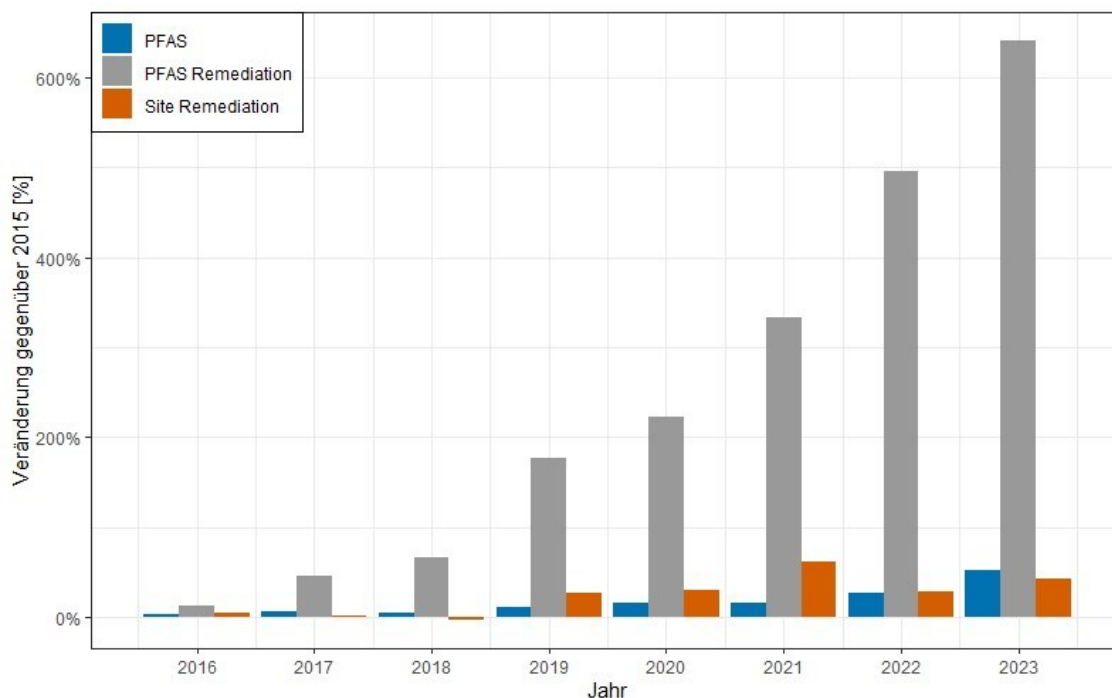


Abbildung 2: Änderung der Anzahl an Publikationen gegenüber dem Bezugsjahr 2015 zu den Stichworten PFAS, PFAS Remediation und Site Remediation. Datenquelle: Google Scholar (31.12.2023).

Die folgenden Kapitel stellen zunächst eine Einführung in die PFAS-Problematik dar. Es sollen die für das Verständnis der Arbeit nötigen Grundkenntnisse zu den chemischen Eigenschaften vermittelt, das Ausmaß der Anwendungen klargestellt und die Ausbreitung und Exposition sowie daraus möglicherweise resultierende gesundheitliche Folgen erläutert werden.

1.1 Chemische Eigenschaften von PFAS

1.1.1 Die C-F Bindung als zentrales Steuerelement

Fluor (F) ist das Element mit der höchsten bekannten Elektronegativität (4 nach Pauling). Aufgrund der hohen Elektronegativität sind die Elektronen des F stark gebunden, was dazu führt, dass F den geringsten Atomradius in der zweiten Reihe Periodensystems hat und mit Kohlenstoff (C) die, in der organischen Chemie, stärkste bekannte Bindung eingeht (O'Hagan 2008). Es bildet sich ein Dipol aus, dessen elektrostatische Wechselwirkungen starken Einfluss auf das Verhalten organischer F-Verbindungen, insbesondere in Kombination mit anderen Dipolen oder Ladungen ausüben (O'Hagan 2008). Die starke Bindung der Elektronen des F verhindern die Ausbildung von Wasserstoffbrückenbindungen (H-Brücken), Wechselwirkungen zwischen C-F der PFAS und Wasserstoff (H) in anderen Molekülen sind daher schwächer und eher elektrostatischer Natur (O'Hagan 2008). Diese Eigenschaften stellen die Grundlage für die hohe Stabilität sowie die hydro- und lipophobe Natur von PFAS dar (Sunderland et al. 2019).

1.1.2 PFAS als Stoffgruppe

1.1.2.1 Definition

Die exakte Definition von PFAS hat Einfluss Anzahl der Substanzen, die der PFAS-Gruppe zugerechnet werden. Durch die Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) werden 4.730 Substanzen als PFAS anerkannt (OECD 2018). Die Anzahl an bekannten Substanzen, welche unter die PFAS-Definition fallen steigt jedoch rapide an. Während die United States Environmental Protection Agency (USEPA) vor wenigen Jahren noch über 8.000 Substanzen nannte (Fenton et al. 2021), sind in der Version 5 der *PFAS structure list* bereits 14.735 Einträge verzeichnet (USEPA 2022). In wissenschaftlicher Literatur der 2010er Jahre wird allgemein meist Buck et al. (2011) gefolgt, welche PFAS definieren als:

“[...]all aliphatic substances, that contain at least one C atom on which all the H have been replaced by F. They contain the perfluoroalkyl moiety C_nF_{2n+1} .”

Diese Definition ist zum Teil auch in aktueller Literatur noch anzutreffen, sie gilt jedoch mittlerweile aufgrund verschiedener Grenzfälle als überholt. In OECD (2021) werden diese Grenzfälle erläutert und PFAS neu definiert als:

“[...]fluorinated substances that contain at least one fully fluorinated methyl or methylene carbon atom (without any H/Cl/Br/I atom attached to it), i.e. with a few noted exceptions, any chemical with at least a perfluorinated methyl group ($-CF_3$) or a perfluorinated methylene group ($-CF_2-$) is a PFAS.”

In der Praxis mag diese Verfeinerung wenig relevant erscheinen, sie wird jedoch dann wichtig, wenn es z.B. darum geht ob spezielle Einzelsubstanzen von Grenzwerten erfasst oder durch staatliche Förderprogramme abgedeckt werden. In dieser Arbeit wird der Definition der OECD (2021) gefolgt. Empfehlungen von Buck et al. (2011) werden ergänzend befolgt, wo dies hilfreich erscheint, so z.B. bei der Angabe der Chemical Abstract Service Registry Number (CAS-Nummer) bei erstmaliger Erwähnung einer spezifischen PFAS.

1.1.2.2 Aufbau und chemisches Verhalten

PFAS lassen sich als Stoffgruppe in mehrere Untergruppen unterteilen (Abbildung 3). Perfluorierte Gruppen werden verwendet, um Fluoropolymeren spezielle Eigenschaften zu verleihen. Da die perfluorierten Teile z.B. durch Zerfallsprozesse mit der Zeit freigesetzt werden können, werden diese Polymere ebenfalls zur Gruppe der PFAS gerechnet (Kwiatkowski et al. 2020). Aufgrund der großen Vielzahl an Substanzen, die durch den PFAS-Begriff erfasst werden, kann nicht auf alle Untergruppen oder gar Substanzen eingegangen werden. Die nachfolgenden Ausführungen dienen daher nur als Überblick über den grundsätzlichen Aufbau und damit verbundene Eigenschaften von PFAS.

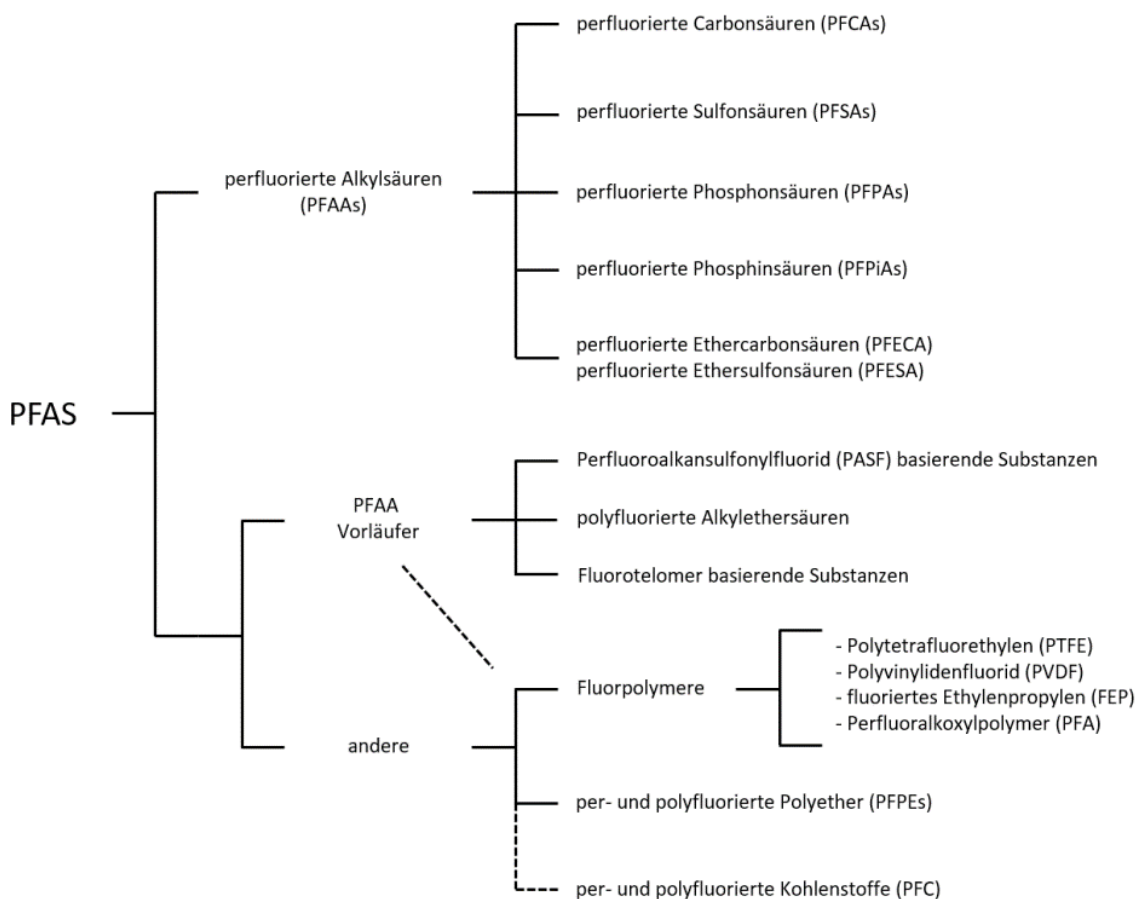


Abbildung 3: Vereinfachte Darstellung der PFAS-Gruppen und -Untergruppen nach OECD-Definition von 2018. Aus: Kaiser (2022).

PFAS können unterschiedlich komplex aufgebaut sein. Grundsätzlich ähneln PFAS sowohl in Aufbau (beispielhaft in Abbildung 4) als auch in Vielfalt den organischen Kohlenwasserstoffen, von denen sie ursprünglich abgeleitet sind. Sie zeichnen sich jedoch durch höhere Grenzflächenaktivität, bessere dielektrische Eigenschaften, höhere chemische und physikalische Stabilität sowie höhere Temperaturresistenz aus (Brendel et al. 2018). Zusätzlich zu den zuvor erwähnten perfluorierten Gruppen sind häufig funktionelle Gruppen wie Carboxyl (-COOH), Sulfonyl (-SO₂-) oder Hydroxyl (-OH) eingebaut (Bell et al. 2021), welche weiteren Einfluss auf die Eigenschaften der Einzelverbindung haben und zur Einteilung von Gruppen genutzt werden (Sunderland et al. 2019). Die funktionellen Gruppen führen dazu, dass viele PFAS Säuren sind, die abhängig von pH der Matrix und pK_a entweder protoniert oder anionisch vorliegen (Buck et al. 2011). Die funktionellen Gruppen können jedoch auch zu kationischen oder zwitterionischen PFAS führen. Während die perfluorierten Gruppen des Schwanzes hydro- und lipophob sind, können die funktionellen Gruppen einen hydrophilen Kopf ausbilden (Sunderland et al. 2019). Dieser Aufbau ist auch maßgeblich für das spezielle Verhalten und die Fraktionierung von PFAS in Boden und Grundwasser (Adamson et al. 2022) sowie ihre Anwendungsgebiete. Perfluorierte Carbonsäuren (PFCAs) wie Perfluorooctansäure (PFOA, CAS-Nr. 335-67-1) und perfluorierte Sulfonsäuren (PFSAs) wie Perfluorooctansulfonsäure (PFOS, CAS-Nr. 1763-23-1) liegen bei üblichen pH-Werten (4-9) in der Regel anionisch vor und sind gut in Wasser löslich (Field et al. 2017).

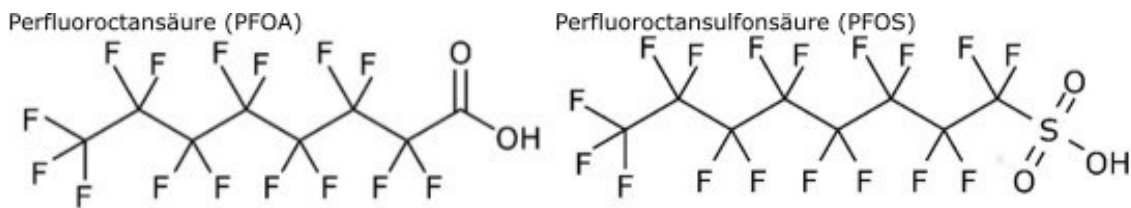


Abbildung 4: Aufbau der perfluorierten Carbonsäuren am Beispiel der Perfluorooctansäure und perfluorierten Sulfonsäuren am Beispiel der Perfluorooctansulfonsäure. Aus: Umweltbundesamt (2021a; 2021b).

PFAS besitzen eine hohe Grenzflächenaktivität. Sie können tensidisch wirken (Buck et al. 2011), also die Oberflächenspannung von Wasser senken. Das komplexe Verhalten von PFAS wird insbesondere außerhalb wissenschaftlicher Literatur teilweise missverständlich erläutert. Dies hängt sicherlich auch mit wechselnden Definitionen sowie der hohen Zahl an Substanzen und der damit verbundenen Heterogenität der Eigenschaften zusammen. Auch in Dokumenten offizieller Regierungsstellen (Stahl 2015; Fromme und Knapp 2023) können solche kontroversen Passagen angetroffen werden. Es wird von lipophilen Eigenschaften der fluorierten Kohlenstoffkette als Ursache für tensidisches Verhalten gesprochen. Grundsätzlich sind zwar hydrophobe Substanzen häufig gleichzeitig lipophil, dies ist aber nicht zwingend der Fall. Wie oben bereits erläutert, wird in aktueller wissenschaftlicher Literatur die fluorierte Kohlenstoffkette als lipophob verstanden. Die häufig zitierte Experimentalforschung von Jing et al. (2009) deutet an, dass die lipophilen Tendenzen bei den Salzen der PFCAs und PFSA auf induktive Beeinflussung des funktionellen Kopfes durch den perfluorierten Schwanz zurückzuführen ist.

Ebenfalls einen Einfluss auf das Verhalten hat die Kettenlänge der PFAS, man unterscheidet daher in langkettige (mehr als sieben perfluorierte Gruppen, bei PFSA mehr als sechs) und kurzkettige PFAS (Buck et al. 2011). PFAS wie manche Fluoropolymere, die nur als gering persistent gelten, bauen sich häufig zu persistenten PFAS ab (Cousins et al. 2019).

1.2 Herstellung und Verwendung von PFAS

PFAS sind eine natürlich nicht vorkommende Stoffgruppe, die in den 1930ern entdeckt und seit den 1950ern in Industrie wie auch in Endprodukten weit verbreitet verwendet wurden (ITRC 2020). Im Nachfolgenden soll anhand einiger Beispiele die Verbreitung demonstriert werden, um Bewusstsein für die Komplexität der Situation zu wecken und Alternativen aufzuzeigen. Die Auflistung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit und berücksichtigt auch nicht die verwendeten Absolutmengen. Eine umfangreiche Analyse der Anwendungen von PFAS bieten z.B. Glüge et al. (2020).

Es ist wichtig anzumerken, dass sich die verwendeten Substanzen mit der Zeit geändert haben und dies auch immer noch tun. Seit Beginn der 2000er wurde die Verwendung vieler langkettiger PFAS (in englischsprachiger Literatur meist als „*legacy PFAS*“ bezeichnet) zunächst auf freiwilliger Basis, später auch aufgrund regulatorischer Maßnahmen eingestellt (Cousins et al. 2019). Diese Chemikalien wurden oft durch alternative PFAS (wie z.B. kurzkettige Varianten, in englischsprachiger Literatur meist als *emerging PFAS* bezeichnet) ersetzt, dieses Vorgehen war jedoch nicht unumstritten und die Forderungen nach weiteren

Beschränkungen nehmen in jüngerer Vergangenheit deutlich zu (z.B. Brendel et al. 2018, Pelch et al. 2019). Viele Unternehmen sind sich ihrer Verantwortung wie auch potenziell negativer Imageauswirkungen mittlerweile bewusst und schränken die Verwendung von PFAS aktuell ein oder verzichten bereits komplett darauf. Derartige Erklärungen veröffentlichten z.B. der schwedische Einrichtungskonzern IKEA (Webpräsenz abgerufen 2023) oder der deutsche Outdoorhersteller VAUDE (Webpräsenz abgerufen 2023). Es ist jedoch wichtig festzuhalten, dass die Verwendung PFAS-freier Alternativen nicht zwangsläufig bedeutet, dass Produkte weniger umwelt- oder gesundheitsschädlich sind (Cousins et al. 2019).

1.2.1 Herstellung

Buck et al. (2011) unterscheiden zwei grundlegenden Ansätze zur Herstellung von PFAS, die im Folgenden erläutert werden. Bei der Telomerisierung werden verschiedene Vorläufersubstanzen reagiert, um eine perfluorierte Kette aufzubauen. Diese verlängerten Ketten dienen dann als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Fluorotelomer basierten Tensiden und Polymeren wie Fluorotelomeralkoholen (FTOHs). Während der Telomerisierung entstehen lineare PFAS, verzweigte PFAS können nur als Unreinheiten aus dem Herstellungsprozess der Grundsubstanzen enthalten sein. Eine günstigere Alternative zur Telomerisierung stellt die elektrochemische Fluorierung (ECF) dar. Hierbei werden organische Rohstoffe in Fluorwasserstoff durch Elektrolyse in PFAS umgewandelt. Es entstehen lineare und verzweigte PFAS im Verhältnis 2:1 bis 3:1. Diese produktionsbedingten Variationen können auch im Bereich der Altlastensanierung zur Quellenanalyse verwendet werden.

1.2.2 Allgemeine Verwendungsbeispiele

PFAS wurden in unzähligen Produkten nachgewiesen, darunter auch solche mit denen Endverbraucher tagtäglich in Berührung sind (Sunderland et al. 2019). Dabei bleibt häufig offen, ob PFAS wie oben beschrieben als Unreinheit oder als funktioneller Bestandteil enthalten sind. Prominente Beispiele sind die Antihafbeschichtung Teflon oder die wasser- und schmutzabweisende Imprägnierung Scotchgard (Pelch et al. 2019). In Textilien beschränkt sich die Verwendung von PFAS nicht nur auf die häufig genannten Outdoorjacken. Auch in besonders pflegeleichter Alltagskleidung oder in Teppichböden werden PFAS eingesetzt (Cousins et al. 2019).

Glüge et al. (2020) identifizierten über 100 PFAS, welche in Pflegeprodukten wie Cremes, Makeup oder Haarsprays Verwendung finden. Hochwertige Skiwax, wie sie gerade im Leistungssport benutzt werden, können PFAS enthalten (Cousins et al. 2019). In Nahrungsmittelverpackungen werden PFAS aufgrund ihrer fettabweisenden Eigenschaften eingesetzt, insbesondere seit in jüngerer Vergangenheit gerade in höherpreisigen Produkten vermehrt auf papierbasierte Verpackungen zurückgegriffen wird um Kunststoffabfall zu vermeiden (Cousins et al. 2019).

PFAS werden als Produktionsmittel oder Bauteil in den verschiedensten Industriezweigen verwendet, so z.B. in der Kunststoffherstellung und Lederverarbeitung (Silva et al. 2021), als Schmiermittel und in der Elektronikindustrie (Glüge et al. 2020), aber auch in Laboren und

medizinischen Geräten (Cousins et al. 2019). In der chemischen Industrie wurden durch den Einsatz inerter PFAS-haltiger Membranen Prozesse ersetzt, welche zuvor Asbest oder Quecksilber benötigten (Cousins et al. 2019). PFAS sind zudem in Medikamenten enthalten, um deren Effizienz, Halbwertszeit im Körper und Bioverfügbarkeit zu erhöhen (Cousins et al. 2019).

1.2.3 Verwendung in Feuerlöschschäumen

Feuerlöschschäume der Klasse B dienen dazu, brennbare Flüssigkeiten zu löschen (Glüge et al. 2020). In der Literatur werden diese häufig unter dem Begriff Aqueous Film Forming Foam (AFFF) zusammengefasst. Gleichzeitig wird die Bezeichnung AFFF oft Synonym für PFAS-haltige Feuerlöschschäume gebraucht. Glüge et al. (2020) nennen neben reinen AFFF jedoch weitere Feuerlöschschäume, die ebenfalls PFAS enthalten. Dabei handelt es sich um fluoroproteinbasierte Schäume (FP) sowie verschiedene Ausführungen von AFFFs und FPs (z.B. alkoholresistente Versionen, AR). Im Umkehrschluss existieren mittlerweile auch viele fluorfreie AFFF. Um Unklarheiten zu vermeiden, werden in dieser Arbeit die Begriffe *PFAS-haltige* bzw. *PFAS-freie Feuerlöschschäume* verwendet.

Die Verwendung PFAS-haltiger Feuerlöschschäumen innerhalb der EU wurde in einer umfangreichen Studie von Wood et al. (2020) für die Europäische Kommission untersucht. Es wird geschätzt, dass innerhalb der EU jährlich 14.000 bis 20.000 t Konzentrat gehandelt werden. Hauptsächlich werden diese von der chemischen und petrochemischen Industrie, untergeordnet von öffentlichen Feuerwehren, in marinen Anwendungen, an Flughäfen und durch das Militär verwendet.

Wie bereits erläutert, können PFAS in Wasser als Tenside wirken und sind thermisch stabil. In fluorhaltigen Feuerlöschschäumen bilden sie dadurch einen Film, der sich über die Oberfläche der brennbaren Flüssigkeit legt und das Feuer kühlt und erstickt sowie die Entstehung und Entzündung brennbarer Dämpfe verhindert (Leeson et al. 2021, Dauchy et al. 2017). Derartige Schäume sind seit den 1960ern in Verwendung (Baduel et al. 2017; Place und Field 2012). Zusätzlich zu Stabilisatoren, Lösungsvermittlern, Tensiden und anderen Chemikalien sind bis zu 6 % PFAS im Flüssigkonzentrat enthalten, welches zur Nutzung mit Wasser zehnfach bis hundertfach verdünnt wird (Leeson et al. 2021; Korzeniowski et al. 2018; ITRC 2022). Standorte, an denen mit derartigen Schäumen hantiert wurde (z.B. militärische Anlagen, Flughäfen, Feuerlöschübungsplätze), stehen häufig in Zusammenhang mit gravierenden PFAS-Kontaminationen von Boden- und Grundwasser (Leeson et al. 2021). In jüngerer Vergangenheit werden langkettige PFAS in PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen immer häufiger durch kurzkettige ersetzt (Brendel et al. 2018). Alternativ werden PFAS-freie Feuerlöschschäume eingesetzt, welche z.B. auf Kohlenwasserstoffen basieren (Cousins et al. 2019). Bekannte Handelsnamen PFAS-haltiger Feuerlöschschäume sind z.B. LightWater oder Ansulite der Firma 3M (Bräunig et al. 2017).

Die exakte Zusammensetzung PFAS-haltiger Feuerlöschschäume ist häufig nicht bekannt. Sie variiert sowohl zwischen verschiedenen Herstellern als auch Produktionsjahren (Leeson et al.

2021, Dauchy et al. 2017). Hersteller behandeln die Bestandteile teils als Betriebsgeheimnis, aber auch die bereits erläuterten Unreinheiten aus der Produktion beeinflussen die Zusammensetzung. In der Literatur finden sich insbesondere PFOS und Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS, CAS-Nr. 355-46-4) als wichtige Bestandteile von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen. Die 6:2-Fluortelomersulfonsäure (6:2-FTS) wird mehrmals als vermutliches Umwandlungsprodukt, insbesondere für telomerbasierte, PFAS-haltige Feuerlöschschäume beschrieben. Telomerbasierte Schäume werden zwar oft als Nachfolgeprodukt nach dem Ende der Produktion von PFOS durch 3M mit Beginn der 2000er betrachtet, tatsächlich wurden sie aber bereits lange davor durch andere Unternehmen für die Produktion von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen verwendet (Dauchy et al. 2017).

Nach Untersuchungen von Adamson et al. (2022) zeigen ECF- und telomerbasierte PFAS-haltige Feuerlöschschäume unterschiedliche Signaturen im Grundwasser: Während die Verwendung von ECF-basierten PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen in einem erhöhten Anteil verzweigter PFOS-Isomere resultiert, sind für telomerbasierte PFAS-haltige Feuerlöschschäume Substanzen wie 4:2-, 6:2- oder 8:2-FTS (CAS-Nrn. 757124-72-4, 27619-97-2 und 39108-34-4) charakteristisch. Die genannten FTS sind kein Hauptbestandteil der untersuchten Feuerlöschschäume und werden als Umwandlungsprodukte interpretiert. Backe et al. (2013) stellten ebenfalls fest, dass in durch telomerbasierte PFAS-haltige Feuerlöschschäume belastetem Grundwasser 6:2-FTS als vermutliches Abbauprodukt auftritt. ECF-basierte, PFAS-haltige Feuerlöschschäume resultierten hingegen in erhöhten Konzentrationen von PFOS und PFHxS im Grundwasser.

Weiner et al. (2013) analysierten die chemische Zusammensetzung bekannter PFAS in 12 PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen und glichen die Konzentrationen mit dem Gesamtgehalt organischen Fluors ab. In der Hälfte der Proben konnte weniger als 10 % des organischen Fluors bekannten Chemikalien zugeordnet werden. Bei den erkannten Hauptbestandteilen handelte es sich zu großen Teilen um PFOS, PFHxS, 6:2 FTSAS, 8:2 FTSA, 6:2 FTSA. Backe et al. (2013) beschreiben PFOS und PFHxS in ECF-basierten, sowie Fluorotelomerthioamidosulfonate (FtTAoS), insbesondere 6:2-FtTAoS (CAS-Nr. 88992-47-6) in telomerbasierten, PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen. In einer systematischen Untersuchung von Feuerlöschschäumen und Grundwasserproben im Umfeld von 15 US-Militärbasen konnten Barzen-Hanson et al. (2017) 240 Einzelsubstanzen in 57 Gruppen von PFAS qualitativ nachweisen, von denen ein großer Teil bis dato unbekannt war. In Studien durch Wood et al. (2020) im Auftrag der europäischen Kommission sowie Sweco (2020) im Auftrag der irischen Environmental Protection Agency wurden Feuerlöschschäume auf ihre Zusammensetzung untersucht. Zweiundzwanzig lang- und kurzkettige PFAS wurden in die Untersuchungen einbezogen, 20 davon konnten in PFAS-haltigen Löschsäumen nachgewiesen werden. Fünf dieser Löschsäume wurden nur in der Vergangenheit verwendet, der jüngste davon bis 2007. PFOA, PFOS und PFHxS wurden auch in diesen Studien nachgewiesen. In einem PFAS-haltigen Feuerlöschschaum, der an einem norwegischen Feuerlöschübungsplatz verwendet wurde, wurden PFOS und PFHxS mit 97 % Anteil an den 23 untersuchten PFAS als Hauptbestandteil erkannt (Høisæter et al. 2019). Eine

lateinamerikanische Studie (Pozo et al. 2022) entdeckte hingegen hauptsächlich kurzkettige PFAS in Feuerlöschschäumen, die bei einem Hafenbrand in Brasilien verwendet wurden, allen voran dabei Perfluorhexansäure (PFHxA, CAS-Nr. 307-24-4) und Perfluorpentansäure (PFPeA, CAS-Nr. 2706-90-3). PFOS und PFHxS waren nur in zwei von acht in dieser Studie untersuchten Feuerlöschschäumen von höherer Relevanz.

1.3 Exposition mit PFAS

1.3.1 Auftreten und Verbreitung

PFAS können während Produktion, Verwendung und Entsorgung von PFAS-haltigen Materialien freigesetzt werden (Silva et al. 2021). Sie wurden auf allen Kontinenten bis in entlegene Polarregionen, in den Ozeanen und in der Atmosphäre nachgewiesen (Kurwadkar et al. 2022; Brusseau et al. 2020). Während nahe der Quellen Transport über Gewässer die Ausbreitung dominiert, wird atmosphärischer Transport als Ursache des Auftretens in entlegenen Gebieten vermutet (Silva et al. 2021). Aber auch das direkte Umfeld der Quellen kann durch Deposition aus der Luft kontaminiert werden, wie z.B. das Gebiet nahe des Chemieparks Gendorf, Deutschland (Umweltbundesamt 2020). In kontaminierten Gewässern sind Konzentrationen im µg/l-Bereich keine Seltenheit, Hintergrundwerte liegen allgemein im Subnanogrammbereich (Silva et al. 2021). Bewässerung (Bräunig et al. 2017) und das Ausbringen von Klärschlamm aus der Abwasserbehandlung oder Papierindustrie (Sunderland et al. 2019) wird mit großflächigen Kontaminationen von Agrarflächen in Verbindung gebracht. Grenzwertüberschreitungen können zur Sperrung von Trinkwasserbrunnen sowie zum Verlust von Ernten führen, wie z.B. in Rastatt, Deutschland geschehen (Umweltbundesamt 2020). Auch Deponien mit PFAS-haltigen Abfällen gelten als potentielle Quellen (Silva et al. 2021), auch da immer häufiger von Schwierigkeiten im Sickerwassermanagement berichtet wird (Simon et al. 2019). In Wohnräumen wurden PFAS sowohl in der Gasphase (z.B. FTOH) als auch in hohen Konzentrationen in Hausstaub (z.B. PFOA) nachgewiesen (Silva et al. 2021). Beeson et al. (2012) beschreibt Konzentrationen von 2.780 ng/g PFHxS in Hausstaub sowie die Aufnahme durch Inhalation. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit von PFAS ist am höchsten in Luft, gefolgt von Gewässern und dem Boden (Silva et al. 2021). Die Verwendung einiger PFAS wurde zwar mittlerweile eingeschränkt, die Anzahl an bekannten kontaminierten Flächen nimmt jedoch zu (Silva et al. 2021).

Aufgrund der vielfältigen Eigenschaften und großen Anzahl an PFAS, unterscheidet sich ihr Ausbreitungsverhalten stark. Grundsätzlich zeigten Higgins und Luthy (2006), dass die Sorption von PFAS in Sedimenten mit steigendem Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC), sinkendem pH und steigender Kettenlänge zunimmt, wobei PFASs dabei stärker gebunden werden als PFCAs. Aus den Untersuchungen von Milinovic et al. (2015) geht hervor, dass einerseits eine Korrelation zwischen dem Anteil an organischem Kohlenstoff und dem Adsorptionskoeffizienten besteht, andererseits aber auch die Adsorptionskoeffizienten von PFOS, PFOA und Perfluorbutansulfonsäure (PFBS, CAS-Nr. 375-73-5) korrelieren. Bei der Bewertung der Ausbreitung müssen auch Metabolite von Vorgängersubstanzen berücksichtigt werden (Brusseau et al. 2020).

Adamson et al. (2022) verglichen die Ausbreitung von PFAS an mehreren Feuerlöschübungsplätzen, um die zugrundeliegenden Mechanismen zu identifizieren. Demnach reichern sich PFAS an Luft-Wasser Grenzflächen an und fraktionieren während des Transports, abhängig von den chemischen Eigenschaften der Matrix und der spezifischen PFAS. Ein scheinbarer Widerspruch ergibt sich, da verschiedene Studien ein höheres Rückhaltepotential in Sandböden als in Tonböden andeuten; dies wird auf die Anreicherung an Luft-Wasser Grenzflächen und den damit verbundenen Rückhalt im Haftwasser zurückgeführt. Damit ist von diesem Effekt insbesondere die ungesättigte Bodenzone betroffen. Es wurden Anreicherungen in geringpermeablen Lagen innerhalb der gesättigten Bodenzone angetroffen, wie sie zum Teil auch von anderen Kontaminanten wie Kohlenwasserstoffen bekannt sind. Die Ladung der PFAS hat deutlichen Einfluss auf den Transport, Fallstudien deuten an, dass anionische PFAS eine geringere Retention besitzen als kationische oder zwitterionische und daher weiter transportiert werden. Aus der raschen Abnahme der Konzentrationen innerhalb der Schadstofffahne wird gefolgert, dass nicht-destruktive Prozesse einen höheren Einfluss auf die PFAS-Konzentration haben als destruktive Prozesse, bei denen eine gleichmäßigere Abnahme zu erwarten wäre.

PFAS-haltige Feuerlöschschäume werden in der Brandbekämpfung, bei Tests sowie zu Übungszwecken aber auch durch Leckagen in die Umwelt eingetragen (Wood et al. 2020). Dies gilt insbesondere dann, wenn Wasser und Schaum nicht ordnungsgemäß abgeleitet, gereinigt und entsorgt werden. Beispiele für prominente Standorte im deutschsprachigen Raum, an denen die Verwendung von PFAS-haltigen Löschschäumen mit Kontaminationen des Untergrunds in Verbindung gebracht werden, sind der Flughafen Düsseldorf und der Bundeswehrflughafen Manching in Deutschland (Umweltbundesamt 2020) sowie der Flughafen Salzburg (Umweltbundesamt 2022) und die in Kapitel 2.2 näher erläuterte Feuerwehr- und Zivilschutzschule Steiermark in der Gemeinde Lebring - Sankt Margarethen (ugs. Feuerwehrschule Lebring). Die oben genannten Ausbreitungs- und Rückhaltemechanismen sind grundsätzlich auch für PFAS aus Feuerlöschschäumen gültig (Adamson et al. 2022). Problematisch ist jedoch, dass für die meisten in Feuerlöschschäumen genutzten PFAS keine genauen physikalisch-chemischen Eigenschaften publiziert sind; zudem sind Mischungseffekte erwartbar (Leeson et al. 2021).

Reinikainen et al. (2022) präsentierten die Ergebnisse von Untersuchungen an vier Standorten in Finnland, die mit der Verwendung von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen in Verbindung gebracht werden. Unter anderem wurden 26 Grundwasserproben auf 23 verschiedene PFAS untersucht. PFOS konnte als Hauptkontaminant in den meisten Proben in Konzentrationen bis 3,5 µg/l festgestellt werden. 6:2-FTS, PFHxS und PFOA wurden in Mengen > 0,1 µg/l nachgewiesen. Die Summenkonzentration der 23 untersuchten Substanzen betrug in 15 der 26 Proben weniger als 0,1 µg/l. In den übrigen lag sie zwischen 0,6 µg/l und 4,0 µg/l. In Bodenproben wurden Gesamtkonzentrationen der PFAS bis 2.800 mg/kg bestimmt. Aus der Verteilung lang- und kurzkettiger PFAS in Boden und Grundwasser geht die höhere Retention langkettiger PFAS im Boden deutlich hervor. Trotz ihrer Löslichkeit können hohe Gehalte an PFAS über lange Zeiträume in kontaminierten Böden verbleiben.

Høisæter et al. (2019) wiesen 15 Jahre nach Ende der Verwendung PFAS-haltiger Feuerlöschschäume an norwegischen Feuerlöschübungsplätzen Gehalte von bis zu 6.500 µg/kg PFOS in Boden (feinsandig, TOC < 1 %) bzw. bis zu 44,4 µg/l PFOS in Grundwasser nach. PFOS machte dabei in beiden Matrizen den Hauptbestandteil der zwölf untersuchten PFAS aus (96 % bzw. 71 %). Aus den Untersuchungen wird ein Rückhaltefaktor für PFAS in der ungesättigten Bodenzone von 33 - 42 (wenig kontaminierte Bereiche) bzw. 16 – 21 (stark kontaminierte Bereiche) berechnet. Dieser gibt an, um welchen Faktor Wasser schneller versickert als der entsprechende Stoff verfrachtet wird. Dabei wird insbesondere der Einfluss von Löschwasser und kalten Klimazonen hervorgehoben, da am untersuchten Standort die Schneeschmelze innerhalb weniger Wochen für 60 % der jährlichen Grundwasserneubildung verantwortlich gemacht wird. Vergleichende Säulenversuche mit kontinuierlicher Bewässerung ergaben deutlich geringere Rückhaltefaktoren im Bereich 6 - 7. Erhöhte Konzentrationen lagen ebenfalls für 6:2-FTS (2,7 µg/l) und PFHxS (2,9 µg/l) vor. Zwar wurden 6:2-FTS und 8:2-FTS auch in einem am Standort verwendeten, PFAS-haltigen Feuerlöschschaum nachgewiesen, jedoch nur in geringen Anteilen (0,1 %). Dies stützt die genannte These von Adamson et al. (2022), dass 6:2-FTS ein Abbauprodukt im Grundwasser darstellt. PFHxS ist dagegen ein Hauptbestandteil des untersuchten PFAS-haltigen Feuerlöschschaums.

Auch in einer australischen Studie wurde PFOS und PFHxS am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen (im Bereich 7,2 µg/l bzw. 2,4 µg/l) in einem durch PFAS-haltige Feuerlöschschäume beeinflussten Aquifer festgestellt (Bräunig et al. 2017).

1.3.2 Wirkungspfade und Gesundheitliche Auswirkungen

Die Relevanz der verschiedenen Wirkungspfade zur Aufnahme von PFAS wird in Fachkreisen weiterhin diskutiert (Sunderland et al. 2019). Kurzkettige PFAS reichern sich stärker in Pflanzen, langkettige stärker in Fisch und Säugetieren an (Zodrow et al. 2022). Die Aufnahme in den menschlichen Körper ist über die Ernährung (Trinkwasser, Nahrungskette, PFAS-haltige Verpackungsmaterialien), die Atemwege (Hausstaub, PFAS in Gasphase) und die Haut denkbar (Silva et al. 2021). Die Wirkungspfade variieren stark für verschiedene Bevölkerungsgruppen (Fenton et al. 2021), PFAS wurden jedoch weltweit in menschlichem Blut und Serum nachgewiesen (Houde et al. 2006). Die Anreicherung über die Nahrungskette wird häufig als wichtiger Wirkungspfad angegeben (Silva et al. 2021). Hinweise darauf liefern die positive Korrelation von PFAS-Konzentrationen mit der trophischen Stufe; allerdings wurden auch in großen Pflanzenfressern wie Rentieren in entlegenen Gebieten PFAS nachgewiesen (Houde et al. 2006). Die höchsten Konzentrationen in Wildtieren wurden im Umfeld kontaminierter Areale beobachtet (Silva et al. 2021). Trinkwasser wird allgemein als wichtigster Wirkungspfad in solchen Umgebungen betrachtet (Silva et al. 2021). Auch berufliche Exposition wird mit erhöhten PFAS-Kontaminationen in Blut und Serum in Verbindung gebracht, so z.B. bei technischen Fachkräften im Umgang mit Skiwachs und Feuerwehrleuten (Silva et al. 2021). Die Modellierung von Wirkungspfaden und Exposition gestaltet sich aufgrund der unzureichend verstandenen Wirkmechanismen als unzuverlässig (Sunderland et al. 2019). Sie wird zusätzlich durch die große Vielfalt an PFAS erschwert, deren

Eigenschaften häufig als Betriebsgeheimnis der Herstellerfirmen behandelt werden (Fenton et al. 2021).

Die genauen Wirkmechanismen von PFAS im menschlichen Körper sind, unter anderem aufgrund der Vielfalt an Einzelverbindungen, auch in Fachkreisen noch unsicher (Silva et al. 2021). Es wird vermutet, dass langkettige PFAS generell eine höhere Toxizität und längere Halbwertszeit aufweisen (Simon et al. 2019). Die höchste Potential zur Bioakkumulation wird für C-12 bis C-14 PFCA vermutet (Silva et al. 2021). Nachdem zu Beginn der 2000er die Verwendung von PFOS eingeschränkt wurde, wurden sinkende Konzentrationen im Serum beobachtet (Sunderland et al. 2019). Gleichzeitig muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass neuartige PFAS, welche nun als Ersatz für PFOS verwendet werden, in diesen Studien häufig nicht berücksichtigt wurden und die Datenlage zu Toxizität und Verhalten noch geringer ist (Sunderland et al. 2019; Simon et al. 2019). Beispiele für prominente neuartige PFAS sind Hexafluorpropylenoxiddimersäure und ihr Ammoniumsalz (HFPO-DA, CAS-Nr. 13252-13-6, besser bekannt als GenX) oder das Ammoniumsalz der Perfluor-4,8-dioxa-3H-nonansäure (ADONA, CAS-Nr. 958445-44-8). In epidemiologischen Studien wurden zumeist nur die PFHxS, PFOS, PFOA, Perfluornonansäure, (PFNA CAS-Nr. 375-95-1) und Perfluordekansäure, (PFDA, CAS-Nr. 335-76-2) betrachtet (Sunderland et al. 2019). Die Halbwertszeit für PFAS im menschlichen Körper variiert für die verschiedenen Substanzen zwischen wenigen Tagen und vielen Jahren (Fenton et al. 2021). Es wird vermutet, dass manche Fluoropolymere dort in PFSA's und PFCAs umgewandelt werden (Houde et al. 2006). Erhöhte PFAS-Konzentrationen werden verdächtigt, mit einer Vielzahl an negativen gesundheitlichen Auswirkungen in Verbindung zu stehen. Einige der am besten gesicherten Zusammenhänge sind die Schwächung des Immunsystems, Störungen des Fettstoffwechsels, Veränderungen der Schilddrüsenhormone und Beeinflussung der Laktation; teilweise wird auch eine Verbindung mit manchen Krebserkrankungen vermutet (Fenton et al. 2021; Bell et al. 2021). Neurologische Auswirkungen wurden bisher nur in Tierstudien bestätigt (Zodrow et al. 2022).

In einer schwedischen Studie wurde Blutserum von Ortsansässigen im Bereich eines durch PFAS-haltige Feuerlöschschäume kontaminierten und zur Trinkwassergewinnung genutzten Aquifers untersucht. Die Gehalte von PFHxS und PFOS waren deutlich gegenüber der Kontrollgruppe erhöht. Erhöhungen traten auch bei den Personen auf, die zwar ansässig waren, ihr Trinkwasser jedoch nicht aus dem besagten Aquifer bezogen, wobei die Ursache hierfür unklar bleibt (Xu et al. 2021). In einer australischen Studie konnte die Halbwertszeit für verschiedene PFAS im Blutserum von Feuerwehrleuten durch wiederholte Untersuchungen nach Ablösung PFAS-haltiger durch PFAS-freie Feuerlöschschäume berechnet werden. Diese betragen für PFOS 6,5 Jahre und für PFHxS 7,8 Jahre. Die Konzentrationen 5 Jahre nach Ende der Nutzung PFAS-haltiger Feuerlöschschäume lagen für PFOS bei 27 ng/ml und für PFHxS bei 14 ng/ml (Nilsson et al. 2022).

1.3.3 Stand der Regulierung

Die hohen Unsicherheiten in Bezug auf Bioakkumulation und Toxizität von PFAS zeigt sich auch in der Verteilung von Grenzwerten, die für die selbe Substanz teilweise über zwei Größenordnungen variieren (Zodrow et al. 2022). Verschiedene Ansätze zur Gefährdungsabschätzung (wie z.B. Lebertoxizität, Entwicklungsstörungen oder Immuntoxizität) werden parallel verfolgt (Fenton et al. 2021). Die Stockholmer Konvention beschäftigt sich mit Regulierung von persistenten organischen Schadstoffen (POPs). Obwohl sie auch die Verwendung einiger PFAS einschränkt, nutzen manche Mitgliedsstaaten Schlupflöcher für die weitere Nutzung (Brennan et al. 2021). Im Jahr 2009 wurde PFOS, im Jahr 2019 PFOA in die Stockholmer Konvention aufgenommen (Umweltbundesamt 2021a; 2021b).

In letzter Zeit wird immer häufiger der Ruf nach umfassender Regulierung dieser Stoffgruppe laut. Aufgrund der hohen Diversität von PFAS ist es unwahrscheinlich, dass für alle Substanzen separate Gefährdungsabschätzungen angefertigt werden (Cousins et al. 2019). Stattdessen vertreten wissenschaftliche Gruppierung z.B. in den *Madrid* und *Zürich Statements* den Ansatz, PFAS zu Gruppen zusammenzufassen und einzuschränken (Blum et al. 2015; Ritscher et al. 2018). Ein solches Vorgehen wird auch bei anderen Stoffgruppen wie z.B. bestimmten Pestiziden oder Flammschutzmitteln effektiv verfolgt (Kwiatkowski et al. 2020). Mögliche Kriterien können die Länge der Kohlenstoffkette, die relative Toxizität, der Wirkmechanismus, der chemische Aufbau, die Persistenz, der Fluorgehalt und weitere sein (Zodrow et al. 2022; Fenton et al. 2021). Auch bei der Sanierung von kontaminierten Flächen kann ein solcher Ansatz von Vorteil sein, zum Einen wird sichergestellt, dass nicht nur eine Verlagerung des Problems auf ein Abbauprodukt eintritt und zum Anderen erhalten Unternehmen dadurch mehr Planungssicherheit bezüglich der Sanierungsziele (Kwiatkowski et al. 2020). Es gibt Ansätze, eine Gruppierung von PFAS über Methoden des *Machine Learning* zu erreichen (Fenton et al. 2021). Gleichzeitig muss jedoch die Forschung zu den Eigenschaften von Einzelsubstanzen weiter verfolgt werden, um die Auswirkungen bestehender Kontaminationen besser einschätzen zu können (Zodrow et al. 2022). Eine andere Herangehensweise ist das *Concept of Essential Use* wie es bereits bei der Regulierung von Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKWs) im *Montreal Protocol* erfolgreich eingesetzt wurde (Cousins et al. 2019). Es verfolgt den Ansatz, die Erlaubnis zur Verwendung von PFAS daran zu koppeln, ob bei einer Nutzung der gesellschaftliche Vorteil überwiegt und welche Alternativen existieren.

