

# **Einfluss von Haldenwässern auf kleine Fließgewässer am Beispiel des Trenkelbachs und des Lochwiesbachs**



M.Sc. Bastian Oberhausen, Dipl.-Geogr. Angelika Meyer, Dipl.-Ing. (FH) Elisabeth Fünfroeken,  
Prof. Dr. Guido Kickelbick, Prof. Dr. Ralf Kautenburger, Prof. Dr. Horst P. Beck,  
Universität des Saarlandes

Institut für Anorganische Festkörperchemie  
66041 Saarbrücken

[www.gewaesser-monitoring.de](http://www.gewaesser-monitoring.de)

Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Klima, Mobilität, Agrar und Verbraucherschutz  
Referat E/2 Wasser und Abwasser

---

***Wir möchten an dieser Stelle denjenigen recht herzlich danken,  
die uns während des Messzeitraumes fachlich und praktisch  
bei der Durchführung des Projektes unterstützt haben:***

*Herrn Dr. Götzinger, Frau Dr. Stief und Herrn Becker  
vom Ministerium für Umwelt, Klima, Mobilität, Agrar und Verbraucherschutz;*

*Herrn Dr. Haybach, Frau Kaiser, Herrn Stoffels und Herrn Rigoll  
vom Landesamt für Umwelt - und Arbeitsschutz;*

*Herrn Decker vom Bergamt Saarbrücken,*

*Frau Dr. Brix von der Arbeitsgruppe WASTE der Universität des Saarlandes,  
dem Schäferhundeverein OG Quierschied e.V.*

---

## INHALT

<b>1</b>	<b><u>EINLEITUNG</u></b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b><u>GRUNDLAGEN</u></b> .....	<b>2</b>
2.1	TECHNISCHE GRUNDLAGEN .....	2
2.2	THEMATISCHER HINTERGRUND .....	3
2.2.1	DER BERGBAU IM SAARLAND .....	3
2.2.2	EINFLUSS DES NACHBERGBAUS AUF DIE AQUATISCHE UMWELT .....	4
2.3	BETRACHTUNGSRÄUME .....	8
<b>3</b>	<b><u>ERGEBNISSE UND DISKUSSION</u></b> .....	<b>10</b>
3.1	NÄHRSTOFFE, TEMPERATUR UND SAUERSTOFF .....	11
3.2	CHARAKTERISIERUNG MITTELS IONENCHROMATOGRAPHIE .....	19
3.3	HALDENRELEVANTE INDIKATORPARAMETER .....	21
3.4	BEPROBUNG DER BEIDEN ABSINKWEIHER UND IHRER HAUPTZULÄUFE .....	30
3.5	METALLANALYTIK MITTELS ICP-MS .....	27
3.6	VERGLEICH DER ERGEBNISSE VON TRENKELBACH UND LOCHWIESBACH .....	31
3.6.1	NÄHRSTOFFE .....	32
3.6.2	HALDENRELEVANTE INDIKATORPARAMETER .....	33
3.6.3	METALLE .....	37
<b>4</b>	<b><u>ZUSAMMENFASSUNG</u></b> .....	<b>39</b>
<b>5</b>	<b><u>LITERATUR</u></b> .....	<b>41</b>
<b>6</b>	<b><u>ANHANG</u></b> .....	<b>43</b>

---

## VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN UND TABELLEN

Abb. 1-1: Standorte der Messstationen (Quelle: MUKMAV). .....	1
Abb. 2-1: Schematische Darstellung einer mobilen Messstation. ....	2
Abb. 2-2: Entwicklung der kumulativen Alkalinität/Azidität in einem geschlossenen Reaktionssystem (keine Strömung) aufgrund der Zersetzung von Calcit, der kontinuierliche Säurefreisetzung durch die Oxidation von Pyrit und die Verwitterung der Aluminosilikatminerale. Angepasst von [4]. ....	7
Abb. 2-3: Einzugsgebiet des Trenkelbachs (rot), Lage der Halde Maybach (braun) und Position der Messstation (orange). (Quelle: Zora, Maßstab ca. 1:12000) .....	9
Abb. 2-4: Verlauf des Lochwiesbach und Position der Probenahmepunkte (orange: Austritt aus dem Stollen, grün: kurz oberhalb der Mündung in den Sulzbach). (Quelle: Zora, Maßstab ca. 1 : 5200)....	10
Abb. 3-1: Temperatur- und Niederschlagsdaten der Wetterstation Quierschied im Vergleich mit der am Trenkelbach gemessenen Wassertemperatur und dem am Fischbach ermittelten Abfluss. (Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023).....	11
Abb. 3-2: Nitratkonzentrationen des Trenkelbach an der online Messstation, Abfluss (Pegel Fischbach) und Niederschlag (Wetterstation Quierschied) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.....	12
Abb. 3-3: Einträge von Ammonium an der Messstation Trenkelbach und Niederschlag (Wetterstation Quierschied). Ausgewählte Zeitabschnitte aus dem Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023. .	13
Abb. 3-4: Lage des Regenüberlaufs RÜ 1a Trenkelbachweiher (Kreis), des Regenüberlaufbeckens RÜB 15 Trenkelbach (Quadrat) und Entnahmepunkt der Messstation (Dreieck), sowie Überblick über die Entlastungsbauwerke im Einzugsgebiet des Trenkelbachs. ....	13
Abb. 3-5 Einträge von Ammonium, ortho-Phosphat, Gesamt-Phosphor und TOC aus Mischwasserentlastung an der Messstation Trenkelbach in Folge von Regenereignissen. Ausgewählte Zeitabschnitte aus dem Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.....	14
Abb. 3-6: Einträge von Ammonium, ortho Phosphat-P und Gesamt-Phosphor an der Messstation Trenkelbach, sowie der Niederschlag an der Wetterstation <i>Quierschied</i> . Ausgewählte Zeitabschnitte aus dem Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023. ....	15
Abb. 3-7: Auftragung der an der Messstation Trenkelbach bestimmten ortho-Phosphat-P Werte gegen den gemessenen Gesamt-Phosphor Gehalt. In rot ist die Winkelhalbierende dargestellt. ....	15
Abb. 3-8: Sauerstoff Gehalt und Wassertemperatur des Trenkelbachs im Messzeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023. Die in der OGewV [10] festgelegten Grenzwerte für Sauerstoff und Temperatur für den guten ökologischen Zustand als gestrichelte Linien dargestellt .....	16
Abb. 3-9: Sauerstoff-Gehalte in Abhängigkeit von der Wassertemperatur (Messstation Trenkelbach) im Messzeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023. In rot ist der temperaturabhängige theoretische Sauerstoffsättigungswert bei Normaldruck dargestellt.....	17
Abb. 3-10: Tageszyklen von Temperatur und Sauerstoff gemessen am Trenkelbach im Zeitraum vom 11. bis zum 16. August 2022. ....	18
Abb. 3-11: Natrium-, Kalium- und Magnesiumgehalt (Messstation Trenkelbach), sowie Abfluss (Pegel Fischbach) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.....	20