In der EU wurden 2006 erste PFAS beschränkt (Brennan et al. 2021). Für Oberflächengewässer liegt aktuell eine Umweltqualitätsnorm vor, die die zulässige Höchstkonzentration für PFOS in Binnenoberflächengewässern auf 36 µg/l festlegt (Europäisches Parlament und Rat 2013). Im Frühjahr 2023 wurde ein Antrag veröffentlicht, der durch Dänemark, Deutschland, die Niederlande, Norwegen und Schweden bei der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) eingebracht wurde und eine umfassende Prüfung und gegebenenfalls Regulierung aller PFAS fordert (ECHA 2023). Die aktuelle europäische Trinkwasserrichtlinie (EU-TWRL) legt fest, dass ab 2026 von den Mitgliedsstaaten entweder

der Gehalt an PFAS gesamt (*PFAS gesamt*) auf 0,50 µg/l oder der Summengehalt einer Liste von 20 ausgewählten PFAS (*Summe der PFAS*) auf 0,10 µg/l zu beschränken ist (Europäisches Parlament und Rat 2020). Die Methode zur Bestimmung des Gesamtgehalts ist noch festzulegen. Ein Ansatz kann die Untersuchung der Total Oxidizable Precursor (TOP-Methode) sein, bei der Vorläuferverbindungen chemisch oxidiert werden, um die Anzahl an zu analysierenden Substanzen zu reduzieren (Silva et al. 2021). Problematisch bei der Bestimmung des Gesamtgehalts können organische Fluorverbindungen sein, die über Medikamente oder Pestizide in Gewässer eingetragen werden, aber nicht zu den PFAS zählen (Zodrow et al. 2022). Parallel zur Erarbeitung der EU-TWRL wurde durch die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) eine Empfehlung über die tolerierbare wöchentliche Aufnahme von PFAS veröffentlicht, wobei ein Wert von 4,4 ng/kg Körpergewicht für die Summe von PFOA, PFNA, PFHxS und PFOS festgelegt wurde (Schrenk et al. 2020). Diese Empfehlung wurde in der aktuell gültigen EU-TWRL noch nicht berücksichtigt, weshalb durch die EU Generaldirektion für Umwelt (2022) der Vorschlag zur Änderung des bestehenden Grenzwerts eingereicht wurde. Dieser Vorschlag zielt darauf ab, die zulässige Summe von 24 PFAS auf 0,0044 µg/l PFOS-Äquivalente zu beschränken, wobei die Konzentrationen von jeder der 24 PFAS über einen relativen Potenzfaktor (RPF) in PFOS-Äquivalente umgerechnet werden sollen. Die RPF variieren abhängig von der toxischen Potenz zwischen 10 (PFNA) und 0,001 (PFBS), wobei in der Liste der 24 PFAS 16 der 20 in der EU-TWRL angeführten PFAS enthalten sind. Die Einführung einer entsprechenden Grundwasserqualitätsnorm befindet sich aktuell im europäischen Mitentscheidungsverfahren und wurde auch in den Entwurf des österreichischen PFAS-Aktionsplans mitaufgenommen (Umweltbundesamt et al. 2023).

Bei der Regulierung von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen gibt es keine einheitliche Regelung innerhalb der EU (Wood et al. 2020). In einem Infoblatt klärt der Österreichischer Bundesfeuerwehrverband (2018) über die Verwendung PFAS-haltiger Feuerlöschschäume in Österreich auf. Dieses besagt, dass

„[...] fluorhaltige Schaummittel grundsätzlich nicht verwendet werden dürfen, sondern nur in absoluten Einzelfällen, aufgrund der einsatzlagebedingten Notwendigkeit, zur Anwendung gebracht werden!“

Es wird angegeben, dass es sich bei diesen Einzelfällen um Sondersituationen handelt, die mit den Mitteln einer durchschnittlichen Feuerwehr nicht erfolgreich und effizient bekämpft werden können. Als konkretes Beispiel werden unter anderem Lachenbrände mit einer Fläche über 300 m² und einer Tiefe von über 2 cm genannt. Zudem wird betont, dass die Verwendung PFAS-haltiger Feuerlöschschäume im Übungsbetrieb verboten ist. Varianten, die PFOS enthalten (z.B. LightWater der Firma 3M), dürfen laut diesem Infoblatt in Österreich weder gelagert noch verwendet werden. In einer durch den Deutschen Feuerwehrverband (2023) veröffentlichten Fachempfehlung wird festgehalten, dass PFAS auch in Feuerlöschschäumen nur als Einzelsubstanzen reguliert sind:

„Bislang sind das PFOS, PFOA und C9-C14 PFCA (perfluorierte Carbonsäuren mit 9 bis 14 Kohlenstoffatomen). Entsprechend sind alle Schaummittel verboten, die diese Stoffe enthalten, bzw. die Grenzwerte überschreiten.“

Nach diesen Ausführungen sind Varianten, welche PFOS enthalten bereits seit 2011 und solche die PFOA enthalten seit 2022 verboten. Ausnahmen gelten bis 2025 für PFOA in stationären Anlagen, in denen das Löschwasser vollständig aufgefangen werden kann.

Feuerwehrverbände wie auch unabhängige Studien sind sich einig, dass moderne PFAS-freie Feuerlöschmittel für die typischen Szenarien von öffentlichen Feuerwehren eine sehr gute Leistungsfähigkeit besitzen. Auch in vielen Spezialanwendungen wie an Flughäfen oder in der chemischen Industrie ist der Einsatz möglich oder wird sogar bereits praktiziert (Deutscher Feuerwehrverband 2023; Österreichischer Bundesfeuerwehrverband 2018; Wood et al. 2020).

2 Fallstudie Westliches Leibnitzer Feld

In der vorliegenden Arbeit soll die PFAS-Belastung im Westlichen Leibnitzer Feld genauer beleuchtet werden. Die Erstellung eines Standortmodells ist etablierter Standard in der Planung von Altlastensanierungen und sollte auch bei der Bearbeitung von PFAS Kontaminationen erfolgen (Simon et al. 2019). Die ÖNORM S 2088-1 (2018) beschreibt die Vorgehensweise zur

„[...] *Beurteilung von Altstandorten oder Altablagerungen im Hinblick auf Verunreinigungen des Grundwassers [...].*“

Norm sind zur Erstellung des Standortmodells zum einen die Beschreibung des Standorts, der Umgebung sowie der Ausbreitung und Auswirkungen der Kontamination notwendig (Abbildung 5). Dabei soll unter anderem auf die geologischen, hydrogeologischen, klimatischen und topografischen Verhältnisse, die Landnutzung und mögliche Wirkungspfade eingegangen werden. Weiters wird in der Norm gefordert Szenarien zur mittel- bis langfristigen Veränderung der Situation zu betrachten. Nachfolgend wird zunächst der Standort und die Kontamination beschrieben. Darauf aufbauend werden Forschungsfragen definiert, deren Ausarbeitung bei der Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Veränderung der Situation helfen soll. Damit werden wichtige Grundsteine zur Erstellung eines Standortmodells gelegt, welche zukünftig bei der Erstellung von Sanierungsvariantenstudien helfen sollen. Eine Betrachtung der ökologischen Risiken für den Standort ist nicht Bestandteil dieser Arbeit. Untersuchungen dieser Art wurden z.B. im Rahmen von Projekts POPMON II zum Auftreten von POPs in Österreich (AGES und Umweltbundesamt 2021) durchgeführt. Eine Hinführung zu dieser Thematik bieten z.B. Conder et al. (2021).

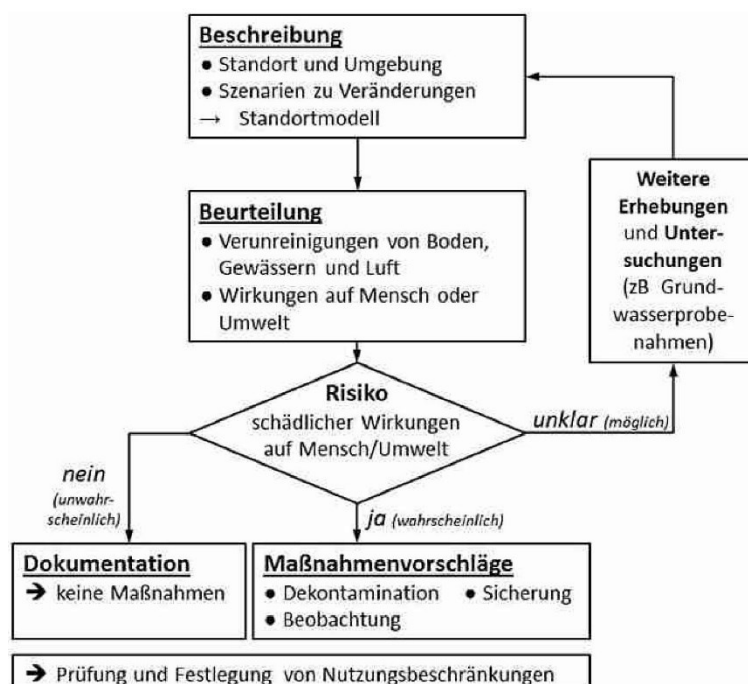


Abbildung 5: Flussdiagramm der normgerechten Vorgehensweise zur Planung von Altlastensanierungen. Aus: ÖNORM S 2088-1 (2018).

2.1 Beschreibung des Standorts

2.1.1 Topografie, Hydrologie und Landnutzung

Der betrachtete Standort befindet sich im Südwesten der Steiermark im Bezirk Leibnitz und ist naturräumlich dem Leibnitzer Feld zuzuordnen (Abbildung 6 und Anhang 1). Dieses umfasst einen geräumigen, von Hügelland umrahmten Talraum der Mur von der Enge von Wildon im Norden etwa bis Ehrenhausen, wo unscharf das südliche Murtal angrenzt und stellt einen bedeutenden Grundwasserspeicher dar (Lieb 1997). Das Projektgebiet befindet sich im nordwestlichen Teil des Leibnitzer Feldes im Zwickel zwischen der Lassnitz im Westen und der Mur im Osten. Entlang der Lassnitz und der Mur sind bereichsweise Reste von Aulandschaften erhalten. Geländesprünge im ansonsten flachwelligen Relief treten auf den Strecken Sankt Margarethen - Kleinjöß und Obergralla - Leibnitz in Verbindung mit Terrassenkanten auf.

Das Klima im Untersuchungsraum wird von Klammler et al. (2013) nach Wakonigg (1978) als mild-kontinental und beeinflusst durch die Lage südlich der Alpen beschrieben. Fank et al. (1993) vergleichen Jahres- und Monatsniederschlagssummen und kommen zu dem Schluss, dass keine gravierenden Unterschiede zwischen verschiedenen Messstationen im Leibnitzer Feld erkennbar sind und die Station Leibnitz/Sulm daher als repräsentativ eingestuft werden kann. Die Hydrografiedatenvisualisierung HYDAVIS (Land Steiermark WebGIS-Applikation abgerufen 2023) gibt für diese Messstelle einen Mittleren Jahresniederschlag von 875,6 mm an. Laut dem Verzeichnis hydrografischer Archivdaten eHYD (BML WebGIS-Applikation abgerufen 2023) können für das Westliche Leibnitzer Feld etwa 910 mm angesetzt werden. Die Pegelstände der Mur, der Lassnitz und der Sulm sind ebenfalls langjährig dokumentiert: Während die Mur von der Schneeschmelze im Hochgebirge geprägt ist und einen ruhigen Verlauf mit Minimum im Januar/Februar und Maximum Ende Mai aufweist, ist bei Lassnitz/Sulm ein deutlich höherer Einfluss von Starkniederschlägen erkennbar (Fank et al. 1993).

Der Untersuchungsraum umfasst große Teile der Gemeinden Lebring - Sankt Margarethen (Gemeindekennzahl - GKZ 61021), Lang (GKZ 61020), Tillmitsch (GKZ 61043) und Gralla (GKZ 61012) und erreicht im Süden die Stadt Leibnitz (GKZ 61053). Die Region ist ländlich geprägt und wird abgesehen von der Wassergewinnung hauptsächlich landwirtschaftlich, zur Gewinnung von Kies (insbesondere Tillmitscher Schotterteiche) und als Siedlungsraum genutzt. Der Hauptteil des Untersuchungsraums ist gem. LGBl. Nr. 70/2020 als Grundwasserschongebiet (Abbildung 9) ausgewiesen (Landesregierung Steiermark 2018). Die Mur wird zudem zur Energiegewinnung genutzt. Die Autobahn A9 – Pyhrn und die Südbahn Wien-Triest durchlaufen das Gebiet grob in Nord-Süd Richtung. Innerhalb des Projektgebietes liegen die durch Bodenluftabsaugung sanierte Altlast *Bildröhrenwerk Lebring* (Umweltbundesamt 2014) im Ortsgebiet der Gemeinde Lebring - Sankt Margarethen und die durch Umschließung und Abdeckung gesicherte Altdeponie *Rösslergrube* (Umweltbundesamt 1996) in Jöss (Abbildung 6). Südlich des Untersuchungsraums im Abstrom befindet sich zudem die Altlast *Lederfabrik Schmidt* (Umweltbundesamt 2012).

Von besonderem Interesse ist der Altlastenverdachtsfall auf dem Gelände der Feuerwehrscheule Lebring. Dieser wird als ursächlich für die im Westlichen Leibnitzer Feld auftretende PFAS-Kontamination angesehen (Land Steiermark 2022).

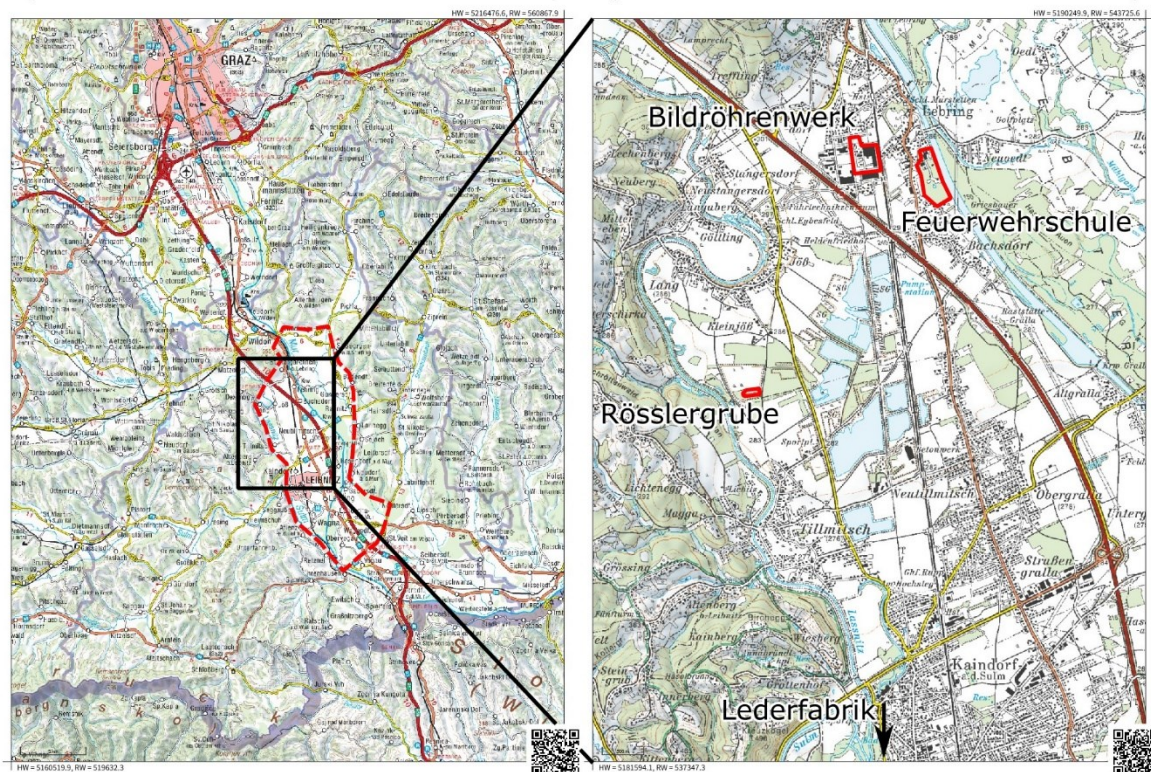


Abbildung 6: Lage des Leibnitzer Feldes im Südwesten der Steiermark (links) und Darstellung des Untersuchungsraums mit bekannten Altlasten und Verdachtsflächen (rechts). Die Altlast Lederfabrik befindet sich südlich des Untersuchungsraums im Grundwasserabstrom. Eine größere Karte kann Anhang 1 entnommen werden. Nach: BEV (WebGIS-Applikation abgerufen 2023).

2.1.2 Geologie und Mineralogie

Regionalgeologisch befindet sich das Projektgebiet innerhalb des Steirischen Beckens, einem tertiären Sedimentbecken eingetieft in paläozoisches Grundgebirge (Kollmann 1964). Da der Begriff Tertiär nicht mehr verwendet werden sollte, wird in dieser Arbeit präziser von neogenen Sedimenten gesprochen. Die weitgehend feinen neogenen Sedimente und Sedimentgesteine werden durch grobkörnige quartäre Flussterrassen mit regionaltypischer holozäner Bodenbildung überlagert (Fabiani 1971). Innerhalb dieser quartären Sedimentation befindet sich das oberste Grundwasserstockwerk, sie stellt folglich den für diese Arbeit relevanten geologischen Rahmen dar. Sie war zuletzt in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts der Fokus umfangreicher geologischer Aufnahmen, die unter anderem im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Planung erfolgten. Auch das offizielle geologische Kartenblatt 190 - Leibnitz (Moser 2016) stellt nur eine im Rahmen des GEOFAST Projektes kompilierte Zusammenfassung älterer Ergebnisse dar.

2.1.2.1 Paläozoisches Grundgebirge

Das paläozoische Grundgebirge setzt sich im Projektgebiet aus Phylliten, Diabasen und Grünschiefern zusammen (Fabiani 1971). Die Grundgebirgsumrahmung tritt in der

nahegelegenen Mittelsteirischen Schwelle entlang der Linie Plabutsch-Wildon-Sausal westlich des Untersuchungsraums zutage (Abbildung 7), dort trennt sie das Steirische Becken in das flachere Weststeirische und das tiefere Oststeirische Becken (Pöschl et al. 1982). Die paläozoischen Gesteine sind weiters in Form eines separat stehenden Sockels im Murbett nahe Lebring aufgeschlossen und bilden hier sowie vor allem weiter nach Osten die Basis der quartären Sedimentation (Flügel 1960; Fabiani 1971; Kollmann 1964). Rezente Subsidenz ist im Leibnitzer Feld nicht erkennbar (Fink 1965).

2.1.2.2 Neogene Beckenfüllung

Im Großteil des Leibnitzer Feldes bilden jedoch neogene Sedimente und Sedimentgesteine des Torton (Abbildung 7) die Basis der quartären Sedimentation (Pöschl et al. 1982). In der Literatur werden hierfür verschiedene typisch flachmarine bis litorale Ablagerungen genannt, die zumeist feinkörnig ausfallen. Fabiani (1971) beschreibt mergelige Lagen, grauen Tonmergel und sandigen Schluff sowie Lagen neogener Sande und Schotter. Fank et al. (1993) nennen blaugraue Tonmergel, sandige Mergel und Sandlagen. Fabiani (1971) wie auch Pöschl et al. (1982) betonen, dass diese in Teilbereichen zu Sandstein und Mergelstein verfestigt sein können. Nennenswert sind aufgrund ihrer Verkarstungsfähigkeit auch die regionaltypischen Leithakalke (Fabiani 1971). Fank et al. (1993) beschreiben ihr Vorkommen auch für den Raum Lebring als Basis der quartären Sedimentation. Die bei Weitendorf bekannte neogene Basaltlagerstätte findet im Leibnitzer Feld keine Fortsetzung (Fabiani 1971). Eine umfassende Beschreibung der Sedimentationsabfolgen bietet Kollmann (1964).

Der Neogenoberfläche wird in der Literatur durchwegs eine durch fluviatile Erosionsrinnen geprägte Topographie mit geringem Relief zugeschrieben (Fabiani 1971; Mach et al. 2019). Fabiani (1971) weist zwar explizit auf das Fehlen einer Tiefenrinne nahe der Mur hin, diese Darstellung könnte jedoch aufgrund neuer Aufschlüsse überholt sein, wie bereits Fank et al. (1989) anmerken. Fank et al. (1993) beschreiben eine Eintiefung der Lassnitz in die neogenen Sedimente im Nordwesten des Untersuchungsraums. Mach et al. (2019) beschreiben zwei deutliche Rinnen nahe der Lassnitz und der Mur in ihrem aktualisierten Modell des Stauerreliefs (genaueres siehe 2.1.3). Die Gesamtneigung ähnelt der rezenten Oberfläche, die überwundenen Höhenunterschiede ähneln jenen des heutigen Murbetts (Pöschl et al. 1982). An der Terrassenkante der Hochterrasse (Abbildungen 9 und 8) beschreiben jedoch bereits Fabiani (1971) wie auch Pöschl et al. (1982) einen deutlichen Sprung im Neogenrelief, der sich auch im Modell von Mach et al. (2019) abzeichnet.

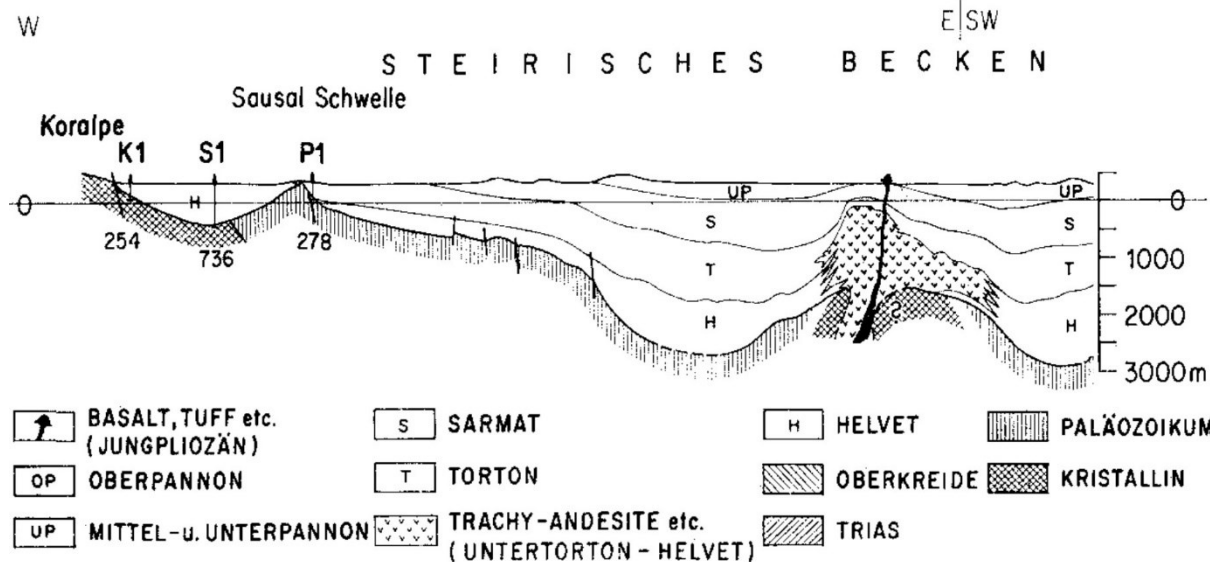
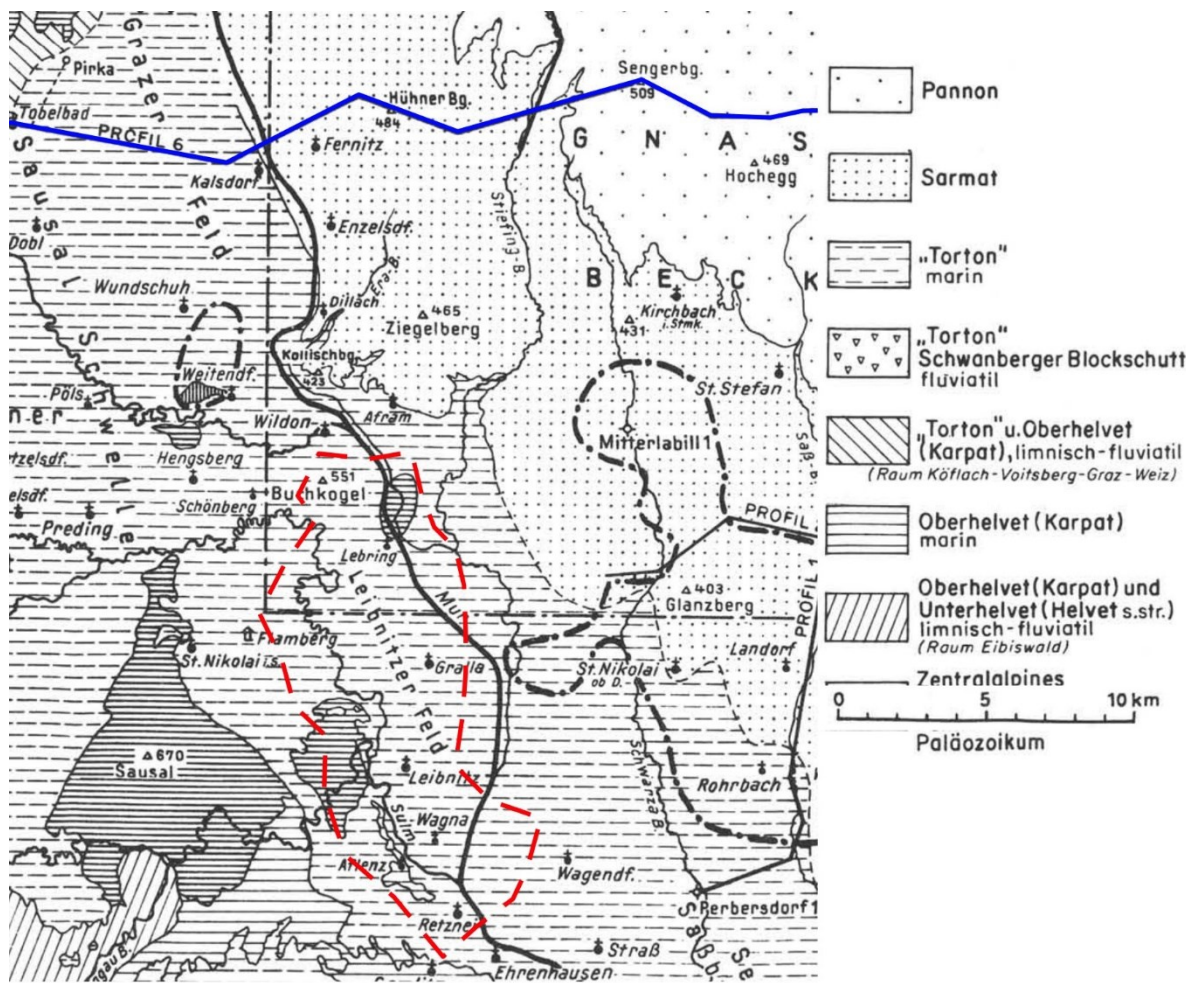


Abbildung 7: Ausschnitte von abgedeckter geologischer Karte und geologischem Profil (Verlauf: Blau durchgezogene Linie) des steirischen Beckens. Die Sausal Schwelle unterteilt das steirische Becken in Ost- und Westteil. Das Leibnitzer Feld (Umgrenzung: Rot strichlierte Linie) befindet sich am Westrand des Oststeirischen Beckens auf tortonen Sedimenten. Nach: Kollmann (1964).

2.1.2.3 Quartäre Sedimente und Bodenbildung

Bei den quartären Sedimenten handelt es sich um typische fluvioglaziale Terrassen (z.B.: Fink 1965). Die genaue Beschreibung ihrer Zusammensetzung variiert jedoch, was sicherlich auch mit einer stetig wachsenden Anzahl an Aufschlüssen zusammenhängt. Typisch ist die scharfe Abgrenzung zu den neogenen Gesteinen mit einer basalen Schicht von Steinen und Blöcken (eisschollentransportierte *Dropstones*), gefolgt von Schottern und (abgesehen von den Niederterrassen) fossilen Böden und äolischen Sedimenten aus Ausblasungen der Schotterebenen (Fink 1965). Die fluviatilen und fluvioglazialen Sedimente wurden durch die Mur (aus den Tauern) sowie durch ihre Zubringer im Zusammenhang mit vergangenen Vergletscherungen herantransportiert (Carter 1977). Als Zubringer im Untersuchungsraum ist insbesondere die Lassnitz anzumerken, welche Material aus der Koralpe in das Westliche Leibnitzer Feld führt (Fabiani 1971). Die mindel-, riß- und würmzeitlichen Murgletscher überschritten das mehr als 130 Flusskilometer muraufwärts gelegene Judenburg nicht (Fink 1965). Im Leibnitzer Feld treten eine rißzeitliche Hochterrasse (lokalstratigraphisch *Helbbrunner Terrasse*, teilweise *Jößer* oder *Stangersdorfer Terrasse*), eine zweigliedrige würmzeitliche Niederterrasse sowie eine holozäne Austufe auf (Fabiani 1971). Die Austufe ist östlich der Mur deutlich ausgeprägt, im Untersuchungsraum jedoch nur als schmaler Streifen entlang von Mur und Lassnitz anzutreffen (Abbildungen 8 und 9).

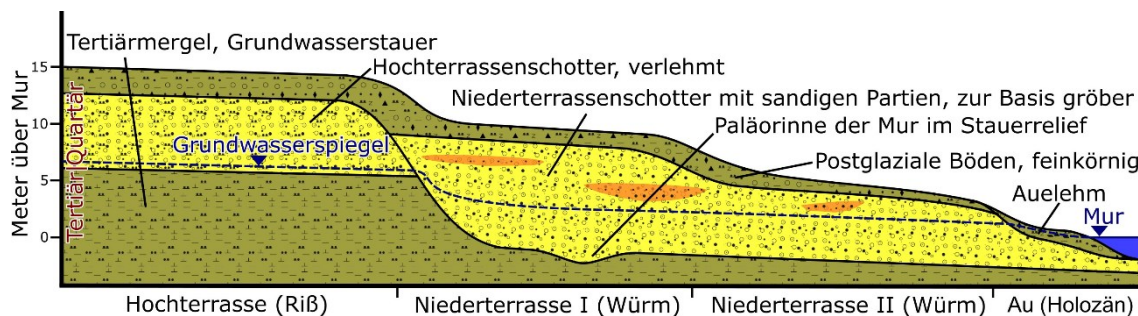


Abbildung 8: Konzeptuelles Profil durch das Quartär im Westlichen Leibnitzer Feld. Nicht maßstabsgetreu, Tiefenskalierung nur als Anhaltspunkt.

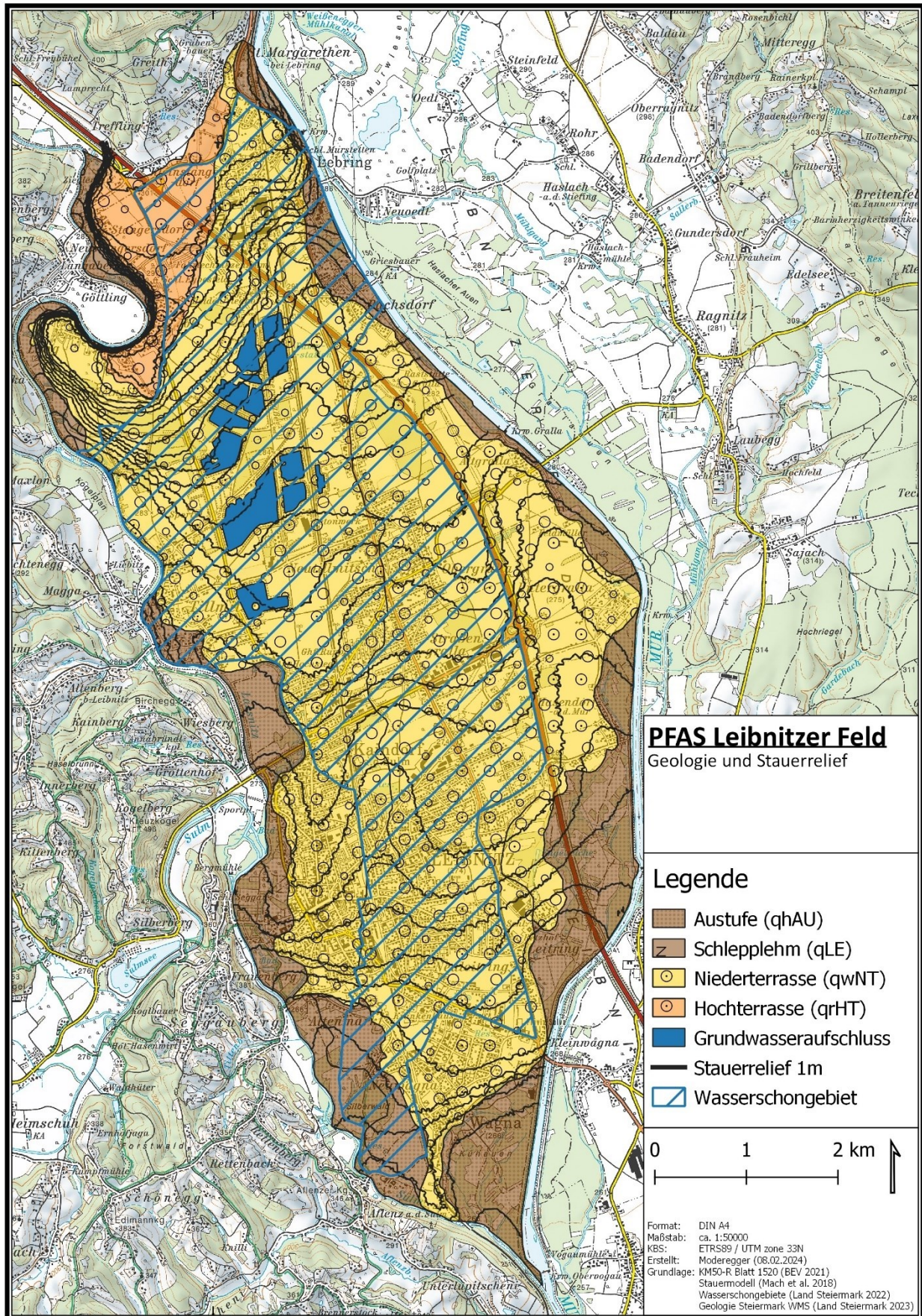


Abbildung 9: Geologie des Quartärs im Westlichen Leibnitzer Feld mit Stauerrelief und Lage des Grundwasserschongebiets.

Hochterrasse

Die Hochterrasse tritt im Projektgebiet nur im äußersten Nordwesten auf (Abbildung 9). Ihre Terrassenkante erstreckt sich dabei von Sankt Margarethen bei Lebring über etwa 3,5 km nach Südsüdwest bis Kleinjöß (Fabiani 1971). Sie setzt sich aus zum Hangenden hin teils stark verlehnten Schottern von bis zu 10 m Mächtigkeit und einer bis zu 3 m mächtigen Staublehmdecke zusammen (Untersweg 1985). Die Schotter sind stark verwittert und durch das Auftreten von Gesteinsleichen sowie das Fehlen karbonatischer Komponenten gekennzeichnet (Untersweg und Rauch 1988). Innerhalb der Staublehmdecke finden sich auf Vergleyung zurückzuführende Eisen-Mangan-Konkretionen (Fabiani 1971). Von Löss lässt sie sich unter anderem durch ihre Karbonatfreiheit abgrenzen (Flügel 1960; Fink 1965). Mit diesem Aufbau liegt die Geländeoberkante der Hochterrasse etwa 15 m über der Mur. Am Terrassenrand wird in der Literatur eine bis 10 m hohe Stufe zur Niederterrasse beschrieben, welche sich auch im Neogen verfolgen lässt (Untersweg 1985; Fabiani 1971). Nach Pöschl et al. (1982) wird angenommen, dass die Hochterrasse das Produkt einer rißzeitlichen Akkumulation sowie einer im Riß-Würm Interglazial stattgefundenen Tiefenerosion ist. Diese Tiefenerosion wird auch für die Lassnitz beschrieben (Fabiani 1971). Ältere quartäre Sedimente wurden im Leibnitzer Feld bereits im Mindel-Riß Interglazial abgetragen (Fink 1965).

Niederterrasse und Austufe

Innerhalb des so entstandenen Talraums bildete sich würmzeitlich die aus zwei Teilfluren bestehende Niederterrasse (Abbildung 8). Geröllpetrographische Untersuchungen zeigen, dass die würmzeitlichen Schotter des Leibnitzer und des Grazer Feldes genetisch verwandt sind und vergleichbare Zusammensetzungen aufweisen (Hanselmayer 1964), wenn auch Abweichungen bestehen (Tabelle 1). Aus diesem Grund werden zum Teil auch Publikationen in diese Arbeit einbezogen, die sich auf die Flussterrassen des Grazer Feldes beziehen. Grundsätzlich treten Granitoide, Karbonate und Amphibolite auf (Hanselmayer 1962). Für das Projektgebiet werden insbesondere Quarzgerölle, Gneise, Glimmerschiefer, Amphibolite und kalkige Komponenten beschrieben (Untersweg 1985). Carter (1977) erwähnt eine signifikante Verringerung der Korngröße murabwärts aber keine daraus ableitbare deutliche Sortierung, sowie einen erhöhten Anteil an Sandsteingeröllen an einem Aufschluss im Leibnitzer Feld.

Tabelle 1: Durchschnittliche Zusammensetzung der Gerölle im Grazer und Leibnitzer Feld. Nach: Carter (1977).

Gesteinsgruppe	Durchschnittliche Zusammensetzung in %	
	Grazer Feld	Leibnitzer Feld
Granite	32,3	31,5
Karbonate	33,4	30,4
Quarzite	10,1	10,6
Dolerite, Basalte, basische Vulkanite	9,1	7,2
Sandsteine	1,6	8,1
Pegmatite	5,4	2,5
Andere	8,1	9,7

Angaben über die maximale Schottermächtigkeit im westlichen Leibnitzer Feld variieren zwischen 10 m (Untersweg 1985) und 13 m (Fabiani 1971). Nach Süden reduziert sich diese Mächtigkeit. Von Lebring nach Leibnitz verläuft die etwa 8 km lange Kante zwischen den beiden Teilfluren. Während bei Lebring diese Kante eine Höhe von 5 bis 7 m hat, ist sie im Stadtgebiet von Leibnitz weniger markant (Untersweg 1984; Fabiani 1971). Eine weitere Abnahme der Schottermächtigkeit auf 3 bis 6 m tritt an der Grenze zum Aubereich von Lassnitz und Mur auf, welche deutlich in die würmzeitlichen Schotter eingesenkt sind (Fabiani 1971; Fank et al. 1993).

Nach Fink (1965) handelt es sich bei der Entstehung der Teilfluren um rein erosive Prozesse. Untersweg (1985) beschreibt dies als anhand der damals vorhandenen Bohraufschlüsse nicht festlegbar. Der These einer weiteren Tiefenerosion und Aufschotterung widersprechen das Fehlen einer entsprechenden Stufe in der Neogenoberfläche, durchwegs ähnliche Zusammensetzung hinsichtlich vorkommender Korngrößen und Gerölle sowie auf der gesamten Niederterrasse vergleichbare Bodenbildung (Untersweg und Rauch 1988; Fabiani 1971; Pöschl et al. 1982; Fank et al. 1993). Auch Flügel (1960) beschreibt (zumindest für das südliche Leibnitzer Feld) den Verlauf der rezenten Murmäander (und damit der Austufe) direkt auf den würmzeitlichen Schottern. Die Seitenflüsse fließen auf jungen, aus mehrere Meter mächtigen Feinsedimenten bestehenden Dämmen (Fabiani 1971).

Grundsätzlich wird die Zusammensetzung der Würmschotter als sandige Kiese mit Steinen beschrieben (Hanselmayer 1963; Untersweg und Rauch 1988; Fabiani 1971). Eine von Hanselmayer (1964) publizierte Siebanalyse nahe Stocking ergab einen Ton- und Schluffanteil von weniger als 2 % innerhalb der Terrassenschotter. In zwei durch Muellegger et al. (2013) publizierten Bohrprofilen nahe der Tillmitscher Schotterteiche sind Korngrößen im Bereich Feinsand bis Grobkies über in etwa 6 bis 7 m Tiefe beginnendem Ton verzeichnet. In die Schotter eingelagert sind linsenförmige sandige Partien (Hanselmayer und Kotsis 1974). Sie werden als Reste von abgetragener niedrigerenergetischer Sedimentation beschrieben (Carter 1977). Schluffige Linsen werden jedoch nur lokal und in manchen Publikationen, insbesondere von Fank et al. (1993) für den Raum Kleinjöß und Obertillmitsch, beschrieben. Für das Grazer Feld werden sandige Partien durchwegs, Verlehmungen jedoch nur innerhalb der linksseitigen (östlichen) Terrasse beobachtet (Joanneum Research und Magistrat Graz A10/6 2008). Hanselmayer und Kotsis (1974) bezeichnen für das Grazer Feld sandig-tonige und tonige Zwischenlagen als selten vorkommend und beschreiben die mineralogische Zusammensetzung einer sandig-tonigen Lage (90 Vol.-% < 0,063 mm) mit Muskovit, Illit, Chlorit und Quarz. Fabiani (1971) unterteilt die Schotter des Leibnitzer Feldes in braune, sandige oberhalb und graue, gut ausgewaschene unterhalb des Grundwasserschwankungsbereichs. Auch Carter (1977) beschreibt eine 1 bis 3 m mächtige sandig-kiesige Schicht Unterbodens. Für das Grazer Feld wird an der Basis eine bis zu 1 m mächtige lehmig-schluffige Übergangsschicht zum Neogen beobachtet (Joanneum Research und Magistrat Graz A10/6 2008). Diese beschreiben Fank et al. (1993) auch für gut dokumentierte Bohrungen im Leibnitzer Feld. Fabiani (1971) erkennt hingegen eine Grobschotterlage an der Basis der Würmschotter.

Die Austufe wird in rezente, aktiv überschwemmte Au mit kalkhaltigen Böden und schluffig-sandigem Schwemmmaterial, subrezente mit tiefgründigen kalkfreien Böden und höheren, teils bereits als Braunerde vorliegenden Böden unterteilt (Fabiani 1971). Pöschl et al. (1982) weisen dieser Schicht aus Sanden und schluffigen Feinsanden eine Mächtigkeit von unter 1,5 m zu. Für die Niederterrasse wird eine schluffig-feinsandige (Fank et al. 1993) oder sandig-lehmige (Fabiani 1971) Überdeckung von 0,2 bis 0,8 m genannt. In Stocking, nordöstlich des Projektgebiets, beschreibt Hanselmayer (1964) das Vorkommen von Steinen und Blöcken direkt unter der Humusschicht. Für das Grazer Feld stellt Kolmer (1968) die mineralogische Zusammensetzung des Feinsands der Deckschicht mit 51 bis 63 % Quarz bei einem Quarz zu Feldspat Verhältnis von 4,5 bis 7,4 anhand von fünf Proben fest. An den Terrassenkanten zur Hochterrasse ist die Niederterrasse mit lehmig-schluffigen Schlepphängen bedeckt (Fabiani 1971). Die Oberfläche der höheren Teilflur befindet sich mit diesem Aufbau 10 m, die niedrigere Teilflur etwa 5 m über der Mur (Pöschl et al. 1982).

2.1.3 Hydrogeologie und Hydrochemie

Das Leibnitzer Feld stellt einen wichtigen Grundwasserleiter dar. Gerade im westlichen Leibnitzer Feld ist bereits seit dem vergangenen Jahrhundert ein ausgeprägter Nutzungskonflikt erkennbar. Es war Nassabbaugebiet für Schotter guter Qualität (Untersweg und Rauch 1988), unter anderem durch intensive Landwirtschaft stark mit Nitrat belastet (Fank et al. 1989; Kralik et al. 2014) und stellte zugleich die Trinkwasserversorgung für bis zu 100.000 Menschen (Klammler et al. 2013) sicher. Daher wurde bereits 1988 mit der Erstellung eines ersten Grundwassermodells unter Mitarbeit der Forschungsgesellschaft Joanneum begonnen (Fank et al. 1993). Das Modell wurde stetig weiter entwickelt und steht in seiner Version von 2019 (Mach et al. 2019) als Basis dieser Arbeit zur Verfügung. Diese Ausarbeitungen tragen wesentlich zum heutigen Wissensstand über die hydrogeologischen Verhältnisse innerhalb des Leibnitzer Feldes bei. Um die spätere Grundwasserströmungsmodellierung nicht zu verfälschen, wird in diesem Kapitel jedoch darauf geachtet, durch Modellkalibration gewonnene Erkenntnisse nicht mit solchen zu vermischen, die aus Aufschlüssen und Messungen entstanden sind.

Grundsätzlich sind die neogenen Beckenfüllungen als Stauer und Grundwassersohle anzusehen; wenn lokal grobkörnige Lagen (Sande, Schotter) oder Leithakalk angeschnitten werden, kann es jedoch zum Übertritt neogener Wässer kommen (Fank et al. 1993). Die Grundwasserneubildung erfolgt zu großen Teilen über Niederschläge, der Mur wird nur für das Gebiet östlich der Tillmitscher Schotterteiche zwischen den Kraftwerken Lebring und Gralla eine wichtige Rolle zugeschrieben (Händel et al. 2013; Fank et al. 1993; Klammler et al. 2013). Die Randzuflüsse sind von untergeordneter Bedeutung (Mach et al. 2019). Künstliche Grundwasseranreicherungen sind nicht bekannt. Die generelle Grundwasserfließrichtung ist von Nord nach Süd gerichtet (Klammler et al. 2013). Die Hochterrasse entwässert teils in Richtung der Tillmitscher Schotterteiche, teils zur Mur hin (Fank et al. 1993). Rock und Kupfersberger (2018) betonen explizit das Fehlen hydraulisch relevanter Zwischenschichten innerhalb der Terrassenschotter. Auf die durch Bernhart et al. (1973) veröffentlichte, große Zahl an Bohrprofilen für das nordöstliche Leibnitzer Feld sei an dieser Stelle hingewiesen. Auf

Grundlage einer kursorischen Durchsicht bestätigen diese und weitere durch das Amt der Steiermärkischen Landesregierung zur Verfügung gestellte Bohrungen die Interpretation von Rock und Kupfersberger (2018) grundsätzlich.

2.1.3.1 Durchlässigkeit

Der wichtigste Grundwasserkörper tritt im westlichen Leibnitzer Feld innerhalb der Niederterrassenschotter auf. Bereits Fabiani (1971) weist diesen Schottern k_f -Werte im Bereich 10^{-2} bis 10^{-3} m/s zu, wobei die höheren Werte im Bereich der basalen Grobschotter liegen. Fank et al. (1989) postulieren Werte bis $7 \cdot 10^{-4}$ m/s anhand von Pumpversuchen und Siebanalysen. Werte um $5 \cdot 10^{-3}$ m/s wurden als Grundlage für das erste Grundwassermodell verwendet (Fank et al. 1993). Für die ungesättigte Bodenzone schätzen Fank et al. (1989) anhand vergleichbarer Fälle die vertikale Sickergeschwindigkeit auf 0,5 m/a (Deckschicht) bzw. 5 m/a (Niederterrassenschotter). Für die Hochterrasse liegen für die Erstellung dieser Arbeit keine Durchlässigkeitsbeiwerte vor. Es kann jedoch angenommen werden, dass diese aufgrund der stärkeren Verwitterung und Verlehmung niedriger liegen als für die Niederterrasse. Die Hochterrasse ist aufgrund ihrer Lage und Grundwassermächtigkeit (siehe unten) für die vorliegende Fragestellung jedoch nur von untergeordneter Relevanz. Die Schotter der Austufen sind mit denen der Niederterrassen ident, ihre hydraulische Durchlässigkeit kann daher ebenfalls als vergleichbar angenommen werden. Zu beachten ist jedoch, dass sich das Grundwasser hier häufig bis zur Geländeoberfläche einstaut (Fabiani 1971). Die oben für Feinsedimente angeführte Sickergeschwindigkeit ist nur im ungesättigten Medium gültig, während sich im gesättigten Zustand hydraulische Durchlässigkeit erhöht (Kuntze et al. 1994). Aufgrund des inhomogenen Aufbaus des Grundwasserleiters ist nach Zetinigg (1978) mit einer Richtungsanisotropie der Durchlässigkeit zu rechnen, diese wird jedoch nicht quantifiziert.