---

Abb. 3-12: Fluorid-, Chlorid- und Bromidgehalt (Messstation Trenkelbach), sowie Abfluss (Pegel Fischbach) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.....	20
Abb. 3-13: pH-Wert des Trenkelbach an der online Messstation im Zeitraum vom 11. bis zum 16. August 2022. ....	22
Abb. 3-14: Vergleich der online Sulfat Messungen mit den mittels IC bestimmten Sulfatgehalten im Trenkelbach im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023. ....	23
Abb. 3-15: Sulfateinträge und gemessene Leitfähigkeit (Messstation Trenkelbach), sowie Abfluss (Pegel Fischbach) und Niederschlag (Wetterstation Quierschied) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.....	24
Abb. 3-16: Calciumgehalt, TIC und gemessene Leitfähigkeit (Messstation Trenkelbach), sowie Abfluss (Pegel Fischbach) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023. ....	25
Abb. 3-17: Auftragung der berechnete Leitfähigkeitswerte gegen die gemessenen Werte sowie Korrelation zwischen den beiden Größen. ....	26
Abb. 3-18: Lage der Probenahmestellen TBW1 bis TBW5.....	30
Abb. 3-19: Lage der Probenahmestellen LWB1 bis LWB4 am Lochwiesbach. ....	32
Abb. 3-20: An der Messstelle LWB4 ermittelte Leitfähigkeit, sowie Leitfähigkeitsverlauf im Längsprofil des Lochwiesbaches für ausgewählte Daten.....	34
Abb. 3-21: Konzentrationen der mittels IC gemessenen Parameter am 18. Mai 2021 in Abhängigkeit vom Probenahmepunkt am Lochwiesbach.....	34
Abb. 3-22: Aufnahme der beiden Probenahmestandorte LWB1 (links) und LWB4 (rechts). ....	37
Abb. 3-23: Eisen- und Mangankonzentrationen am 19. April 2021 bis 10. Juni 2021 am Probenahmepunkt LWB4 am Lochwiesbach. ....	38
Abb. 6-1: Box-whisker-plots der Stundenmittelwerte des Trenkelabach in Quierschied vom 02. Juli 2022 bis 08. März 2023; a) Nitrat, b) Ammonium, c) ortho-Phosphat, d) gesamt Phosphor, e) Sauerstoff, f) Temperatur, g) pH, h) TOC, i) TIC, j) Trübung, k) Sulfat.....	44
Abb. 6 2: Lage der Halden Maybach und Mellin und Verlauf der Gewässer Trenkelbach, Fischbach, Lochwiesbach und Sulzbach	
Tab. 2-1: Flächenanteile des Einzugsgebietes des Trenkelbachs. ....	8
Tab. 3-1: Zusammenfassung der online erhobenen Daten am Trenkelbach im Messzeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023, jeweilige Orientierungswerte (OW) der OGewV [10] bzw. Schwellenwert (SW) des für Nitrat gemäß Methodenhandbuch [13]. ....	19
Tab 3-2: Zusammenfassung der mittels IC bestimmten Parameter im Trenkelbach und Orientierungswert (OW) der OGewV [10] für Chlorid sowie Schwellenwert (SW) für Nitrat gemäß Methodenhandbuch [13].....	21
Tab. 3-3: Zusammenfassung der Haldenparameter und Orientierungswerte (OW) der OGewV [10] für Chlorid, Sulfat und den pH Wert.....	26

---

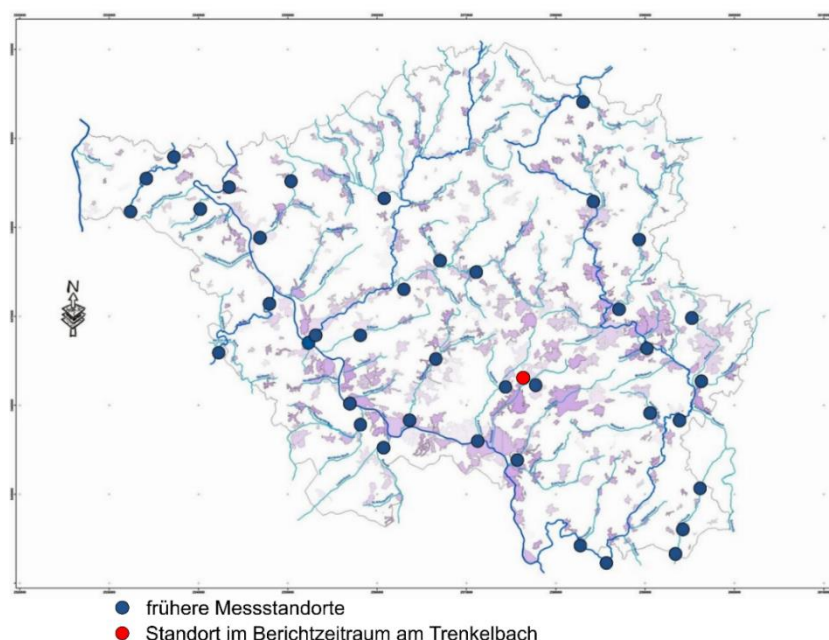
Tab 3-5: Überblick über die bestimmten Mangan Eisen und Aluminiumkonzentrationen im Rahmen der manuellen Probenahme im Trenkelbach im Zeitraum vom 05. Januar bis zum 8. März 2023. ....	27
Tab 3-6: Bestimmte bioverfügbare Mengen von Nickel, Blei und Cadmium im Zeitraum vom 05. Januar 2023 bis 08. März 2023 an der Messstation Trenkelbach, sowie der entsprechenden JD-UQNs/HK-UQNs. ....	28
Tab. 3-7: Zusammenfassung der Messdaten vom 05. Januar 2023 bis 08. März 2023 an der Messstation Trenkelbach. In blau bzw. orange sind die in der OGewV festgelegten Grenzwerte für den guten ökologischen Zustand bzw. die Einleitergrenzwerte dargestellt. ....	29
Tab. 3-4: Zusammenfassung der Ergebnisse der mittels IC bestimmten Parameter an den Trenkelbachweiher-Messstellen am 03. August 2023.....	31
Tab. 3-8: Zusammenfassung der Nährstoffparameter am Lochwiesbach (grau) (LBW4 Mündung: 19. April bis 10. Juni 2021 und am Trenkelbach (weiß) (Messstation: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023)...	33
Tab. 3-9: Zusammenfassung mittels IC gemessenen Parameter und der elektrochemischen Messgrößen am Lochwiesbach (grau) (LWB4 Mündung: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023) und am Trenkelbach (weiß) (Messstation: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023).....	36
Tab. 3-10: Zusammenfassung der Mangan- und Eisengehalte am Lochwiesbach (grau) (LBW4 Mündung: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023) und am Trenkelbach (weiß) (Messstation: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023).....	38

## 1 Einleitung

Zeitlich hoch aufgelöste Messungen, welche Messdaten in einer Frequenz von wenigen Minuten liefern, erlauben nicht nur die Erstellung eines genauen Abbilds der Konzentrationsverläufe in einem Fließgewässer. Sie ermöglichen zudem eine Differenzierung zwischen punktuellen und diffusen Einträgen sowie die Ermittlung ihrer Eintragspfade.

Mit Hilfe der von der Arbeitsgruppe GEWÄSSERMONITORING der Universität des Saarlandes im Rahmen eines EU-LIFE-Projektes<sup>1</sup> konzipierten mobilen Messstationen können Nährstoffparameter wie Phosphor, TOC und Stickstoff in Form von Nitrat und Ammonium sowie weitere Messgrößen wie Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit und Trübung in sehr hoher zeitlicher Auflösung ermittelt werden. Diese Stationen werden seither in Ergänzung der Überwachungsprogramme zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Klima, Mobilität, Agrar und Verbraucherschutz (MUKMAV) in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umwelt und Arbeitsschutz des Saarlandes (LUA) im Rahmen eines investigativen Monitorings eingesetzt.

Die im Folgenden dargestellte Karte des Saarlandes (Abb. 1-1) zeigt die Standorte, an denen bereits gemessen wurde (blau), sowie den Messstandort am Trenkelbach (rot), welcher Gegenstand dieser Untersuchung ist.