Die Mur stellt eine hydraulische Trennung des Leibnitzer Feldes in Ost- und Westteil dar (Mach et al. 2019). Die Mur kommuniziert über ihren gesamten Verlauf mit dem Grundwasser, dieser Prozess ist jedoch im Bereich der Stauräume aufgrund von Kolmation gestört (Fank et al. 1993). Nestler (2014) hat Pegelgänge ausgewertet um die Interaktion zwischen Mur und Grundwasser darzustellen, schlussfolgert jedoch, dass auf Basis des vorhandenen Messnetzes und ohne Modellrechnungen nur eine qualitative und keine quantitative Aussage gemacht werden kann. Schälchli (1993) gibt für Stauräume den Durchlässigkeitsbeiwert der Kolmationsschicht in Abhängigkeit des Sandanteils von $k_f = 10^{-6}$ m/s (deutlicher Anteil der Sandfraktion) bis $k_f = 10^{-8}$ m/s (kein Sandanteil) an. Die Durchlässigkeit der Kolmationsschicht ist richtungsabhängig, aufgrund der Sedimentationsabläufe ist sie für die Infiltration (Fließrichtung vom Oberflächengewässer in das Grundwasser) niedriger, als für die Exfiltration (Fließrichtung vom Grundwasser in das Oberflächengewässer) (Mach et al. 2019). Kralik et al. (2014) erkennen anhand hydrochemischer Untersuchungen einen auf den Nahbereich zur Mur beschränkten Einfluss von Flusswasser auf das Grundwasser.

Fank et al. (1989) schätzen zunächst die Abstandsgeschwindigkeiten im Leibnitzer Feld auf etwa 10 m/d, in Fank et al. (1993) wird dieser Wert nach unten auf 5 m/d korrigiert. Anhand

von isotopechemischen Untersuchungen schätzen Kralik et al. (2014) drei Viertel des Grundwassers im westlichen Leibnitzer Feld auf jünger als 5 Jahre.

Im Rahmen der Zusammenstellung von Werten für das grundlegende Grundwassermodell berechnen Fank et al. (1993) nutzbare Porositäten im Bereich 0,15 bis 0,27 aus Pumpversuchen für das Leibnitzer Feld. In englischsprachiger Literatur entspricht diese dem specific yield (Fuchs et al. 2017).

2.1.3.2 Mächtigkeit und Überdeckung

Die Grundwassermächtigkeit im Westlichen Leibnitzer Feld gibt Fabiani (1971) für die untere Teilflur der Niederterrasse bei Gralla mit 3 bis 4 m (bei einer Überdeckung von 3,5 bis 5 m) und für die obere Teilflur der Niederterrasse mit 3 bis 5 m (bei einer Überdeckung von 4 bis 10 m) an. Weiters wird in dieser Arbeit ausgeführt, dass sich der Grundwasserspiegel in der Hochterrasse zwar mit dem der Niederterrasse nivelliert, aufgrund der Neogenschwelle hier aber nur geringmächtige Wasservorkommen zu erwarten sind. In den Aubereichen schwankt der Grundwasserspiegel aufgrund des Oberflächeneinflusses stark, reicht jedoch häufig bis an die Geländeoberkante. Fank et al. (1993) ordnen die Grundwassermächtigkeiten in Größenordnungen zwischen 2 (in Randbereichen) und 8 m (nahe Lebring) ein, wobei angegeben wird, dass die Werte häufig unter 4 m liegen. Für die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung werden weniger als 2 (im Bereich der Austufe) bis mehr als 8 m (im Bereich der Hochterrasse) genannt, wobei für die zur Trinkwassergewinnung genutzte Niederterrasse 4 bis 7 m angegeben werden. Das Grundwasser steht im Allgemeinen über der Mursole, im Bereich der Lassnitzschlinge von Lang wird das Vorhandensein eines zusammenhängenden Aquifers in Frage gestellt (Fank et al. 1993). Wasseraustritte werden an den Schlepplängen unterhalb der Hochterrassenkante (Fabiani 1971) sowie an der Grenze zwischen Niederterrasse und Austufe (Pöschl et al. 1982) beschrieben. Fabiani (1971) weist zudem auf mögliche Rückstaueffekte an der Kante zwischen den Teilfluren der Niederterrasse hin.

Die Mächtigkeit des Grundwasserkörpers und der Grundwasserüberdeckung sind von Stauer- und Oberflächenrelief sowie dem Pegelstand abhängig. Gerade bei älteren Ausführungen wie denen von Fabiani (1971) muss daher beachtet werden, dass Angaben aufgrund von Langzeitänderungen der Grundwasserstände überholt sein können. Tatsächlich erkennen Haas und Birk (2019) für Österreich steigende Grundwasserspiegel zwischen den 1980er und 2010er Jahren und stellen insbesondere den Einfluss menschlicher Nutzung auf die Grundwasserstände heraus. Klammler et al. (2013) beschreiben eine Konsensentnahme von 140 l/s durch 11 Brunnen innerhalb des westlichen Leibnitzer Feldes. Die Murkraftwerke und Nassbaggerungen üben starken Einfluss auf die Grundwasserverhältnisse aus (Fank et al. 1993). Als wichtige Faktoren der Murkraftwerke nennen Mach et al. (2019) Abdichtungsmaßnahmen in den Stauräumen, Stauspiegellagen und Unterwassereintiefungen. Über die Tiefe der Baggerseen liegen keine allgemeingültigen Informationen vor, Muellegger et al. (2013) geben jedoch für ein Abbaugbiet im Leibnitzer Feld an, dass dort bis zum Stauer

abgegraben wurde. Es kann angenommen werden, dass dies aus Gründen der Wirtschaftlichkeit im Wesentlichen auch auf die benachbarten Seen zutrifft.

2.1.3.3 Chemische Zusammensetzung

Entsprechend der geochemischen Zusammensetzung wird das Leibnitzer Feld als silikatisch-karbonatischer Aquifer beschrieben; folglich treten in Lösung insbesondere Kalzium und Hydrogenkarbonat auf (Abbildung 10), die Gesamthärte beträgt 15,7 °dH (H₂O Fachdatenbank 2022). Dies entspricht in erster Näherung (ohne Berücksichtigung von Magnesium, Strontium und Barium) einer Massenkonzentration an gelöstem Kalzium von nicht mehr als 112 mg/l (Hölting und Coldewey 2013). Hydrochemisch auffällig ist die im Leibnitzer Feld häufig hohe Nitrat- und teils auch Sulfatbelastung, mit Werten bis über 100 mg/l für Nitrat bzw. bis über 80 mg/l für Sulfat (Fank et al. 1993). Fank et al. (1989) geben selbst für unbelastete Wässer elektrische Leitfähigkeiten bis 600 µS/cm (bei 25 °C) an. In jüngeren Datensätzen (2013 bis 2022) werden deutlich geringere Massenkonzentrationen von je weniger als 40 mg/l angegeben, während die elektrische Leitfähigkeit bei etwa 550 bis 600 µS/cm (bei 20 °C) liegt (H₂O Fachdatenbank 2022). Dies entspricht gemäß Hölting und Coldewey 2013 nach Wagner 1980 nicht mehr als 660 µS/cm bei 25 °C. Näherungsweise lässt sich daraus ein Abdampfrückstand von weniger als 480 mg/l abschätzen.

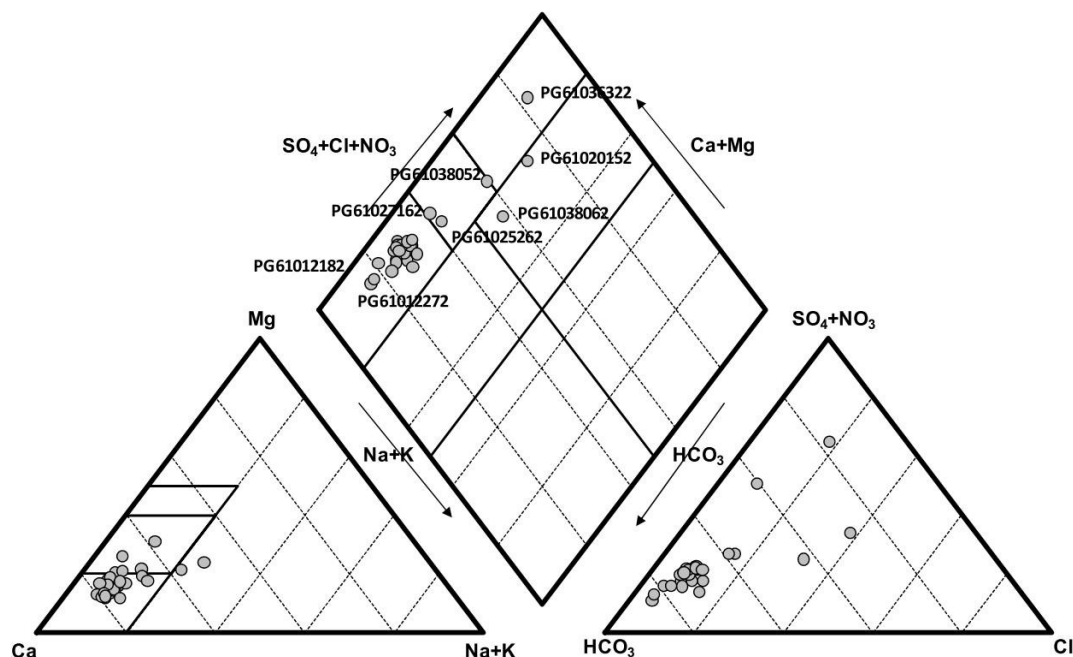


Abbildung 10: Piper-Furtak Diagramm der Hauptionen für das gesamte Leibnitzer Feld. Die Wässer weisen zumeist hohe Ca^{2+} - und HCO_3^- -Anteile sowie zum Teil Sulfat, Nitrat und Cl^- auf. Aus: Umweltbundesamt (2011).

Aufgrund der in Baggerseen auftretenden Dekalzifizierung, biologischen Sauerstoffzehrung und Denitrifikation weisen dazu unterstromige Wässer generell häufig geringere Gesamtmineralisation sowie niedrigere Sauerstoff- und Nitratgehalte als oberstromige Wässer auf (Muellegger et al. 2013). Für den Bereich der Stauräume bringen Fank et al. (1993)

niedrige Nitratgehalte mit reduzierenden Verhältnissen im Grundwasser in Verbindung. Im Unterstrom von Baggerseen wurden durch Kralik et al. (2014) anhand isotopengeochemischer Untersuchungen auch Evaporationseffekte nachgewiesen. Ein Einfluss von Infiltration durch Fließgewässer konnte jedoch nur für murnahe Bereiche in Obergralla und Unterhasendorf (etwa 40 % Oberflächenwasser), also zwischen den Kraftwerken Gralla und Gabersdorf, erkannt werden. Anhand von Pegelschwankungen zeigt sich ein deutlicher Einfluss von Oberflächenwässern auf das Grundwasser im Bereich der freien Murfließstrecke bei Lebring sowie zwischen Hasendorf und Gabersdorf (Fank et al. 1993). Den geringmächtigen Wässern der Hochterrasse schreibt Fabiani (1971) einen erhöhten Eisengehalt zu. Zudem beobachteten Fank et al. (1993) dort eine Kalzituntersättigung bei zugleich hohem CO₂-Partialdruck, was auf das Fehlen von Karbonatkomponenten in der Hochterrasse zurückgeführt wird. Die geringe Gesamtmineralisation wird auch durch Kralik et al. (2014) angemerkt. Fank et al. (1993) unterscheiden anhand des Kalzium-Magnesium Verhältnisses sowie des CO₂-Partialdrucks unbeeinflusste Wässer der Niederterrasse (Ca:Mg im Bereich 4:1 bis 5:1), geringmineralisierte Wässer der Hochterrasse (Ca:Mg < 2:1), sowie durch Oberflächeneinfluss gekennzeichnete Wässer (Ca:Mg 3:1 bei beinahe atmosphärischem CO₂-Partialdruck). Wässern mit geringer Überdeckung aus Bereichen mit starken Spiegelschwankungen werden zudem stark variierende Kalzit-Magnesium Verhältnisse und CO₂-Partialdrücke zugeschrieben. Wie bereits beschrieben, kann es stellenweise zum Übertritt von Neogenwässern in den quartären Grundwasserkörper kommen. Bereits geringe Mengen können einen starken Anstieg des Chloridgehalts zur Folge haben (Fank et al. 1989). Im Raum Lebring wurden derartige Wässer mit erhöhten Natrium-, Chlorid- und Hydrogenkarbonatgehalten erbohrt (Fank et al. 1993).

Die Grundwassertemperatur folgt abgedämpft und leicht verschoben den Trends der Lufttemperatur mit einem Maximum der Grundwassertemperatur in den Herbstmonaten (Kupfersberger 2009). Bei deutlicher Überschreitung einer Jahresmitteltemperatur von 10,5°C im Grundwasser kann für das Leibnitzer Feld nach Fank et al. (1989) ein Einfluss durch Neogenwässer abgeleitet werden. Neuere Daten (2013 bis 2022) verorten die Jahresmitteltemperatur für das Leibnitzer Feld jedoch insgesamt bereits auf 12 bis 14 °C (H2O Fachdatenbank 2022).

2.2 Beschreibung der Kontamination

2.2.1 Überblick bisheriger Untersuchungen

Im Rahmen des POPMON Projekts (AGES und Umweltbundesamt 2018) wurden mit dem Ziel der Früherkennung belasteter Regionen österreichweit Daten zu persistenten organischen Schadstoffen zusammengestellt. Aufbauend auf diesen Daten wurde im Rahmen des POPMON II Projekts (AGES und Umweltbundesamt 2021) Standortszenerarien genauer betrachtet. Der Raum Lebring/Leibnitz wurde dabei für Detailuntersuchungen auf PFAS und andere POPs herangezogen. Nach diesem Bericht besitzt die am Standort vorliegende Kontamination Relevanz für Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft. Die Ergebnisse deuteten auf eine, von Lebring ausgehende Grundwasserkontamination hin, so dass weitere Untersuchungen insbesondere der Feuerweherschule Lebring und des Industrieparks Lebring

sowie Sofortmaßnahmen bezüglich der Trinkwasserversorgung empfohlen wurden. Für die Altlast *Lederfabrik Schmidt* wurden keine Untersuchungen angestellt, diese befindet sich jedoch abstromig der hier betrachteten Schadstofffahne und findet daher in der vorliegenden Arbeit keine weitere Beachtung.

Ein großräumiges Grundwassermonitoring im Rahmen der ergänzenden Untersuchungen nach §13 Altlastensanierungsgesetz (ALSAG) wurde daraufhin zunächst durch die RM Umweltkonsultanten ZT (2022) mit drei Probenahmedurchgängen durchgeführt. Im Abschlussbericht enthalten sind auch Pläne der Interpretation einer Schadstofffahne (Abbildung 11). Zu möglichen Schadstoffquellen werden keine Angaben gemacht.

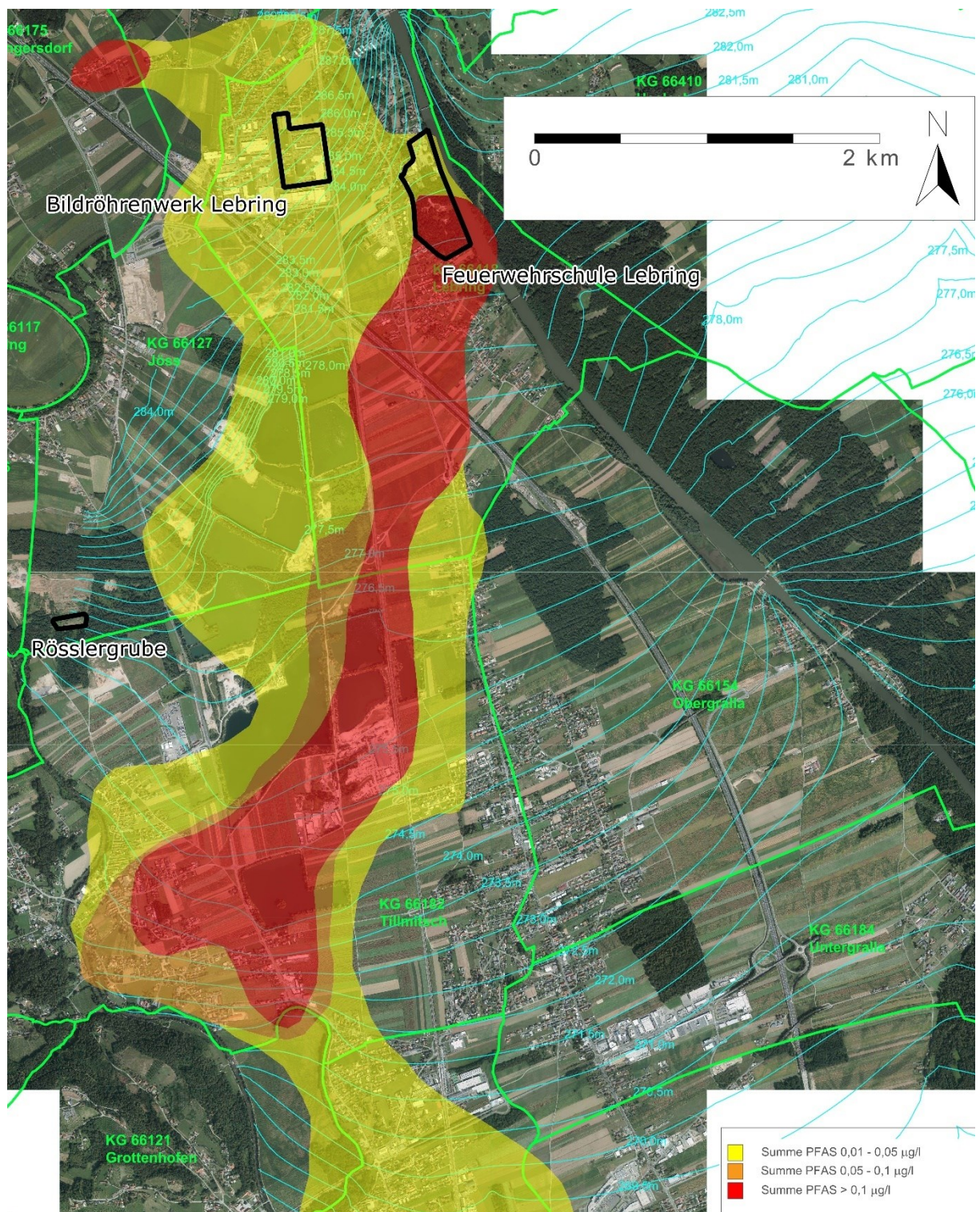


Abbildung 11: Karte der interpretierten Schadstofffahne ergänzt um ungefähre Lage bekannter Altlasten und Verdachtsfälle. Nach: RM Umweltkonsulten ZT (2022).

In einer Pressemitteilung teilte das Land Steiermark (2022) mit

„[...] ,dass im nördlichen Leibnitzerfeld Verunreinigungen des Grundwassers mit sogenannten ‚perfluorierten Alkylsäuren‘ (PFAS) vorliegen. Zwei Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung in der Marktgemeinde Lebring-St. Margarethen wurden damals umgehend vom Netz genommen.

[...] als Grund für die Verunreinigung wurde die (gesetzlich erlaubte) Verwendung von PFAS-haltigen Löschschäumen recherchiert.

[...] findet der Ausbildungsbetrieb in der FWZS seit geraumer Zeit bereits unter entsprechend adaptierten sicherheitstechnischen Vorgaben statt, wodurch mittlerweile ein Eintrag von Schadstoffen in Boden und Grundwasser am Schulgelände nach derzeitigem Kenntnisstand auszuschließen ist. Alle Ausbildungen mit diesen Löschschäumen finden ausschließlich in einer flüssigkeitsdichten Wanne statt, sodass gewährleistet ist, dass die Substanzen gesammelt und einer ordnungsgemäßen Entsorgung zugeführt werden.“

Weitere Untersuchungen wurden großräumig (vierte, fünfte und sechste Probenahmekampagne im Rahmen des Grundwassermonitorings) durch RM Umweltkonsultanten ZT (2023; 2022) sowie direkt auf dem Standort der Landesfeuerwehrschule Steiermark bezogen durch bfp GEOSERVICES (2023) durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in Form von Plänen ohne Erläuterungsbericht durch das Land Steiermark zur Verfügung gestellt. Sie zeigen hohe PFAS-Konzentrationen auf dem Gelände der Feuerwehrscheule und eine nach Südwest verlaufende Schadstofffahne. Damit bestätigen sie die bisherigen Vermutungen im Wesentlichen.

Historische Standortanalysen liegen mit Ende 2023 nicht vor. Es ist zu beachten, dass im Rahmen der beschriebenen Datenerhebungen zumeist keine Pegelhöhen bestimmt wurden. Daher kann aus den entnommenen Proben nicht direkt eine Grundwasserströmungsrichtung abgeleitet werden.

2.2.2 Methodik bisheriger Untersuchungen

Im Rahmen von POPMON II (AGES und Umweltbundesamt 2021) wurden unter anderem Grundwasser an 14 Stellen, Trinkwasser an acht Brunnen der öffentlichen Trinkwasserversorgung und Oberflächenwasser aus einem Löschteich innerhalb der Landesfeuerwehrschule Steiermark beprobt. Vier der 14 Messstellen befinden sich im Umfeld der gesicherten Altdeponie *Rösslergrube*. In die Untersuchungen wurden 22 PFAS einbezogen. 16 der untersuchten PFAS sind Teil einer Liste von 20 PFAS, für deren Summengehalt in der EU-TWRL ein Grenzwert von 0,1 µg/l festgelegt ist. Die Summe dieser 16 PFAS (PFAS16) wird mit dem genannten Grenzwert für die Summe der 20 PFAS (PFAS20) abgeglichen. Die Messung erfolgte mittels Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (LC-MS/MS) bei einer Bestimmungsgrenze von 1,0 ng/l oder weniger.

Ergänzende Untersuchungen gemäß §13 ALSAG wurden durch die RM Umweltkonsulenten ZT (2022) im Zeitraum von Dezember 2021 bis Juni 2022 durchgeführt. Es erfolgten drei Probenahmedurchgänge, wobei die Ergebnisse der vorhergehenden Untersuchungen jeweils als Basis für die weiteren Beprobungen verwendet wurden. Die Anzahl der Messstellen wurde zwischen den Durchgängen reduziert (78, 60 und 28 Grundwassermessstellen). Es wurde entsprechend den örtlichen Gegebenheiten auf Hahn-, Pump- und Schöpfproben zurückgegriffen. Bestimmt wurden der Summenparameter PFAS20, allgemeine Parameter, altlastenspezifische Schadstoffe (wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK und Benzo(a)pyren B(a)p). Zusätzlich wurde zum Teil die TOP-Methode angewandt. Während der ersten beiden Durchgänge wurden je fünf Proben als Doppelproben durch ein zweites Labor geprüft. Die Untersuchungsergebnisse wurden in Plänen dem langjährigen Mittel der Grundwasserstände gegenübergestellt.

Für die weiteren Untersuchungen durch RM Umweltkonsulenten ZT (2023; 2022) sowie jene der bfp GEOSERVICES (2023) liegen nur Pläne und Untersuchungsergebnisse, jedoch kein Erläuterungsbericht vor. Über die verwendeten Methoden kann daher im Rahmen der vorliegenden Arbeit keine gesicherte Aussage getroffen werden. Es ist anzunehmen, dass das Vorgehen der RM Umweltkonsulenten ZT (2023; 2022) aus den ersten drei Probenahmedurchgängen analog fortgesetzt wurde. Durch die bfp GEOSERVICES (2023) wurden Schwerpunktuntersuchungen des Umfelds der Landesfeuerwehrschule Steiermark in Lebring - Sankt Margarethen mit Beprobung von Boden und Grundwasser durchgeführt.

Im Rahmen der zur Erstellung dieser Arbeit vorliegenden Untersuchungen wurden – soweit bekannt – im Regelfall keine Grundwasserstände bestimmt, sowie die Lage der Messstellen nicht überprüft.

2.2.3 Ergebnisse bisheriger Untersuchungen

Eine grafische Übersicht zu den Ergebnissen bisheriger Untersuchungen ist in Anhang 2 hinterlegt.

Im Rahmen von POPMON II (AGES und Umweltbundesamt 2021) wurde für die PFAS16 eine Überschreitung des PFAS20 Parameterwertes von 0,1 µg/l im Wasser des Löschteichs innerhalb der Feuerwehrschiele Lebring (0,145 µg/l), in drei Brunnen der öffentlichen Trinkwasserversorgung (0,697 µg/l, 0,343 µg/l und 0,152 µg/l) sowie an drei Grundwassermessstellen innerhalb der gesicherten Altlast *Rösslergrube* (0,189 µg/l, 0,131 µg/l und 0,105 µg/l) festgestellt. Außerhalb der gesicherten Altlast *Rösslergrube* liegt die Konzentration von PFAS16 deutlich unterhalb des Parameterwerts (0,031 µg/l anstromig direkt außerhalb der Dichtwand bzw. 0,0127 µg/l abstromig). Die untersuchten Brunnen der öffentlichen Trinkwasserversorgung befinden sich abstromig der Feuerwehrschiele Lebring (Peterl Brunnen sowie Brunnen Baumhackl, Anhang 1). PFOS ist der Hauptkontaminant an der Messstelle Löschteich (0,053 µg/l von 0,145 µg/l PFAS16) sowie an zwei der drei Brunnen, an denen eine für die PFAS16 Überschreitung des PFAS20 Parameters festgestellt wurde (0,34 µg/l von 0,697 µg/l PFAS16 und 0,06 µg/l von 0,152 µg/l PFAS16). In einem Brunnen ist

PFPeA gegenüber PFOS erhöht (0,096 µg/l gegenüber 0,089 µg/l). 6:2-FTS wurde nur in den Brunnen der öffentlichen Trinkwasserversorgung quantitativ nachgewiesen. Die PFAS-Konzentrationen innerhalb der gesicherten Altlast *Rösslergrube* sind variabel. PFOS ist dort nur an einer der Grundwassermessstellen quantifizierbar, dies jedoch als Hauptkontaminant.

Im Rahmen der ergänzenden Untersuchungen nach §13 ALSAG durch die RM Umweltkonsulenten ZT (2022) wurden überwiegend Konzentrationen im Bereich 0,01 – 0,05 µg/l für PFAS20 ermittelt. Im Wesentlichen zeigten an allen drei Durchgängen dieselben Messstellen Überschreitungen des PFAS20 Parameterwerts von 0,1 µg/l. Abseits von einer zusammenhängenden Schadstoffverteilung wurde eine Parameterüberschreitung im Nordwesten des Untersuchungsraums bei Stangersdorf festgestellt. Die höchsten Werte wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum in den Peterl Brunnen sowie einer Messstelle direkt nördlich davon nachgewiesen (bis zu 1,2 µg/l). Anteilig hervor stechen die Parameter PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA (PFAS4). Die für die Doppelproben ermittelten Summengehalte weichen um 0,01 µg/l (von 0,025 auf 0,034 µg/l bzw. von 0,38 auf 0,39 µg/l) bis 0,42 µg/l (von 0,4372 auf 0,86 µg/l) voneinander ab.

Die Ergebnisse des vierten, fünften und sechsten Probenahmedurchgangs RM Umweltkonsulenten ZT (2023; 2022) liegen in Form von Plänen und Messwerttabellen vor und bestätigen die vorherigen Ergebnisse im Wesentlichen.

Die Ergebnisse der Schwerpunktuntersuchungen am Gelände der Feuerweherschule Lebring durch die blp GEOSERVICES (2023) liegen in Form von Plänen vor. Diese zeigen im Zustrom außerhalb des Geländes im Schnitt Summenkonzentrationen bis 0,03 µg/l für PFAS20. Am südlichen Ende (abstromig) der Landesfeuerweherschule zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen der Südwestgrenze und Südostgrenze der Fläche. Im Südwesten werden mittlere Konzentrationen von bis zu 4 µg/l PFAS20 erreicht. Für südwestlich gelegene Privatbrunnen reichen diese Werte noch bis 1,1 µg/l. Im Südosten bleiben sie unter 0,8 µg/l, an der Mur liegen sie noch deutlich darunter.

2.2.4 Schlussfolgerungen bisheriger Untersuchungen

Im Rahmen von POPMON II (AGES und Umweltbundesamt 2021) wird die PFAS-Signatur der Probe aus der Messstelle Löschteich als typisch für PFOS-basierter Varianten PFAS-haltiger Feuerlöschschäume beschrieben. Für die Proben innerhalb der gesicherten Altlast *Rösslergrube* wird darauf hingewiesen, dass das Vorkommen von PFAS in Deponiesickerwässern bekannt ist. Im Zusammenhang mit den Messwerten aus den Brunnen der öffentlichen Trinkwasserversorgung wird explizit betont, dass eine Quellenabschätzung rein auf Basis der PFAS-Signaturen zu diesem Zeitpunkt rein hypothetisch ist. Mögliche Verbindungen werden mit PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen oder galvanotechnischen Betrieben gesehen. Es wird geschlussfolgert, dass ein gesundheitliches Risiko für die Bevölkerung aufgrund der Trinkwasserbelastung nicht ausgeschlossen werden kann.

Die RM Umweltkonsulenten ZT (2022) leitet aus ihren Untersuchungen eine Schadstofffahne mit Überschreitungen des PFAS20 Parameters in südlicher Richtung ab. Dort wird angegeben,

dass diese Ausbreitungsrichtung der zugrundeliegenden Grundwasserströmungsrichtung entspricht. Auf Basis der dort präsentierten Pläne kann diese Ansicht hier nicht vollständig geteilt werden, da bei der dort präsentierten Grundwasserströmung eine Ausbreitung der Schadstofffahne Richtung Süd bis Südost zu erwarten wäre, tatsächlich aber Richtung Südwest erfolgt. Verwendete Interpolationsmethoden zur Berechnung der Schadstofffahne werden nicht angegeben. Mithilfe der TOP-Methode konnte festgestellt werden, dass während der Untersuchungen nahezu alle vorkommenden PFAS erfasst wurden. Messstellen, welche den Summenparameter PFAS20 einhielten, hielten auch die TOP-Methode ein. Es wird angegeben, dass die Abweichungen zwischen den Vergleichsuntersuchungen innerhalb der geringfügigen analytischen Schwankungsbreite liegen. Ob eine Abweichung von beinahe 100 % (von 0,4372 auf 0,86 µg/l) noch als geringfügige analytische Schwankungsbreite gelten kann, ist fraglich. Zu einer möglichen Schadstoffquelle werden keine Angaben gemacht.

Für die weiteren Untersuchungen (RM Umweltkonsulenten ZT 2022b; RM Umweltkonsulenten ZT 2023; bIp GEOSERVICES 2023) liegen nur Pläne und/oder Messwerttabellen, jedoch kein Erläuterungsbericht vor. Welche Schlüsse die jeweiligen Unternehmen aus ihren Untersuchungen ziehen, kann daher hier nicht beurteilt werden. Grundsätzlich werden die bisherigen Ergebnisse (RM Umweltkonsulenten ZT 2022a; AGES und Umweltbundesamt 2021) aber bestätigt.

2.3 Forschungsziele

Auf Basis bisheriger Untersuchungen wird aktuell von einer Grundwasserkontamination mit PFAS im Westlichen Leibnitzer Feld ausgegangen. Es wird vermutet, dass diese ihren Ursprung auf dem Gelände der Landesfeuerweherschule Steiermark hat und durch die vergangene Verwendung PFAS-haltiger Feuerlöschschäume im Lehr- und Ausbildungsbetrieb hervorgerufen wurde. Um weitere Informationen über die Sachlage zu erhalten, wurden in Abstimmung mit dem Amt der steirischen Landesregierung grundsätzliche Forschungsfragen erarbeitet, welche im Rahmen dieser Arbeit geklärt werden sollen.

2.3.1 Grundwasserströmungsmodell

Wie in 2.1.3 erläutert existiert für das Westliche Leibnitzer Feld ein etabliertes Grundwassermodell. Dieses wurde in seiner aktuellsten Variante (Mach et al. 2019) durch das Amt der steirischen Landesregierung als FEFLOW-Modell mitsamt Erläuterungsbericht zur Verfügung gestellt. Es beschreibt den Zeitraum von 1993 bis 2018.

RM Umweltkonsulenten ZT (2022) erkennen in den Daten von ihnen erhobenen Daten des Grundwassermonitorings eine südgerichtete, der Grundwasserströmung folgende Schadstofffahne. Dieser Interpretation kann hier jedoch nicht vollständig gefolgt werden: Nach eigener Ansicht wie auch nach Ansicht der zuständigen Personen des Amtes der steirischen Landesregierung stimmen Fahnenrichtung und Strömung auf Basis der langjährigen mittleren Grundwasserstände nicht überein. Während die zentrale Schadstofffahne insbesondere im südlichen Bereich nach Südwest abgelenkt wird, deuten die Isohypsen der langjährigen mittleren Grundwasserstände regional eine Strömung nach Süd bis Südost an (Abbildung 11).

In Absprache mit den zuständigen Personen des Amtes der steirischen Landesregierung ist eine Überprüfung und Präzisierung der Grundwasserströmung im Bereich der Schadstofffahne gewünscht. Insbesondere soll dabei auch auf einen möglichen Einfluss durch Nassbaggerungen und Grundwasserentnahmen eingegangen werden. Hierfür verwendet werden sollen Daten aus publizierter Literatur sowie Daten der entsprechend zuständigen Ämter. Die Erhebung neuer Daten im Feld ist nicht Bestandteil dieser Arbeit. Weitere Untersuchungsschwerpunkte werden nach orientierender Literaturrecherche und Auswertung vorhandener Daten festgelegt. Die Adaptierung des Modells soll ebenfalls in FEFLOW erfolgen.

2.3.2 Reaktives Stofftransportmodell

Das Verhalten von PFAS im Grundwasser ist auch aufgrund der hohen Anzahl an Einzelsubstanzen derzeit wenig erforscht. Ausführlichere Informationen sind lediglich zu häufig vorkommenden Substanzen wie z.B. PFOS publiziert. Um genauere Abschätzungen über die Entwicklung der Kontamination im Leibnitzer Feld zu liefern, wurde in Absprache mit dem Amt der steirischen Landesregierung beschlossen, den reaktiven Stofftransport von PFAS innerhalb der genannten Schadstofffahne zu untersuchen. Die zu berücksichtigenden Reaktionen (insbesondere Adsorption und/oder Transformation) und Substanzen wurden nicht konkret festgelegt. Verwendet werden hierzu publizierte Daten sowie die Untersuchungsergebnisse bisheriger Beprobungen. Die Durchführung von Versuchen oder Entnahme weiterer Proben ist nicht Bestandteil dieser Arbeit. Die konkreten Reaktionen und Substanzen werden nach orientierender Literaturrecherche und Auswertung der vorhandenen Daten festgelegt. Sie sollen (z.B. mittels FEFLOW oder PHREEQC) an das Grundwasserströmungsmodell gekoppelt werden.

2.3.3 Sanierungs- und Sicherungsvarianten

Auf Basis des Grundwasserströmungs- und reaktiven Transportmodells soll ein erster Überblick zu möglichen Sanierungsvarianten abgeleitet werden. Ziel ist die Ermittlung des Stands der Technik bei der Sanierung von vergleichbaren PFAS-Kontaminationen. Insbesondere ist geplant, die Auswirkungen möglicher Sperrbrunnen in FEFLOW zu modellieren. Die Ableitung von Sanierungsvarianten stellt explizit keinen Sanierungsvorschlag und keine konkrete Sanierungsplanung dar. Zur Ermittlung von Sanierungsvorschlägen sind weitere eingehende Untersuchungen unter ökologischen, ökonomischen, sozialen und technischen Gesichtspunkten nötig, die nicht in den Rahmen dieser Arbeit fallen. Stattdessen soll durch die Ableitung von Sanierungsvarianten ein erster Überblick zu grundsätzlichen Möglichkeiten gegeben werden.

In der Praxis wird bei der Sanierung von Altlasten in Österreich zumeist das Wasserrechtsgesetz (WRG) oder das Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) zur Festlegung der Sanierungszielwerte herangezogen (Umweltbundesamt und KPC 2007). Da dort jedoch aktuell keine passenden Grenzwerte vorgegeben sind, wird zur Beurteilung des in dieser Arbeit untersuchten Schadensfalls im Einklang mit den zuvor beschriebenen bisherigen

Untersuchungen auf den in der EU-TWRL festgelegten Grenzwert von $< 0,10 \mu\text{g/l}$ für PFAS20 zurückgegriffen.

3 Methodik

3.1 Grundwasserströmungsmodell

Das hier vorgestellte Modell baut direkt auf dem durch das Amt der steirischen Landesregierung zur Verfügung gestellten Modell (Mach et al. 2019) auf. Um die Forschungsfragen zu beantworten, wurde zum einen der zeitliche Rahmen des Modells erweitert. Dafür wurde ein Zeitraum von 10 Jahren (Juni 2013 bis Mai 2023) betrachtet, was in einer Überschneidung von etwa 6 Jahren (2013 bis inklusive 2018) mit dem Modell von Mach et al. (2019) resultiert. Zum anderen wurde eine manuelle Sensitivitätsanalyse gegen die Fahnenausbreitungsrichtung und die Grundwasserstände durchgeführt. Dabei wurden die in den folgenden Kapiteln beschriebenen Parameter sukzessive angepasst und die Auswirkungen der Anpassungen auf die Grundwasserstände und Grundwasserströmungsrichtung qualitativ beurteilt. Dieser Ansatz wird auch als *Screening* oder *one-at-a-time* Methode bezeichnet und ist in der Modellierung allgemein ein etablierter Ansatz, um rasch jene Variablen mit dem größten Einfluss auf einen Ergebniswert herauszufinden (Kausche 2017). Die Parameter, auf welche die Grundwasserströmungsrichtung besonders empfindlich reagierte (für die also bereits geringe Änderungen Auswirkungen auf das Modellergebnis zeigten), wurden dann manuell gegen die Fahnenausbreitungsrichtung kalibriert. Dabei wurde versucht, die im Rahmen der Kalibration getätigten Anpassungen so gering wie möglich zu halten, zudem wurde die Plausibilität der gewählten Werte anhand von Fachliteratur geprüft. Eine automatisierte Kalibration wurde aufgrund des damit verbundenen Rechenaufwands nicht durchgeführt.

3.1.1 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserverhältnisse

Um einen von den Ergebnissen des Bestandsmodells unabhängigen Überblick über die Strömungsverhältnisse und Pegelstände innerhalb des Grundwasserkörpers Westliches Leibnitzer Feld zu erhalten, wurde zunächst eine Analyse der im HYDAVIS über den Modellzeitraum (Juni 2013 bis Mai 2023) verfügbaren Pegel durchgeführt. Um die regionale Entwicklung der Grundwasserstände beurteilen zu können, wurden die Pegeländerung aller Pegel bezogen auf die Tagesmittelwerte bestimmt und zudem eine Glättung der Tagesmittel durchgeführt. Die Grundwasserströmungsrichtung wurde mithilfe des Tools GWSDAT in der Version 3.1 (Jones et al. 2021) untersucht. GWSDAT ist eine Software zur gekoppelten Modellierung räumlicher und zeitlicher Änderungen von Grundwasserständen und Stoffkonzentrationen (Jones et al. 2014). Als Modellierungsschritt wurde ein Monat gewählt.

3.1.2 Randbedingungen

3.1.2.1 Horizontaler Zu- und Abfluss

Im Bereich der Hochterrasse im Norden tritt nur geringmächtiges Grundwasser auf. Im Modell von Mach et al. (2019) wurde der Zufluss zum nördlichen Modellrand als vernachlässigbar angenommen. Diese Annahme ist aufgrund der Topografie plausibel, daher wurden hier keine Änderungen vorgenommen.

Im Osten, Süden und Westen stellen die Mur, die Sulm und die Lassnitz den Modellrand dar. Die Wasserspiegel dieser Fließgewässer wurden durch Mach et al. (2019) mithilfe der Fließformel nach Strickler anhand von Pegeldaten und Flussprofilen extrapoliert. Für das hier erstellte Modell wurden diese Datenreihen über lineare Regression mit verfügbaren Pegelmessungen dieser Flüsse um die Jahre 2019 bis 2023 erweitert. Die Umsetzung erfolgte in R, als Package implementiert durch Xu (2020) nach den Methoden beschrieben von Hirsch et al. (1993) und Salas (1993). Dabei wurde das langjährige Niedrigwasser als Untergrenze festgelegt, um wenig plausible Werte (insbesondere rückwärtiges Fließen der Vorfluter) zu eliminieren. Nur wenig schwankende Pegel im Bereich künstlicher Aufstauungen (langjährige Standardabweichung < 5 mm) wurden als konstant angenommen. Der Einfluss des Lassnitzaltarms bei Tillmitsch auf die Grundwasserströmung wurde aufgrund seiner Nähe zur Schadstofffahne mittels der Sensitivitätsanalyse untersucht. Die übrigen Altarme und Nebengewässer blieben analog zum Modell von Mach et al. (2019) mit konstantem Wasserspiegel dargestellt. Die Leckage zu und von den Vorflutern wurde über eine Randbedingung 3. Art (Cauchy) verwirklicht. Diese verknüpft die Druckhöhendifferenz zwischen Grund- und Oberflächenwasser mit einem Leckagebeiwert. Im Leckagebeiwert sind sowohl die vertikalen Durchlässigkeit, als auch die Schichtdicke enthalten (Höltling und Coldewey 2013). Im Bestandsmodell wurden für Infiltration Werte der Größenordnung bis 10^{-5} s^{-1} , für Exfiltration bis 10^{-2} s^{-1} verwendet. Diese beruhen auf einer automatischen Kalibration, variieren jedoch insbesondere zwischen den Murkraftwerken stark (Mach et al. 2019). Für den Bereich zwischen den Kraftwerken Lebring und Gralla (Anhang 1) fällt auf, dass die Durchlässigkeiten im freifließenden Bereich zum Teil geringer angenommen wurden als im Staubereich. Bereits Fank et al. (1993) gaben jedoch an, dass Kolmation die Leckage insbesondere im Bereich der Stauräume stark stört, während im Bereich der freien Fließstrecken eine Kommunikation der Mur mit dem Grundwasser möglich ist. Folglich müssten höhere Leckagekoeffizienten in den freifließenden Bereichen angetroffen werden. Möglicherweise ist diese Verteilung ein Produkt der automatischen Kalibration der tiefenintegrierten Leckagekoeffizienten: Wurden für die Kolmationsschicht eine gleichbleibende Dicke und hydraulische Durchlässigkeit angenommen, so würde die im Staubereich ansteigende Grundwassermächtigkeit zu einem Anstieg der Leckagekoeffizienten führen. Aufgrund dieser Auffälligkeiten wurde der Parameter im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse überprüft.

3.1.2.2 Niederschlag und Grundwasserneubildung

Als untere Randbedingung wurde, basierend auf den Erkenntnissen der Auswertung geologischer Literatur, weiterhin ein undurchlässiger Grundwasserstauer angenommen. Dieser wurde in FEFLOW als globale Einstellung des FEM-Problems verwirklicht. Mach et al. (2019) modellierten die Grundwasserneubildung (und den Nitrattransport) als obere Randbedingung unter Berücksichtigung von Bewuchs, Versiegelung, Direktversickerung, Oberflächenableitung und anderen Faktoren mithilfe der Modellkopplung SIMWASER/STOTRASIM (Feichtinger und Stenitzer 1992). Der Werteverlauf ist aus den zur Verfügung gestellten Daten nicht ersichtlich, die mittlere jährliche Grundwasserneubildung ist jedoch angegeben. Für das hier adaptierte Modell wurde auf diese mittlere jährliche

Grundwasserneubildung an den verschiedenen Oberflächentypen zurückgegriffen, um in einem vereinfachten Verfahren die tägliche Grundwasserneubildung abzuschätzen. Der Tagesniederschlag wurde dazu mit einem oberflächenspezifischen Neubildungskoeffizienten, bestimmt aus mittlerem Jahresniederschlag und mittlerer jährlicher Grundwasserneubildung multipliziert (Formel 1 und Tabelle 2). Der Grundwasserneubildungskoeffizient gibt also an, welcher Anteil des Niederschlags auf einem gewissen Oberflächentyp zur Grundwasserneubildung zur Verfügung steht.

$$Q = \frac{Q_{MJN}}{Q_{MGN}} * Q_{TN} = k_{NB} * Q_{TN}$$

Formel 1: Berechnung der Grundwasserneubildung im vereinfachten Verfahren.

Q_{MJN}	Mittlerer Jahresniederschlag
Q_{MGN}	Mittlere jährliche Grundwasserneubildung
Q_{TN}	Tatsächlicher Tagesniederschlag
k_{NB}	Oberflächenspezifischer Neubildungskoeffizient

Der mittlere Jahresniederschlag wurde mit 910 mm gemäß eHYD angesetzt. Der tägliche Niederschlag wurde aus den Messstellen Strass, Wildon und Wagna für den Modellzeitraum nach dem oben beschriebenen, durch Xu (2020) in R implementierten Verfahren bestimmt.

Tabelle 2: Koeffizient der Grundwasserneubildung zur Bestimmung der täglichen Grundwasserneubildung.

Flächentyp	Mittlere Grundwasserneubildung nach Mach et al. (2019) [mm]	Koeffizient der Grundwasserneubildung bei mittlerem Jahresniederschlag von 910 mm laut eHYD [/]
Siedlungsfläche	550	0,604
Acker/Grünland	337	0,370
Wald	229	0,252

Grundwasserneubildung auf Grundwasserseen wurde bisher nicht berücksichtigt. Für die Grundwasserseen wurde die Neubildung nach dem im Rahmen des Projekts WINFORE zum österreichischen Dürremonitoring bestimmten Datensatz zur potentiellen Evaporation (Haslinger und Bartsch 2016), reduziert um den tatsächlichen Tagesniederschlag, bestimmt. Die Dämpfung durch mögliche Kolmationsschichten blieb unberücksichtigt, damit wird der Einfluss der Grundwasserseen überschätzt.

Die Grundwasserneubildung wurde als flächenhafter Modellzufluss in FEFLOW dargestellt. Dazu wurde das Westliche Leibnitzer Feld anhand des Kartografischen Modells 1:50.000 (BEV 2021) unter Nutzung von QGIS in die vier Kategorien Siedlungsgebiet (geprägt durch erhöhte Bodenversiegelung), Grundwasseraufschluss, Wald sowie ackerbaulich genutzte Flächen und Grünland unterteilt.

3.1.2.3 Grundwasserentnahmen

Im Westlichen Leibnitzer Feld finden zahlreiche Grundwasserentnahmen zu privaten, öffentlichen und gewerblichen Zwecken statt. Ein großer Teil davon weist nur geringe Entnahmeraten auf, die den Grundwasserspiegel nur lokal stark begrenzt beeinflussen. Insbesondere die Entnahmen der öffentlichen Wasserversorgung sind jedoch beträchtlich. Die

Entnahmen öffentlicher Wasserversorger geschehen im Raum Lebring durch die Gemeinde Lebring - Sankt Margarethen, für den Brunnen Retznei bei Wagna durch die Gemeinde Ehrenhausen sowie an den übrigen Standorten durch die Leibnitzerfeld Wasserversorgungs GmbH (Anhang 1). Durch die Gemeinde Lebring - Sankt Margarethen wurden Jahressummen, durch die Leibnitzerfeld Wasserversorgung Tagessummen der Entnahmen zur Verfügung gestellt (Tabelle 3). Durch die Gemeinde Ehrenhausen wurden auf Anfrage keine Daten zur Verfügung gestellt, daher wurde das Tagesmittel der bisherigen Werte aus Mach et al. (2019) übernommen. Die öffentlichen Grundwasserentnahmen wurden als Randbedingung 4. Art (Brunnenrandbedingung) dargestellt.

Tabelle 3: Mittlere Entnahmeraten der öffentlichen Wasserversorgung im Westlichen Leibnitzer Feld zwischen 2013 und 2023 (Peterl I und II bis 2021, Retznei bis 2019), bestimmt aus Tagessummen der Leibnitzerfeld Wasserversorgungs GmbH (LFWV), Jahressummen der Gemeinde Lebring - Sankt Margarethen (Gde. Lebring) bzw. nach Mach et al. (2019) für die Gemeinde Ehrenhausen (Gde. Ehrenhausen). Lageplan unter Anhang 1.

Standort	Zuständiger Träger	Ungefähre Lage (UTM 33N)		Mittlere Entnahmerate [m ³ /d]
		X	Y	
Wurzinger	Gde. Lebring	540870	5188410	33,4
Lebring Süd	Gde. Lebring	541100	5188610	269,0
Peterl I	Gde. Lebring	541050	5187220	117,4
Peterl II	Gde. Lebring	541090	5187240	112,2
Baumhackl	Gde. Lebring	540700	5186370	470,1
Kaindorf I	LFWV	541980	5182300	648,4
Kaindorf II	LFWV	541780	5182530	669,6
Kaindorf III	LFWV	541700	5182650	895,0
Leibnitz I+II	LFWV	541920	5182050	495,0
Leitring	LFWV	542650	5180080	360,4
Retznei	Gde. Ehrenhausen	541880	5178350	210,2

3.1.3 Hydrogeologische Parameter

3.1.3.1 Aquifermächtigkeit

Das Stauerrelief wurde durch Mach et al. (2019) überarbeitet und ist im zur Verfügung gestellten Modell enthalten. Die Geländeoberkante ist ebenfalls enthalten, wurde dort jedoch nur zur Bestimmung des Grundwasserflurabstandes und nicht für die Modellierung verwendet. Nach der FEFLOW 8.0 Dokumentation (DHI 2023) kann die Geländeoberkante bei der Berechnung von vollständig ungespannten Grundwasserleitern höher als die tatsächliche Geländeoberkante gesetzt werden. Um den möglichen Grenzfall des Grundwassereinstaus bis zur Geländeoberfläche zu überprüfen, wurde die Standardeinstellung von 1000 m gegen die tatsächliche Geländehöhe ausgetauscht.

3.1.3.2 Porosität und Durchlässigkeit

FEFLOW berücksichtigt verschiedene Porositätsdefinitionen zur Modellierung von Grundwasserströmung und Stofftransport. In der Literatur werden hydrogeologische Definitionen zum Teil unscharf oder gar falsch verwendet. Diese Arbeit entspricht der Nomenklatur des DVGW Arbeitsblatt W111 (1997) sowie der DIN 4049-3 (1997), wie sie auch

Fuchs et al. (2017) wiedergeben. Als erläuterndes Lehrbuch kann das Werk von Hölting und Coldewey (2013) angeführt werden. Unter ungespannten Verhältnissen sind insbesondere der speicherwirksame/nutzbare und der durchflusswirksame/effektive Porenanteil sowie die hydraulische Durchlässigkeit von Relevanz (Tabelle 4), da sie die Menge an gewinnbarem und durchströmendem Grundwasser vorgeben (Formel 2).

Tabelle 4: Nomenklatur verwendeter hydrogeologischer Fachbegriffe nach DIN 4049-3 (1997) sowie Hölting und Coldewey (2013).

Deutsche Bezeichnung	Bezeichnung in FEFLOW 8	Erläuterung
Speicherwirksamer oder nutzbarer Porenanteil	Drain- or fillable porosity („Specific yield“)	Jener Anteil des Porenvolumens am Gesamtvolumen, welches gravitativ entwässert werden kann. Nicht entwässerbar ist das Haftwasser (Kapillarwasser und Adsorptionswasser). S_y oder n_{sn} [/]
Durchflusswirksamer oder effektiver Porenanteil	Effective Porosity for mass transport	Jener Anteil des Porenvolumens am Gesamtvolumen, welches für den Durchfluss von Grundwasser zur Verfügung steht. Nicht durchflusswirksam ist das Adsorptionswasser. n_{eff} [/]
Spezifischer Speicherkoeffizient	Specific storage due to compressibility effects	Durch Druckentlastung um einen Meter Wassersäule pro Formationsvolumen freigesetzte Wassermenge. S_s [1/m]
Speicherkoeffizient	Parameter wird intern berechnet	Summe der gravitativ entwässerbaren und durch Druckentlastung über die Aquifermächtigkeit b freigesetzten Wassermenge. Bei ungespannten Verhältnissen ist die Druckentlastung gegenüber der gravitativen Entwässerung jedoch in der Regel vernachlässigbar, wodurch der Speicherkoeffizient dem speicherwirksamen Porenanteil entspricht. S [/]
Hydraulische Durchlässigkeit, Durchlässigkeitsbeiwert, Filtergeschwindigkeit	Conductivity [max]	Materialspezifischer Proportionalitätsfaktor, welcher nach dem Darcy-Gesetz den Volumenstrom mit der durchflossenen Fläche und dem hydraulischen Gradienten in Verbindung setzt. k_f [m/s]
Transmissivität	Transmissivity [max]	Summenprodukt der hydraulischen Durchlässigkeiten über die erfüllte Grundwassermächtigkeit. In FEFLOW nur für gespannte Verhältnisse verwendet. T [m ² /s]

$$S = S_y + S_s * b$$

Formel 2: Berechnung des Speicherkoeffizients.

S_y Speichernutzbarer Porenanteil (specific yield)

S_s Spezifischer Speicherkoeffizient (specific storage)

b Aquifermächtigkeit

Die speichernutzbare und durchflusswirksame Porosität sowie der Durchlässigkeitsbeiwert wurden zuletzt im Rahmen der Modellaktualisierung durch Mach et al. (2019) gegen die Grundwasserspiegelhöhen kalibriert. Dort wird angegeben, dass eine gute Übereinstimmung mit den tatsächlichen Pegelgängen vorliegt, keine Bereiche systematisch über- oder unterbestimmt wurden und kein Pegel einen durchschnittlichen Fehlerbetrag von mehr als 20 cm aufwies. Diese Werte (0,04 bis 0,18 für die nutzbare und 0,09 bis 0,23 für die effektive Porosität sowie Größenordnung 10^{-2} bis 10^{-4} m/s für die Durchlässigkeit) wurden im Wesentlichen durch die Kalibration als bestätigt betrachtet. Eine Überprüfung erfolgte anhand der durch Marotz (1968, aus Fuchs et al. 2017) vorgestellten Beziehung (Formel 3). Dieser Zusammenhang ist für fluvioglaziale Sedimente mit Durchlässigkeiten von zumindest 10^{-5} m/s (wie sie hier vorliegen) zulässig (Kollmann 1986 nach Zetinigg 1983). Zudem wurde Fachliteratur zur Plausibilitätsprüfung herangezogen.

$$P_{\text{nutzbar}} = 0,462 + 0,045 \ln k_f$$

Formel 3: Berechnung der nutzbaren Porosität nach Marotz (nicht dimensionsecht), aus Fuchs et al. (2017).
 k_f Durchlässigkeitsbeiwert in m/s

3.1.3.3 Anisotropie der Durchlässigkeit

Der Anisotropiefaktor berücksichtigt die Richtungsabhängigkeit der Durchlässigkeit. In sandig kiesigen Sedimenten mit schluffigen Anteilen kann in erster Näherung davon ausgegangen werden, dass die horizontale Durchlässigkeit das drei- bis fünffache der vertikalen Durchlässigkeit beträgt, da entsprechend geformte Partikel (oval, plattig, plättchenförmig oder schuppig) bevorzugt horizontal sedimentieren (Höltling und Coldewey 2013). Vertikale Grundwasserströmungen wurden im vorliegenden Fall nicht berücksichtigt. Horizontale Richtungsanisotropien, insbesondere für fluvioglaziale Grundwasserleiter, werden in der Literatur nur selten behandelt (Cheng et al. 2013).

Da keine Untersuchungen zur tatsächlichen regionalen Anisotropie in diesem Grundwasserleiter bekannt sind, wurde der Parameter im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht.

3.1.3.4 Sonderfall künstlicher Grundwasseraufschluss

Einen Sonderfall stellen die Nassbaggerungen bei Tillmitsch dar, da hier das Grundwasser im Freispiegel aufgeschlossen ist. Durch eine Kolmationsschicht wird der Zu- und Abfluss gehemmt. Nach Hofmann und Müllegger (2011) ist der Durchfluss jedoch trotzdem deutlich höher als Niederschlag und Verdunstung. Niederschlag und Verdunstung leisten daher nur einen untergeordneten Beitrag zur Wasserbilanz dieser Baggerseen. Folglich ist nicht zu erwarten, dass die Nassbaggerungen eine Grundwassersenke darstellen. Die Beschreibung von Grundwasseraufschlüssen ohne bekannte Pegelmessungen stellt immer eine Herausforderung dar. Im hier betrachteten Modell wurde dem Vorgehen von Mach et al. (2019) gefolgt, und Durchlässigkeit bei 1 m/s und die nutzbare sowie effektive Porosität bei 1 belassen. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die Baggerseen bis zum Stauer hin ausgekiest sind. Diese Annahme ist aus betriebswirtschaftlicher Sicht wahrscheinlich und ist von Muellegger et al. (2013) zumindest für einen der Tillmitscher Baggerseen belegt.

Abweichend zum bestehenden Modell wurde dieses Vorgehen auch auf einen Grundwassersee direkt bei Tillmitsch angewendet, der bis dato nur mit einer Durchlässigkeit von 0,5 m/s und einer Porosität von 0,4 verwirklicht war.

3.1.4 Analyse des Modellergebnisses

Die Modellrechnung wurde mit den im Rahmen der Sensitivitätsanalyse und Kalibrierung festgelegten Parametern vollständig durchgeführt, die Ergebnisse des Grundwasserströmungsmodells werden denen von Mach et al. (2019) gegenübergestellt. Da das von Mach et al. (2019) verwendete erweiterte Modell zur Berechnung der Grundwasserneubildung nicht vorliegt, wurde für diese Gegenüberstellung im Bestandsmodell ebenfalls die vereinfachte Grundwasserneubildung (Formel 1) verwendet. Der Modellfehler wurde als Median Absolute Error (MAE) von 41 Beobachtungspegeln (Anhang 1), also dem Median der Abweichungsbeträge von den gemessenen Werten quantifiziert. An den Beobachtungspegeln weichen 50 % der berechneten Werte um mehr und 50 % um weniger als den MAE von den gemessenen Werten ab. Durch die Verwendung des Medians ist der MAE unempfindlich gegen Ausreißer. Bereits Mach et al. (2019) haben festgehalten, dass eine alleinige Minimierung des Modellfehlers nicht ausreicht, um die Plausibilität eines Modells zu garantieren. Zudem erfolgte daher ein Abgleich der berechneten Grundwasserstände mit ausgewählten Pegelgängen von Grundwassermessstellen innerhalb des Untersuchungsraums. Die Pegelgänge der Beobachtungspegel wurden dem HYDAVIS entnommen.

3.2 Reaktives Stofftransportmodell

3.2.1 Datensatz

3.2.1.1 Manuelle Auswahl

Aus den bereits zuvor erläuterten Untersuchungen liegen für diese Arbeit etwa 7800 Untersuchungsergebnisse zu 26 verschiedenen PFAS an etwa 280 Probenahmestellen vor (Anhang 2). Die Stoffkonzentrationen wurden im Rahmen von beinahe 400 Probenahmen während 11 Probenahmedurchgängen zwischen 2020 und 2023 erfasst. Es wurde nicht jeder Standort während jedem Durchgang und nicht jede Einzelsubstanz an jeder Probe untersucht. Die Bestimmungsgrenzen variierten, lagen jedoch im Allgemeinen im Subnanogrammbereich. Diese Datensätze wurden in Excel tabellarisch zusammengestellt und gesichtet, um Auffälligkeiten zu entdecken und die Daten für die weitere Nutzung vorzubereiten. Dadurch wurde eine erste Reduktion des Datensatzes ermöglicht.

3.2.1.2 Statistische Auswertung

Eine weitere Reduktion erfolgte nach grafisch-statistischer Auswertung der verbliebenen Daten. Die Konzentrationen der Einzelsubstanzen wurden als Violin-Plot dargestellt, um die Art der Verteilung zu unterscheiden und Ausreißer festzustellen mit dem Ziel, die Hauptkontaminanten zu erkennen. Eine mathematische Signifikanzbetrachtung wurde nicht

durchgeführt. Stattdessen wurden die potenziellen Hauptkontaminanten anhand von Literaturdaten auf Plausibilität geprüft.

3.2.1.3 Reduktion auf eine Raumdimension

Sollte eine Abweichung zwischen Grundwasserströmungsmodell und Realzustand existieren, setzt sie sich aufgrund des gekoppelten Modellcharakters automatisch auch in das reaktive Stofftransportmodell fort. Um das reaktive Stofftransportmodell trotzdem mit der Realität vergleichen zu können, wurden die innerhalb der Schadstofffahne gemessenen Konzentrationen auf eine lineare Zentralachse vereinfacht. Verglichen wurden fortan immer die lineare Zentralachse der Schadstofffahne im Modell und der gemessenen Schadstofffahne. Es wurde angenommen, dass die durch RM Umweltkonsulenten ZT (2023) postulierte Lage der Schadstofffahne im Wesentlichen der Realität entspricht. Die innerhalb der zentralen Fahne liegenden Messungen wurden unter Anwendung des DBSCAN-Clustering Algorithmus (Ester et al. 1996) in QGIS 3.22.12 (QGIS Development Team 2023) Gruppen zugeordnet, wobei der Maximalabstand zwischen Punkten einer Gruppe auf 100 m festgelegt wurde. Die Schwerpunkte der Gruppen wurden auf die abgeschätzte Zentralachse der Schadstofffahne projiziert. Entlang dieser Zentralachse kann der Verlauf der Mediankonzentrationen der Einzelsubstanzen betrachtet werden, um Auffälligkeiten zu erkennen. An allen Messstellen innerhalb der zentralen Schadstofffahne mit zumindest drei Probenahmen wurde zudem der Konzentrationsverlauf der Einzelsubstanzen über die Zeit untersucht.

3.2.2 Ausbreitung und Ausdehnung der Schadstofffahne

Basierend auf den Ergebnissen der Literaturrecherche sowie der Auswertung der verfügbaren Daten wurde entschieden, nur die Adsorption für den reaktiven Stofftransport zu berücksichtigen. Als Quellenkonzentrationen für die Ausbreitung und Ausdehnung der Schadstofffahne wurden die Mittelwerte der durch die bfp GEOSERVICES (2023) im Rahmen von Schwerpunktuntersuchungen entnommenen Grundwasserproben angesetzt.

3.2.2.1 Dispersivität

Die Dispersivität in FEFLOW ist keine Eigenschaft des Grundwasserleiters im engeren Sinne, sondern vereint jene Inhomogenitäten (mikroskopisch wie Poren aber auch makroskopisch wie Schlufflinsen), die aus Gründen des Maßstabeffekts oder fehlenden Wissens nicht im Modell berücksichtigt sind (DHI 2023). Sie beschreibt auch die Breite der Durchbruchkurve eines konservativen Tracers. Daher wird der Parameter im Rahmen des Schadstofftransportmodells behandelt. Man unterscheidet longitudinale und transversale Dispersivität, welche gemeinsam mit der Adsorption die Ausprägung der Schadstofffahne beeinflussen.

Die Wertespanne für diesen Parameter wurde unter Nutzung von Literaturwerten gegen die Form der Schadstofffahne und den Konzentrationsgradienten kalibriert. Da die vorhandenen Durchbruchkurven nur einen kurzen Zeitraum (2019 bis 2023) abdecken und der Ursprung

der Kontamination vermutlich deutlich in der Vergangenheit liegt, konnte die Dispersivität nicht gegen die Durchbruchskurven kalibriert werden.

3.2.2.2 Adsorption

Der Begriff der Adsorption beschreibt Vorgänge, bei denen Moleküle an der Oberfläche eines Feststoffes haften bleiben (Mortimer und Müller 2010). Einflüsse auf die Adsorption von PFAS sind in 1.3.1 beschrieben. Nach Auswertungen von McGarr et al. (2023) sind je nach Situation verschiedene Adsorptionsmodelle (Henry, Freundlich, Langmuir und andere) auf PFAS anwendbar, wobei der lineare Henry-Ansatz (Formel 4) bei niedrigen Konzentrationen (wie hier angetroffen) eine ausreichende Genauigkeit bietet. Die Sorption von PFAS an Sediment hängt stark mit der Sedimentzusammensetzung (insbesondere dem Anteil an organischem Kohlenstoff) sowie hydrochemischen Eigenschaften (insbesondere pH) zusammen (Higgins und Luthy 2006).

$$C_S = C_L * K_d$$

Formel 4: Berechnung der adsorbierten Konzentration für eine lineare Adsorptionsisotherme.

*C_L Konzentration in flüssiger Phase
K_d Adsorptionskoeffizient*

Dieser Ansatz lässt sich in FEFLOW über die Henry-Konstante verwirklichen, wobei die Henry-Konstante dort nicht nur den üblicherweise aus Laborversuchen erhaltenen Adsorptionskoeffizienten K_d , sondern auch die Feststoffdichte enthält (DHI 2023). Niedrige Werte bedeuten, dass nur ein geringer Anteil an PFAS in der gesättigten Bodenzone durch Adsorption gebunden wird. Rückschlüsse auf die Stärke dieser Bindung (Reversibilität) sind jedoch nicht zwingend möglich (ECETOC 2013). Für die Grundwasseraufschlüsse beschränkt sich die Adsorption auf die Kolmationsschicht, sie wurde dort daher in diesem Modell vernachlässigt.

Wie bereits bei der Dispersivität war auch bei der Adsorption eine Kalibration gegen Durchbruchskurven aufgrund des kurzen Betrachtungszeitraums nicht belastbar. Historische Analysen zum Standort und den verwendeten Substanzen lagen zum Zeitpunkt der Erstellung nicht vor. Da Literaturwerte zur Adsorption zum Teil über drei Größenordnungen schwanken, wurden mehrere Modellberechnungen für Werte bis 10 l/kg durchgeführt und die Dauer zum Erreichen einer gewissen Fahnenausdehnung verglichen. Unter der Annahme einer konstanten Quellenkonzentration und zeitgleichen Freisetzung konnte so der Wertebereich für die Adsorption abgeschätzt werden. Die Quelle wurde im Modell über eine Quellenrandbedingung mit oberer Konzentrationsbeschränkung in der Höhe der mittleren gemessenen Werte implementiert.

3.2.3 Analyse des Modellergebnisses

Der Stofftransport im angepassten und bestehenden Modell wurde den Plänen der RM Umweltkonsulten ZT (2022) gegenübergestellt, um die Form und Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne zu beurteilen. Dies erlaubt eine qualitative Beurteilung der Modellgüte. Weiters erfolgte der semiquantitative Vergleich der Konzentrationen entlang der modellierten

und gemessenen Zentralachse der Schadstofffahne. Zudem wurden Wissensdefizite herausgearbeitet, deren Schließung zur weiteren Präzisierung und quantitativen Modellierung notwendig ist.

3.3 Sanierungs- und Sicherungsvarianten

Im vorliegenden Schadensfall sind verunreinigte Schutzgüter vornehmlich der Boden und das Grundwasser. Nachdem aufgrund des Untergrundaufbaus von niedriger Adsorption ausgegangen werden kann, wird sich stark kontaminiertes Bodenmaterial insbesondere im Bereich des Schadstoffherds befinden, der sich auf das Gelände der Steiermärkischen Landesfeuerwehrschule in Lebring - Sankt Margarethen begrenzen lässt. Von dort aus im Grundwasserabstrom nach Südwesten dehnt sich eine etwa 5 km lange Schadstofffahne aus, in welcher insbesondere das Grundwasser Belastungen mit PFAS (PFAS₂₀ > 0,1 µg/l) aufweist.

Für diese belasteten Medien wurde ein erster Überblick über mögliche Sanierungs- und Sicherungsvarianten erarbeitet, wobei Quelle, Abstrom und Fahne separat betrachtet wurden. Dabei wurden auch Erfahrungsberichte aus vergleichbaren Fällen in Mitteleuropa berücksichtigt, um den Stand der Technik und weiteres Forschungspotential zusammenzufassen. Hierzu wurden zum einen wissenschaftlich-technische Veröffentlichungen ausgewertet, zum anderen überschlägige Berechnungen und Modellierungen vorgenommen. Eine detaillierte Sanierungsplanung oder Variantenstudie ist nicht Bestandteil dieser Arbeit.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Grundwasserströmungsmodell

4.1.1 Zeitliche Entwicklung der Grundwasserverhältnisse

Der Grundwasserspiegel im Westlichen Leibnitzer Feld verzeichnet im Untersuchungszeitraum generell ein leichtes Absinken um etwa 0,5 m, wobei kurzfristige Schwankungen diesen Trend überlagerten (Abbildung 12). Die raschen Zwischenanstiege des Pegels sind vermutlich auf langandauernde Starkniederschläge oder Abschmelzereignisse zurückzuführen. Untersuchungen von Haas und Birk (2019) deuten für Österreich im Allgemeinen und die Steiermark im Speziellen ebenfalls sinkende Grundwasserstände im Untersuchungszeitraum an. Dabei wurden jedoch nur Pegel bis 2018 berücksichtigt, zudem geht diesem Trend ein Anstieg bis etwa 2010 vor.

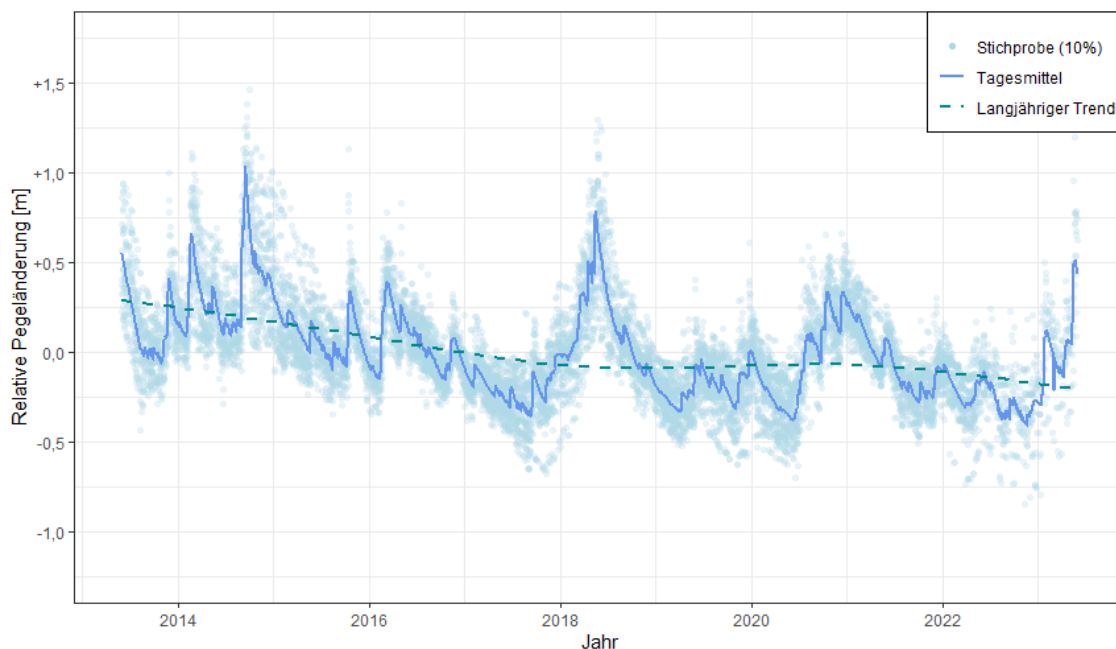


Abbildung 12: Entwicklung des mittleren Grundwasserstandes im Westlichen Leibnitzer Feld über den Untersuchungszeitraum. Zur besseren Lesbarkeit wurden die Einzelmessungen nur als Stichprobe geplottet.

Aufgrund wechselnder Messstellendichte traten statistische Artefakte in der Modellierung mittels GWSDAT auf, weshalb nur der Zeitraum von Januar 2016 bis inkl. Juni 2022 und nur jene Messstellen mit durchgängigen Datenreihen zuverlässig untersucht werden konnten. Der Modellierungsschritt von einem Monat bot die Möglichkeit Veränderungen in der Grundwasserströmung abzugrenzen, ohne dass sie durch Tagesschwankungen überdeckt wurden. Grundsätzlich zeigt die modellierte Grundwasserströmungsrichtung von Nord nach Süd, wobei sich diese zu den Modellrändern hin den Vorflutern zuneigt (Abbildung 13). Im nördlichen Teil des Westlichen Leibnitzer Feldes liegt eine tendenzielle Drift nach Ost, im südlichen Teil nach West vor. Das bereits beschriebene, langfristige Absinken des Grundwasserstandes mit kurzfristigen Zwischenanstiegen war in der Modellierung mittels GWSDAT ebenfalls beobachtbar. Die Ausbreitungsrichtung der zentralen Schadstofffahne

stimmt insbesondere im Nordosten nicht mit der Grundwasserströmungsrichtung überein. Die deutlichen Abweichungen sind möglicherweise auf die Funktionsweise von GWSDAT zurückzuführen: Die Isohypsen werden in diesem Tool als geglättete Triangulation der Pegelverläufe bestimmt, daher entsprechen die gezeigten Grundwasserstände nicht zwingend den tatsächlichen Messwerten, sondern bilden einen Trend ab (Jones et al. 2021). In der Praxis ist die Kombination von Triangulation, Interpolation und Glättung trotzdem eine häufig verwendete Methode und kann daher durchaus als geeignet angesehen werden, um einen ersten Eindruck der Grundwasserströmungsverhältnisse im Untersuchungsraum zu erhalten. Das Auffächern der Schadstofffahne kann anhand der Ergebnisse nicht erklärt werden.

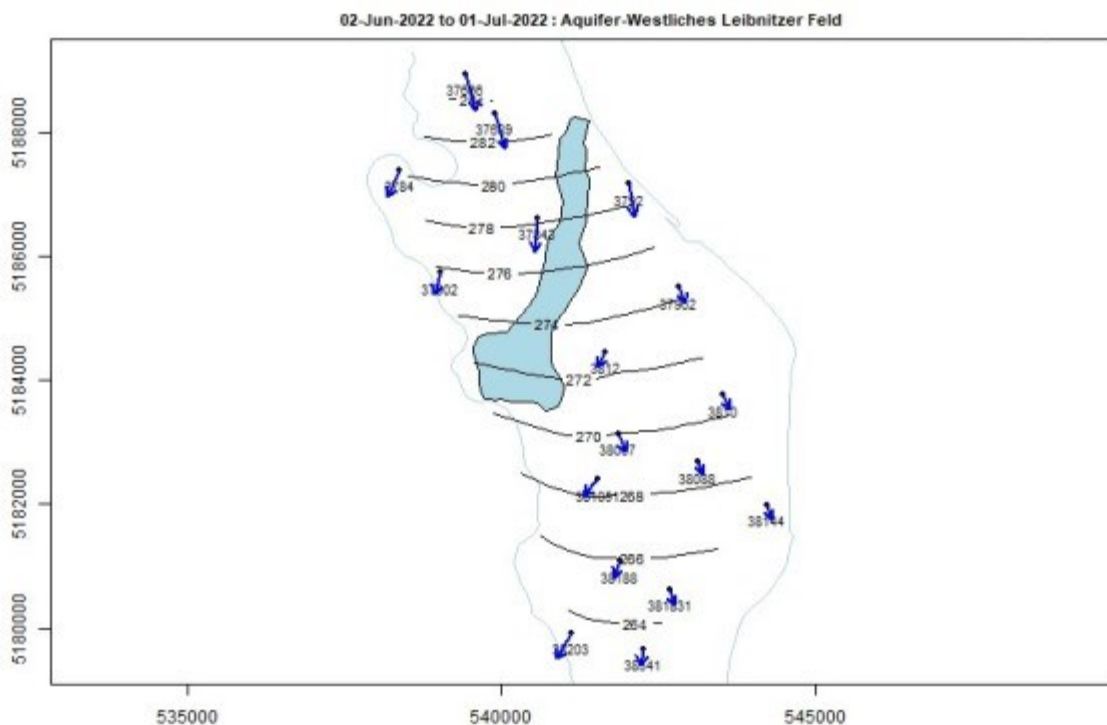


Abbildung 13: Grundsätzliche Grundwasserströmungsrichtung im Juni 2022 mit Lage der gemessenen zentralen Schadstofffahne (hellblau).

4.1.2 Randbedingungen

4.1.2.1 Horizontaler Zu- und Abfluss

Die manuelle Sensitivitätsanalyse zeigte, dass die berechnete Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne wie auch die lokalen Grundwasserstände bereits auf geringe Änderungen der Leckagekoeffizienten sehr empfindlich reagieren (Abbildung 14a). Eine Erhöhung dieser Koeffizienten um den Faktor fünf (der Faktor zehn, also eine volle Größenordnung, entspräche in etwa der Verschiebung des Durchlässigkeitsbeiwerts von sandigem Schluff zu schluffigem Sand) nur in der oberen Hälfte der Strecke zwischen den Kraftwerken Lebring und Gralla bewirkt bereits eine deutliche Ablenkung der Schadstofffahne nach Südsüdwest sowie eine Erhöhung des Grundwasserstandes an der Mur. Der Einfluss auf die Schadstofffahne ist bei einer Änderung in dieser Größenordnung jedoch auf die östliche Hälfte des Modellgebiets beschränkt. Für die Leckagekoeffizienten im Bereich der Lassnitz konnte kein derart starker Einfluss ermittelt werden. Selbst eine deutliche Erhöhung um den Faktor zehn und mehr wirkt

sich nur minimal auf die Fahnenrichtung aus. Im Bereich des Lassnitzaltarms bei Tillmitsch zeigte sich ein lokaler Einfluss, dieser jedoch aufgrund des angepassten Wasserspiegels (an den Lassnitzpegel gekoppelt, anstatt fixiert). Wurde dieser Altarm im Modell vollständig vernachlässigt, so strömt das Grundwasser stattdessen auf Höhe des Lassnitzaltarms direkt der Lassnitz zu. Die Grundwasserströmung (und damit auch die Schadstofffahne) verlagert sich dabei lokal etwas weiter nach Westen.

Der starke Einfluss im Bereich der Mur kann als hoher Wasserandrang interpretiert werden, der mit den bisherigen Leckagekoeffizienten nicht abgeführt werden kann. Eine entsprechende Erhöhung dieser Beiwerte ist plausibel insbesondere da für den Bereich der freien Fließstrecke bisher niedrigere Durchlässigkeiten angenommen werden, die im Stauraum fortschreitend ansteigen. Aufgrund der stärkeren Kolmation im Stauraum (Fank et al. 1993) sollten diese jedoch dorthin gehend absinken. Nach dieser Interpretation müssen sich im Bereich der Lassnitz Oberflächenwasser und Grundwasser nahe am Gleichgewicht befinden.

Für die abschließende Modellberechnung wurden die Leckagekoeffizienten im Bereich der Kraftwerksunterwässer von Lebring und Gralla jeweils um den Faktor zwei bis fünf erhöht (Anhang 3). Sie liegen damit immer noch unterhalb der Leckagekoeffizienten im Kraftwerksunterwässer bei Gabersdorf und können somit als realistisch für die Region betrachtet werden.

Da keine Informationen zur tatsächlichen Leckagesituation der Mur vorliegen und die entsprechenden Koeffizienten bisher rein über die Kalibration an den Grundwasserständen und Murpegeln bestimmt wurden wird empfohlen, Untersuchungen dazu durchzuführen. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse können insbesondere abhängig vom gewählten Verfahren für weitere Sanierungsplanungen von Relevanz sein. Dabei sollte auch die Rolle des Lassnitzaltarms bzw. der Lassnitz geklärt werden. Eine Möglichkeit dazu bietet die Probenahme mittels vertikalen Stechzylinders und die darauffolgende Bestimmung der vertikalen Durchlässigkeit (Hölting und Coldewey 2013) in Kombination mit der Erkundung der Schichtmächtigkeit und Beobachtungen des Wasserspiegels. Zudem können qualitative Informationen über den Anteil an Flusswasser im Grundwasser aus hydrochemischen Daten abgeleitet werden, wie es z.B. Kralik et al. (2014) mit Sauerstoffisotopenuntersuchungen aus der Region zeigen.

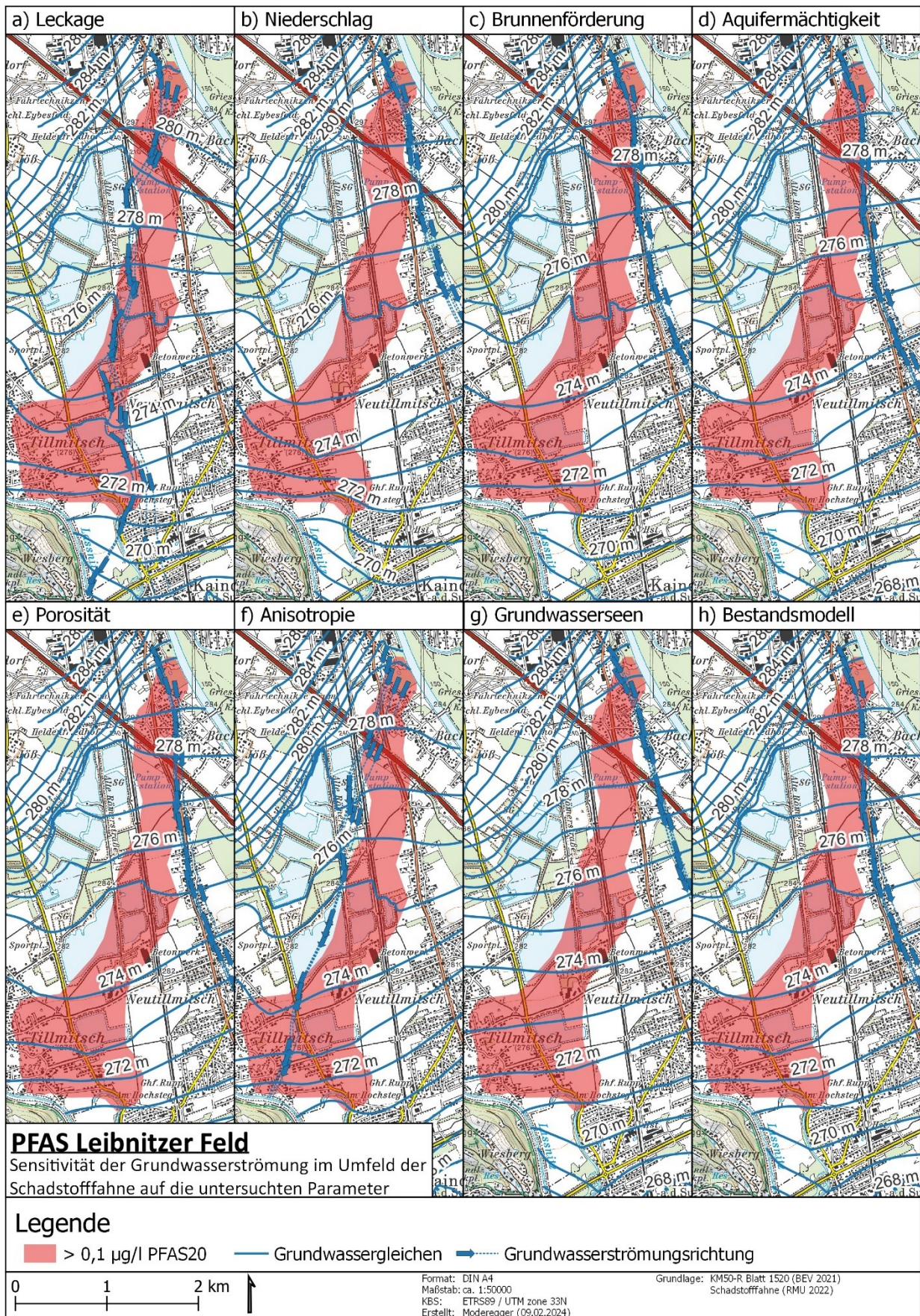


Abbildung 14: Auswirkungen der im Rahmen der Sensitivitätsanalysen durchgeführten Parameteranpassungen auf die Grundwassersituation im Umfeld der gemessenen Schadstofffahne. Teilabbildung h stellt zum Vergleich die Grundwassersituation im Bestandsmodell (wie erhalten) dar.

4.1.2.2 Niederschlag und Grundwasserneubildung

Die manuelle Sensitivitätsanalyse zeigte, dass die Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne wenig empfindlich auf Änderungen des Niederschlags im gesamten Untersuchungsgebiet sowie der Verdunstung/Neubildung an den Grundwasserseen reagiert (Abbildung 14b). Die Grundwasserstände (insbesondere im zentralen Modellbereich) zeigten jedoch eine Glättung der Pegelgänge bei Vernachlässigung des Niederschlags.

Die Berechnung der Grundwasserneubildung über einen Neubildungskoeffizienten stellt eine Vereinfachung gegenüber dem Bestandsmodell von Mach et al. (2019) dar. Das gewählte Vorgehen kann als geeignet angesehen werden, da die Sensitivitätsanalyse der Grundwasserneubildung nur einen geringen Einfluss auf die Grundwasserströmungsrichtung bescheinigt.

Das zur Berechnung der Wasserbilanz aus Grundwasserseen verwendete WINFORE Modell (Haslinger und Bartsch 2016) basiert auf dem Verfahren nach Hargreaves, welches zwar nur geringe Anforderungen an die Datengrundlage stellt, dafür aber die Evaporation tendenziell überschätzt (Timm et al. 2015). In den hier verwendeten Berechnungen übersteigt die potenzielle Evaporation den Jahresniederschlag für den Betrachtungszeitraum (Juni 2013 bis Mai 2023) um etwa 20 %. Muellegger et al. (2013) verwendeten alternativ das Verfahren nach Penman und berechneten damit für das Jahr 2009 eine positive Wasserbilanz für einen Baggersee in Tillmitsch, bei der die potenzielle Evaporation etwa 40 % kleiner als der Jahresniederschlag war. Auch hier gilt jedoch, dass diese Abweichungen aufgrund der geringen Sensitivität der Grundwasserströmung auf die Wasserbilanz vertretbar sind. Tatsächlich wird aufgrund der Kolmation der Einfluss der Baggerseen auf das Fließregime noch weiter abgeschwächt. Dennoch dürfen die lokalen Auswirkungen von Grundwasseraufschlüssen nicht vernachlässigt werden. Vrzal et al. (2023) haben gezeigt, dass bisher häufig verwendete analytische Berechnungen zur Abschätzung des Absenktrichters um Grundwasserseen die tatsächliche Absenkung unterschätzen und numerische Modelle gut geeignet sind, die Realität in solchen Fällen zu beschreiben.

4.1.2.3 Grundwasserentnahmen

Die manuelle Sensitivitätsanalyse zeigte, dass die Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne wenig empfindlich auf Änderungen der Grundwasserentnahmeraten innerhalb der zwischen 2013 und 2023 aufgetretenen Schwankungsbreite reagiert (Abbildung 14c). Zwar sind grundsätzlich lokale Einflüsse der Grundwasserentnahmen erkennbar, selbst einschneidende Änderungen wie z.B. das Abschalten der im Bereich der Schadstofffahne befindlichen Peterl Brunnen haben aber keinen nennenswerten Einfluss auf die Ausbreitungsrichtung.

Tagesaktuelle Messwerte zu den Grundwasserentnahmen sind Mittelwerten vorzuziehen. Da die Sensitivitätsanalyse der Fahnausbreitung jedoch eine geringe Empfindlichkeit gegenüber den Grundwasserentnahmen bescheinigte, können die verwendeten Mittelwerte als geeignet zur Bearbeitung der Fragestellung angesehen werden. Zu regional verteilten

Grundwasserentnahmen z.B. für landwirtschaftliche Nutzung liegen keine Daten vor. Daher blieben diese im angepassten Modell weiterhin unberücksichtigt.

4.1.3 Hydrogeologische Parameter

4.1.3.1 Aquifermächtigkeit

Es ist bekannt, dass sich das Grundwasser in den Aubereichen des Leibnitzer Feldes bei Hochständen teils bis an die Geländeoberkante einstaut (Fabiani 1971). Dies könnte zu lokal leicht gespannten Grundwasserverhältnissen aufgrund der geringeren Durchlässigkeit der feinkörnigen Deckschichten führen, womit die Gesamtmächtigkeit und nicht die gesättigte Mächtigkeit des Aquifers maßgeblich werden würde. Die Ersetzung der Standardeinstellung von 1000 m durch die tatsächliche Geländehöhe zeigte jedoch keine nennenswerten Einflüsse auf die Grundwasserfließrichtung oder die Grundwasserstände im Bereich der Schadstofffahne (Abbildung 14d). Die Standardeinstellung von 1000 m wurde daher weiterhin beibehalten.

4.1.3.2 Porosität und Durchlässigkeit

Für das Westliche Leibnitzer Feld werden in der Literatur in sehr guter Übereinstimmung mit dem Bestandsmodell Durchlässigkeiten von 10^{-2} m/s bis 10^{-4} m/s angegeben. Die daraus berechnete nutzbare Porosität nach Marotz (1968, aus Fuchs et al. 2017) zeigt jedoch auf etwa zwei Drittel des Modellgebiets deutliche Abweichungen ($> 0,05$) zur hinterlegten nutzbaren Porosität. Die berechnete Porosität liegt dabei fast ausschließlich über der hinterlegten. Tatsächlich entspricht der berechnete nutzbare Porenanteil nach Marotz (1968, aus Hölting und Coldewey 2013) aber sehr gut der durchflusswirksamen Porosität (Abweichungen $< 0,01$). Fank et al. (1993) berechneten bei der Datensammlung für das grundlegende Grundwassermodell selbst nach Marotz (1968) die nutzbare Porosität höher (im Bereich 0,15 bis 0,27). Fuchs et al. (2017) erläuterten das Vorgehen von Marotz (1968) und stellten damit ebenfalls den Bezug zum speichernutzbaren Porenvolumen (genauer dem nach gravitativer Entwässerung wieder auffüllbaren Porenvolumen, also abzüglich von Lufteinschlüssen) her.

Der Grund für die Abweichung bleibt unklar. Die manuelle Sensitivitätsanalyse zeigte jedoch, dass eine entsprechende Anpassung des Parameters keinen nennenswerten Einfluss auf die Grundwasserströmungsrichtung oder die Grundwasserstände hat (Abbildung 14e). Dies liegt möglicherweise daran, dass die Grundwasserneubildung hauptsächlich über Infiltration aus den Vorflutern (randlich) und nicht nur über Niederschläge (flächenhaft) erfolgt. Da die nutzbare Porosität zudem als kalibriert beschrieben wird (Mach et al. 2019) und keine aktuellen Untersuchungen vorliegen, die eine Anpassung rechtfertigen, wurde der Parameter entsprechend der hinterlegten Werte belassen. Eine Klärung der nutzbaren Porosität z.B. über Langzeitpumpversuche, wie z.B. in DVGW Arbeitsblatt W111 (1997) beschrieben, wird dennoch angeraten. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine möglicherweise vorliegende Unterschätzung des nutzbaren Porenvolumens bei der Durchführung von

Pumpmaßnahmen (auch im Rahmen der Sanierung des vorliegenden Schadensfalles, z.B. bei Sperrbrunnen) deutlichere Auswirkungen zeigt.

4.1.3.3 Anisotropie der Durchlässigkeit

Die manuelle Sensitivitätsanalyse zeigte, dass die Grundwasserströmungsrichtung, nicht jedoch die Grundwasserstände, empfindlich auf regionale Anpassungen des Anisotropiefaktors reagieren (Abbildung 14f). Erst bei starker Anisotropie (Faktoren etwa > 10) tritt eine Parallelausrichtung der Grundwassergleichen auf. Unter der Annahme, dass die höchste Durchlässigkeit NNE-SSW streicht und das fünffache der niedrigsten Durchlässigkeit beträgt, stimmt die modellierte und die gemessene Fahnenausbreitungsrichtung über den gesamten Modellbereich gut überein. Nicht erklärt wird dadurch jedoch das Ausfächern der Schadstofffahne bei Tillmitsch. Auch durch dort lokal angepasste Anisotropiewinkel wurde nicht der gewünschte Effekt erreicht.

Grundsätzlich ist eine regionale Anisotropie der Durchlässigkeit geologisch denkbar. Die Mur umfließt den Wildoner Schlossberg nordöstlich des Untersuchungsgebiets und strömt nach Südosten ab. Um den Grundwasserstauer wie vorgefunden (Abbildung 9) zu erodieren, muss es also zumindest im Riß-Würm Interglazial einen Nordost-Südwest verlaufenden Arm gegeben haben. Der Verlauf der Terrassenkante von Sankt Margarethen im äußersten Nordosten nach Jöß nördlich von Tillmitsch lässt weiter vermuten, dass zwischen Jöß und Tillmitsch in früherer Zeit der Zusammenlauf der Lassnitz und der Mur lag. Zudem können aus dem Stauerrelief Tiefenrinnen interpretiert werden, die diese Vermutung stützen. Eine derartige Struktur verläuft von Lebring bis etwa nordwestlich von Tillmitsch und keilt dann aus oder biegt nach Süden bis Südosten ab. Diese Struktur ist vermutlich der Mur zuzuordnen. Eine weitere quert Tillmitsch von Nordwest nach Südost und stellt möglicherweise den früheren Verlauf der Lassnitz dar. Die aus dem Modell von Mach et al. (2019) stammenden hydraulischen Durchlässigkeiten weisen zudem einen leichten Trend auf: Bereiche gleicher Durchlässigkeit verlaufen insbesondere in der Nordhälfte des Modells tendenziell von Nordost nach Südwest, bis sie nahe der Lassnitz auf einen Bereich treffen, der von Nordwest nach Südost verläuft (Anhang 3). Es ist denkbar, dass die graduelle Aufschotterung dieser beiden Flüsse zu einer entsprechenden regionalen Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit führen könnte.

Konkrete Belege für eine Richtungsanisotropie im Westlichen Leibnitzer Feld fehlen, daher kann an dieser Stelle nur der bisherige Stand des Wissens dargestellt werden. Hanselmayer (1962) gibt an, dass in den Schottergruben regionaler quartärer Grundwasserleiter zumeist eine Kreuzschichtung zu sehen ist. Dementgegen wird im Baugrundatlas der Stadt Graz (Joanneum Research und Magistrat Graz A10/6 2008) von einer mehr oder weniger deutlichen Parallelschichtung innerhalb der sandigen Quartärschotter gesprochen. Carter (1977) beschreibt die Schrägschichtung von Sanden und Kiesen insbesondere für die hangenden Partien und erkennt in den Liegenden eine für verflochtene Flusssysteme typische Fazies, nur selten mit Schrägschichtung. Zetinigg (1978) betont, dass von einer Richtungsanisotropie ausgegangen werden muss. Cheng et al. (2013) konnten allgemein zeigen, dass selbst für gut

sortierte rezente Sedimente im Sandkornbereich Schrägschichtung zu einer Anisotropie führen kann, wobei die maximale Durchlässigkeit die minimale um 14 bis 23 % übersteigt. Es wird angegeben, dass für weniger gut sortierte Sedimente (wie sie im Westlichen Leibnitzer Feld vorkommen) noch höhere Anisotropien erwartet werden können.

Für die abschließende Modellberechnung wurde der These einer regionalen Anisotropie im Grundwasserleiter gefolgt. Es wurde eine um 33 % (Faktor 1,33) erhöhte Durchlässigkeit in Richtung Südwest (östlicher Modellteil), eine um 25 % (Faktor 1,25) erhöhte Durchlässigkeit in Richtung Süd (Südlicher bis zentraler Modellteil) und eine um 11 % (Faktor 1,11) erhöhte Durchlässigkeit in Richtung Südost (westlicher Modellteil entlang der Lassnitz) angenommen (Anhang 3). Diese Annahme erscheint auf Basis der Untersuchungen von Cheng et al. (2013) realistisch, die Werte bleiben deutlich unter den von Hölting und Coldewey (2013) für vergleichbare Aquifere angegebenen vertikalen Anisotropiefaktoren von drei bis fünf.