**Abb. 1-1: Standorte der Messstationen (Quelle: MUKMAV).**

---

<sup>1</sup> LIFE00 ENV/D/000337: „Ferngesteuerte Kontrolle des eutrophierenden Eintrags aus diffusen Quellen in der Region SAAR-LOR-LUX“ in den Betrachtungsräumen Nied und Attert (2001 – 2004)

## 2 Grundlagen

### 2.1 Technische Grundlagen

Die Messstationen sind als mobile Anhänger konzipiert, in denen sich verschiedene Messgeräte zur Erfassung der Gewässergüte befinden.

Eine Tauchpumpe, welche in das Gewässer gelegt wird, fördert kontinuierlich Flusswasser in den in der Messstation befindlichen Probenkopf; über ein weiteres Rohrsystem wird der Überlauf des Probenkopfes ins Gewässer zurückgeleitet (Abb. 2-1). Im Probenkopf selbst befinden sich die Messsonden zur Erfassung von Nitrat, Trübung, Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit, sowie die Entnahme-Einheiten der online-Photometer für die Bestimmung der Konzentrationen von Ammonium, Phosphor als ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor sowie TOC (*Total Organic Carbon* = Gesamter organischer Kohlenstoff) und TIC (*Total Inorganic Carbon* = Gesamter anorganischer Kohlenstoff). Am beschriebenen Standort wurde zudem ein Analysator für Sulfat integriert.

Je nach Messmethode können sehr kurze Messintervalle zwischen wenigen Sekunden und zehn Minuten realisiert werden. Die Messwerte werden im Fünfminuten-Rhythmus von einem Datenlogger erfasst und können von dort über ein Mobilfunk-Modem abgerufen werden.

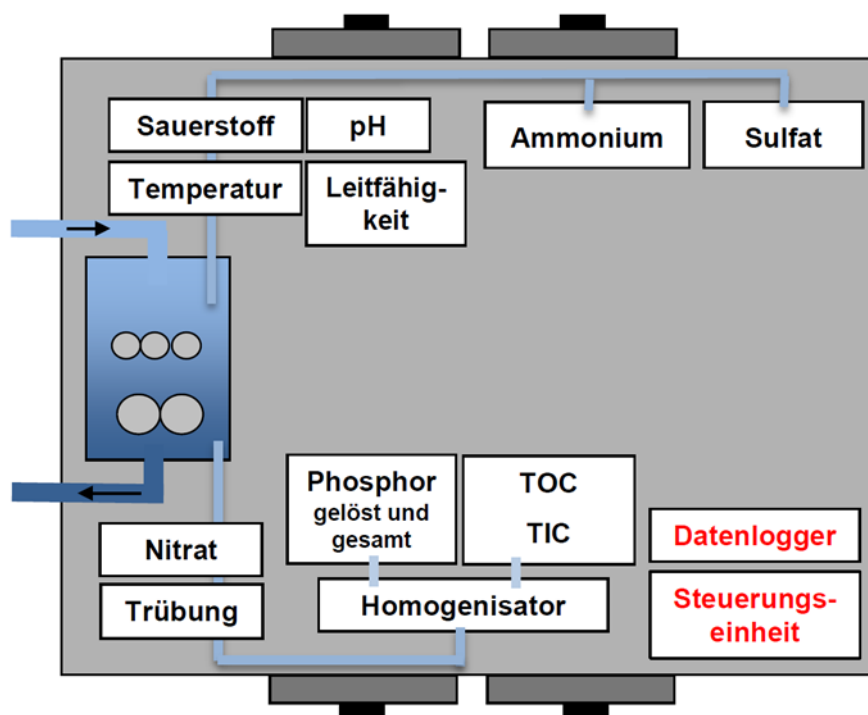


Abb. 2-1: Schematische Darstellung einer mobilen Messstation.