Aus den vorliegenden Daten kann abschließend keine regionale Anisotropie nachgewiesen werden. Aufgrund der hohen Empfindlichkeit gegenüber diesem Parameter sowie der geologischen Plausibilität wird jedoch eine genauere Untersuchung des Parameters empfohlen. Hilfreich kann dabei die systematische Auswertung von geologischen Aufschlüssen (z.B. Bohrungen, Schürfe, Kiesgruben etc.) aus diesem Bereich, sowie die Durchführung von Pump- und Markierungsversuchen sein. So gibt bereits Zetinigg (1983) für den Bereich der heutigen Grundwasserseen im Raum Tillmitsch eine gemessene Grundwasserströmung in Richtung Südsüdwest an. In landwirtschaftlichen Flächen sind Paläorinnen möglicherweise aufgrund von Bewuchsunterschieden erkennbar. In kostengünstiger erster Näherung kann sich daher die Analyse von Orthofotos oder Falschfarbenaufnahmen als hilfreich erweisen. Eine solche wurde exemplarisch an zwei Stellen durchgeführt (Anhang 3), wobei grundsätzlich die Ausrichtung der Bewuchsmerkmale im Wesentlichen mit der vermuteten Anisotropie übereinstimmen. Um als Argument für die vermutete Anisotropie gelten zu können, sollte eine solche Analyse jedoch flächendeckend durchgeführt werden.

4.1.3.4 Sonderfall künstlicher Grundwasseraufschluss

Die manuelle Sensitivitätsanalyse zeigte, dass weder eine Vernachlässigung der Baggerseen (Angleichung von hydraulischer Durchlässigkeit und Porosität an die geologische Umgebung), noch eine Verstärkung des Einflusses (Verdopplung der hydraulischen Durchlässigkeit auf 2 m/s) einen nennenswerten Einfluss auf das regionale Strömungssystem haben, welcher die Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne erklären könnte (Abbildung 14g). Auch die Angleichung von Porosität und hydraulischer Durchlässigkeit im Bereich des Grundwassersees direkt bei Tillmitsch zeigte nur lokal beschränkte Auswirkungen. Aus Gründen der Konsistenz mit den übrigen Grundwasserseen wurde der Parameter dennoch angeglichen.

4.1.4 Analyse des Modellergebnisses

Die aus der Sensitivitätsanalyse und Parameterkalibration abgeleiteten Anpassungen sind in Tabelle 5 überblicksmäßig zusammengefasst. Die Anpassungen wurden konservativ gewählt, und nur in einem Maß getätigt, das geologisch begründbar ist.

Tabelle 5: Sensitivität der Grundwasserströmungsrichtung auf die untersuchten Parameter sowie getätigte Anpassungen.

- ++ Grundwasserströmung reagiert auf regionalem Maßstab
- + Grundwasserströmung reagiert lokal begrenzt
- Grundwasserströmung reagiert wenig bis nicht

Parameter	Sensitivität	Anpassung
Horizontaler Zu- und Abfluss	++	Erhöhung der Leckage im Unterlauf der Murkraftwerke um den Faktor zwei bis fünf (innerhalb der regional vorliegenden Wertespanne).
Niederschlag und Grundwasserneubildung	-	Berechnung über einen Neubildungskoeffizienten und Berücksichtigung der Evaporation aus den Grundwasserseen.
Grundwasserentnahmen	+	Berücksichtigung der durch die verschiedenen Wasserversorger zur Verfügung gestellten Werte
Aquifermächtigkeit	-	/
Porosität und Durchlässigkeit	-	/
Sonderfall künstlicher Grundwasseraufschluss	+	Angleichen eines Grundwasseraufschlusses bei Tillmitsch an das Vorgehen der übrigen Grundwasseraufschlüsse
Anisotropie der Durchlässigkeit	++	Annahme einer regionalen Anisotropie basierend auf der Verteilung der Durchlässigkeiten und aquiferogenetischen Überlegungen

Die Annahme einer geringen aber regional vorhandenen Anisotropie der Durchlässigkeit sowie einer erhöhten Leckage im Bereich der Kraftwerksunterläufe führt dazu, dass die Grundwasserströmungsrichtung deutlich besser mit der Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne übereinstimmt (Abbildung 15 und Anhang 4). Im Vergleich zum Bestandsmodell von Mach et al. (2019) zeigt das angepasste Modell höhere Pegelstände insbesondere für den Nahbereich der Mur zwischen den Kraftwerken Lebring und Gralla und von dort in Richtung Tillmitsch. Niedrigere Grundwasserstände werden insbesondere für den Lassnitzaltarm bei Tillmitsch beobachtet. Hier wird der Einfluss des Lassnitzaltarms möglicherweise überschätzt. Für Sanierungsplanungen ist der Raum Tillmitsch jedoch nur untergeordnet von Relevanz.

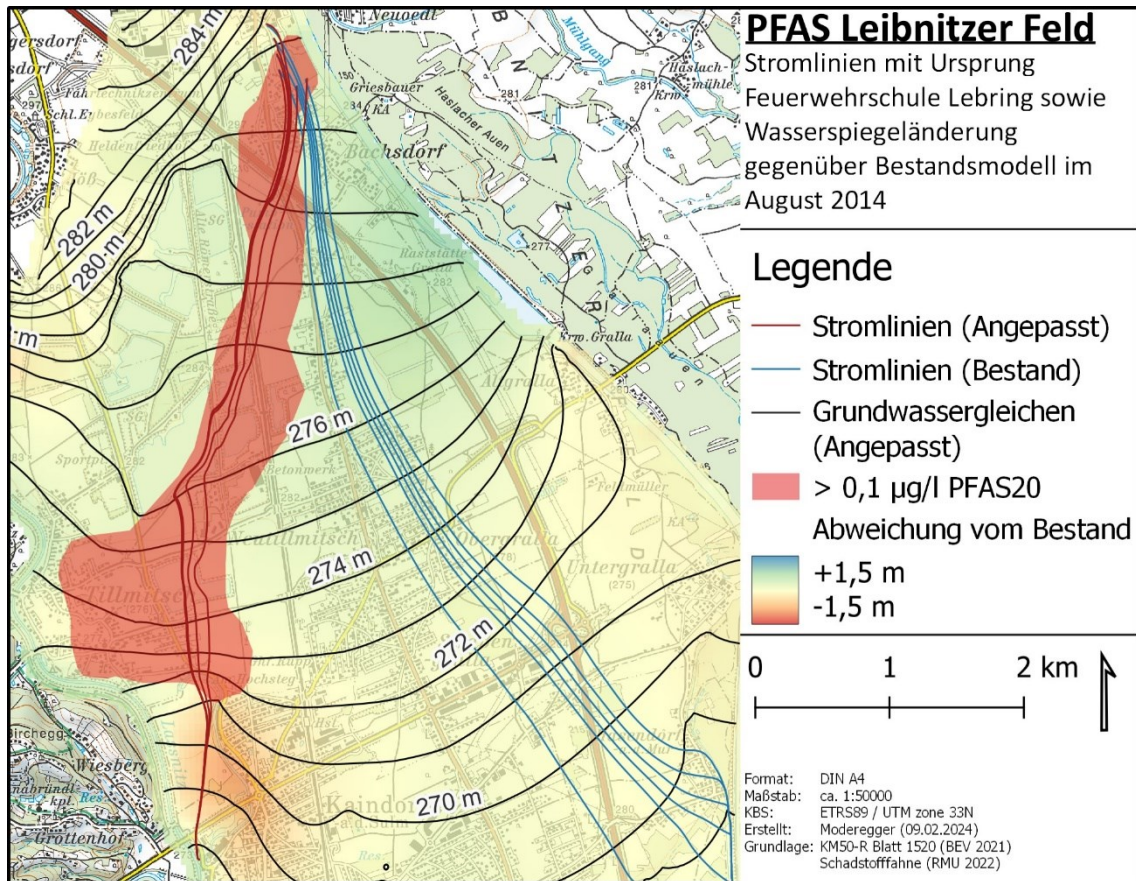


Abbildung 15: Vergleich der Grundwasserströmungsrichtung sowie des Grundwasserspiegels im bestehenden und angepassten Modell für August 2014 (Ausschnitt, vollständige Karte sowie Vergleich für Januar 2019 unter Anhang 4).

Grundsätzlich zeigt das angepasste Modell einen geringen Modellfehler, welcher in der gleichen Größenordnung wie der des Bestandsmodells von Mach et al. (2019) liegt. Die Gegenüberstellung der an den Beobachtungspegeln (Anhang 1) berechneten und gemessenen Werte, zeigt sowohl für das Bestandsmodell als auch das angepasste Modell eine gute Übereinstimmung (Abbildung 16). Der MAE steigt für das angepasste Modell gegenüber dem Bestandsmodell um 4,5 cm auf 23 cm. Dies kann möglicherweise auf das Unterbleiben einer automatisierten Modellkalibration zurückgeführt werden. Dennoch liegt der MAE unterhalb der Grundwasserschwankungsbreite (Abbildung 12) und kann als gering bezeichnet werden.

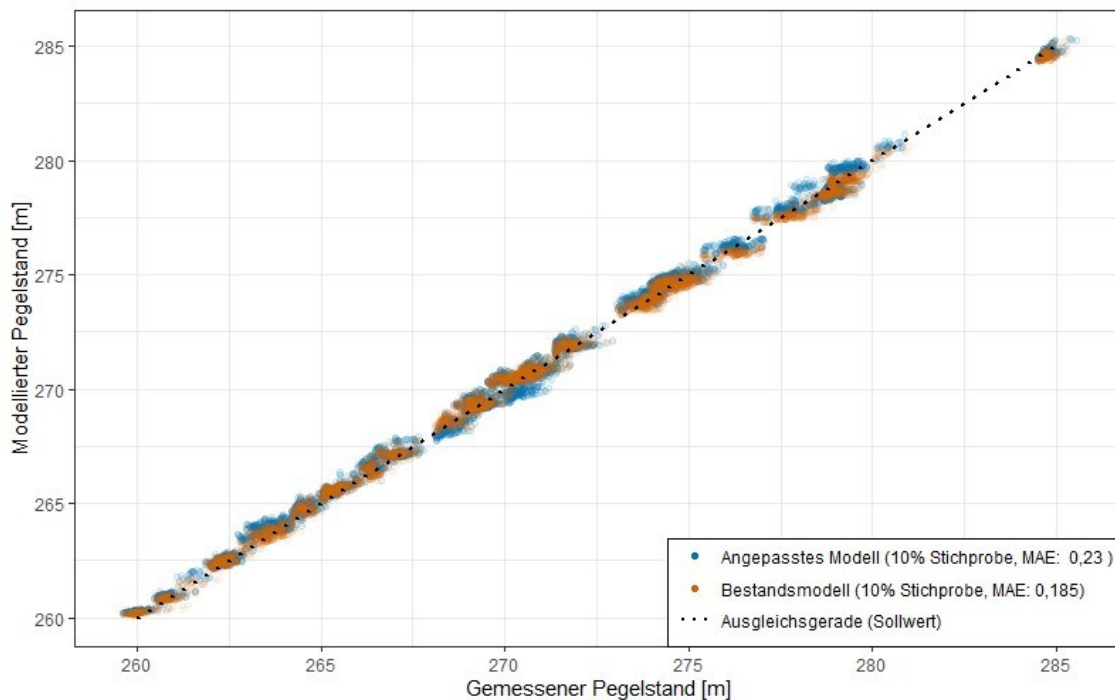


Abbildung 16: Vergleich der modellierten Grundwasserstände des angepassten sowie des Bestandsmodells mit den gemessenen Grundwasserständen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit ist nur eine 10 % Stichprobe der modellierten Werte gezeigt.

Der Abgleich der berechneten Grundwasserstände mit Beobachtungspegeln im Bereich der Schadstofffahne zeigt grundsätzlich gute Übereinstimmung des Werteverlaufs (Abbildung 17 und Anhang 1). Der MAE steigt für das angepasste Modell gegenüber dem Bestandsmodell um 8,4 cm auf 26,9 cm. Dies kann erneut als Einfluss der manuellen Kalibration gegen die Fahnenausbreitungsrichtung gesehen werden. Möglicherweise lässt sich der Modellfehler durch eine automatisierte Kalibration reduzieren. Dennoch liegt auch hier der MAE unterhalb der Grundwasserschwankungsbreite. Es muss auch die Möglichkeit berücksichtigt werden, dass einzelne Messstellen nicht korrekt nach Lage und Höhe eingemessen sind, oder über die Zeit beschädigt wurden.

In den gemessenen Werten ist teilweise ein langfristiges Absinken des Grundwasserspiegels erkennbar, welches in beiden Modellen nicht abgebildet ist. Dies deutet darauf hin, dass in den letzten Jahren entweder die Grundwasserneubildung (z.B. Infiltration, Niederschlag) überschätzt, oder aber Grundwasserverluste (z.B. Verdunstung, Exfiltration, Entnahmen) unterschätzt wurden. Eine mögliche Erklärung ist regional intensive Nutzung des Grundwassers für landwirtschaftliche Zwecke. Es ist bekannt, dass intensive Grundwassernutzung das Potenzial bietet, Grundwasserstände langfristig zu senken, wobei dieser Trend in Österreich insbesondere vor 1980 vorlag (Haas und Birk 2019). Die These, dass regionale Grundwassernutzung für landwirtschaftliche Zwecke mit dem Absinken des Grundwasserspiegels in Verbindung gebracht werden kann, bedarf jedoch eingehender Prüfung, die über den Rahmen dieser Arbeit hinausgeht. Möglicherweise kann auch eine Zunahme der Kolmation ursächlich für sinkende Grundwasserstände sein. Eine solche Situation wurde z.B. durch die TK Consult (2023) für die Ill im Montafon beschrieben. Es muss berücksichtigt werden, dass die Sensitivitätsanalyse dem Niederschlag zwar nur wenig

Einfluss auf die Grundwasserströmungsrichtung im Untersuchungsbereich bescheinigte, wohl aber Auswirkungen auf den Grundwasserstand erkennbar waren. Daher ist es denkbar, dass die vereinfachte Betrachtung des Niederschlags zwar für das im Rahmen dieser Arbeit verfolgte Ziel der Modellierung der Grundwasserströmungsrichtung vertretbar ist, jedoch eine Überschätzung des Grundwasserstandes zur Folge hat.

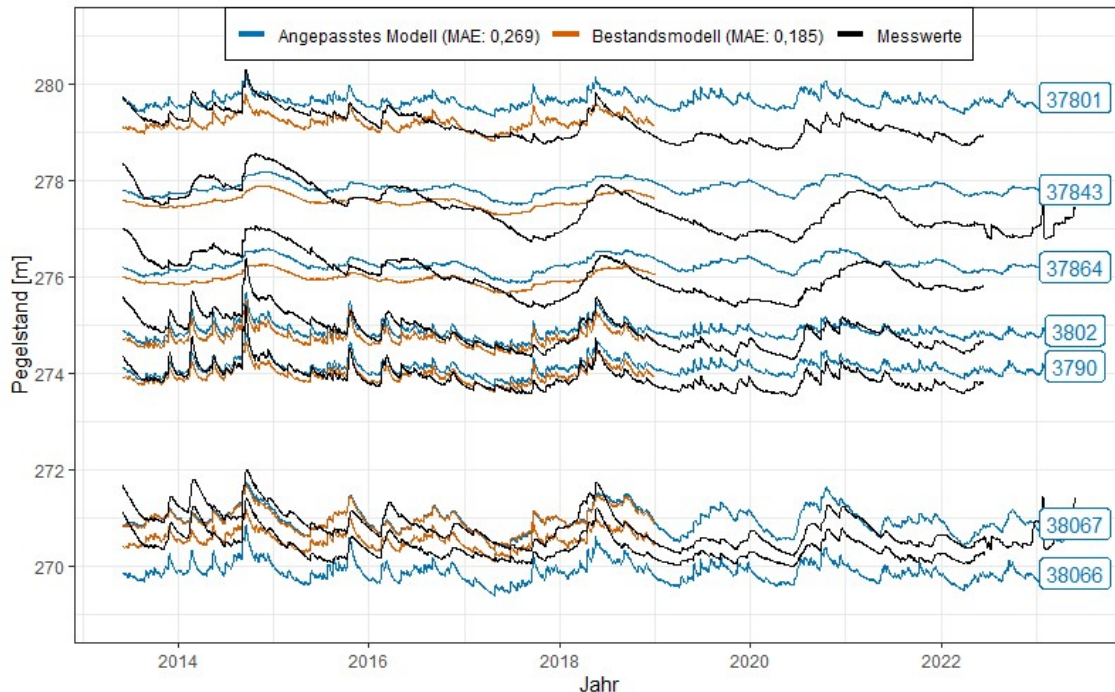


Abbildung 17: Berechnete und gemessene Verläufe der Grundwasserstände im Bereich der Schadstofffahne. Lageplan unter Anhang 1.

Der Abgleich der Grundwasserstände mit den Beobachtungspegeln sowie der Grundwasserströmungsrichtung mit der Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne bestätigt, dass das Grundwassermodell grundsätzlich weiterhin die Realität gut beschreibt. Das angepasste Modell ist damit geeignet, um die Grundwasserstände und Grundwasserströmung im Untersuchungsraum quantitativ zu beschreiben, wobei berücksichtigt werden muss, dass der Fokus auf der nördlichen Hälfte des Westlichen Leibnitzer Feldes und dem Zeitraum 2013 bis 2023 liegt. Für das weitere Vorgehen wird jedoch dringend empfohlen, die getätigten Annahmen durch Untersuchungen zu bestätigen, wie bereits in den vorhergehenden Kapiteln ausführlich beschrieben. Bei Vorliegen der entsprechenden Informationen ist zudem eine automatisierte Modellkalibration aller Parameter anzuraten, um die Grundwasserströmung noch besser zu beschreiben. Dafür sollte auch erhoben werden, inwiefern alle Beobachtungspegel korrekt nach Lage und Höhe eingemessen sind.

4.2 Reaktives Stofftransportmodell

4.2.1 Datensatz

4.2.1.1 Manuelle Auswahl

Der größte Teil der verfügbaren Messungen erfasst den vollen Parameterumfang für PFAS20. Die Untersuchungen im Rahmen von POPMON II (AGES und Umweltbundesamt 2021) betreffen nur 16 der PFAS20. Die Konzentrationen der fehlenden 4 PFAS lagen in allen anderen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze, so dass davon ausgegangen werden darf, dass PFAS16 mit hoher Wahrscheinlichkeit äquivalent zu PFAS20 betrachtet werden kann. Für die Berechnung des Summengehalts wurden Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze gleich 0 gesetzt (AGES und Umweltbundesamt 2021; RM Umweltkonsulenten ZT 2022a). Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass Bestimmungsgrenzen in der statistischen Auswertung von Messergebnissen (zu der im weiteren Sinne auch die Bildung von Summenparametern gelten muss) eine seit langem bekannte Herausforderung darstellen. Übliche Vorgehensweise ist, für Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze die Bestimmungsgrenze selbst, die halbe Bestimmungsgrenze oder 0 als Wert anzusetzen (USEPA 1991). Ersteres ist eine sehr konservative Schätzung, die wahre Summenkonzentration liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit darunter. Letzteres unterschätzt die wahre Summenkonzentration, welche mit hoher Wahrscheinlichkeit darüber liegt. Die halbe Bestimmungsgrenze anzusetzen ist nur in begründeten Einzelfällen statistisch belastbar, wenn von einer Normalverteilung der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze ausgegangen werden kann (Helsel 1990). Um konstantes Vorgehen zu gewährleisten, wurden für diese Arbeit Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze weiterhin gleich 0 gesetzt.

Während der Untersuchungen für POPMON II (AGES und Umweltbundesamt 2021) lagen die Konzentrationen neuartiger PFAS in allen Proben sowie die Konzentrationen für die exemplarisch untersuchten Fluortelomere in den meisten Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze. In 6 Proben wurden 4:2-FTS und/oder 6:2-FTS, in keiner 8:2-FTS quantitativ nachgewiesen. Wie bereits mehrfach erläutert können Fluortelomere in PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen enthalten sein. Eine durchgehende Belastung mit Fluortelomeren wurde aus diesen Proben nicht erkannt. In den folgenden Untersuchungen wurden diese Substanzen nicht mehr berücksichtigt, so dass sie auch in dieser Arbeit nicht näher betrachtet werden konnten.

Nur zehn der PFAS20 waren regelmäßig quantitativ nachweisbar. Bei den übrigen zehn ist eine nähere Betrachtung nicht zielführend, da keine belastbaren Aussagen über ihr Vorhandensein getroffen werden können. Diese wurden daher für diese Arbeit ebenfalls verworfen. Bei zwei Proben musste die Bestimmungsgrenze aufgrund von Matrixeffekten auf 0,01 µg/l angehoben werden. Im Vergleich mit den üblicherweise angetroffenen Konzentrationen ist diese Bestimmungsgrenze zu hoch, so dass die Proben für diese Arbeit keinen Mehrwert boten und ebenfalls verworfen wurden.

4.2.1.2 Statistische Auswertung

Die Konzentrationsverteilungen der ausgewählten 10 Einzelsubstanzen innerhalb der zentralen Schadstofffahne zeigen grundsätzlich zwei verschiedene Signaturen (Abbildung 18). Bildlich gesprochen, lassen sich langgezogene Maxima mit rundlicher Basis („Lauchzwiebelform“) von einer flachen, sehr breiten Basis ohne langgezogene Maxima („Pfannkuchenform“) unterscheiden. PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA zeigen langgezogene Maxima mit rundlicher Basis und erreichten Höchstwerte im Bereich 0,15 bis 0,45 µg/l. PFBA, PFBS, PFHpA, PFHpS, PFOA und PFPeS zeigen eine flache, breite Basis bei Werten nahe der Bestimmungsgrenze und nur wenige erhöhte Werte, meist unter 0,05 µg/l. Für PFBS tritt ein einzelner, stark erhöhter Wert (ca. 0,25 µg/l) auf. Dabei handelt es sich vermutlich um einen Ausreißer, einen Messfehler oder eine lokale Ko-Kontamination anderer Herkunft. Anhand der Verteilung lassen sich PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA als vermeintliche Hauptkontaminanten ausmachen. Insbesondere Sulfonsäuren wie PFOS und PFHxS (vgl. 1.2.3), aber auch PFPeA und PFHxA (Sweco 2020, Wood et al. 2020) werden in der Literatur mit Kontaminationen durch PFAS-haltige Feuerlöschschäume in Verbindung gebracht.

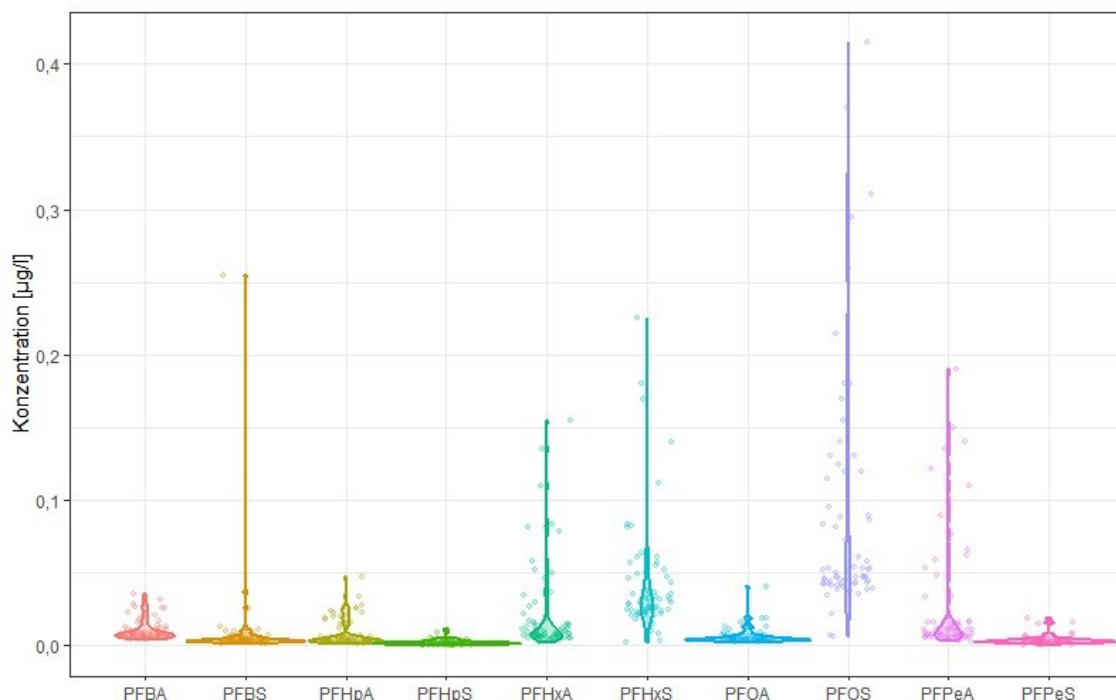


Abbildung 18: Violin-Plot der Konzentrationen innerhalb der Schadstofffahne für die 10 betrachteten PFAS. Die Quellenkonzentration ist nicht berücksichtigt.

Innerhalb der zentralen Schadstofffahne stellen diese vier Substanzen den Hauptanteil der Kontamination dar, während außerhalb (insbesondere nördlich, also im Zustrom) die anderen Kontaminanten stärker in Erscheinung treten (Abbildung 19 und Anhang 2). PFPeA und PFHxA sind dabei insbesondere im quellennahen Bereich mit hohem Anteil am Gesamtschadstoffinventar der Schadstofffahne vertreten.

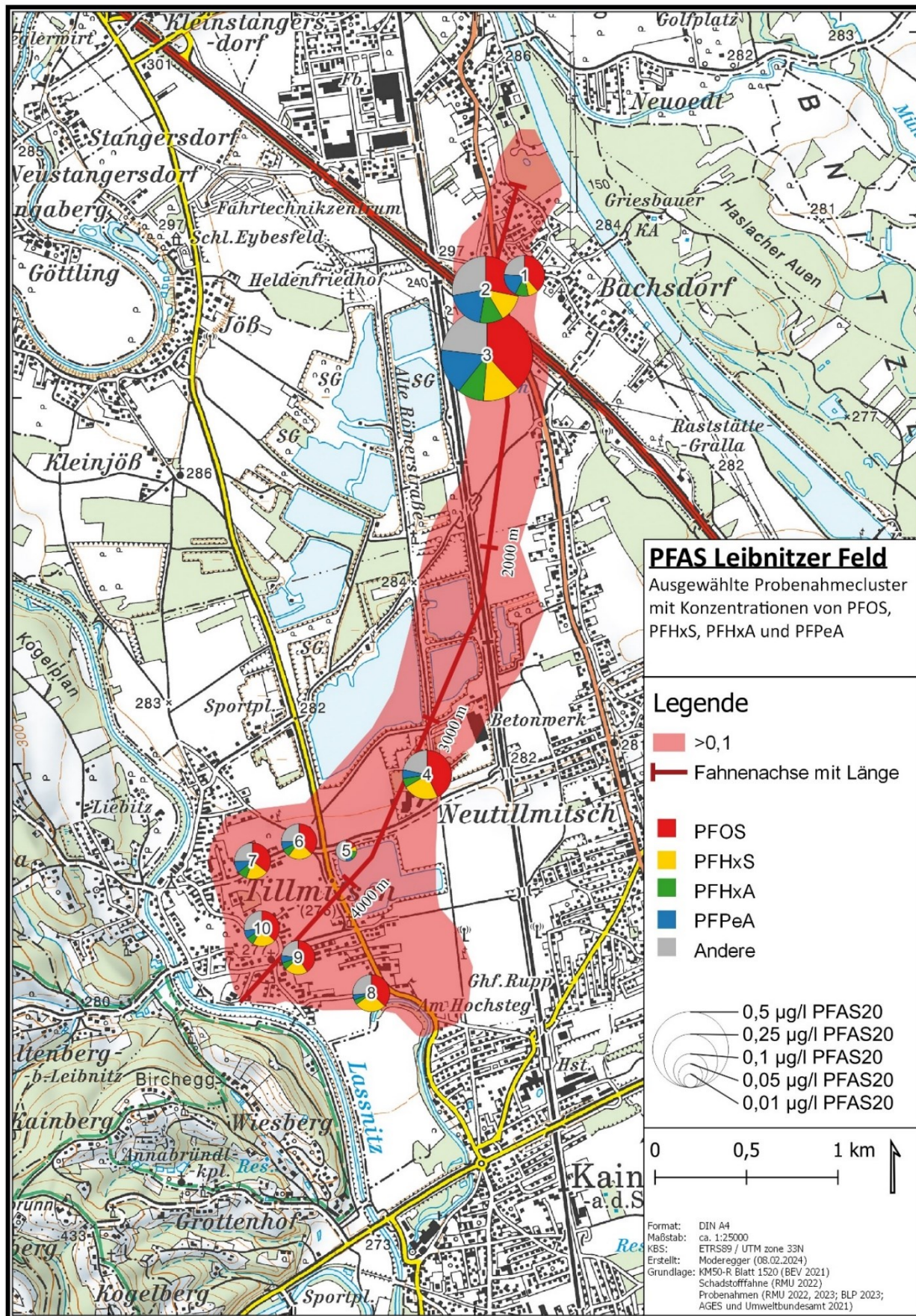


Abbildung 19: Zusammensetzung der Kontamination an Messstellen im Umfeld der zentralen Schadstofffahne.

4.2.1.3 Reduktion auf eine Raumdimension

Innerhalb der Schadstofffahne lagen Untersuchungsergebnisse für rund 100 Proben aus 7 Probenahmedurchgängen vor. Die auf die abgeschätzte Zentralachse der Schadstofffahne projizierten Konzentrationsverläufe ähneln sich grundsätzlich für alle Einzelsubstanzen wie auch für den PFAS20 Summenparameter (Abbildung 20). Auffällig ist, dass zwischen der vermuteten Quelle und den Trinkwassergewinnungsanlagen Peterl I und II (etwa bei 1000 m) niedrigere Konzentrationen gemessen wurden. Dies lässt vermuten, dass durch die Probenahmen hier nicht die Hauptkontamination erfasst wurde. Gleiches gilt für die Messstellen bei etwa 1500 m, die ebenfalls geringere Konzentrationen zeigen. PFBS zeigt eine grundsätzlich ähnliche Struktur, die jedoch durch das Maximum bei etwa 3000 m überschattet wurde. Durch die räumliche und zeitliche Bildung der Mediankonzentrationen wird der Einfluss von Extremwerten zwar reduziert, kann aber nicht gänzlich verhindert werden, zumal bei PFBS alle Messungen an dieser Stelle erhöht sind. Die Ursache dafür kann auf Basis der vorliegenden Daten und im Rahmen dieser Arbeit nicht festgestellt werden, ein Zusammenhang mit dem betrachteten Schadensfall an der Landesfeuerweherschule Steiermark erscheint bereits allein aufgrund der Konzentrationsverteilung unwahrscheinlich.

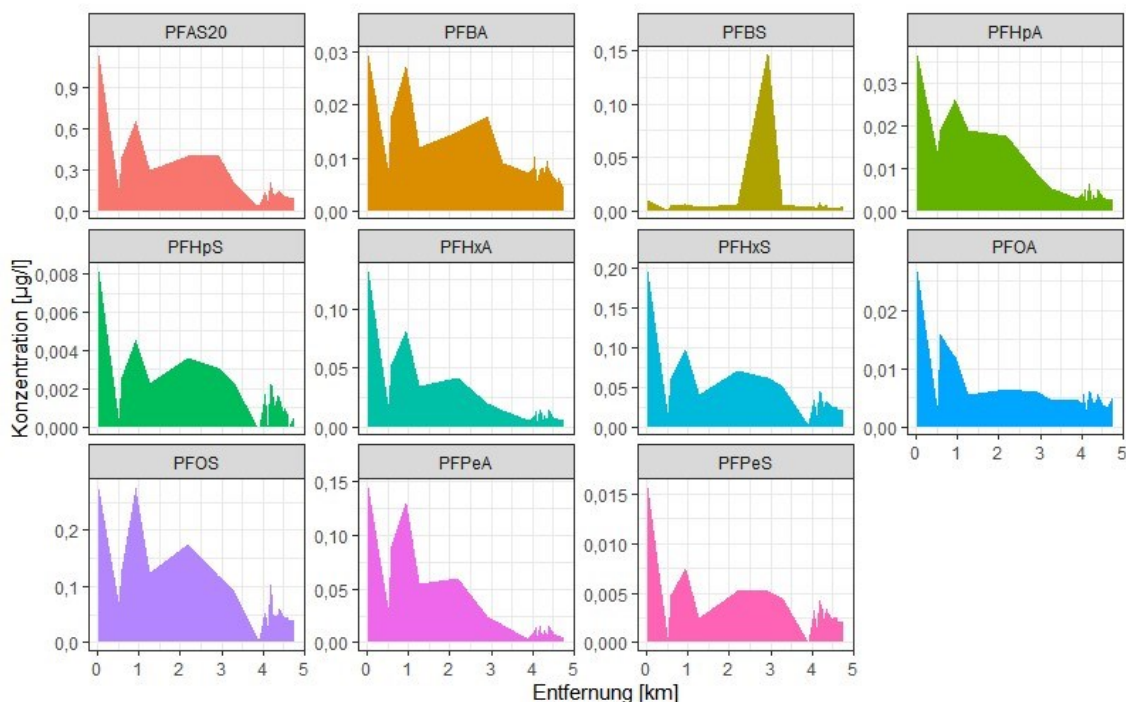


Abbildung 20: Verlauf der Mediankonzentrationen für die Einzelsubstanzen und den PFAS20 Summenparameter entlang der Schadstofffahne.

Auch die zeitliche Verteilung der Konzentrationen lässt zwei grundsätzliche Strukturen erkennen (Abbildung 19 und Abbildung 21). Während an den Clustern 1 bis 3 PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA gemeinsam erhöht sind, treten an den Clustern 4 bis 10 PFOS und PFHxS deutlich hervor. Diese Art der Aufteilung kann als Hinweis gewertet werden, dass insbesondere PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA als Hauptkontaminanten von der vermuteten Quelle an der Landesfeuerweherschule Steiermark ausgehen, PFPeA und PFHxA jedoch möglicherweise stärker zurückgehalten werden oder ihre Ausbreitung später begann.

Während in den quellennahen Clustern die PFAS20 Summenkonzentration tendenziell absinkt, schwankt sie in den Clustern bei Tillmitsch nur wenig. In Cluster 5 zeigt sich ein deutlicher Anstieg, aufgrund der besonderen Lage als Oberflächengewässermessstelle ist dieser Cluster jedoch nicht als repräsentativ anzusehen.

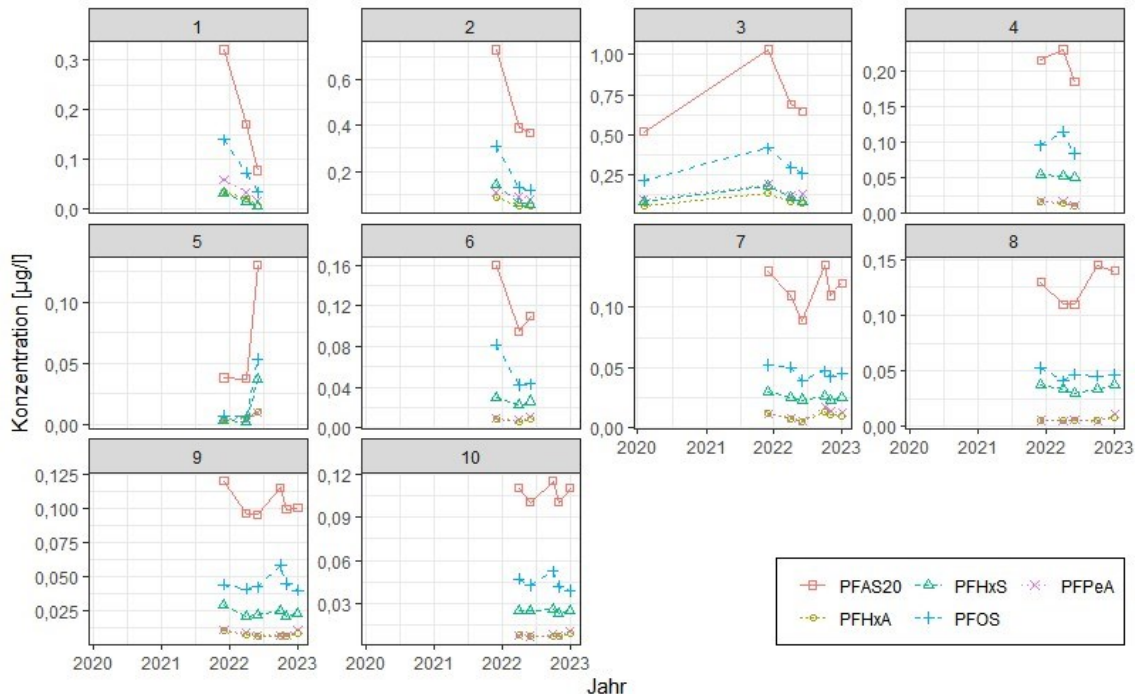


Abbildung 21: Verlauf der Mediankonzentrationen in den Clustern über die Zeit. Lage gemäß Abbildung 19.

4.2.2 Ausbreitung und Ausdehnung der Schadstofffahne

Grundsätzlich gilt, dass PFAA-Vorläufersubstanzen in persistente Endglieder der PFAAs zerfallen und bei entsprechenden Ko-kontaminationen im Modell berücksichtigt werden müssen (Gefell et al. 2022; Edel et al. 2018). Im vorliegenden Fall zeigte die Auswertung der chemischen Untersuchungen jedoch, dass die Hauptkontaminanten in die Gruppe der PFAAs einzureihen sind. PFAA-Vorläufersubstanzen wie 4:2-FTS wurden nur untergeordnet angetroffen und insbesondere häufig nicht untersucht. Transformationen dieser Vorläufersubstanzen konnten daher aufgrund mangelnder Daten nicht berücksichtigt werden. Die Hauptkontaminanten können als stabile Endglieder betrachtet werden (Edel et al. 2018). Daher wurden in weiterer Folge nur Adsorptions- nicht jedoch Zerfallsreaktionen berücksichtigt. Diese Vereinfachung steht im Einklang mit dem in der Literatur üblichen Vorgehen (Eklund 2023). Aktuell werden noch immer PFAS vom Standort ausgewaschen. Mit Desorption, also dem Freiwerden von oberflächengebundenen PFAS ist in größerem Umfang erst bei abnehmender Konzentration innerhalb der Schadstofffahne oder veränderten hydrochemischen Bedingungen zu rechnen. Desorption wurde in diesem Modell daher nicht berücksichtigt. Wie eine orientierende manuelle Sensitivitätsanalyse zeigte, bestimmt die Dispersivität insbesondere die Fahnenform, während die Adsorption entscheidend die Ausbreitungsgeschwindigkeit beeinflusst.

4.2.2.1 Dispersivität

In der Literatur wird üblicherweise auf die Zusammenstellungen von Gelhar et al. (1992) zur Abschätzung der longitudinalen Dispersivität verwiesen. Für die Länge der linearisierten Schadstofffahne können etwa 5 km angenommen werden. Für diese Größenordnung lässt sich in erster Näherung die Spanne der longitudinalen Dispersivität auf 5 bis 600 m schätzen, wobei niedrigere Werte für natürliche Verhältnisse als belastbarer betrachtet werden können (Gelhar et al. 1992). Über den alternativen Ansatz von Schulze-Makuch (2005), wird vergleichend ein Wert für die longitudinale Dispersivität von etwa 85 m berechnet werden. Für die horizontale Dispersivität werden häufig 10 % der longitudinalen Dispersivität angesetzt, auch wenn dieser Wert tatsächlich stark schwanken kann (DHI 2022).

Die manuelle Sensitivitätsanalyse zeigte, dass am unteren Ende der Wertespanne die Schadstofffahne zu schmal ist (Abbildung 22). Zudem treten numerische Instabilitäten (Oszillationen) auf. Am oberen Ende der Wertespanne ist die Schadstofffahne (insbesondere aber nicht ausschließlich an der vermuteten Schadstoffquelle) zu breit. Der Abgleich der Fahnenform mit den tatsächlich gemessenen Konzentrationen zeigte insbesondere für longitudinale Dispersivitäten von 20, 35 und 50 m gute Übereinstimmung. Damit wird die Form der Schadstofffahne in weiten Teilen gut beschrieben bzw. ihre Breite leicht unterschätzt. Es ist zu berücksichtigen, dass die Konzentrationen von nur vier der PFAS20 modelliert wurden. Daher ist also zu erwarten, dass die Summenkonzentration (Schadstofffahnenbreite) unterschätzt wird. Für die untersuchten Dispersivitäten trat nach etwa 4 bis 5 Jahren eine stabile Fahne auf, die nur noch wenig in Länge und Form schwankte.

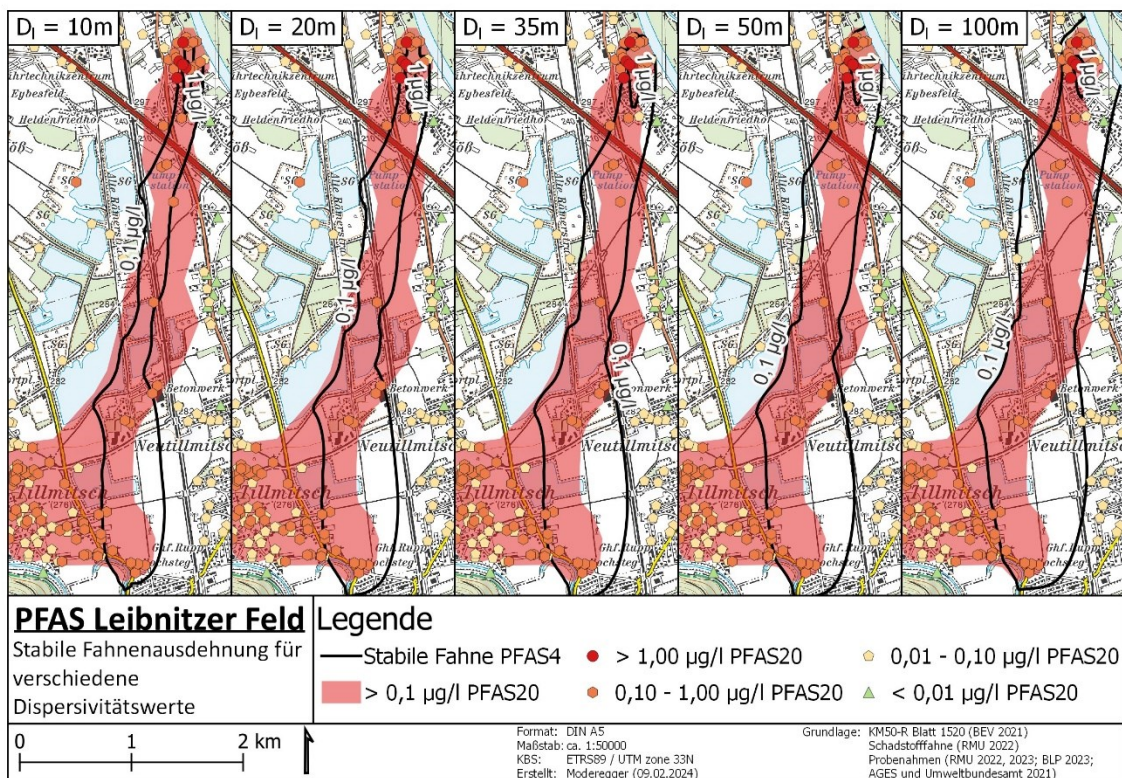


Abbildung 22: Auswirkungen verschiedener Dispersivitätswerte auf die stabile Fahnenausdehnung.

Für die abschließende Modellberechnung wurde die Dispersivität auf $D_l = 35$ m (longitudinal) bzw. $D_t = 3,5$ m (transversal) festgelegt. Die Dispersivität liegt damit im unteren Bereich der von Gelhar et al. (1992) vorgeschlagenen Wertespanne. Die tatsächlich gemessenen Konzentrationen entlang der zentralen Fahnenachse folgen gut bis sehr gut einer logarithmischen Funktion (Abbildung 23). Die modellierten Konzentrationen zeigen ebenfalls eine logarithmische Abnahme, überschätzen die tatsächlich gemessenen Konzentrationen jedoch. Für PFPeA zeige sich eine sprunghafte Änderung zu Beginn der Schadstofffahne. Der Grund dafür ist die Verteilung der Punktquellen auf dem Gelände der Feuerwehrscheule Lebring. Nach den Messungen der blp GEOSERVICES (2023) fällt die Hauptquelle von PFPeA nicht mit den Hauptquellen der anderen Kontaminanten zusammen. Möglicherweise wurden verschiedene Schaumtypen an verschiedenen Orten eingesetzt. Zudem weichen die modellierten Konzentrationen für die PFCAs (PFHxA und PFPeA) stärker als jene der PFSA (PFOS und PFHxS) von den gemessenen Konzentrationen ab. Eine mögliche Erklärung ist, dass die PFCAs anders mit dem Untergrund (und seinen Inhomogenitäten) interagieren könnten und damit schlechter durch eine Dispersivität von 35 m (longitudinal) beschrieben werden als die PFSA. Da die Kalibration der Dispersivität manuell gegen die Summenkonzentration durchgeführt wurde und die PFSA in höherer Konzentration vorliegen, wird naturgemäß die bessere Übereinstimmung für die PFSA erreicht. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die tatsächlich gemessenen Konzentrationen auf die Fahnenachse projiziert sind und eigentlich häufig aus dem Randbereich der Schadstofffahne stammen. Daher ist eine Überschätzung der Einzelkonzentrationen zu erwarten.

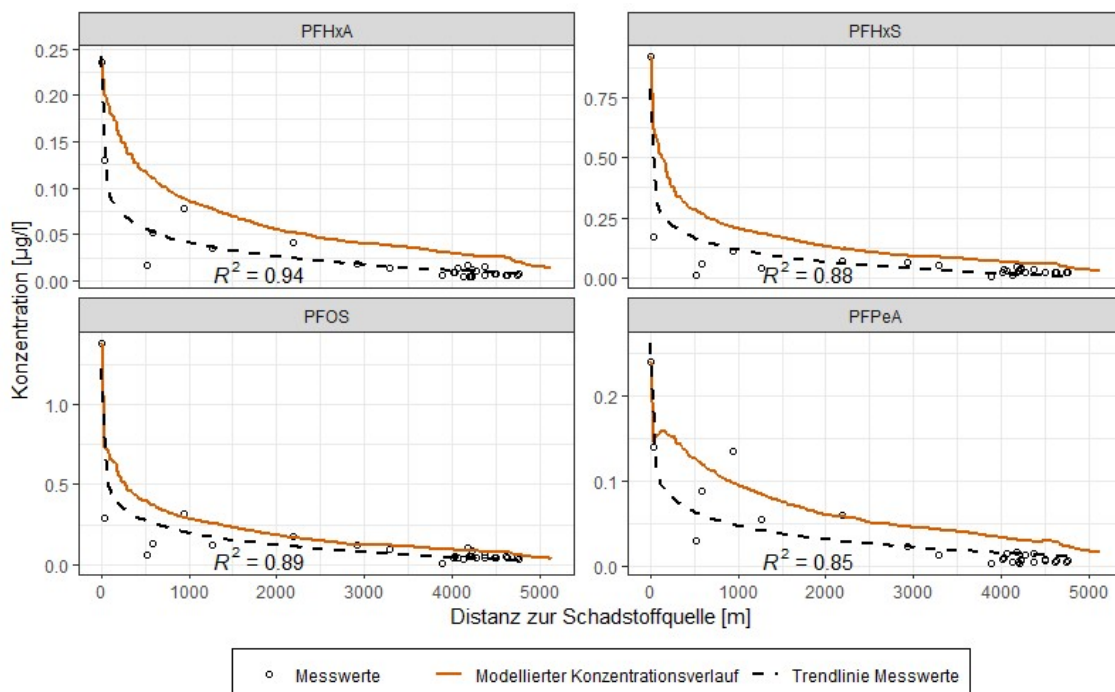


Abbildung 23: Logarithmische Abnahme der gemessenen und modellierten Konzentration über die Schadstofffahne bei $D_l = 35$ m.

Für eine genauere Bestimmung der Dispersivität ist eine Kalibration gegen Durchbruchkurven zu empfehlen. Die vorliegenden Datenreihen umfassen jedoch nur einen kurzen Zeitraum und erfassen insbesondere nicht den Beginn der Kontamination. Daher sind sie als

Kalibrationsbasis nicht geeignet. Ein Langzeit-Tracerversuch kann verwendet werden, um entsprechende Durchbruchkurven künstlich zu erzeugen. Aus jetziger Perspektive ist eine genauere Bestimmung jedoch hauptsächlich von wissenschaftlichem Interesse.

4.2.2.2 Adsorption

Die im Westlichen Leibnitzer Feld auftretenden Sedimente setzen sich zu hohen Anteilen aus Quarz, Karbonaten und Feldspäten zusammen, während Tonminerale nur untergeordnet auftreten. Für die Feststoffdichte wurden daher $2,7 \text{ t/m}^3$ angenommen. Der Anteil an organischem Kohlenstoff ist aufgrund der Genese und des Sauerstoffgehalts als gering einzuschätzen. Aus den Probenahmeprotokollen der RM Umweltkonsulten ZT (2022) gehen pH-Werte zwischen 6 und 8, zumeist aber im leicht basischen Bereich hervor. Aus diesen Daten lässt sich ableiten, dass grundsätzlich nur eine geringe Adsorption zu erwarten ist.

Es existiert umfangreiche Literatur zu Sorptionsmechanismen von PFAS an Böden, auch Adsorptionskoeffizienten werden regelmäßig bestimmt. Publierte Werte weichen jedoch zum Teil um mehrere Größenordnungen voneinander ab. Johnson et al. (2007) ermittelten einen Adsorptionskoeffizienten von $2,81 \text{ l/kg}$ für PFOS an Quarzsand (Ottawa Sandstandard). Jeon et al. (2011) schätzten denselben Koeffizienten für Sedimente mit niedrigem Gehalt an organischem Kohlenstoff ($< 1 \%$) auf etwa 1 l/kg . Chaudhuri (2019) bestimmte die Adsorptionskoeffizienten an Quarzsand von unter anderem PFHxS, PFOS und PFHpA im Bereich $0,085$ bis $0,026 \text{ l/kg}$. Im Rahmen einer Fallstudie trug das National Centre for Groundwater Research and Training (2021) Wertespannen für die Adsorptionskoeffizienten verschiedener PFAS zusammen. Demnach können im Median für PFOS $4,48 - 15,49 \text{ l/kg}$, für PFHxS $0,58 - 0,95 \text{ l/kg}$ und für PFHxA $0,26 \text{ l/kg}$ angesetzt werden. Die OECD (2022) gibt wiederum für PFOS $0,07 \text{ l/kg}$, für PFHxS $0,03 \text{ l/kg}$ an und für PFCAs (wie PFPeA und PFHxA) $0,04 - 0,72 \text{ l/kg}$ an. In der Vergangenheit wurde der Adsorptionskoeffizient häufig auf den Anteil an organischem Kohlenstoff im Boden bezogen (ITRC 2022). Diese Praxis war hier aufgrund der Sedimentzusammensetzung jedoch nicht anwendbar und kann bei falscher Anwendung zu deutlichen Abweichungen und Fehlern führen (Ferrey et al. 2012).

Im Einklang mit den zuvor recherchierten Wertespannen sowie den geologischen Verhältnissen wurden Adsorptionskoeffizienten zwischen 0 l/kg (keine Adsorption) und 10 l/kg für eine longitudinale Dispersivität von 35 m getestet. Aus den Modellrechnungen lässt sich ein linearer Zusammenhang zwischen der Dauer zum Erreichen einer bestimmten Ausbreitungsdistanz und dem Adsorptionskoeffizienten ableiten (Abbildung 24). Während die maximale Ausbreitung ohne Adsorption nach etwa 4 Jahren erreicht wird, dauert dies bei einer Adsorption von 1 l/kg etwa 40 und bei 10 l/kg sogar etwa 370 Jahre.

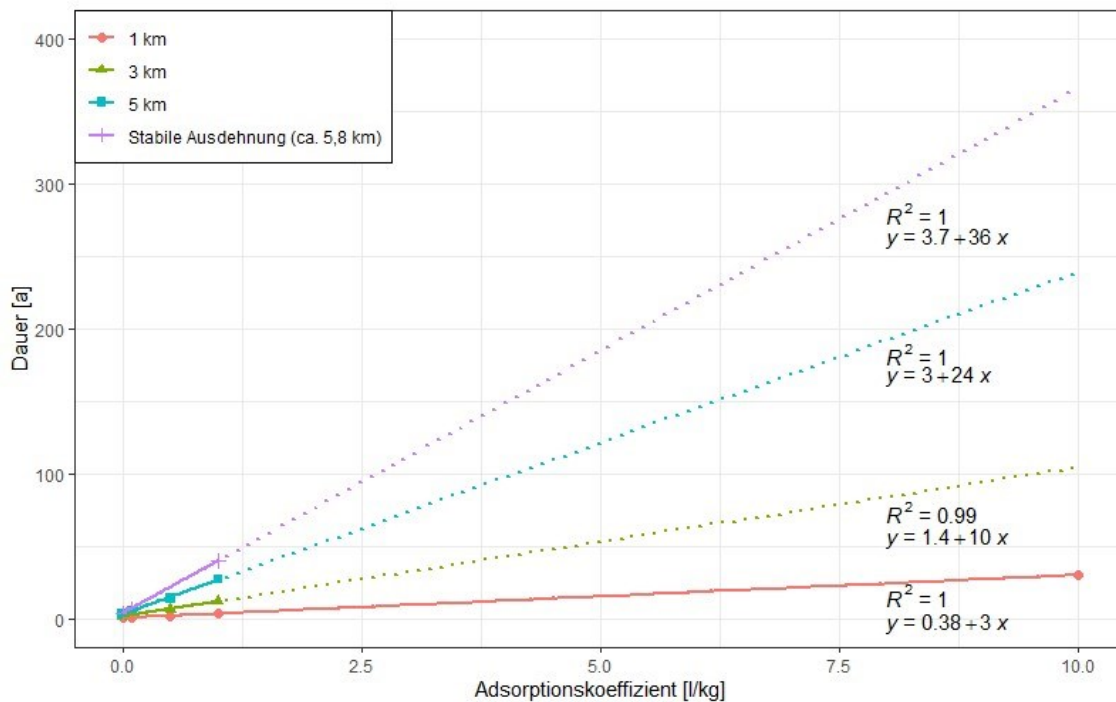


Abbildung 24: Ausbreitungsgeschwindigkeit der modellierten Kontamination für verschiedene Adsorptionskoeffizienten.

Die abgeleitete Beziehung ist von der der Quellenkonzentration unabhängig und beschreibt standortspezifisch (unter der Berücksichtigung der Grundwasserverhältnisse zwischen 2013 und 2023) den Zusammenhang zwischen Adsorption und Ausbreitungsgeschwindigkeit. Da der Standort seit etwa 50 Jahren in Betrieb ist, kann die Obergrenze der Adsorptionskoeffizienten auf etwa 2 l/kg für PFOS und PFHxS und 8 l/kg für PFPeA und PFHpA geschätzt werden. Falls eine Substanz nicht bereits seit Beginn der Standortgeschichte freigesetzt wurde, werden die Adsorptionskoeffizienten entsprechend geringer sein. Der Vergleich von Literaturwerten mit dieser so bestimmten Wertespanne lässt dies insbesondere für PFPeA und PFHpA vermuten.

Im Rahmen weiterer Sanierungsuntersuchungen wird dringend empfohlen, die Adsorptions- und Desorptionskoeffizienten der relevanten PFAS im Laborversuch an mehreren Bodenproben aus der Region zu bestimmen. Zudem ist es zur Bestimmung der adsorbierten Schadstoffmenge nötig, den zeitlichen Verlauf und das Alter der Kontamination festzustellen. Dazu wird eine historische Recherche zum Standort empfohlen, wie sie bei Altlastenuntersuchungen allgemein üblich ist. Die hier abgeleitete Beziehung kann dazu dienen, die beiden Faktoren miteinander in Relation zu setzen und Wissenslücken zu füllen. Sie baut jedoch auf mehreren Annahmen (lineare Adsorption, konstante Adsorptionskoeffizienten über die gesamte Region, longitudinale Dispersivität 35 m, kein Zerfall und keine Prekursoren) auf und darf daher nur mit Bedacht und nur als erste Näherung verwendet werden. Es ist zu beachten, dass die maximale Ausbreitung dem Eintreffen des „ersten“ Teilchens entspricht und nicht mit einer Grenzwertüberschreitung einhergehen muss. In der Praxis kann es sich aufgrund diffuser Hintergrundkonzentrationen oder überlagernder Kontaminationen als schwierig erweisen, die tatsächliche Ausbreitung der Kontamination einzuschätzen. Dennoch kann sich der hier festgestellte lineare Zusammenhang zwischen

Ausbreitungsdauer und -distanz als hilfreich für eine schnelle erste Einschätzung der Adsorption erweisen, sobald weitere Daten vorliegen.

4.2.3 Analyse des Modellergebnisses

Da zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit weder eine historische Standortanalyse noch bestätigte Messwerte für Adsorptionskoeffizienten vorlagen, war eine quantitative Modellierung nicht möglich. Annahmen zur historischen Verwendung und Freisetzung der PFAS wären daher haltlos gewesen und entsprächen keiner guten wissenschaftlichen Praxis. Zudem lassen die abgeschätzten Adsorptionskoeffizienten sowie vergleichbare Schadensfälle vermuten, dass die vollständige Ausbreitung der Kontamination nicht innerhalb des Modellzeitraums von 10 Jahren erfassbar ist. Daher kann an dieser Stelle nur qualitativ verglichen werden, inwiefern die Ausbreitung der Schadstofffahne im Modell mit bisherigen Messungen übereinstimmte und wie sehr sich die Anpassungen gegenüber dem Bestandsmodell auf die Schadstofffahne auswirkten. Dadurch können zudem Rückschlüsse auf die Güte des Grundwasserströmungsmodells gezogen werden.

Wie aus den Untersuchungen der RM Umweltkonsulten ZT (2022) und bjp GEOSERVICES (2023) abgeleitet, verlässt die Schadstofffahne das Gelände der Feuerwehrschiele an der Süd- und Westseite, wobei die bisherigen Untersuchungen von einer mehr nach Westen gerichteten Strömung ausgehen, als in diesem Modell berechnet wurde (Abbildung 25). Im Quellenbereich wird die Breite der Schadstofffahne für niedrige Konzentrationen deutlich überschätzt, während sie für hohe Konzentrationen ($> 0,1 \mu\text{g/l}$) gut übereinstimmt. Im Bestandsmodell weicht zwar die Ausbreitungsrichtung deutlich ab, die Fahnenbreite für niedrige Konzentrationen entspricht jedoch besser der Realität. Eine mögliche Erklärung ist die im angepassten Modell höhere Dispersivität in Kombination mit der Nähe zum Vorfluter, die an dieser Stelle zu numerischen Instabilitäten führt. Als Lösungsansatz kann die Verwendung der numerisch aufwendigeren divergenten Form der Transportgleichung dienen. Um die Dispersivität regional niedriger ansetzen zu können, ohne numerische Instabilitäten zu verursachen, kann zudem eine höhere Auflösung des Modells verwendet werden. Eine weitere Möglichkeit stellt die Verwendung von *upwinding* Methoden dar, die zwar einfach anzuwenden sind und die numerische Stabilität erhöhen allerdings nicht nachvollziehbare, künstliche Dispersivität zur Modellrechnung hinzufügen (DHI 2023). Aufgrund der fehlenden Nachvollziehbarkeit wurde auf ihre Verwendung verzichtet.

Die modellierte Schadstofffahne verläuft weiter über die Peterl Brunnen der Gemeinde Lebring - Sankt Margarethen in Richtung Tillmitsch, wobei lokal beschränkt deutliche Einflüsse durch die Nassbaggerungen erkennbar sind. Ab hier weicht die Schadstofffahne auf Basis des Bestandsmodells bereits deutlich von der Ausbreitungsrichtung der gemessenen Schadstofffahne ab und zeigt Richtung Süden. Die Ausbreitungsrichtung der im angepassten Modell berechneten Schadstofffahne stimmt jedoch weiterhin gut mit den Messwerten überein.

Im Raum Tillmitsch fächert die Schadstofffahne nach bisheriger Ansicht auf. Die auf Basis des Bestandsmodells berechnete Schadstofffahne verläuft östlich der durch Messwerte

bestätigten PFAS-Belastung. Das angepasste Modell kann insbesondere den östlichen Arm der gemessenen Schadstofffahne erklären, der über die südlichste Nassbaggerung bei Tillmitsch nach Süden abbiegt. Für den westlichen Arm sowie die abstromigen Bereiche im Süden werden die Konzentrationen unterschätzt. Es ist jedoch zu beachten, dass nur vier der PFAS20 im Modell berücksichtigt wurden, eine gewisse Unterschätzung der Konzentrationen also zu erwarten ist. Über weitere Gründe können an dieser Stelle nur Vermutungen angestellt werden. Möglicherweise ist die Diskretisierung des Grundwassermodells zu hoch, bisher vernachlässigte Einflüsse treten auf oder die Annahmen zur Anisotropie der Durchlässigkeit sind nicht weitgehend genug. Die gemessene Schadstofffahne erweckt zudem den Anschein einer diffusen Hintergrundbelastung, die bereits nördlich der Feuerweherschule Lebring einsetzt und möglicherweise ebenfalls Einfluss auf die vorliegenden Grenzwertüberschreitungen im Raum Tillmitsch hat. Zudem muss immer die Messunsicherheit berücksichtigt werden, da gerade im Raum Tillmitsch auch an angrenzenden Messstellen häufig keine Grenzwertüberschreitung festgestellt wurde. An dieser Stelle sei auf die Abweichungen der Kontrollmessungen, beschrieben unter 2.2.3 und 2.2.4 hingewiesen.

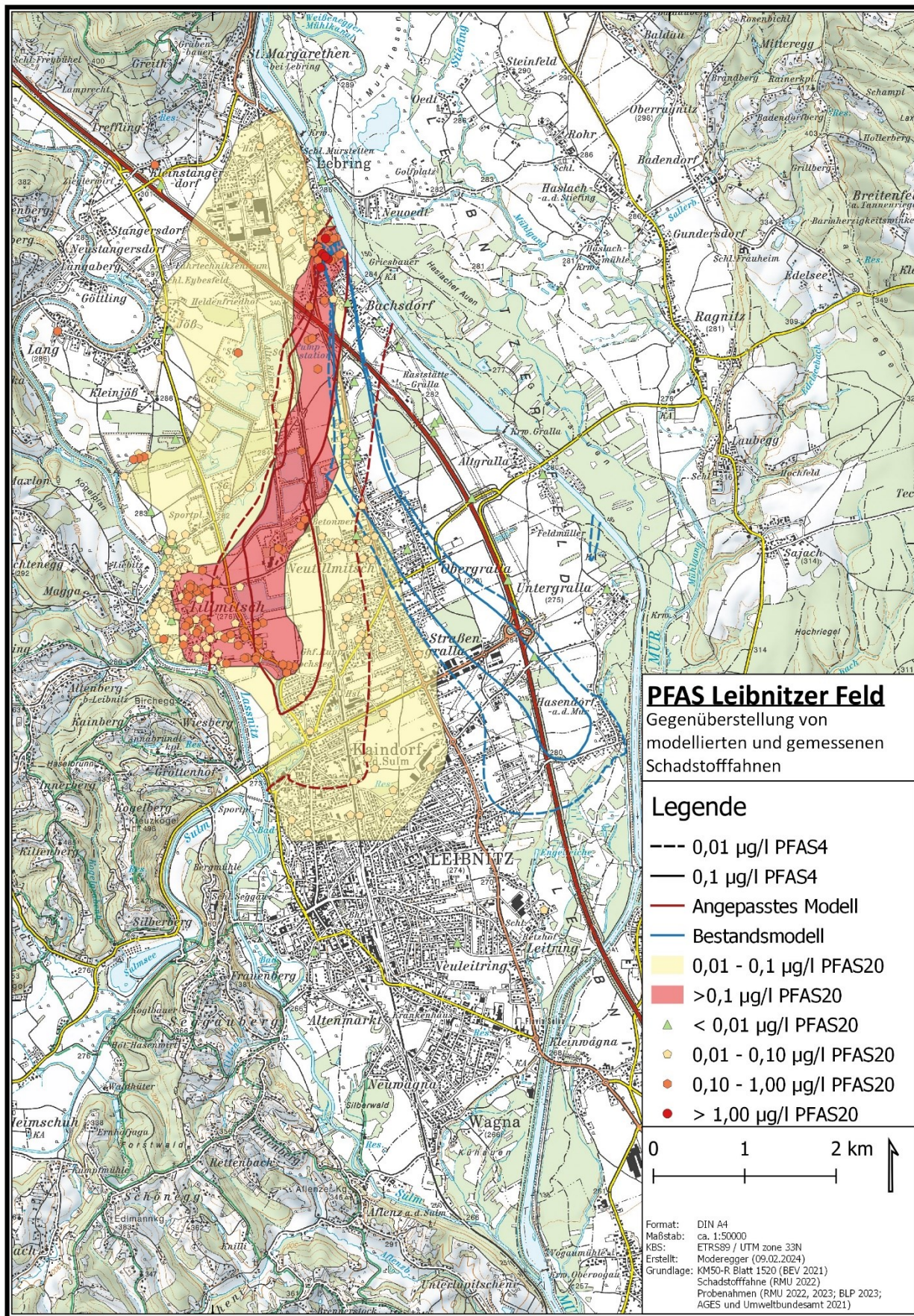


Abbildung 25: Gegenüberstellung von modellierten Schadstofffahnen und gemessenen Konzentrationen.

Aufgrund der weitreichenden Annahmen ist das reaktive Stofftransportmodell aktuell zur qualitativen, nicht jedoch zur quantitativen Beschreibung der Situation vor Ort geeignet. Dennoch wird durch die begründeten Anpassungen bereits eine deutliche Verbesserung der Fahnenausbreitung gegenüber dem Bestandsmodell erreicht. Während das Bestandsmodell etwa $\frac{1}{4}$ der durch die RM Umweltkonsulenten ZT (2022) und blp GEOSERVICES (2023) vermuteten Lage und Ausbreitung der Schadstofffahne erklären kann, stimmt das angepasste Modell zu etwa $\frac{3}{4}$ überein. Um eine quantitative Beschreibung zu erlauben, wird empfohlen, die getätigten Annahmen durch Untersuchungen zu prüfen. Durch entsprechende Anpassungen kann das Modell dann auch geeignet sein, mit größerer Präzision Vorhersagen über vergangene und zukünftige Entwicklungen im Bereich der Kontamination, insbesondere zum Verhalten im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen zu tätigen. Bei Vorliegen der entsprechenden Informationen ist zudem eine automatisierte Modellkalibration aller Parameter anzuraten, um die Fahnenausbreitung noch besser zu beschreiben.

4.3 Sanierungs- und Sicherungsvarianten

4.3.1 Quellensicherung oder -sanierung

Da zu erwarten ist, dass PFAS über lange Zeit aus einem Standort ausgewaschen werden, sollte die Quellensanierung im Fokus stehen (Held und Reinhard 2020). Grundsätzlich sind für die Behandlung der vermuteten Schadstoffquelle am Gelände der Feuerwehrschiele Lebring sowohl Sicherungs- als auch Sanierungsverfahren möglich. Erstere finden immer In-Situ statt, während letztere sowohl Ex-Situ als auch In-Situ vorgenommen werden können. Bei den Ex-Situ Verfahren muss zudem in On-Site und Off-Site unterschieden werden. Das primär belastete Gut im Bereich der Schadstoffquelle ist der Boden.

Zur In-Situ Sicherung bietet sich z.B. eine Kombination aus Oberflächenabdichtung und Umschließung an. Dieses Verfahren ist für eine Vielzahl an Schadstoffen etabliert und bautechnisch relativ einfach und kostengünstig umzusetzen (Held und Reinhard 2020). Meist wird eine Sickerwassererfassung sowie eine Grundwasserüberwachung, zum Teil auch eine Grundwasserreinigung mitbetrieben. Diese Variante, wie sie zum Beispiel in der Region bei der Altlast *Rösslergrube* zum Einsatz kam (Umweltbundesamt 1996), ist zunächst kostengünstig. Sie hat jedoch den Nachteil, dass die Kontamination nicht beseitigt wird. Daher ist die Sanierung der Sicherung im Sinne des Vorsorgeprinzips vorzuziehen. Zudem können sich Probleme bei der Nachnutzung des Geländes ergeben. Spätere tiefbauliche Maßnahmen sind eingeschränkt. Alternativ werden zur In-Situ Sicherung des Schadstoffherds auch Stabilisierung (z.B. über Sorption) oder Verfestigung (z.B. mit Zementsuspensionen) verwendet (Held und Reinhard 2020; Abrams et al. 2022).

Für Ex-Situ Verfahren wird der belastete Untergrund ausgekoffert. Das anfallende Material wird je nach Belastung entweder mit oder ohne Vorbehandlung entsorgt. Sofern rechtlich und technisch möglich kann behandeltes oder unbelastetes Material auch direkt am Standort wieder eingebaut werden. Mit PFAS belasteter Boden wird in Deponien nur noch ungern angenommen, zur Vorbehandlung kommen z.B. Bodenwäsche, Hochtemperaturverbrennung

oder thermische Desorption in Frage (Held und Reinhard 2020). Je nach Situation entsprechen die Kosten für Bodenwäsche ungefähr denen für Deponierung (Held und Reinhard 2020), teilweise wird die Bodenwäsche sogar als einzig wirtschaftliches Verfahren zur Sanierung großer Schadensfälle genannt (Faigle et al. 2023a). Grundsätzlich ist die Bodenwäsche gut geeignet für Böden mit geringem Feinkornanteil (Held und Reinhard 2020), wie sie im betrachteten Schadensfall auftreten. Ob eine lokale (semi-) mobile Anlage in Frage kommt, oder das Material in ein zentrales Behandlungszentrum transportiert würde, muss im Rahmen weiterführender Untersuchungen abgeklärt werden. Die Bodenwäsche konzentriert den Schadstoff in der Feinfraktion und im Prozesswasser physikalisch auf, es tritt also immer eine abgereicherte (potenziell wiederverwendbare) Grobfraktion, eine zu deponierende oder weiter zu behandelnde Feinfraktion sowie aufzubereitendes Prozesswasser auf. Hochtemperaturverbrennung und thermische Desorption sind deutlich energieintensiver als die Bodenwäsche, da hohe Temperaturen erreicht werden müssen, um die PFAS zu zerstören. Sie haben jedoch den Vorteil, dass die Schadstoffe nicht angereichert, sondern direkt zersetzt werden. Während bei der Hochtemperaturverbrennung ($> 1100\text{ °C}$) der Boden als unverwertbare Schlacke anfällt, werden die PFAS bei der thermischen Desorption ($500 - 600\text{ °C}$) vor der Abscheidung und Zerstörung ($> 1000\text{ °C}$) in die flüchtige Phase überführt, dabei bleibt (potenziell wiederverwendbarer) Boden zurück (Held und Reinhard 2020). Soll mit einer offenen Baugrube gearbeitet werden, so sind insbesondere zur Mur hin Maßnahmen zur Baugrubensicherung wie z.B. eine Umspundung zu ergreifen. Zudem wird möglicherweise eine Bauwasserhaltung nötig, die sich bei belasteten Wässern als problematisch erweisen kann. Eine Verwertung von PFAS-kontaminierten Böden in der Zementindustrie ist zwar grundsätzlich möglich, das Interesse ist auch aufgrund der prozesstechnischen Herausforderungen jedoch bisher nur verhalten (Held und Reinhard 2020).

Sanierungsvariantenbeispiel zur Quellensanierung

Im Raum Ingolstadt konnte die ARGE Sanierung IN-Campus GbR einen mit PFAS und MKW belasteten Raffineriestandort erfolgreich mittels Bodenwäsche (Abbildung 26) sanieren (Faigle et al. 2023a). Dabei wurden zu Kosten von 50 €/t insgesamt etwa 600.000 t an belastetem Material (davon mindestens 100.000 t mit PFAS belastet) On-Site gewaschen und zu großen Teilen wieder eingebaut (Faigle et al. 2023a; Volz und Baur 2019). Im Regelbetrieb wurden dabei etwa 1000 t pro Tag (Volz et al. 2019) umgesetzt. Innovativ war dabei auch das Aushubverfahren: Aus gerüttelten Waben wurde mittels Greiferbagger fortschreitend belastetes Material entnommen und die geleerten Waben mit gewaschenem Material verfüllt. Das Waschwasser der Bodenwaschanlage stellte dabei die primäre Schadstoffsенke für PFAS dar: 96,9 % der PFAS werden über das Waschwasser ausgebracht, welches anschließend über Aktivkohle auf $< 0,1\%$ gereinigt und im Kreislauf geführt wurde (Volz und Baur 2019; Faigle et al. 2023b). Dabei konnte durch die Optimierung des Flockungshilfsmittels der PFAS-Gehalt im Waschschlamm minimiert werden, die Aktivkohle wurde zudem regeneriert (Faigle et al. 2023b). Allerdings muss beachtet werden, dass aufgrund mangelnder Vorschriften, die Sanierungszielwerte zum damaligen Zeitpunkt höher angesetzt wurden

(< 0,3 µg/l PFOS + PFOA + PFHxS im Abstrom) als die mittlerweile in der EU-TWRL vorgesehenen Grenzwerte (Poser et al. 2019).

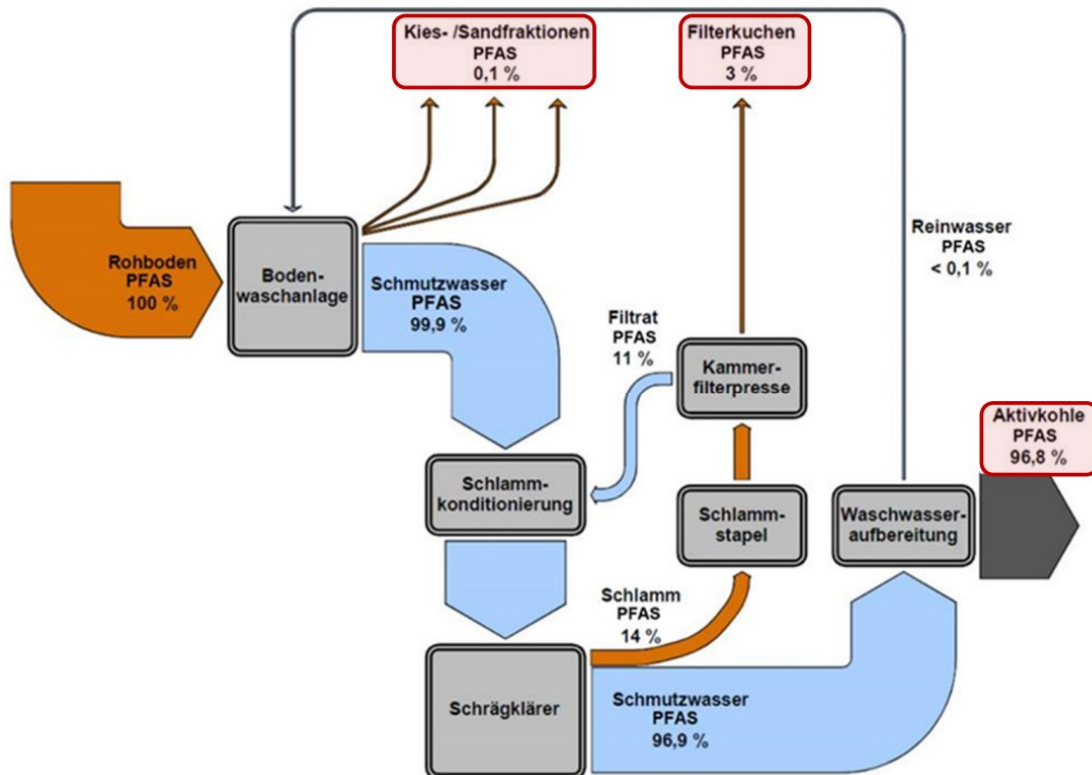


Abbildung 26: Flussdiagramm zur Bodenwäsche von mit PFAS belastetem Material durch die ARGE Sanierung IN-Campus. Aus: Edel (2020).

Eine ungefähre Abmessung ergab für den vermutlich kontaminierten Bereich südlich der Bebauung auf dem Gelände der Feuerwehrschiele eine Fläche von etwa 9 ha. Das Grundwasser steht etwa 3 m unter GOK an und hat eine Mächtigkeit von 2,5 bis 4 m. Damit sind die Verhältnisse ähnlich denen des beschriebenen Schadensfalls im Raum Ingolstadt (6 bis 8 m mächtige Donauschotter mit geringem Grundwasserflurabstand auf einer Fläche von 6 ha). Aus vorliegenden Daten geht die Verteilung der Kontamination auf dem Gelände jedoch nicht ausreichend hervor. Möglicherweise beschränkt sich die Kontamination also auf einen kleineren Teilbereich oder geht über die abgemessene Fläche hinaus. In erster Näherung können also trotzdem die dort angefallenen massenspezifischen Kosten (50 €/t) zur Abschätzung dienen. Der überschlägige Gesamtbetrag befände sich damit in zweistelliger Millionenhöhe. Allerdings ist die in den letzten Jahren allgemein und insbesondere im Bauwesen aufgetretene Teuerung zu berücksichtigen.

Die durchgeführte Überschlagsrechnung kann nur einen groben Ausblick zur Größenordnung der Kosten für eine Möglichkeit der Quellensanierung anhand eines vergleichenden Falls geben. Ob die von der ARGE Sanierung IN-Campus GbR angewandten Methoden auch im hier betrachteten Fall zielführend sind, muss im Rahmen von Sanierungsvariantenstudien geprüft werden. Die mögliche Kombination von Hot-Spot-Sanierung im Quellbereich und einer Abstromsicherung sollte dabei nicht unberücksichtigt bleiben.

4.3.2 Abstomsicherung

Generell gilt für PFAS-Grundwasserschäden, dass vor Beginn weitergehender Maßnahmen eine hydraulische Sicherung des Abstoms eingerichtet werden sollte (Held und Reinhard 2019). Dies wird insbesondere nötig sein, da es für das Grundwasser bei flächenhafter Ausdehnung des Schadens keine kosteneffizienten In-Situ Sanierungsvarianten gibt (Held und Reinhard 2020). In-Situ sind nach derzeitigem Kenntnisstand weder biologische noch thermische oder chemische Verfahren zur Zerstörung erfolgreich (Edel et al. 2018). Klassischerweise wird daher ein Pump&Treat Verfahren eingesetzt, wobei sich die tatsächliche verfahrenstechnische Umsetzung stark unterscheiden kann: Als Stand der Technik gelten die Aktivkohleadsorption, Flockung sowie Membranverfahren wie Nanofiltration und Umkehrosmose (Edel et al. 2018). Soll dennoch ein In-Situ Verfahren eingesetzt werden, so erfolgt häufig eine Sicherung über in den Untergrund eingebrachte Sorptionsbarrieren aus Aktivkohle oder anderen Materialien (Held und Reinhard 2020).

Die häufigste Methode ist sicherlich die Adsorption an Aktivkohlefiltern, diese Methode ist technisch so ausgereift dass für einfache Schadensbilder ohne nennenswerte Gehalte an Störstoffen bereits Anlagen zum Pauschalpreis angeboten werden (Edel et al. 2018). Häufig wird die Aktivkohleadsorption als das wirtschaftlichste Verfahren beschrieben. Die Regeneration der Aktivkohle geschieht jedoch bei hohen Temperaturen und kann nicht als nachhaltig bezeichnet werden (Held und Reinhard 2020), durch die zuletzt deutlich gestiegenen Energiepreise sinkt zudem der Wettbewerbsvorteil der Aktivkohleadsorption. Auch Ionentauscher werden in der Praxis häufig nicht regeneriert, sondern in Hochtemperaturprozessen verbrannt (Held und Reinhard 2020). Flockung kann als Vorbehandlung eingesetzt werden (Held und Reinhard 2020), bei hohen Konzentrationen aber auch direkt zur Entfernung der PFAS dienen (Edel et al. 2018). Membranverfahren sind in der Wasseraufbereitung etabliert, werden für PFAS im Grundwasser jedoch z.T. als unwirtschaftlich beschrieben (Held und Reinhard 2020). Zudem sind diese technisch komplex und störanfällig (Bell et al. 2021). Die Kombination verschiedener Verfahren innerhalb einer Pump&Treat Anlage kann zielführend sein (Held und Reinhard 2019). Alle diese Verfahren haben jedoch den Nachteil, dass sie Schadstoffe nicht zerstören.

Zur Zerstörung von PFAS in wässriger Lösung besteht somit dringender Forschungsbedarf. Die Wirtschaftlichkeit der Verfahren kann erhöht werden, indem die PFAS vor der Zerstörung aufkonzentriert werden. Ansätze dazu sind die genannten Membranverfahren (Bell et al. 2021), aber auch die Schaumfraktionierung über Luft (Abrams et al. 2022) oder Ozon (Held und Reinhard 2020). Als innovativ gilt die Möglichkeit der In-Situ Schaumfraktionierung (*Downhole Foam Fractionation System*), bei der die Schaumfraktionierung innerhalb des Brunnens stattfindet und nur der aufkonzentrierte Schaum gefördert wird (Held und Reinhard 2020). Die Zerstörung der PFAS kann dann z.B. chemisch bzw. elektrochemisch, über Schallwellen (Sonolyse) oder UV-Strahlung (Photolyse) sowie über eine Kombination dieser Verfahren erfolgen (Held und Reinhard 2020). Elektrochemische Verfahren sind sehr energieintensiv (Held und Reinhard 2020). Die Photolyse wurde für PFAS bereits im

Labormaßstab, für andere Kontaminanten auch im technischen Maßstab umgesetzt (Held und Reinhard 2020).

Kann eine Quellensanierung im engeren Sinn nicht durchgeführt werden oder ist diese wirtschaftlich nicht darstellbar, so besteht auch die Möglichkeit durch Spülung die PFAS kostengünstig in Lösung zu bringen (Held und Reinhard 2020) um sie dann im Pump&Treat Verfahren zu entfernen. Dieses Verfahren bietet sich insbesondere für gut durchlässige Standorte mit geringmächtiger Grundwasserüberdeckung (wie hier der Fall) an (Held und Reinhard 2020).

Für die Altlast S23 *Flughafen Salzburg – Feuerlöschübungsgelände* wurde nach einer Sanierungsvariantenstudie beschlossen, die Kontamination mittels Schmalwandumschließung, Oberflächenabdichtung und Wasserhaltung zu sichern (Umweltbundesamt 2022). In der ersten technischen Sanierungsphase wird durch die ARGE NTA-BMA ein hydraulischer Sicherungsschirm errichtet: Aus bis zu 7 Brunnen wird PFAS-haltiges Grundwasser gefördert, über Kies- und Aktivkohlefilter abgereinigt und über drei Schluckbrunnen versickert (Salzburger Flughafen GmbH 2023). Ohne die Vor- und Nachteile einer solchen Anteile tiefergehend zu beleuchten muss bedacht werden, dass auch hier wieder PFAS-belastete Aktivkohle anfällt und die PFAS mit Ende des Prozesses (noch) nicht endgültig zerstört sind. Diese Problematik unterstreicht die Notwendigkeit zur Entwicklung wirtschaftlicher Verfahren zur direkten Zerstörung von PFAS in wässriger Lösung.

Sanierungsvariantenbeispiel zur Abstromsicherung

Als beispielhafte Sanierungsvariante soll an dieser Stelle die Größenordnung einer möglichen Abstromsicherung mittels Sperrbrunnenanordnung eingeordnet werden. In erster Näherung kann zum Beispiel der Ansatz von Sichardt (Formel 5) und Dupuit-Thiem (Formel 6) verwendet werden, um Absenktrichter und nötige Entnahmeraten zu bestimmen (Desens und Houben 2022).

$$R_{\text{Sichardt}} = 3000 \cdot \Delta h \cdot \sqrt{k_f}$$

Formel 5: Berechnung der Reichweite eines Absenktrichters nach Sichardt (nicht dimensionsecht), aus Desens und Houben (2022).

Δh Absenktiefe in Meter

k_f Durchlässigkeitsbeiwert in m/s

$$Q = \pi \cdot k_f \cdot \frac{h_0^2 - h_1^2}{\ln\left(\frac{R}{r_{Br}}\right)}$$

Formel 6: Wasserandrang bei Grundwasserabsenkung nach Dupuit-Thiem. Aus Desens und Houben (2022).

k_f Durchlässigkeitsbeiwert

h_0 Grundwasserspiegel vor Absenkung

R Radius des Absenktrichters

r_{Br} Brunnenradius

Für den Durchlässigkeitsbeiwert wurde gemäß des Bestandsmodells $7 \cdot 10^{-3}$ m/s angesetzt. Der Brunnendurchmesser wurde mit 150 mm angenommen, kann jedoch schwanken. Nach

dem Steirischen Wasserinformationssystem WIS (Land Steiermark abgerufen 2024) handelt es sich bei den bestehenden Peterl-Brunnen um Schachtkonstruktionen, die einen deutlich höheren Durchmesser aufweisen werden. Für diese Wertekombination wurden verschiedene Absenkungen berechnet. Das Ziel muss sein mit hoher Effizienz einen Absenktrichter zu erzeugen, der möglichst quellennahe einen Abriss der Schadstofffahne bewirkt. Dabei zeigte sich, dass eine Entnahme in der Größenordnung von 2000 m³/d aus bis zu 8 Brunnen nötig ist, um eine Absenkung über die gesamte Breite der Grenzwertüberschreitung oberstromig der Peterl-Brunnen (etwa 400 m laut Modell) zu erreichen (Tabelle 6).

Tabelle 6: Überschlägige Berechnung von Absenkradius nach Sichardt und nötiger Förderrate nach Dupuit-Thiem sowie nötige Brunnen zur Abdeckung einer Schadstofffahnenbreite von 400 m für verschiedene Absenktiefen.

R_{Sichardt} [m]	Absenkung [m]	Förderrate [l/s]	Brunnen	Gesamtentnahme [m³/d]
25	0,1	3,4	8	2327
63	0,25	7,1	4	2471
125	0,5	12,6	2	2176
251	1	21,7	1	1873

Vor diesem Hintergrund wurden entsprechend den örtlichen Gegebenheiten zwei Sperrbrunnenanordnungen auf Basis des qualitativen Modells (ohne Adsorption) modelliert (Abbildung 27). Auf Höhe der Peterl Brunnen ist die modellierte Schadstofffahne zwar breiter als weiter nördlich, jedoch kann möglicherweise bestehende Infrastruktur genutzt werden. Die Modellierungen zeigten, dass bei einer Gesamtentnahme von 2880 m³/d aus diesen Brunnen innerhalb eines Jahres der PFAS20-Grenzwert von 0,01 µg/l durch die PFAS4 Summenkonzentration unterschritten wird. Ob die Peterl Brunnen eine entsprechende Leistungsfähigkeit besitzen, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden. Fest steht jedoch, dass diese Förderrate die bisher üblichen Entnahmen um mehr als das Doppelte übersteigt. Die Brunnen decken laut Modell hauptsächlich den westlichen Rand der Schadstofffahne ab, gegebenenfalls kann also durch zusätzliche Brunnen weiter östlich die jeweilige Förderrate reduziert werden. Nördlich der Autobahn A9 – Pyhrn ist die modellierte Schadstofffahne schmaler. Freie Flächen befinden sich südwestlich der Wohngebiete im Ortsteil Bachsdorf. Hier ist möglicherweise nur eine geringere Entnahme nötig, allerdings müssen Brunnen neu errichtet werden. Zudem sind aufgrund der Nähe zur Bebauung (Infrastruktur, Siedlungsgebiet) möglicherweise Setzungen zu berücksichtigen. Die Modellierung zeigte, dass mithilfe einer Dreiecksanordnung bei einer Gesamtförderung von 2400 m³/d innerhalb von 6 Monaten die abstromige Summenkonzentration für die betrachteten PFAS4 unter den PFAS20-Grenzwert von 0,1 µg/l sinkt.

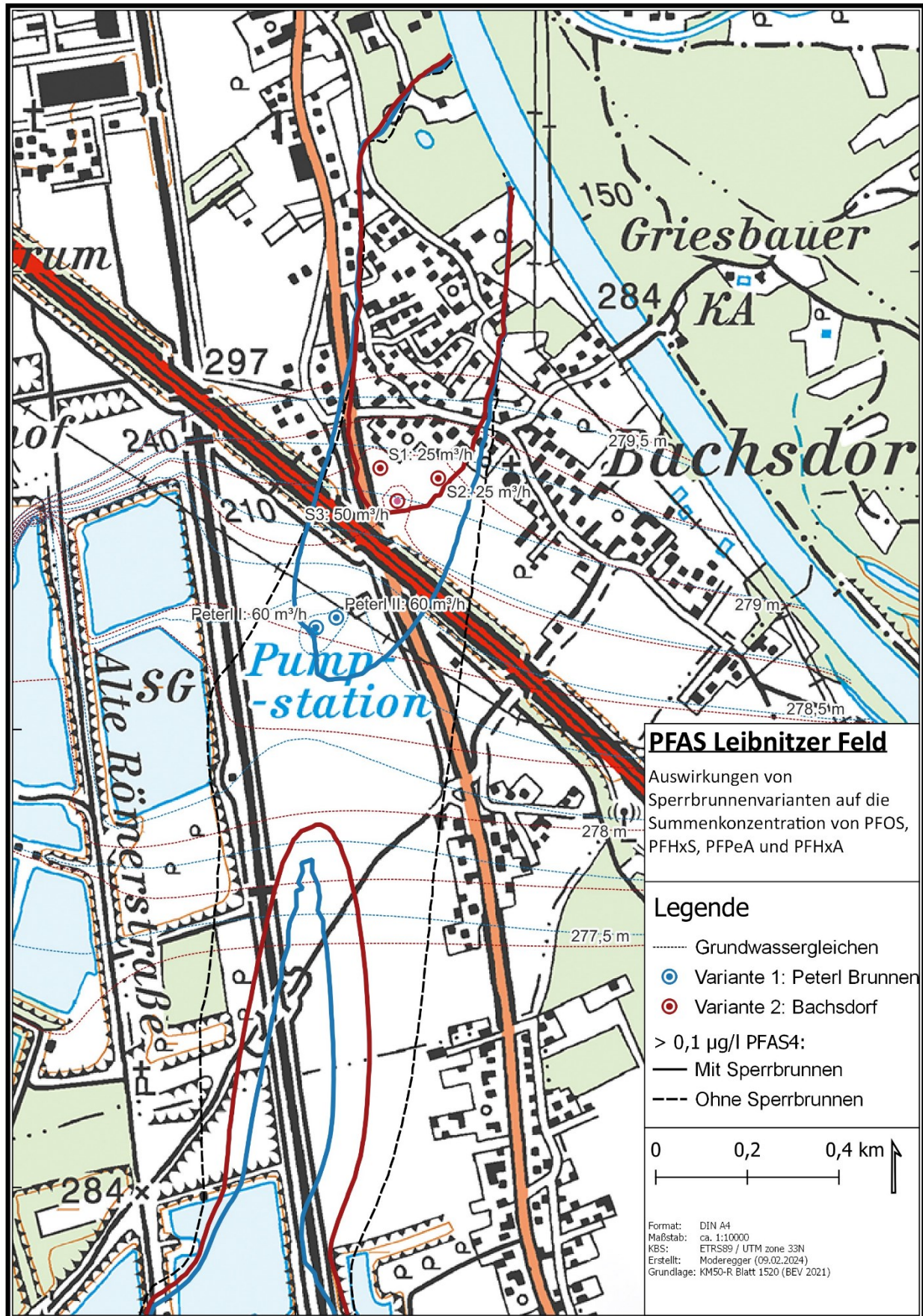


Abbildung 27: Auswirkungen von Sperrbrunnenvarianten nach einem Betriebsjahr auf die Summenkonzentration von PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA.

Die durchgeführten Modellierungen können nur einen Ausblick auf mögliche Maßnahmen und die Größenordnung der Entnahmen geben. Sie reichen nicht aus, um konkrete Sanierungsplanungen durchzuführen. Die technische und wirtschaftliche Machbarkeit ist im Rahmen von Sanierungsvariantenstudien zu prüfen. Die Position der Sperrbrunnen ist dabei auf Basis tatsächlicher Messungen zu optimieren und darf nicht rein auf Basis des qualitativen Modells festgelegt werden. Adsorption und Desorption sind zu berücksichtigen. In beiden modellierten Fällen würden große Mengen kontaminierten Wassers gefördert. Der Pump&Treat Ansatz ist daher über lange Zeit mit laufenden Kosten verbunden. Für eine Aktivkohlefilteranlage mit einem Durchsatz von 25 m³/h nennen Edel et al. (2018) spezifische Kosten von 0,50 €/m³, wobei diese nach Held und Reinhard (2020) auch deutlich darüber (bis 2,70 €/m³) liegen können. In erster Näherung kann also mit Betriebskosten im niedrigen bis mittleren vierstelligen Bereich pro Tag für eine solche Anlage gerechnet werden. Zudem muss die allgemeine Teuerung der letzten Jahre, insbesondere bei den Energiepreisen berücksichtigt werden. Die große Menge anfallenden belasteten Wassers unterstreicht damit erneut den Forschungsbedarf nach innovativen Reinigungsmethoden.

4.3.3 Fahnsicherung oder -sanierung

Ex-Situ Verfahren kommen für die großflächige Sanierung der Schadstofffahne allein schon aus Kostengründen nicht in Frage. Viele klassische Verfahren zum flächenhaften Abbau von organischen Schadstoffen sind aufgrund der chemischen und biologischen Beständigkeit von PFAS nicht wirksam (Held und Reinhard 2020). Häufig geht man davon aus, dass sich bei Abschneiden der Quelle die Schadstofffahne hinreichend schnell durch Verdünnung auflöst (Held und Reinhard 2019). Die tatsächliche Dauer hängt insbesondere auch von der adsorbierten Menge an PFAS im Aquifer sowie der Desorptionskoeffizienten ab. Das Einbringen von feinkörniger Aktivkohle (1 – 2 µm) wird wirtschaftlich verwendet um Barrieren zu erstellen (Held und Reinhard 2020; Abrams et al. 2022). Möglicherweise kann damit, sofern nötig, eine rasche und vergleichsweise kostengünstige Reduktion der Fahnenkonzentration erreicht werden. Zwar deuten Versuche darauf hin, dass natürlicher biologischer Abbau von PFOS möglich sein könnte, und es für PFAA-Vorläufersubstanzen auch ist, in der Praxis konnte aber keine Zersetzung der PFAA-Endglieder wie PFOS festgestellt werden (Ferrey et al. 2012; Ferrey et al. 2012; Adamson et al. 2022). Versuche mit Weißfäulepilzen wurden zwar durchgeführt, mit einer zeitnahen Marktreife zur Sanierung von PFAS-Schäden ist aber nicht zu rechnen (Held und Reinhard 2020). Der Fokus zur Sanierung oder Sicherung des hier betrachteten Schadensfalls sollte daher auf Quelle und/oder direktem Abstrom liegen. Insbesondere bei der Abreinigung belasteter Wässer im Pump&Treat Verfahren sowie bei der Entwicklung geeigneter In-Situ Verfahren zur Fahnsicherung oder -sanierung zeigt sich erhebliches Forschungspotential.

5 Fazit und Ausblick

5.1 Grundwasserströmungsmodell

Das Westliche Leibnitzer Feld stellt einen wichtigen Grundwasserleiter zur Trinkwasserversorgung dar. Zudem sind die Landwirtschaft und die Baurohstoffgewinnung von regionaler Bedeutung. Diese Situation hatte zuletzt in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts eingehende geologische Untersuchungen zur Folge, die in der Erstellung eines regionalen Grundwassermodells mündeten. Das Westliche Leibnitzer Feld kann als typischer Porengrundwasserleiter in fluvioglazialen Schottern der Mur und ihrer Nebenflüsse beschrieben werden. Innerhalb der Kiessande lassen sich zumindest zwei würmzeitliche und eine rißzeitliche Flussterrasse erkennen. Gerade die würmzeitliche Terrasse ist dabei durch hohe Durchlässigkeiten bis $k_f = 10^{-2}$ m/s gekennzeichnet. Die Mächtigkeit des Aquifers liegt unter 10 m, mit Grundwassermächtigkeiten bis 5 m. Den Grundwasserstauer bilden neogene Sedimente des oststeirischen Beckens. Bereits im Rahmen des bestehenden Grundwassermodells wurde der Einfluss der Vorfluter auf das Grundwasser erkannt. So ist die Infiltration aus Fließgewässern neben Niederschlag bereichsweise der wichtigste Faktor zur Grundwasserneubildung im Westlichen Leibnitzer Feld. Andere Randzuflüsse treten nur von Norden her auf und haben sich als vernachlässigbar erwiesen.

Nach Schadstoffuntersuchungen fiel jedoch auf, dass die Ausbreitung einer durch regionale Messungen ermittelten PFAS-Kontamination nicht mit der Grundwasserströmung des bisherigen Grundwassermodells übereinstimmt. Daraus leitete sich der Forschungsbedarf nach möglichen Einflüssen auf die Grundwasserströmung ab. Besondere Berücksichtigung sollte hierbei der Einfluss der Grundwasserentnahmen sowie der Nassbaggerungen finden. Manuelle Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass sowohl die Grundwasserentnahmen für Trinkwasserzwecke als auch die Nassbaggerungen zwar lokal den Grundwasserstand beeinflussen aber keine ausgeprägte regionale Ablenkung der Schadstofffahne zur Folge haben. Stattdessen konnte in weiterer Folge die Anisotropie der Durchlässigkeit und die Infiltration der Mur als einflussreich herausgefunden werden.

Geringfügige Erhöhungen der Infiltrations- und Exfiltrationsparameter innerhalb einer Größenordnung hatten bereits einen deutlichen Einfluss auf die Grundwasserströmungsrichtung sowie die Grundwasserstände im Ostteil des Westlichen Leibnitzer Feldes. Erhöhungen beschränkten sich dabei auf die Bereiche direkt abstromig der großen Laufkraftwerke Lebring und Gralla. Sie sind geologisch vertretbar, da im freien Fließbereich eine geringere Kolmation als im Staubereich zu erwarten ist, was sich in den bisher verwendeten Werten nicht widerspiegelt. Die Leckageparameter lagen trotz der Erhöhung noch immer im Rahmen der bestehenden Maxima. Interessanterweise führte eine Anpassung der entsprechenden Parameter an der Lassnitz zu keinen nennenswerten Änderungen. Daraus lässt sich ableiten, dass bei den Wasserstandsdifferenzen zwischen der Mur und dem Grundwasser ein hoher Wasserandrang herrscht, der mit der bisher erlaubten Leckage nicht abgeführt werden kann. Da die Anpassungen zunächst rein auf Annahmen beruhen und selbst für das bestehende Modell die Leckage nur anhand von Erfahrungswerten

sowie der Modellkalibration beurteilt wurde, ist es anzuraten diese Parameter durch Versuche abzuklären. Insbesondere im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen auf dem Gelände der Feuerweherschule Lebring kann der Wasserandrang der Mur von großer Relevanz sein. Zudem ist zu verhindern, dass bei Grundwasserspiegeländerungen die Kontamination direkt in den Vorfluter ausgetragen wird.

Allein die geringfügige Erhöhung der Leckage zur und von der Mur reichte jedoch nicht aus, um die vollständige Ausbreitung der Schadstofffahne zu erklären. Stattdessen wurde zusätzlich eine mögliche Anisotropie der Durchlässigkeit berücksichtigt. Die Möglichkeit und Größenordnung einer solchen kann zum einen auf Basis von Publikationen, zum anderen auch durch aquifergenetische Überlegungen auf Basis des vermuteten Paläoverlaufs der Mur begründet werden. Tatsächlich zeigt auch die aus der Kalibration stammende Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit im Bestandsmodell Trends, die dieser Vermutung folgen. Eine regionale Anisotropie nach Südwest mit einem Faktor von etwa 1,4 sowie untergeordnete Anisotropien nach Süd bis Südost am Modellrand erlaubten in Kombination mit der erhöhten Leckage eine gute Übereinstimmung der Grundwasserfließrichtung mit der durch Messungen bestätigten Schadstofffahne. Dieser Ansatz ist jedoch vor weiterer Verwendung im Rahmen von Versuchen zu bestätigen.

Die Ergebnisse des Grundwasserströmungsmodells zeigen, dass bereits geringfügige Anpassungen großen Einfluss auf die Grundwasserströmungsrichtung und den Grundwasserspiegel haben können. Jede Modellierung muss immer das Gleichgewicht zwischen Kosten und Nutzen wahren. Die hier notwendigen Anpassungen bedeuten nicht notwendigerweise, dass die Qualität des Bestandsmodells gering ist. Tatsächlich wurde im Rahmen des Bestandsmodells bereits belegt, dass dort eine gute Übereinstimmung mit gemessenen Grundwasserständen erreicht wird. Dennoch war das bestehende Grundwasserströmungsmodell nicht ausreichend, um den Transport von PFAS realitätsnah darzustellen. Durch die hier getätigten Anpassungen wurde, bei geringfügiger Erhöhung des Modellfehlers, eine bessere Übereinstimmung der Grundwasserströmung mit der gemessenen Ausbreitung der PFAS erreicht. Der Fokus dieser Arbeit liegt auf der Verbindungsachse Lebring-Tillmitsch. Über andere Modellbereiche, insbesondere weiter südlich, kann daher hier keine Aussage getroffen werden. Es darf die Möglichkeit nicht vernachlässigt werden, dass durch diesen Fokus die Übereinstimmung lokal verbessert wurde, regional aber eine Verschlechterung eintritt. Dementgegen zielt das Bestandsmodell auf eine möglichst gute Beschreibung des gesamten Westlichen Leibnitzer Feldes ab. Jedes Modell muss immer in Verbindung mit dem entsprechenden Modellziel gesehen werden. Aus Kapazitätsgründen konnte keine automatisierte Modellkalibration durchgeführt werden. Eine solche ist für die Zukunft anzuraten und liefert gegebenenfalls weitere Erkenntnisse. Zuvor sollte jedoch geprüft werden, ob alle dafür verwendeten Pegel korrekt nach Lage und Höhe verortet sind. Es lässt sich sagen, dass das angestrebte Forschungsziel, nämlich die Identifizierung potenzieller Einflüsse auf die Grundwasserströmung und die zeitliche Anpassung des Grundwassermodells, erreicht wurden. Die getätigten Annahmen müssen vor weiterer Verwendung jedoch unbedingt durch Untersuchungen bestätigt werden. Für

Sanierungsplanungen muss zudem gegebenenfalls die Auflösung erhöht werden, was weitere Untersuchungen zur Folge hat.

Insgesamt zeigen die Untersuchungen, dass Grundwassermodelle ein wertvolles Hilfsmittel darstellen können, um die Grundwassersituation regional wie lokal zu erfassen. Eine belastbare und durch Versuche bestätigte Modellvorstellung ist dafür jedoch ausschlaggebend. Wenn Grundwassermodelle wie hier bereits vorgehalten werden, können sie je nach Situation rasch an aktuelle Fragestellungen angepasst werden. Dadurch wird es ermöglicht, auf zeitkritische Problemstellungen wie Kontaminationen angemessen zu reagieren. Die Erstellung von regionalen Grundwassermodellen liegt damit im Interesse der Gesellschaft und sollte von der öffentlichen Hand angestrebt werden.

5.2 Reaktives Stofftransportmodell

Eine orientierende Literaturrecherche zeigte bereits zu Beginn der Untersuchungen die Komplexität der Problemstellung auf. PFAS als Chemikaliengruppe zeichnen sich durch ihre Persistenz sowie hydrophobe und lipophobe Eigenschaften aus. Sie wirken bioakkumulierend und bauen sich in der Natur entweder nicht ab oder wandeln sich in andere PFAS um. Aufgrund ihrer Vielzahl, je nach Definition wird eine vier- bis fünfstellige Zahl an Chemikalien zur Gruppe der PFAS gezählt, ist bisher nur ein kleiner Bruchteil der PFAS in seinen Eigenschaften genauer untersucht. Dies gilt nicht nur für die gesundheitlichen Auswirkungen, sondern insbesondere auch für die Transportmechanismen und potenzielle Zerfallsprozesse. Selbst für gut untersuchte Einzelsubstanzen wie PFOS besteht hier weiterer Forschungsbedarf, so schwanken zum Beispiel die Adsorptionskoeffizienten für PFOS im Boden um mehrere Größenordnungen. Zwar existieren Faustregeln, die das Verhalten von PFAS mit Eigenschaften wie Kettenlänge, funktionaler Gruppe oder Ladung der Einzelsubstanzen in Verbindung bringen, diese reichen jedoch für quantitative Untersuchungen nicht aus. Einfache empirische Zusammenhänge fehlen vollständig. In der Praxis wird der Transport von PFAS daher häufig entweder konservativ oder mit Adsorption als einzigen reaktiven Mechanismus modelliert, wobei bei den hier angetroffenen Konzentrationen eine lineare Adsorptionsisotherme als hinreichend genau angenommen werden kann.

Aufgrund von verbesserten analytischen Methoden und einer erhöhten Aufmerksamkeit für Umweltschadstoffe wurden in der jüngeren Vergangenheit PFAS weltweit in nahezu allen Medien (Atmosphäre, Biosphäre, Hydrosphäre und Pedosphäre) nachgewiesen. Freisetzungsquellen sind neben Industrieabgasen, Abwässern und Deponien auch Orte, an denen PFAS-haltige Feuerlöschschäume gelagert oder eingesetzt wurden und werden. Als solcher ist die Feuerweherschule Lebring kein Einzelfall, tatsächlich sind zahlreiche vergleichbare Fälle in Europa bekannt. Dennoch gestaltet sich die Untersuchung und Sanierung regelmäßig als schwierig, auch da PFAS in vielerlei Anwendungen eingesetzt wurden und daher häufig diffuse Hintergrundkontaminationen vorliegen. Auf dieser Basis wurde festgelegt, dass gekoppelt an die Grundwasserströmung der reaktive Stofftransport für PFAS mit Quelle auf dem Gelände der Feuerweherschule Lebring zu modellieren ist. Dieses

Forschungsziel wurde bereits unter dem Wissen gewählt, dass die verfügbare Datenbasis möglicherweise keine belastbare quantitative Modellierung zulässt.

Im Rahmen einer Sanierungsvariantenstudie ist üblicherweise eine historische Standortanalyse durchzuführen. Eine solche lag jedoch zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit nicht vor, so dass nur der Ist-Zustand anhand von Messwerten aus den Jahren 2019 bis 2023 beurteilt werden konnte. Aus räumlich-statistische Auswertungen konnten dennoch wertvolle Ableitungen über die Kontamination getroffen werden. Dazu wurden Messpunkte innerhalb der Schadstofffahne auf eine zentrale Fahnenachse projiziert, der räumliche und zeitliche Verlauf der Konzentrationen sowie ihre Anteile bestimmt und so ein Fingerabdruck des Standorts erstellt. Die Untersuchungen zeigen, dass der Hauptanteil der Kontamination auf PFOS (Konzentrationen bis in den einstelligen mg/l Bereich) sowie PFHxS, PFPeA und PFHxA zurückzuführen ist. Insbesondere PFOS und PFHxS werden häufig mit PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen in Verbindung gebracht, aber auch PFPeA und PFHxA sind aus solchen bekannt. Dabei ist die Ausbreitung von PFOS und PFHxS deutlich weiter fortgeschritten, während PFPeA und PFHxA nur quellennahe auftreten. Während die Konzentrationen für PFOS und PFHxS im quellennahen Bereich bereits teilweise leicht absinken, besteht daher die Möglichkeit, dass sich die Kontamination durch PFPeA und PFHxA noch weiter ausbreitet. Mögliche Erklärungen für die aktuell geringere Ausbreitung sind entweder das spätere Freisetzen von PFPeA und PFHxA oder ein höherer Adsorptionskoeffizient, der die Ausbreitung verlangsamt. Es ist zu beachten, dass PFAA-Vorläufersubstanzen wie 6:2-FTS häufig in moderneren Feuerlöschschäumen verwendet wurden, aber in den meisten vorliegenden Untersuchungen nicht berücksichtigt sind. Über ihren Einfluss kann daher an dieser Stelle keine Aussage getroffen werden. Im Rahmen von Sanierungsvariantenstudien sollte ihr Einfluss aber abgeklärt werden.

Für die durchgeführte reaktive Stofftransportmodellierung zeigten sich insbesondere Adsorption und Dispersivität relevant. Während die Adsorption maßgeblich die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Schadstofffahne beeinflusst, ist die Dispersivität für ihre Form verantwortlich. Es ist erstrebenswert, die Adsorption und Dispersivität auf Basis von Untersuchungen festzulegen. Solche wurden bisher jedoch nicht durchgeführt, sodass die Kalibration gegen die Form der Schadstofffahne rein auf Literaturwerten basiert. Für die longitudinale Dispersivität wurde eine gute Übereinstimmung bei gleichzeitig hinreichender numerischer Stabilität für einen Wert von 35 m (horizontal 3,5 m) erreicht. Die Werte sollten im Rahmen von Untersuchungen bestätigt werden.

Aufgrund des Fehlens einer historischen Standortanalyse gestaltet sich die Abschätzung der Adsorption als schwierig. Da Literaturwerte zum Teil über mehrere Größenordnungen schwanken und Annahmen ohne eine historische Standortanalyse nicht belastbar sind und daher keiner guten wissenschaftlichen Praxis entsprechen, wurde alternativ beschlossen eine vergleichende Modellierung mit verschiedenen Adsorptionen durchzuführen. Dabei konnte ein standortspezifischer linearer Zusammenhang zwischen dem Adsorptionskoeffizienten und der Ausbreitungsgeschwindigkeit erkannt werden. Dieser Zusammenhang ist von der Quellenkonzentration unabhängig und kann genutzt werden, um bei Vorliegen des

Adsorptionskoeffizienten zukünftige Ausbreitung der Kontamination abzuschätzen. Zudem ist gegebenenfalls eine Anpassung möglich, sodass unter Berücksichtigung der Quellenkonzentration abgeschätzt werden kann, wie sich Grenzwertüberschreitungen zukünftig verhalten. Für diesen vielversprechenden Ansatz sollten weitere Untersuchungen angestellt werden, um ihn zum einen zu bestätigen und zum anderen weiterzuentwickeln.

Die Ergebnisse des reaktiven Transportmodells unterstreichen die bestehenden Wissenslücken, die auch in wissenschaftlichen Publikationen regelmäßig angeprangert werden. Ohne belastbare Zusammenhänge oder umfangreiche Tabellenwerke ist eine quantitative Modellierung des reaktiven Transports von PFAS nur zusammen mit umfangreichen Untersuchungen möglich. Das hier vorliegende Modell ist daher nur qualitativ geeignet, um die Ausbreitung der Schadstofffahne zu beurteilen. Dabei erzielte es jedoch deutlich bessere Ergebnisse als eine vergleichbare Untersuchung mit Hilfe des bestehenden Modells. Das qualitative reaktive Stofftransportmodell kann daher als Basis für weitere Sanierungsplanungen dienen. Zudem kann der abgeleitete empirische Zusammenhang zur Unterstützung im Rahmen der historischen Standortanalyse genutzt werden. Dieser erlaubt es, gewonnene Erkenntnisse rasch auf Plausibilität zu prüfen und hat daher das Potenzial, zukünftige Arbeit deutlich zu beschleunigen. Für weitere Maßnahmen insbesondere im Rahmen von Sanierungsplanungen sollte die Adsorption, Dispersivität und potenziell auch die Desorption genauer untersucht werden. Dadurch lässt sich das qualitative Modell weiter präzisieren um schlussendlich auch quantitativ hinreichend genaue Vorhersagen zu treffen. Im Rahmen von Sanierungsplanungen ist aber auch dringend eine weitreichende historische Standortanalyse zu empfehlen.

Insgesamt lässt sich sagen, dass zu erwarten ist, dass das Interesse an PFAS und der Sanierung entsprechender Schadensfälle in Zukunft weiter zunehmen wird. Allein schon aus Gründen der Effizienz zukünftiger Maßnahmen sollte es ein Ziel sein, öffentliche Datenbanken mit Stoffeigenschaften aufzubauen. Es existieren Ansätze zur Kategorisierung von PFAS anhand ihrer Eigenschaften mit Hilfe von künstlicher Intelligenz. Da PFAS bisher weitgehend unreguliert sind, nehmen auch die Forderungen nach entsprechenden Anwendungseinschränkungen immer weiter zu. Dabei sollten Regulierungsbehörden und Wissenschaft aber im Sinne des Verursacherprinzips auch die Herstellerkonzerne Ressourcen bündeln, um sich dieser Problematik anzunehmen.

5.3 Sanierungs- und Sicherungsvarianten

Das Interesse an der Sanierung und Sicherung von PFAS-Schadensfällen nimmt stetig zu. In der Praxis wird häufig auf Methoden zurückgegriffen, welche für andere Schadstoffe etabliert sind. Diese können, müssen jedoch nicht notwendigerweise für PFAS geeignet sein. Im Rahmen dieser Arbeit kann keine umfassende Sanierungsvariantenstudie durchgeführt werden. Stattdessen wurde als Forschungsziel vereinbart, einen Praxisausblick über mögliche Methoden zu geben, und überschlägige Berechnungen durchzuführen. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass insbesondere eine Sicherung oder Sanierung der Quelle oder eine Sicherung des nahen Abstroms in Frage kommt, wobei auch die Möglichkeit einer Kombination

beider Ansätze zu berücksichtigen ist. Aufgrund der flächenhaften Ausdehnung der Schadstofffahne ist eine Fahnenanierung oder -sicherung vermutlich nicht wirtschaftlich. Stattdessen muss hier der Austrag über natürliche Prozesse abgewartet werden. Für besonders gefährdete Bereiche wie Siedlungsgebiete ist jedoch die Injektion von Adsorptionsmitteln wie pulverisierter Aktivkohle möglich, um eine rasche Reduktion der Belastung zu erreichen.

Für die vermutete Quelle auf dem Gelände der Feuerwehrscheule Lebring kommen insbesondere eine Kombination aus Abdeckung und Umschließung sowie der flächenhafte oder auf Hot-Spots beschränkte Bodenaustausch in Frage. Dabei ist insbesondere auch die Tiefenverteilung der Kontamination in der gesättigten und ungesättigten Bodenzone zu beachten. Es muss darauf geachtet werden, dass keine Schadstoffe durch Änderungen des Grundwasserhaushalts zur Mur hin ausgespült werden. Der Bodenaustausch kann auch mit einer Bodenwäsche kombiniert werden, um die Menge an zu entsorgendem Material zu reduzieren. Ein solches Verfahren wurde unter ähnlichen Verhältnissen z.B. bereits erfolgreich im Raum Ingolstadt angewandt. Grundsätzlich kann gesagt werden, dass die bautechnischen Maßnahmen gut verstanden und kalkulierbar sind, wenn entsprechende Voruntersuchungen vorliegen. Während der Baumaßnahmen ist jedoch der Abstrom in jedem Fall zu sichern.

Für die Sicherung des Abstroms wird bei PFAS-Kontaminationen hauptsächlich das Pump&Treat Verfahren verwendet. Die Abreinigung erfolgte bisher zumeist über Aktivkohle als wirtschaftlichste Möglichkeit. Aufgrund gestiegener Kosten für Regeneration oder Entsorgung der Adsorptionsmittel, steigt jedoch das Interesse an innovativen Behandlungsmethoden. Überschlägige Modellierungen und Berechnungen haben gezeigt, dass Fördermengen in der Größenordnung von 2000 m³/d und mehr notwendig sind, um die Summenkonzentration von PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHpA im Abstrom unter 0,1 µg/l zu senken. Adsorptions- und Desorptionsprozesse wurden in diesen Berechnungen nicht berücksichtigt. Die große Menge anfallenden Wassers bedeutet zwangsläufig hohe laufende Kosten zur Abreinigung. Forschungsbedarf besteht daher hinsichtlich möglicher Konzentrationserhöhungen als Vorbehandlung. Ansätze dafür existieren über Flotation oder Flockung. Das Konzentrat kann dann gefiltert werden. Dabei wird jedoch der Schadstoff nicht beseitigt. Tatsächlich werden verbrauchte Adsorptionsmittel auch heute noch häufig deponiert, womit die Substanzen nicht aus dem Kreislauf entnommen werden. Stattdessen ist eine vollständige Zerstörung der Chemikalien erstrebenswert. Ansätze dazu bieten z.B. elektrochemische oder photochemische Verfahren. Insgesamt kann gesagt werden, dass der Pump&Treat Ansatz bisher zwar etabliert ist, oft aber nur eine Verlagerung der Belastung erfolgt. Daher besteht erheblicher Forschungsbedarf zur Entwicklung alternativer, innovativer Reinigungsmethoden.

Im Rahmen von Altlastensanierungen ist eine ganzheitliche Betrachtung des jeweils vorliegenden Problems notwendig. So müssen einerseits die Interessen aller beteiligten Parteien gewahrt werden, andererseits darf jedoch nicht vergessen werden, dass eine Sanierung zuallererst den Geschädigten zu dienen hat. Planungen dürfen sich nicht unnötig verzögern, da in dieser Zeit weiterhin Schadstoffe freigesetzt werden. Fallbeispiele wie die

genannte Sanierung im Raum Ingolstadt zeigen, dass die Beseitigung einer vergleichbaren Kontamination durchaus innerhalb weniger Jahre abgewickelt werden kann. Die Zusammenarbeit von Politik, Wissenschaft und Industrie ist essenziell für die Verbesserung und den nachhaltigen Erhalt unserer Lebensgrundlagen. Dies geht weit über das zur Verfügung stellen von öffentlichen Geldern hinaus und beinhaltet nicht zuletzt auch die Bearbeitung von Problemstellungen durch qualifiziertes Personal und die Ausbildung desgleichen, das Bereitstellen von Daten, die Öffentlichkeitsarbeit und den gesellschaftlichen Willen zur Umsetzung.

Verzeichnisse

Literatur

Abrams S, McGregor R, Burns M, Galasso J, Havranek T, Hesemann J, Longworth J, McDonough J, Mora R (2022) PFAS Experts Symposium 2; Statements on available in situ remediation technologies. *Remediation Journal* 32: 45–53. doi:10.1002/rem.21714

Adamson DT, Kulkarni PR, Nickerson A, Higgins CP, Field J, Schwichtenberg T, Newell C, Kornuc JJ (2022) Characterization of relevant site-specific PFAS fate and transport processes at multiple AFFF sites. *Environmental Advances* 7. doi:10.1016/j.envadv.2022.100167

AGES, Umweltbundesamt (2018) POPMON; Identifizierung relevanter persistenter organischer Schadstoffe und potentiell belasteter Regionen als Basis für ein risikobasiertes Lebensmittel-Monitoring in Österreich. <https://www.ages.at/forschung/wissen-aktuell/detail/popmon>. Zugegriffen: 06. Juli 2023.

AGES, Umweltbundesamt (2021) POPMON II; Risikokommunikation und risikobasiertes Monitoring von persistenten organischen Schadstoffen in verschiedenen Umweltmatrices, Futter- und Lebensmitteln an potentiell belasteten Standorten in Österreich. <https://www.ages.at/forschung/projekt-highlights/popmon>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Austrian Standards Institute (2018) ÖNORM S 2088-1 Kontaminierte Standorte, Wien.

Backe WJ, Day TC, Field JA (2013) Zwitterionic, cationic, and anionic fluorinated chemicals in aqueous film forming foam formulations and groundwater from U.S. military bases by nonaqueous large-volume injection HPLC-MS/MS. *Environmental science & technology* 47: 5226–5234. doi:10.1021/es3034999

Baduel C, Mueller JF, Rotander A, Corfield J, Gomez-Ramos M-J (2017) Discovery of novel per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) at a fire fighting training ground and preliminary investigation of their fate and mobility. *Chemosphere* 185: 1030–1038. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.06.096

Barzen-Hanson KA, Roberts SC, Choyke S, Oetjen K, McAlees A, Riddell N, McCrindle R, Ferguson PL, Higgins CP, Field JA (2017) Discovery of 40 Classes of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Historical Aqueous Film-Forming Foams (AFFFs) and AFFF-Impacted Groundwater. *Environmental science & technology* 51: 2047–2057. doi:10.1021/acs.est.6b05843

Beesoon S, Genuis SJ, Benskin JP, Martin JW (2012) Exceptionally high serum concentrations of perfluorohexanesulfonate in a Canadian family are linked to home carpet treatment applications. *Environmental science & technology* 46: 12960–12967. doi:10.1021/es3034654

Bell EM, Guise S de, McCutcheon JR, Lei Y, Levin M, Li B, Rusling JF, Lawrence DA, Cavallari JM, O'Connell C, Javidi B, Wang X, Ryu H (2021) Exposure, health effects, sensing, and remediation of the emerging PFAS contaminants - Scientific challenges and potential research directions. *The Science of the total environment* 780. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146399

Bernhart L, Fabiani E, Eisenhut M, Weber F, Nemecek EP, Glanz T, Wessiak W, Ertl H, Schwinghammer H (1973) Grundwasseruntersuchungen im nordöstlichen Leibnitzerfeld. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Landesbaudirektion. https://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/11913323_102332494/e07d3bf8/23.pdf. Zugegriffen: 03. Juni 2023.

BEV (2021) Kartographisches Modell 1:50.000 - Raster; Blatt 1520. Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien.

BEV (WebGIS-Applikation abgerufen 2023) Austrian Map. Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien.

blp GEOSERVICES (2023) Lagepläne GWBS1 und GWBS2; Verdachtsfläche "Feuerwehrschiele Lebring". Unveröffentlichter Bericht.

Blum A, Balan SA, Scheringer M, Trier X, Goldenman G, Cousins IT, Diamond M, Fletcher T, Higgins C, Lindeman AE, Peaslee G, Voogt P de, Wang Z, Weber R (2015) The Madrid Statement on Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental health perspectives* 123: A107–A111. doi:10.1289/ehp.1509934

BML (WebGIS-Applikation abgerufen 2023) eHYD. Bundesministerium Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft. <https://ehyd.gv.at/#>. Zugegriffen: 07. September 2023.

Bräunig J, Baduel C, Heffernan A, Rotander A, Donaldson E, Mueller JF (2017) Fate and redistribution of perfluoroalkyl acids through AFFF-impacted groundwater. *The Science of the total environment* 596-597: 360–368. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.04.095

Brendel S, Fetter É, Staude C, Vierke L, Biegel-Engler A (2018) Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environmental Sciences Europe* 30. doi:10.1186/s12302-018-0134-4

Brennan NM, Evans AT, Fritz MK, Peak SA, Holst HE von (2021) Trends in the Regulation of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): A Scoping Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18. doi:10.3390/ijerph182010900

Brusseau ML, Anderson RH, Guo B (2020) PFAS concentrations in soils: Background levels versus contaminated sites. *The Science of the total environment* 740. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140017

Buck RC, Franklin J, Berger U, Conder JM, Cousins IT, Voogt P de, Jensen AA, Kannan K, Mabury SA, van Leeuwen SPJ (2011) Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integrated environmental assessment and management* 7: 513–541. doi:10.1002/ieam.258

Carter R (1977) A preliminary investigation of Downvalley changes in the Pleistocene terrace gravels of the Mur Valley, Steiermark, Austria. *CATENA* 4: 201–208. doi:10.1016/0341-8162(77)90021-2

Chaudhuri S (2019) Transport Potential of Anionic, Cationic and Zwitterionic Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) through a Saturated Porous Medium, Montreal. <https://escholarship.mcgill.ca/concern/theses/hx11xk15d>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Cheng D, Chen X, Huo A, Gao M, Wang W (2013) Influence of bedding orientation on the anisotropy of hydraulic conductivity in a well-sorted fluvial sediment. *International Journal of Sediment Research* 28: 118–125. doi:10.1016/S1001-6279(13)60024-4

Conder J, Zodrow J, Arblaster J, Kelly B, Gobas F, Suski J, Osborn E, Frenchmeyer M, Divine C, Leeson A (2021) Strategic resources for assessing PFAS ecological risks at AFFF sites. *Integrated environmental assessment and management* 17: 746–752. doi:10.1002/ieam.4405

Cousins IT, Goldenman G, Herzke D, Lohmann R, Miller M, Ng CA, Patton S, Scheringer M, Trier X, Vierke L, Wang Z, DeWitt JC (2019) The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out. *Environmental Science Processes & Impacts* 21: 1803–1815. doi:10.1039/C9EM00163H

Dauchy X, Boiteux V, Bach C, Rosin C, Munoz J-F (2017) Per- and polyfluoroalkyl substances in firefighting foam concentrates and water samples collected near sites impacted by the use of these foams. *Chemosphere* 183: 53–61. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.05.056

Desens A, Houben GJ (2022) Jenseits von Sichardt – empirische Formeln zur Bestimmung der Absenkrechweite eines Brunnens und ein Verbesserungsvorschlag. *Grundwasser* 27: 131–141. doi:10.1007/s00767-021-00500-3

Deutscher Feuerwehrverband (2023) Sach- und umweltgerechter Einsatz von Schaummitteln. Fachausschuss Einsatz, Löschmittel und Umweltschutz der deutschen Feuerwehren. https://www.feuerwehrverband.de/app/uploads/2023/02/DFV-AGBF-FE_Einsatz_Schaummittel_02.23.pdf. Zugegriffen: 05. Juli 2023.

Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (1997) DVGW Arbeitsblatt W111 Planung, Durchführung und Auswertung von Pumpversuchen bei der Wassererschließung, Bonn.

Deutsches Institut für Normung e.V. (1997) DIN 4049-3 Hydrogeologie, Berlin.

DHI (2022) The Academy by DHI; Getting started with groundwater quality modelling. Training Manual.

DHI (2023) FEFLOW 8.0 Documentation.

<https://download.feflow.com/html/help80/feflow/index.htm>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

ECETOC (2013) Environmental Exposure Assessment of Ionisable Organic Compounds. European centre for ecotoxicology and toxicology of chemicals.

<https://www.ecetoc.org/publication/environmental-exposure-assessment-of-ionisable-organic-compounds/>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

ECHA (2023) Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS); Restriction Proposal.

<https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18663449b>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Edel H-G (2020) Grundwassersanierung und Bodenwäsche; Praxiserprobte Verfahren und Kosten für PFAS belastete Medien. [https://www.zueblin-umwelttechnik.de/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/571EBE1EFF35A353C125862900500B16/\\$File/Z%C3%BCblin-DrEd_DepoTech-Leoben-fin.pdf](https://www.zueblin-umwelttechnik.de/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/571EBE1EFF35A353C125862900500B16/$File/Z%C3%BCblin-DrEd_DepoTech-Leoben-fin.pdf). Zugegriffen: 09. Februar 2024.

Edel H-G, Klopp D, Drubel J, Korte D, Kellner C, Rehnig U (2018) PFC-Grundwassersanierungen; Stand der Technik und Kostenvergleich. In: Franzius V, Altenbockum M, Gerhold T (Hrsg) Handbuch der Altlastensanierung und Flächenmanagement

Eklund C (2023) Modeling PFAS Transport in Groundwater; Exploring current approaches and evaluating parameter importance, Lunds University. <https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/publication/9138580>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Ester M, Kriegel H-P, Sander J, Xu X (1996) A Density-Based Algorithm for Discovering Clusters in Large Spatial Databases with Noise. In: Simoudis E (Hrsg) International Conference on Knowledge Discovery & Data Mining. Proceedings; August 2 -4, 1996, Portland, Oregon. AAAI Press, Menlo Park, California

EU Generaldirektion für Umwelt (2022) Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a Framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy.

Europäisches Parlament und Rat (2013) Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.

Europäisches Parlament und Rat (2020) Richtlinie (EU) 2020/2184 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2020 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch; Europäische Trinkwasserverordnung.

Fabiani E (1971) Bodenbedeckung und Terrassen des Murtales zwischen Wildon und der Staatsgrenze. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Landesbaudirektion.

https://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/11913323_102332494/91105bbf/20.pdf. Zugegriffen: 03. Juni 2023.

Faigle B, Edel H-G, Volz B (2023a) Successful treatment of PFAS-contaminated soils on large scale; practical experience with soil washing. doi:10.5194/egusphere-egu23-1373

- Faigle B, Edel H-G, Volz B (2023b) Verbesserte Bodenwäsche für PFAS-kontaminierte Böden; Erfahrungen aus der Praxis, November 2023. Züblin Umwelttechnik.
[https://www.zueblin-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/974C54DCBD5EDDD EC1258A7E0053E739/\\$File/231128_Faigle_Z%C3%9CBLIN-UT_PFAS-Bodenw%C3%A4sche-DECHEMA__HP.pdf](https://www.zueblin-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/974C54DCBD5EDDD EC1258A7E0053E739/$File/231128_Faigle_Z%C3%9CBLIN-UT_PFAS-Bodenw%C3%A4sche-DECHEMA__HP.pdf). Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Fank J, Harum T, Leditzky HP, Stromberger B, Zojer H (1989) Nitratbelastung des Grundwassers im nordöstlichen Leibnitzer Feld. *Steirische Beitr. z. Hydrogeologie* 40: 5–48.
- Fank J, Jaweckl A, Nachtnebel HP, Zojer H (1993) Hydrogeologie und Grundwassermodell des Leibnitzer Feldes; 1. Teil: Bericht. Amt der Steiermärkischen Landesregierung; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
https://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/11913323_102332494/c9449aec/74-1.pdf
- Feichtinger F, Stenitzer E (1992) Simulation des Wasser- und Stofftransports im Boden. *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 45: 5–23.
- Fenton SE, Ducatman A, Boobis A, DeWitt JC, Lau C, Ng C, Smith JS, Roberts SM (2021) Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environmental toxicology and chemistry* 40: 606–630. doi:10.1002/etc.4890
- Ferrey ML, Wilson JT, Adair C, Su C, Fine DD, Liu X, Washington JW (2012) Behavior and Fate of PFOA and PFOS in Sandy Aquifer Sediment. *Groundwater Monitoring & Remediation* 32: 63–71. doi:10.1111/j.1745-6592.2012.01395.x
- Field J, Higgins C, Deeb R, Conder J (2017) FAQs Regarding PFASs Associated with AFFF Use at U.S. Military Sites. <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/AD1044126.pdf>. Zugegriffen: 20.11.23.
- Fink J (1965) The Pleistocene in Eastern Austria. In: Wright HE (Hrsg) *International Studies on the Quaternary. Papers Prepared on the Occasion of the VII Congress of the International Association for Quaternary Research*. Geological Society of America, S 179–200
- Flügel H (1960) Die jungquartäre Entwicklung des Grazer Feldes (Steiermark). *Mitteilungen der Österreichischen Geographischen Gesellschaft* 102: 53–65.
- Fromme H, Knapp H (2023) Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) (einschl. Ersatzprodukte). Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. <https://www.lgl.bayern.de/lebensmittel/chemie/kontaminanten/pfas/index.htm>. Zugegriffen: 28. Juni 2023.
- Fuchs S, Ziesche M, Nillert P (2017) Empirische Verfahren zur Ableitung verschiedener Porositätsarten aus Durchlässigkeitsbeiwert und Ungleichkörnigkeitszahl – ein Überblick. *Grundwasser* 22: 83–101. doi:10.1007/s00767-017-0355-2
- Gefell MJ, Huang H, Opdyke D, Gustafson K, Vlassopoulos D, McCray JE, Best S, Carey M (2022) Modeling PFAS Fate and Transport in Groundwater, with and Without Precursor Transformation. *Groundwater* 60: 6–14. doi:10.1111/gwat.13152

Gelhar LW, Welty C, Rehfeldt KR (1992) A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research* 28: 1955–1974. doi:10.1029/92WR00607

Glüge J, Scheringer M, Cousins IT, DeWitt JC, Goldenman G, Herzke D, Lohmann R, Ng CA, Trier X, Wang Z (2020) An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science Processes & Impacts* 22: 2345–2373. doi:10.1039/D0EM00291G

H2O Fachdatenbank (2022) Grundwasserkörper Datenblatt; GK100098 - Leibnitzer Feld [MUR]. Umweltbundesamt. <https://wasser.umweltbundesamt.at/h2odb/>. Zugegriffen: 17. Januar 2024.

Haas JC, Birk S (2019) Trends in Austrian groundwater – Climate or human impact? *Journal of Hydrology: Regional Studies* 22. doi:10.1016/j.ejrh.2019.100597

Händel F, Liedl R, Fank J, Rock G (2013) Regional modeling of geothermal energy systems in shallow aquifers: the Leibnitzer Feld case study (Austria). *Environmental Earth Sciences* 70: 3433–3446. doi:10.1007/s12665-013-2469-x

Hanselmayer J (1962) Beiträge zur Sedimentpetrographie der Grazer Umgebung XVIII; Erster Einblick in die petrographische Zusammensetzung steirischer Würmglazialschotter (speziell Schottergrube Don-Bosko, Graz). *Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse* 171: 41–78.

Hanselmayer J (1963) Beiträge zur Sedimentpetrographie der Grazer Umgebung XIX; Petrographie der Schotter aus der Würmterrasse von Friesach-Gratkorn. *Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark* 63: 137–158.

Hanselmayer J (1964) Beiträge zur Sedimentpetrographie der Grazer Umgebung XXIII; Petrographie der Schotter aus der Würmterrasse von Stocking. *Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse* 173: 277–299.

Hanselmayer J, Kotsis T (1974) Über zwei Feinsedimente aus der Grazer Schotterterrasse in der Brucknerstraße (Würm). In: Haditsch JG (Hrsg) *Festschrift Otmar Michael Friedrich zur Vollendung des 70. Lebensjahres und zur Emeritierung*. Montanistische Hochschule Leoben, Institut für Mineralogie und Gesteinskunde, Leoben, S 297–302

Haslinger K, Bartsch A (2016) Creating long-term gridded fields of reference evapotranspiration in Alpine terrain based on a recalibrated Hargreaves method. *Hydrology and Earth System Sciences* 20: 1211–1223. doi:10.5194/hess-20-1211-2016

Held T, Reinhard M (2019) Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen; Anhang D: Projektbeispiele. Arcadis Germany GmbH. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-07-13_texte_137-2020_handbuch_pfas-anhang-d.pdf. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Held T, Reinhard M (2020) Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen; Anhang C: Sanierungsverfahren. Arcadis Germany GmbH. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-07-13_texte_137-2020_handbuch_pfas-anhang-c.pdf. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

- Helsel DR (1990) Less than obvious - statistical treatment of data below the detection limit. *Environmental science & technology* 24: 1766–1774. doi:10.1021/es00082a001
- Higgins CP, Luthy RG (2006) Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environmental science & technology* 40: 7251–7256. doi:10.1021/es061000n
- Hirsch RM, Helsel DR, Cohn TA, Gilroy EJ (1993) *Statistical Treatment of Hydrologic Data*. In: Maidment DR (Hrsg) *Handbook of Hydrology*. McGraw Hill
- Hofmann T, Müllegger C (2011) Einfluss von Nassbaggerungen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität. Universität Wien; WasserKluster Linz; Biofilm and Ecosystem Research Group; Lipid and Toxicology Research Group.
<https://info.bml.gv.at/themen/wasser/wisa/ngp/ngp-2015/hintergrund/allgemeines/nassbaggerung.html>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Høisæter Å, Pfaff A, Breedveld GD (2019) Leaching and transport of PFAS from aqueous film-forming foam (AFFF) in the unsaturated soil at a firefighting training facility under cold climatic conditions. *Journal of contaminant hydrology* 222: 112–122. doi:10.1016/j.jconhyd.2019.02.010
- Hölting B, Coldewey WG (2013) *Hydrogeologie; Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg.
- Houde M, Martin JW, Letcher RJ, Solomon KR, Muir DCG (2006) Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: A review. *Environmental science & technology* 40: 3463–3473. doi:10.1021/es052580b
- IKEA (Webpräsenz abgerufen 2023) Our view on chemicals. <https://about.ikea.com/en/about-us/our-view-on/chemicals>. Zugegriffen: 09. Juni 2023.
- ITRC (2020) History and Use of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) found in the Environment. https://pfas-1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2020/10/history_and_use_508_2020Aug_Final.pdf. Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- ITRC (2022) PFAS Technical and Regulatory Guidance Document and Fact Sheets. <https://pfas-1.itrcweb.org/>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Jeon J, Kannan K, Lim BJ, An KG, Kim SD (2011) Effects of salinity and organic matter on the partitioning of perfluoroalkyl acid (PFAs) to clay particles. *Journal of environmental monitoring* 13: 1803–1810. doi:10.1039/c0em00791a
- Jing P, Rodgers PJ, Amemiya S (2009) High lipophilicity of perfluoroalkyl carboxylate and sulfonate: implications for their membrane permeability. *Journal of the American Chemical Society* 131: 2290–2296. doi:10.1021/ja807961s
- Joanneum Research, Magistrat Graz A10/6 (2008) *Baugrundatlas Graz*. https://www.graz.at/cms/dokumente/10296551_7536053/c5aa23ba/Graz_Baugrundatlas_0603081.pdf. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Johnson RL, Anschutz AJ, Smolen JM, Simcik MF, Penn RL (2007) The Adsorption of Perfluorooctane Sulfonate onto Sand, Clay, and Iron Oxide Surfaces. *Journal of Chemical & Engineering Data* 52: 1165–1170. doi:10.1021/je060285g

Jones WR, Spence MJ, Bowman AW, Evers L, Molinari DA (2014) A software tool for the spatiotemporal analysis and reporting of groundwater monitoring data. *Environmental Modelling & Software* 55: 242–249. doi:10.1016/j.envsoft.2014.01.020

Jones WR, Rock L, Miller C, Low M, Alexander C, Bowman A (2021) GWSDAT; GroundWater Spatiotemporal Data Analysis Tool. Shell Research Limited (U.K.), Shell Global Solutions International B.V., School of Mathematics & Statistics, The University of Glasgow

Kaiser A-M (2022) PFAS-Report 2022; Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen. Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.at/studien-reports/publikationsdetail?pub_id=2449. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Kausche M (2017) Sensitivitätsanalyse. In: Kausche M (Hrsg) Wirtschaftlichkeit schwimmender Offshore Windenergieanlagen. Wirtschaftlich-technische Untersuchungen und Kostensenkungspotenziale. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden, S 71–78

Klammler G, Kupfersberger H, Rock G, Fank J (2013) Modeling coupled unsaturated and saturated nitrate distribution of the aquifer Westliches Leibnitzer Feld, Austria. *Environmental Earth Sciences* 69: 663–678. doi:10.1007/s12665-013-2302-6

Kollmann K (1964) Jungtertiär im Steirischen Becken. *Mitteilungen der geologischen Gesellschaft in Wien* 57: 479–632.

Kollmann W (1986) Die Bestimmung des durchflusswirksamen Porenvolumens von Sedimenten und seine Bedeutung für den Grundwasserschutz. *Mitteilungen der Österreichischen Geologischen Gesellschaft*: 63–76.

Kolmer H (1968) Über Lösssedimente des Murtales. *Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark* 98: 11–15.

Korzeniowski SH, Buck RC, Kempisty DM, Pabon M (2018) Fluorosurfactants in Firefighting Foams. In: Kempisty DM, Xing Y, Racz L (Hrsg) Perfluoroalkyl Substances in the Environment. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, S 3–34

Kralik M, Humer F, Fank J, Harum T, Klammler G, Goody D, Sültenfuß J, Gerber C, Purtschert R (2014) Using ^{18}O , ^2H , ^3H , ^3He , ^{85}Kr and CFCs to determine mean residence times and water origin in the Grazer and Leibnitzer Feld groundwater bodies (Austria). *Applied Geochemistry* 50: 150–163. doi:10.1016/j.apgeochem.2014.04.001

Kuntze H, Roeschmann G, Schwerdtfeger G (1994) *Bodenkunde*; 188 Tabellen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Kupfersberger H (2009) Heat transfer modelling of the Leibnitzer Feld aquifer, Austria. *Environmental Earth Sciences* 59: 561–571. doi:10.1007/s12665-009-0054-0

Kurwadkar S, Dane J, Kanel SR, Nadagouda MN, Cawdrey RW, Ambade B, Struckhoff GC, Wilkin R (2022) Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. *The Science of the total environment* 809: 151003. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.151003

Kwiatkowski CF, Andrews DQ, Birnbaum LS, Bruton TA, DeWitt JC, Knappe DRU, Maffini MV, Miller MF, Pelch KE, Reade A, Soehl A, Trier X, Venier M, Wagner CC, Wang Z, Blum A (2020) Scientific Basis for Managing PFAS as a Chemical Class. *Environmental science & technology letters* 7: 532–543. doi:10.1021/acs.estlett.0c00255

Land Steiermark (2022) Boden- und Gewässerverunreinigung von fluortensidhaltigem Löschschaum; Pressemitteilung vom 14. Juni 2022. Zugegriffen: 06. Juli 2023.

Land Steiermark (WebGIS-Applikation abgerufen 2023) HYDAVIS. <https://egov.stmk.gv.at/at.gv.stmk.hyDavis-p/pub/presentation/index.xhtml?> Zugegriffen: 30. Januar 2024.

Land Steiermark (abgerufen 2024) Wasserinformationssystem Steiermark; Steirisches Wasserbuch. <https://wis.stmk.gv.at/wisonlineext/>. Zugegriffen: 07. Februar 2024.

Landesregierung Steiermark (2018) Verordnung des Landeshauptmannes von Steiermark vom 12. März 2018, mit der ein Regionalprogramm zum Schutz der Grundwasserkörper Grazer Feld, Leibnitzer Feld und Unteres Murtal erlassen und Schongebiete bestimmt werden; Grundwasserschutzprogramm Graz bis Bad Radkersburg 2018.

Leeson A, Thompson T, Stroo HF, Anderson RH, Speicher J, Mills MA, Willey J, Coyle C, Ghosh R, Lebrón C, Patton C (2021) Identifying and Managing Aqueous Film-Forming Foam-Derived Per- and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment. *Environmental toxicology and chemistry* 40: 24–36. doi:10.1002/etc.4894

Lieb GK (1997) Landschaftsgliederung der Steiermark; T.10 Leibnitzer Feld. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 15 Energie, Wohnbau, Technik. <https://www.umwelt.steiermark.at/cms/beitrag/10029086/845054/>. Zugegriffen: 02. Juni 2023.

Mach J, Rock G, Klammler G, Draxler J, Kupfersberger H, Fank J (2019) Gekoppelte Grundwasserströmungs- und Nitrattransportmodelle in den Grundwasserkörpern Leibnitzer Feld und Unteres Murtal. Unveröffentlichter Bericht.

McGarr JT, Mbonimpa EG, McAvoy DC, Soltanian MR (2023) Fate and Transport of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) at Aqueous Film Forming Foam (AFFF) Discharge Sites: A Review. *Soil Systems* 7: 53. doi:10.3390/soilsystems7020053

Milinic J, Lacorte S, Vidal M, Rigol A (2015) Sorption behaviour of perfluoroalkyl substances in soils. *The Science of the total environment* 511: 63–71. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.12.017

Mortimer CE, Müller U (2010) Chemie; Das Basiswissen der Chemie. Thieme, Stuttgart.

Moser M (2016) Geofast; Zusammenstellung ausgewählter Archivunterlagen der Geologischen Bundesanstalt. Geologische Bundesanstalt, Wien.

- Muellegger C, Weilhartner A, Battin TJ, Hofmann T (2013) Positive and negative impacts of five Austrian gravel pit lakes on groundwater quality. *The Science of the total environment* 443: 14–23. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.10.097
- National Centre for Groundwater Research and Training (2021) The potential for offsite transport of PFAS from Southern Waste Depot, McLaren Vale. https://www.epa.sa.gov.au/files/14843_swr_report_offsite_pfas_tpt_feb2021.pdf. Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Nestler W (2014) Grundwasserneubildung durch die Mur im Grundwasser des Murtal-Aquifer und deren Abbildung in Grundwasserganglinien. Magisterarbeit, Graz. <https://unipub.uni-graz.at/obvugrhs/content/titleinfo/239685>. Zugegriffen: 14. Januar 2014.
- Nilsson S, Smurthwaite K, Aylward LL, Kay M, Toms LM, King L, Marrington S, Barnes C, Kirk MD, Mueller JF, Bräunig J (2022) Serum concentration trends and apparent half-lives of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in Australian firefighters. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 246. doi:10.1016/j.ijheh.2022.114040
- OECD (2018) Toward a New Comprehensive Global Database of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs); Summary Report on Updating the OECD 2007 List of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). [https://one.oecd.org/document/ENV/JM/WRPR\(2018\)5/en/pdf](https://one.oecd.org/document/ENV/JM/WRPR(2018)5/en/pdf). Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- OECD (2021) Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance. [https://one.oecd.org/document/ENV/CBC/MONO\(2021\)25/En/pdf](https://one.oecd.org/document/ENV/CBC/MONO(2021)25/En/pdf). Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- OECD (2022) Fact Cards of Major Groups of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). [https://one.oecd.org/document/env/cbc/mono\(2022\)1/en/pdf](https://one.oecd.org/document/env/cbc/mono(2022)1/en/pdf). Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- O'Hagan D (2008) Understanding organofluorine chemistry. An introduction to the C-F bond. *Chemical Society reviews* 37: 308–319. doi:10.1039/b711844a
- Österreichischer Bundesfeuerwehrverband (2018) Infoblatt; Fluorhaltige Schaummittel. SG 3.7 - Löschmittel und Lösungsverfahren. https://www.bundesfeuerwehrverband.at/wp-content/uploads/2019/01/E-26-Info_2018.pdf. Zugegriffen: 05. Juli 2023.
- Pelch KE, Reade A, Wolffe TAM, Kwiatkowski CF (2019) PFAS health effects database: Protocol for a systematic evidence map. *Environment international* 130. doi:10.1016/j.envint.2019.05.045
- Place BJ, Field JA (2012) Identification of novel fluorochemicals in aqueous film-forming foams used by the US military. *Environmental science & technology* 46: 7120–7127. doi:10.1021/es301465n
- Pöschl M, Suetterle G, Untersweg T (1982) Erläuterungen zu den geogenen Naturraumpotentialkarten des Bezirkes Leibnitz. Forschungsgesellschaft Joaneum. <https://www.gmld.at/berichte/105396.pdf>. Zugegriffen: 02. Juni 2023.

- Poser A, Swoboda P, Reiser H, Hußnätter J (2019) Von der Idee bis zur Umsetzung: Der Sanierungsplan. Altlastenspektrum. doi:10.37307/j.1864-8371.2019.06.04
- Pozo K, Moreira LB, Karaskova P, Přibylková P, Klánová J, Carvalho MU de, Maranhão LA, Souza Abessa DM de (2022) Using large amounts of firefighting foams releases per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) into estuarine environments: A baseline study in Latin America. Marine pollution bulletin 182. doi:10.1016/j.marpolbul.2022.113938
- QGIS Development Team (2023) QGIS Geographic Information System. QGIS Association
- Reinikainen J, Perkola N, Äystö L, Sorvari J (2022) The occurrence, distribution, and risks of PFAS at AFFF-impacted sites in Finland. The Science of the total environment 829. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.154237
- Ritscher A, Wang Z, Scheringer M et al (2018) Zürich Statement on Future Actions on Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). Environmental health perspectives 126. doi:10.1289/EHP4158
- RM Umweltkonsulenten ZT (2022a) Altstandorte und Altablagerungen Leibnitzer Feld Mitte; Ergänzende Untersuchungen gem. §13 ALSAG. Unveröffentlichter Bericht.
- RM Umweltkonsulenten ZT (2022b) Messwerte Probenahmedurchgang 4. Unveröffentlichter Bericht.
- RM Umweltkonsulenten ZT (2023) Lageplan Schadstofffahne Grundwassermonitoring Leibnitzer Feld; 6 Probenahmedurchgänge 2021 bis 2023. Unveröffentlichter Bericht.
- Rock G, Kupfersberger H (2018) 3D modeling of groundwater heat transport in the shallow Westliches Leibnitzer Feld aquifer, Austria. Journal of Hydrology 557: 668–678. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.12.060
- Salas JD (1993) Analysis and Modeling of Hydrologic Time Series. In: Maidment DR (Hrsg) Handbook of Hydrology. McGraw Hill
- Salzburger Flughafen GmbH (2023) Altlastensanierung Löschschaum; Status Dezember 2023. <https://www.salzburg-airport.com/unternehmen-airport/umwelt/altlastensanierung-loeschschaum>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Schälchli U (1993) Die Kolmation von Fließgewässersohlen; Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Dissertation, Zürich. <https://www.research-collection.ethz.ch/handle/20.500.11850/141759>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Schrenk D, Bignami M, Bodin L, Chipman JK, Del Mazo J, Grasl-Kraupp B, Hogstrand C, Hoogenboom LR, Leblanc J-C, Nebbia CS, Nielsen E, Ntzani E, Petersen A, Sand S, Vleminckx C, Wallace H, Barregård L, Ceccatelli S, Cravedi J-P, Halldorsson TI, Haug LS, Johansson N, Knutsen HK, Rose M, Roudot A-C, van Loveren H, Vollmer G, Mackay K, Riolo F, Schwerdtle T (2020) Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA journal. European Food Safety Authority 18: e06223. doi:10.2903/j.efsa.2020.6223

- Schulze-Makuch D (2005) Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *Groundwater* 43: 443–456. doi:10.1111/j.1745-6584.2005.0051.x
- Silva AO de, Armitage JM, Bruton TA, Dassuncao C, Heiger-Bernays W, Hu XC, Kärrman A, Kelly B, Ng C, Robuck A, Sun M, Webster TF, Sunderland EM (2021) PFAS Exposure Pathways for Humans and Wildlife: A Synthesis of Current Knowledge and Key Gaps in Understanding. *Environmental toxicology and chemistry* 40: 631–657. doi:10.1002/etc.4935
- Simon JA, Abrams S, Bradburne T, Bryant D, Burns M, Cassidy D, Cherry J, Chiang S-Y, Cox D, Crimi M, Denly E, DiGuseppi B, Fenstermacher J, Fiorenza S, Guarnaccia J, Hagelin N, Hall L, Hesemann J, Houtz E, Koenigsberg SS, Lauzon F, Longworth J, Maher T, McGrath A, Naidu R, Newell CJ, Parker BL, Singh T, Tomiczek P, Wice R (2019) PFAS Experts Symposium: Statements on regulatory policy, chemistry and analytics, toxicology, transport/fate, and remediation for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) contamination issues. *Remediation Journal* 29: 31–48. doi:10.1002/rem.21624
- Stahl T (2015) Umwelt- und Gewässerbelastungen durch Fluorchemikalien; Gefahr für unser Grundwasser? 22. September 2015. Landesbetrieb Hessisches Landeslabor. https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/Veranstaltungen/2015/2_Grundwassertag/Umwelt_und_Gewaesserbelastungen_durch_Fluorchemikalien_Stahl.pdf. Zugegriffen: 28. Juni 2023.
- Sunderland EM, Hu XC, Dassuncao C, Tokranov AK, Wagner CC, Allen JG (2019) A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 29: 131–147. doi:10.1038/s41370-018-0094-1
- Sweco (2020) Determining Historic and Current PFAS Levels in AFFF in the Republic of Ireland. <https://www.epa.ie/publications/monitoring--assessment/waste/PFAS-in-fire-fighting-foam-report-web-version.pdf>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Timm A, Peters A, Schwartengraber R, Wessolek G (2015) Gras-Referenzverdunstung für den urbanen Raum - Vergleich und Bewertung von Berechnungsmodellen anhand von Lysimeterdaten. In: Marold B (Hrsg) Bericht 16. Lysimetertagung am 21. und 22. April 2015 an der HBLFA Raumbach-Gumpenstein. Lysimeter research in the system soil - plant - atmosphere. Höhere Bundeslehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning, S 157–160
- TK Consult (2023) Grundwassermodell Außermontafon; Analyse Grundwassertiefstand 2021-2023. https://vorarlberg.at/documents/302033/472065/GW_Aussermontafon_Analyse_Tiefstand_2021-2023.pdf/b03d89f5-ace6-579c-2b93-d73d9ce5dc4c?t=1705503814740. Zugegriffen: 07. Februar 2024.
- Umweltbundesamt (1996) Gesicherte Altlast ST5: Rösslergrube. Altlasten Portal. <https://www.altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Steiermark/Steiermark-ST8.html>. Zugegriffen: 05. Juni 2023.

Umweltbundesamt (2011) Grundwasseralter ausgewählter Grundwasserkörper, 2009/2010; Grazer Feld, Jauntal, Leibnitzer Feld, Rheintal, Unteres Salzbachtal, Wulkatal.

<https://info.bml.gv.at/dam/jcr:6d7ac5d7-d7d5-408e-bdaf-26e606f90a5d/Grundwasseralter%20-%20Grundwasser%20C3%B6rper%202009-2010.pdf>.
Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Umweltbundesamt (2012) Altstandort und Altablagerung "Lederfabrik Schmidt"; Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung.

<https://altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Steiermark/Steiermark-ST30.html>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Umweltbundesamt (2014) Sanierte Altlast ST8: Bildröhrenwerk Lebring. Altlasten Portal.

<https://www.altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Steiermark/Steiermark-ST5.html>. Zugegriffen: 05. Juni 2023.

Umweltbundesamt (2020) PFAS; Gekommen um zu bleiben.

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/schwerpunkt-1-2020-PFAS>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Umweltbundesamt (2021a) Perfluorooctansäure (PFOA).

<https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/persistente-organische-schadstoffe-pop/perfluorooctansaeure-pfoa>. Zugegriffen: 31. Dezember 2023.

Umweltbundesamt (2021b) Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).

<https://www.umweltbundesamt.de/perfluorooctansulfonsaeure-pfos>. Zugegriffen: 18. Juni 2023.

Umweltbundesamt (2022) Altlast S23 "Flughafen Salzburg - Feuerlöschübungsgelände".

<https://www.altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Salzburg/Salzburg-S23.html>. Zugegriffen: 14. Januar 2024.

Umweltbundesamt, KPC (2007) Altlastensanierung in Österreich; Effekte und Ausblick.

https://www.umweltfoerderung.at/fileadmin/user_upload/umweltfoerderung/betriebe/Wasser_Betriebe/Studien_Altlasten/Altlastensanierung_in_Oesterreich_.pdf. Zugegriffen: 30. Januar 2024.

Umweltbundesamt, AGES, BMK (2023) PFAS-Aktionsplan; Maßnahmen zur Reduktion der Belastung von Mensch und Umwelt durch per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in Österreich. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:c161255b-b8c7-4122-b9e9-268f4b63e66b/PFAS_Aktionsplan_2023_UA.pdf. Zugegriffen: 01. Februar 2024.

Untersweg T (1984) Blatt 190 Leibnitz; Bericht 1983 über geologische Aufnahmen im Quartär auf Blatt 190 Leibnitz Jahrbuch der geologischen Bundesanstalt, Wien, S 264–265

Untersweg T (1985) Blatt 190 Leibnitz; Bericht 1984 über geologische Aufnahmen im Quartär auf Blatt 190 Leibnitz Jahrbuch der geologischen Bundesanstalt, Wien, S 333–334

- Untersweg T, Rauch G (1988) Rohstoffsicherung und Raumplanung im Bezirk Leibnitz. Forschungsgesellschaft Joaneum. <https://www.gmlid.at/berichte/97754.pdf>. Zugegriffen: 02. Juni 2023.
- USEPA (1991) Regional Guidance on Handling Chemical Concentration Data Near the Detection Limit in Risk Assessments; Regional Technical Guidance Manual. <https://www.epa.gov/risk/regional-guidance-handling-chemical-concentration-data-near-detection-limit-risk-assessments>. Zugegriffen: 10. Juli 2023.
- USEPA (2022) PFAS Structure List V5. <https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/PFASSTRUCT>. Zugegriffen: 28. Juni 2023.
- VAUDE (Webpräsenz abgerufen 2023) Wasserdicht ohne Fluorcarbone. <https://nachhaltigkeitsbericht.vaude.com/gri/produkte/wasserabweisende-materialien.php>. Zugegriffen: 09. Juni 2023.
- Volz B, Baur J (2019) Flächensanierung mittels Bodenwäsche; Aus einem Raffineriegelände wird ein Technologiestandort. ARGE Sanierung IN-Campus GbR. [https://www.zueblin-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/0C7E6B7459F073AEC1258432002BC77A/\\$File/2019-05-06%20Vortrag%20GAB-ITVAext.pdf](https://www.zueblin-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/0C7E6B7459F073AEC1258432002BC77A/$File/2019-05-06%20Vortrag%20GAB-ITVAext.pdf). Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Volz B, Baur J, Grabmann F, Faigle B (2019) Bodenwäsche neu entdeckt. Altlastenspektrum 28: 205–256. doi:10.37307/j.1864-8371.2019.06
- Vrzel J, Kupfersberger H, Rivera Villarreyes CA, Fank J, Wieser L (2023) Effects of a Gravel Pit Lake on Groundwater Hydrodynamic. Hydrology 10: 140. doi:10.3390/hydrology10070140
- Weiner B, Yeung LWY, Marchington EB, D'Agostino LA, Mabury SA (2013) Organic fluorine content in aqueous film forming foams (AFFFs) and biodegradation of the foam component 6 : 2 fluorotelomermercaptoalkylamido sulfonate (6 : 2 FTSAS). Environmental Chemistry 10: 486. doi:10.1071/EN13128
- Wood, Ramboll, COWI (2020) The use of PFAS and fluorine-free alternatives in fire-fighting foams; Report produced for European Commission DG Environment/European Chemicals Agency (ECHA). https://echa.europa.eu/documents/10162/28801697/pfas_flourine-free_alternatives_fire_fighting_en.pdf/d5b24e2a-d027-0168-cdd8-f723c675fa98. Zugegriffen: 14. Januar 2024.
- Xu Y (2020) hyfo; Hydrology and Climate Forecasting R Package for Data Analysis and Visualization.
- Xu Y, Nielsen C, Li Y, Hammarstrand S, Andersson EM, Li H, Olsson DS, Engström K, Pineda D, Lindh CH, Fletcher T, Jakobsson K (2021) Serum perfluoroalkyl substances in residents following long-term drinking water contamination from firefighting foam in Ronneby, Sweden. Environment international 147. doi:10.1016/j.envint.2020.106333

Zetinigg H (1978) Grundwasseruntersuchungen in der Steiermark. Mitteilungen der Abteilung Geologie, Paläontologie und Bergbau des Steiermärkischen Landesmuseums Joanneum: 109–139.

Zetinigg H (1983) Die Messungen der Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers im Mur- und Mürztal. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Landesbaudirektion.
https://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/11913323_102332494/cafb832d/62.pdf. Zugegriffen: 18. Januar 2024.

Zodrow J, Vedagiri U, Sorell T, McIntosh L, Larson E, Hall L, Dourson M, Dell L, Cox D, Barfoot K, Anderson J (2022) PFAS Experts Symposium 2: PFAS Toxicology and Risk Assessment in 2021—Contemporary issues in human and ecological risk assessment of PFAS. Remediation Journal 32: 29–44. doi:10.1002/rem.21706

Abbildungen

Abbildung 1: Entwicklung der Google Suchen zum Thema „PFAS“ seit 2015 weltweit sowie in Dänemark, Österreich und Deutschland.	1
Abbildung 2: Änderung der Anzahl an Publikationen gegenüber dem Bezugsjahr 2015 zu den Stichworten PFAS, PFAS Remediation und Site Remediation.....	2
Abbildung 3: Vereinfachte Darstellung der PFAS Gruppen und Untergruppen nach OECD-Definition von 2018.....	4
Abbildung 4: Aufbau der perfluorierten Carbonsäuren am Beispiel der Perfluorooctansäure und perfluorierten Sulfonsäuren am Beispiel der Perfluorooctansulfonsäure.	5
Abbildung 5: Flussdiagramm der normgerechten Vorgehensweise zur Planung von Altlastensanierungen.....	16
Abbildung 6: Lage des Leibnitzer Feldes im Südwesten der Steiermark und Darstellung des Untersuchungsraums mit bekannten Altlasten und Verdachtsflächen.....	18
Abbildung 7: Ausschnitte von abgedeckter geologischer Karte und geologischem Profil des steirischen Beckens.	20
Abbildung 8: Konzeptuelles Profil durch das Quartär im Westlichen Leibnitzer Feld.....	21
Abbildung 9: Geologie des Quartärs im Westlichen Leibnitzer Feld mit Stauerrelief und Lage des Grundwasserschongebiets.	22
Abbildung 10: Piper-Furtak Diagramm der Hauptionen für das gesamte Leibnitzer Feld.	28
Abbildung 11: Karte der interpretierten Schadstofffahne ergänzt um ungefähre Lage bekannter Altlasten und Verdachtsfälle.	31
Abbildung 12: Entwicklung des mittleren Grundwasserstandes im Westlichen Leibnitzer Feld über den Untersuchungszeitraum.....	48
Abbildung 13: Grundsätzliche Grundwasserströmungsrichtung im Juni 2022 mit Lage der gemessenen zentralen Schadstofffahne.....	49
Abbildung 14: Auswirkungen der im Rahmen der Sensitivitätsanalysen durchgeführten Parameteranpassungen auf die Grundwassersituation im Umfeld der gemessenen Schadstofffahne.	51
Abbildung 15: Vergleich der Grundwasserströmungsrichtung sowie des Grundwasserspiegels im bestehenden und angepassten Modell für August 2014.	57
Abbildung 16: Vergleich der modellierten Grundwasserstände des angepassten sowie des Bestandsmodells mit den gemessenen Grundwasserständen.....	58
Abbildung 17: Berechnete und gemessene Verläufe der Grundwasserstände im Bereich der Schadstofffahne.	59
Abbildung 18: Violin-Plot der Konzentrationen innerhalb der Schadstofffahne für die 10 betrachteten PFAS.....	61

Abbildung 19: Zusammensetzung der Kontamination an Messstellen im Umfeld der zentralen Schadstofffahne.	62
Abbildung 20: Verlauf der Mediankonzentrationen für die Einzelsubstanzen und den PFAS20 Summenparameter entlang der Schadstofffahne.	63
Abbildung 21: Verlauf der Mediankonzentrationen in den Clustern über die Zeit.	64
Abbildung 22: Auswirkungen verschiedener Dispersivitätswerte auf die stabile Fahnenausdehnung.	65
Abbildung 23: Logarithmische Abnahme der gemessenen und modellierten Konzentration über die Schadstofffahne bei $D_1 = 35$ m.	66
Abbildung 24: Ausbreitungsgeschwindigkeit der modellierten Kontamination für verschiedene Adsorptionskoeffizienten.	68
Abbildung 25: Gegenüberstellung von modellierten Schadstofffahnen und gemessenen Konzentrationen.	71
Abbildung 26: Flussdiagramm zur Bodenwäsche von mit PFAS belastetem Material durch die ARGE Sanierung IN-Campus.	74
Abbildung 27: Auswirkungen von Sperrbrunnenvarianten nach einem Betriebsjahr auf die Summenkonzentration von PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA.	78

Tabellen

Tabelle 1: Durchschnittliche Zusammensetzung der Gerölle im Grazer und Leibnitzer Feld.	23
Tabelle 2: Koeffizient der Grundwasserneubildung zur Bestimmung der täglichen Grundwasserneubildung.....	40
Tabelle 3: Mittlere Entnahmeraten der öffentlichen Wasserversorgung im Westlichen Leibnitzer Feld zwischen 2013 und 2023.....	41
Tabelle 4: Nomenklatur verwendeter hydrogeologischer Fachbegriffe.....	42
Tabelle 5: Sensitivität der Grundwasserströmungsrichtung auf die untersuchten Parameter sowie getätigte Anpassungen.....	56
Tabelle 6: Überschlägige Berechnung von Absenkradius nach Sichardt und nötiger Förderrate nach Dupuit-Thiem sowie nötige Brunnen zur Abdeckung einer Schadstofffahnenbreite von 400 m für verschiedene Absenktiefen.....	77

Formeln

Formel 1: Berechnung der Grundwasserneubildung im vereinfachten Verfahren.	40
Formel 2: Berechnung des Speicherkoeffizients.....	42
Formel 3: Berechnung der nutzbaren Porosität nach Marotz.....	43
Formel 4: Berechnung der adsorbierten Konzentration (lineare Adsorptionsisotherme).....	46
Formel 5: Berechnung der Reichweite eines Absenktrichters nach Sichardt.	76
Formel 6: Wasserandrang bei Grundwasserabsenkung nach Dupuit-Thiem.	76

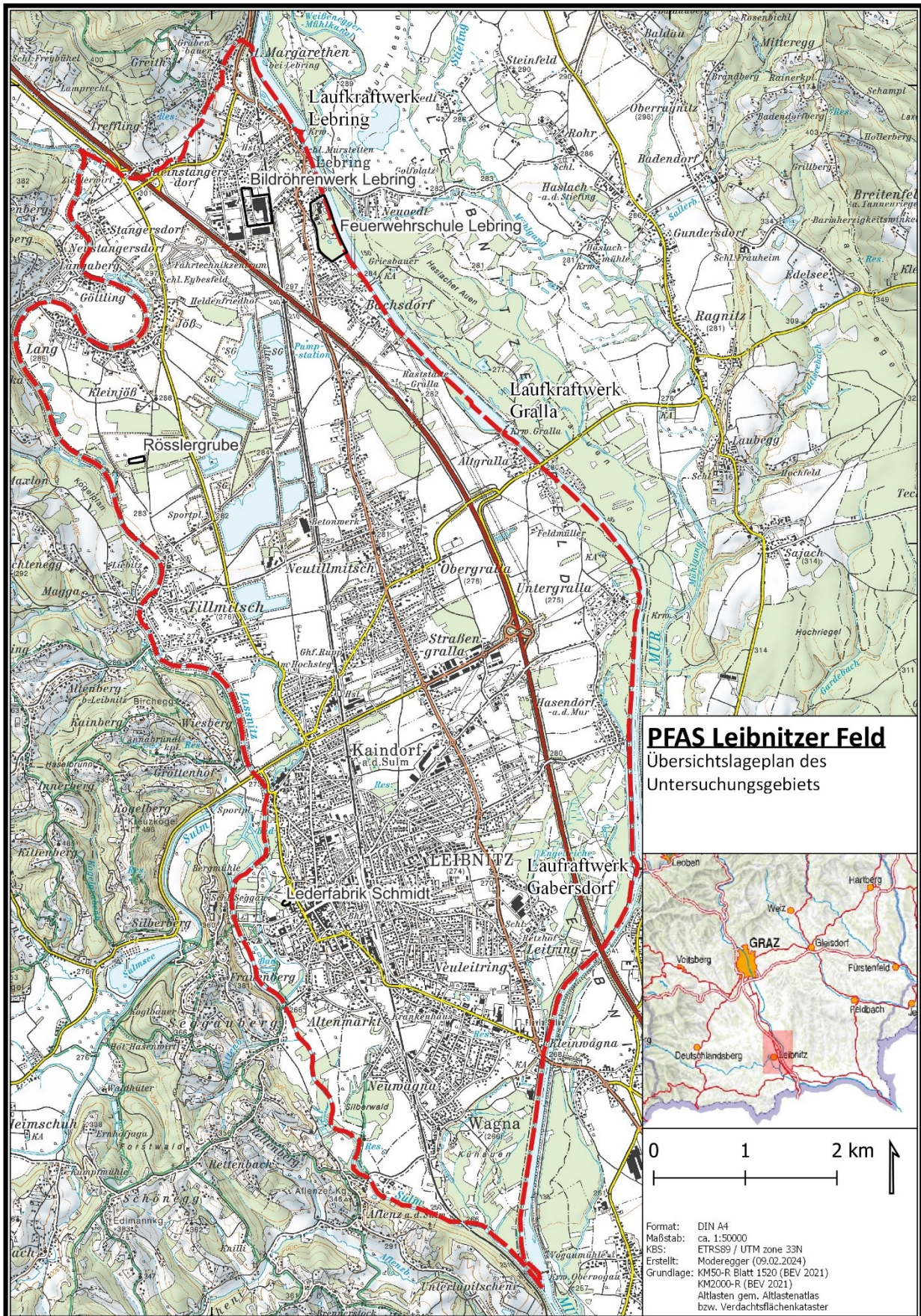
Abkürzungen

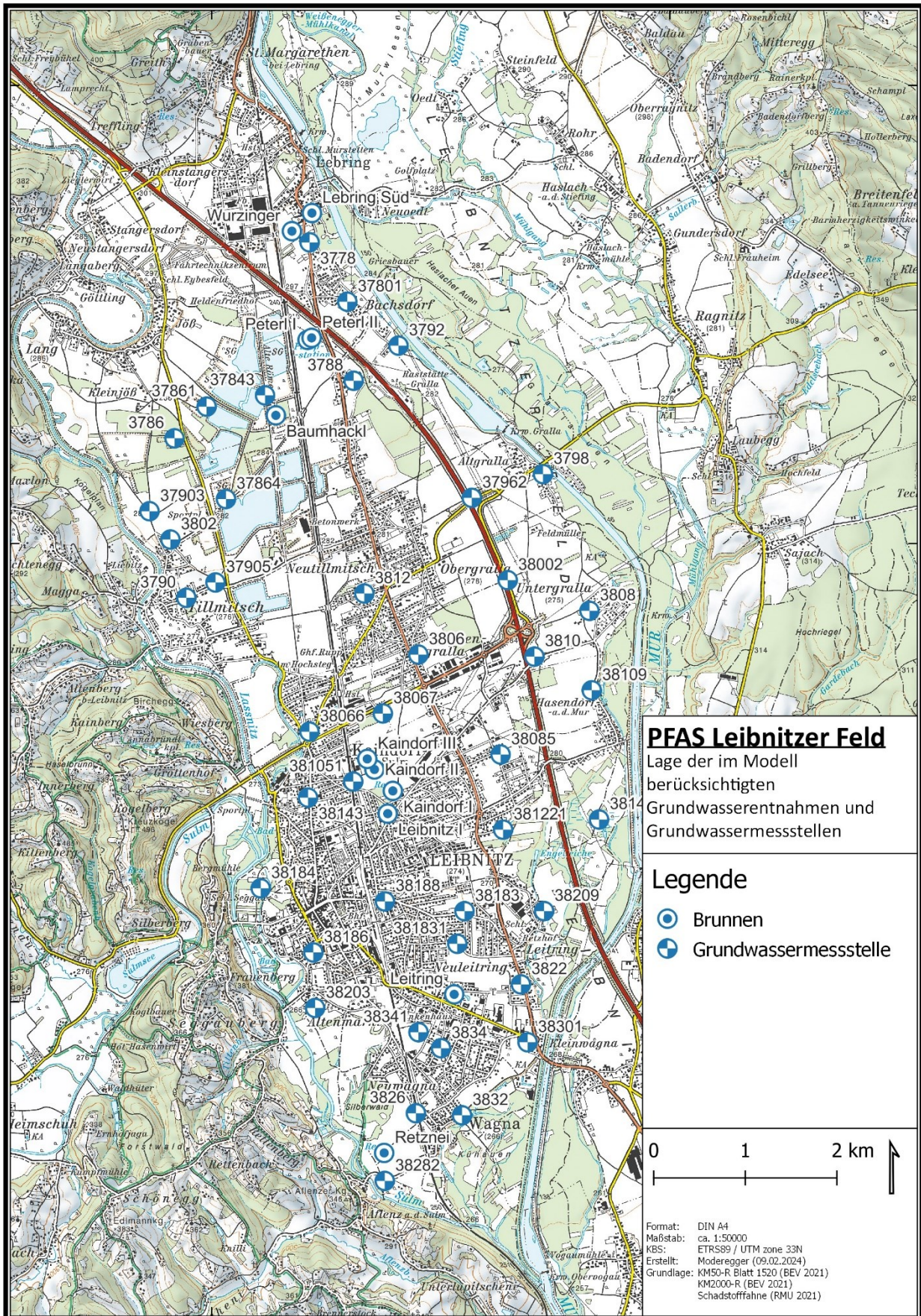
4:2-FTS	4:2-Fluortelomersulfonsäure, CAS-Nr. 757124-72-4
6:2-FTS	6:2-Fluortelomersulfonsäure, CAS-Nr. 27619-97-2
6:2-FtTAoS	6:2-Fluortelomerthioamidosulfonat, CAS-Nr. 88992-47-6
8:2-FTS	8:2-Fluortelomersulfonsäure, CAS-Nr. 39108-34-4
ADONA	Ammoniumsalz der Perfluor-4,8-dioxa-3H-nonansäure, CAS-Nr. 958445-44-8
AFFF	Aqueous Film Forming Foam
ALSAG	Altlastensanierungsgesetz
AR-AFFF	Alkoholresistente AFFF
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
B(a)p	Benzo(a)pyren
C	Kohlenstoff
CAS-Nummer	Chemical Abstract Service Registry Number
-COOH	Carboxylrest
ECF	Elektrochemische Fluorierung
ECHA	Europäische Chemikalienagentur
EFSA	Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit
EU-TWRL	Europäische Trinkwasserrichtlinie
F	Fluor
FCKWs	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
Feuerwehrschiele Lebring	Feuerwehr- und Zivilschutzschule Steiermark
FP-AFFF	Fluorproteinbasierte AFFF
FTOHs	Fluortelomeralkohole
FTS	Fluortelomersulfonsäuren
FtTAoS	Fluortelomerthioamidosulfonate
GenX	Siehe HFPO-DA
GKZ	Gemeindekennzahl
H	Wasserstoff
H-Brücken	Wasserstoffbrückenbindungen
HFPO-DA	Ammoniumsalz der Hexafluorpropylenoxid-dimersäure, CAS-Nr. 13252-13-6
LC-MS/MS	Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
MAE	Median Absolute Error
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
-OH	Hydroxylrest
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
PFAS16	16 der PFAS20 die im Rahmen von POPMON II untersucht wurden und deren Summenkonzentration aufgrund des Fingerabdrucks der Kontamination hier äquivalent zu der der PFAS20 betrachtet werden kann.

PFAS20	20 ausgewählte PFAS für deren Summenkonzentration gem. europäischer Trinkwasserrichtlinie der Grenzwert von 0,1 µg/l gilt.
PFAS4	PFOS, PFHxS, PFPeA und PFHxA als Hauptkontaminanten im betrachteten Schadensfall
PFBS	Perfluorbutansulfonsäure, CAS-Nr. 375-73-5
PFCAs	Perfluorierte Carbonsäuren
PFDA	Perfluordekansäure, CAS-Nr. 335-76-2
PFHxA	Perfluorhexansäure, CAS-Nr. 307-24-4
PFHxS	Perfluorhexansulfonsäure, CAS-Nr. 355-46-4
PFNA	Perfluornonansäure, CAS-Nr. 375-95-1
PFOA	Perfluoroctansäure, CAS-Nr. 335-67-1
PFOS	Perfluoroctansulfonsäure, CAS-Nr. 1763-23-1
PFPeA	Perfluorpentansäure, CAS-Nr. 2706-90-3
PFSA _s	Perfluorierte Sulfonsäuren
POPs	Persistent Organic Pollutants
-R	Alkylrest
RPF	Relativer Potenzfaktor
-SO ₂ -	Sulfonylrest
TOC	Total Organic Carbon
TOP-Methode	Bestimmung der Total Oxidizable Precursor
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WRG	Wasserrechtsgesetz

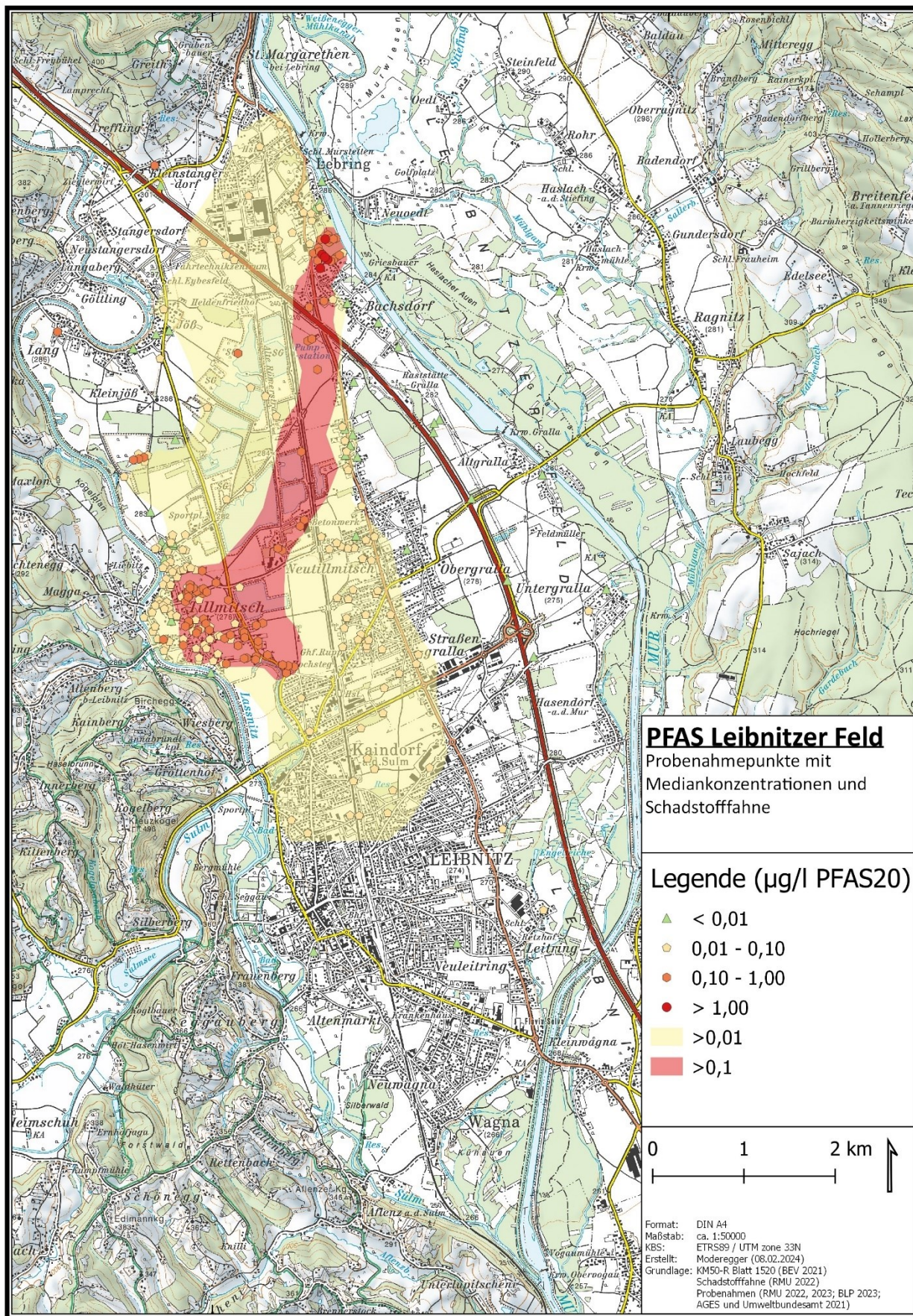
Anhang

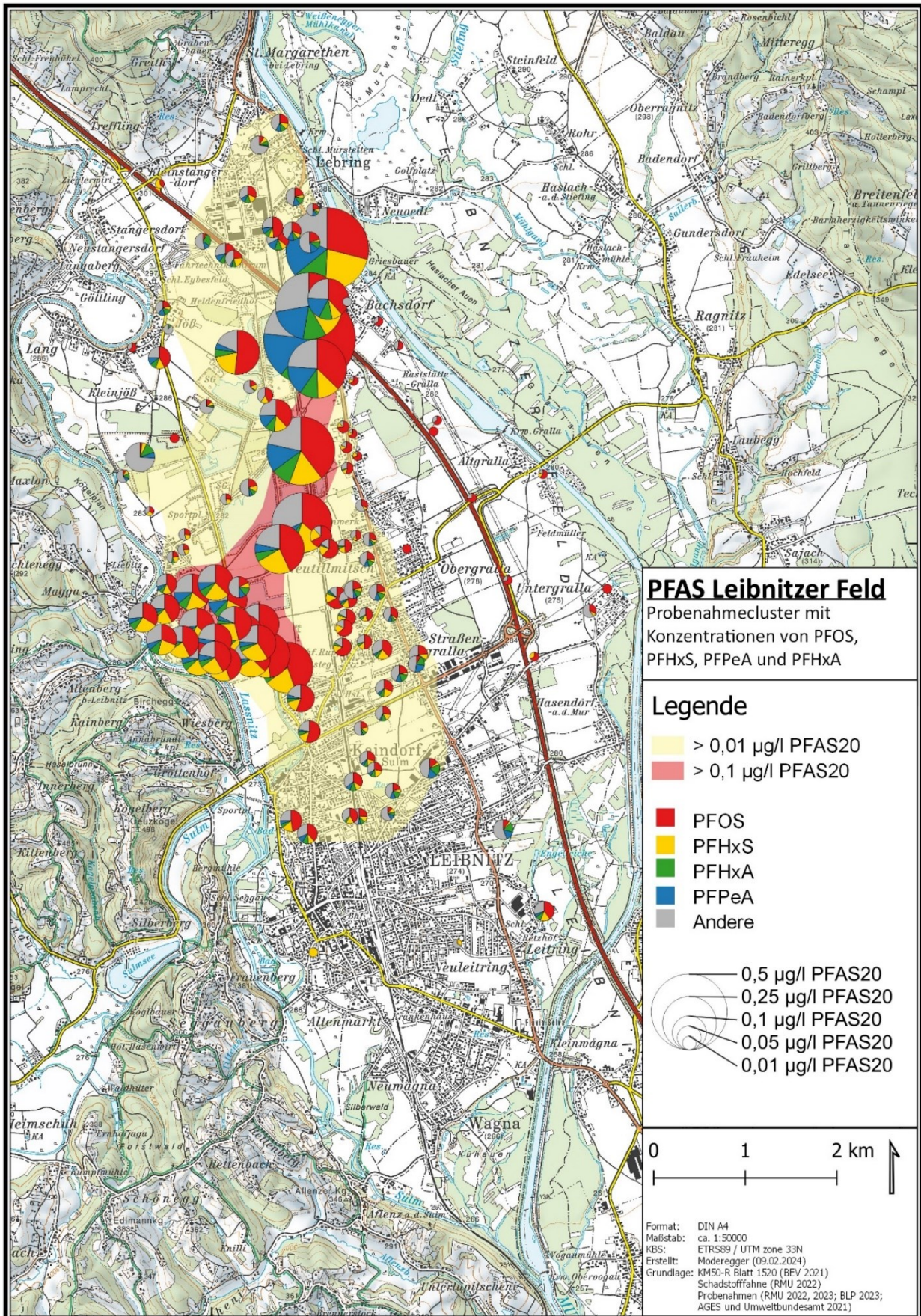
Anhang 1 Lagepläne



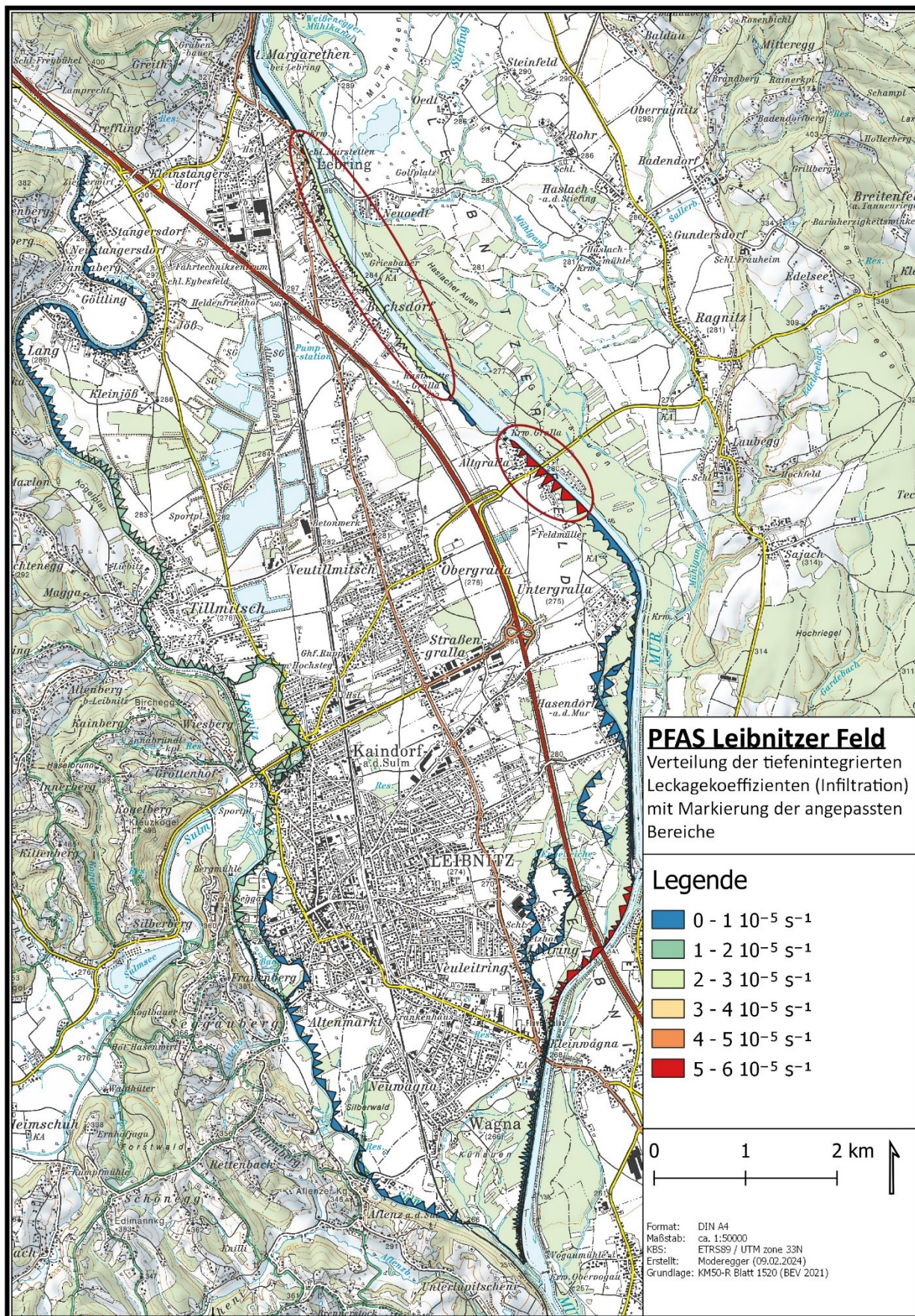


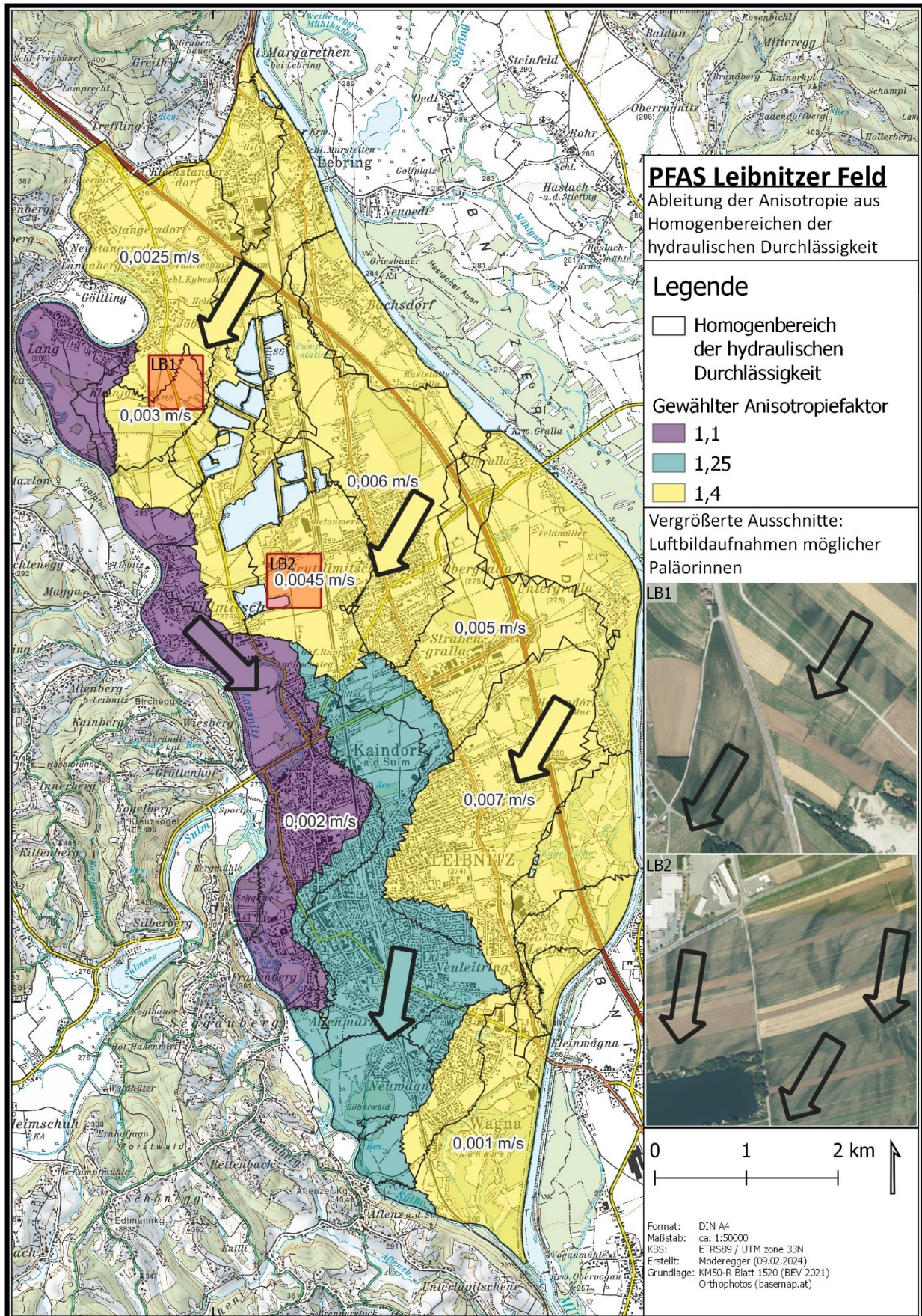
Anhang 2 Ergebnisse bisheriger Untersuchungen





Anhang 3 Anpassungen im Grundwasserströmungsmodell





Anhang 4 Änderungen von Grundwasserströmung und -stand