Um die Funktionalität der einzelnen Messgeräte zu überprüfen, werden wöchentlich Vergleichsproben analysiert und den online ermittelten Werten gegenübergestellt. Dabei werden vor Ort Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit mit Hilfe von Handmessgeräten sowie die



Konzentrationen von Phosphat, Ammonium, Nitrat und Nitrit mit photometrischen Schnelltests (Fa. Hach) bestimmt. Zudem werden Proben entnommen und im Labor mittels VarioTOC (Fa. Elementar) auf TOC und TIC untersucht.

Zusätzlich werden die Online-Messungen durch Ionenchromatographie (IC)-Messungen unterstützt. Auch hier erfolgte die Analyse im wöchentlichen Turnus. Untersucht wurden die Parameter Lithium, Natrium, Ammonium, Kalium, Calcium, Magnesium, Fluorid, Chlorid, Bromid, Nitrit, Nitrat, Sulfat und Phosphat.<sup>2</sup>

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden darüber hinaus die Nebenbestandteile Mangan, Eisen, Aluminium, Nickel, Zink, Kupfer, Arsen, Chrom, Blei, Cadmium und Gallium im Zeitraum vom 05.01.2023 bis 08.03.2023 mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (engl.: Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry; ICP-MS) untersucht. Auch hier erfolgte die Untersuchung in Form von wöchentlichen Beprobungen.

## **2.2 Thematischer Hintergrund**

### **2.2.1 Der Bergbau im Saarland**

Der saarländische Bergbau ist seit der Keltenzeit durch Ausgrabungen belegt und lässt sich bis auf 700 v. Chr. zurückdatieren. Während der Bergbau seit 1429 schriftlich belegt ist, begann der planmäßige Bergbau erst Mitte des 18. Jahrhunderts mit der Verstaatlichung der Kohlengruben durch Wilhelm Heinrich, Fürst von Nassau-Saarbrücken. In der Zeit der Industrialisierung ab 1850 spielte der saarländische Bergbau eine herausragende Rolle. Einen weiteren Aufschwung brachte die Gründung des Deutschen Reiches 1871 mit der Hochindustrialisierung in Deutschland. In den 1950er Jahren erreichte der Bergbau an der Saar seinen Höhepunkt. Damals arbeiteten mehr als 40.000 Menschen in den Bergwerken und förderten jährlich mehrere Millionen Tonnen Kohle. In den 1980er Jahren setzte jedoch ein allmählicher Rückgang des Bergbaus ein. Im Jahr 1997 einigten sich der Bund, Nordrhein-Westfalen, das Saarland, die RAG und die IG BCE auf einen schrittweisen Abbau der Subventionen des Bundes und der Kohleländer bis zum Jahr 2005. 2008 war mit dem Bergwerk Saar nur noch ein Bergwerk in Betrieb. Mit der Schließung dieses Bergwerks Ende Juni 2012 endete nach über 200 Jahren der Steinkohlenbergbau im Saarland.[1]

Dennoch ist das Saarland nach wie vor durch den (Nach-) Bergbau geprägt. Die ehemaligen Bergbauflächen werden renaturiert und einer neuen Nutzung zugeführt. So entstehen beispielsweise neue Wohn-, Gewerbe- oder Erholungsgebiete. Im Haldenatlas sind derzeit 83 Halden kartiert. Die Halden befinden sich überwiegend im Saarkohlenwald (Karbon) und im Warndt (Buntsandstein). Ihre

---

<sup>2</sup> In der Regel liegen die Gehalte von Ammonium, Nitrit und Phosphat in den Gewässern unter der Nachweisgrenze der IC, daher werden diese Parameter vor Ort mit Hilfe der Schnelltests untersucht. Dies ermöglicht zudem eine direkte Überprüfung der online-Messgeräte und, bei einer Abweichungen der Messwerte, eine unmittelbare Fehlersuche.

Größe variieren zwischen 0,4 und 28 ha, die Gesamtfläche beträgt ca. 542 ha. Dies entspricht ca. 0,2 % der Landesfläche.

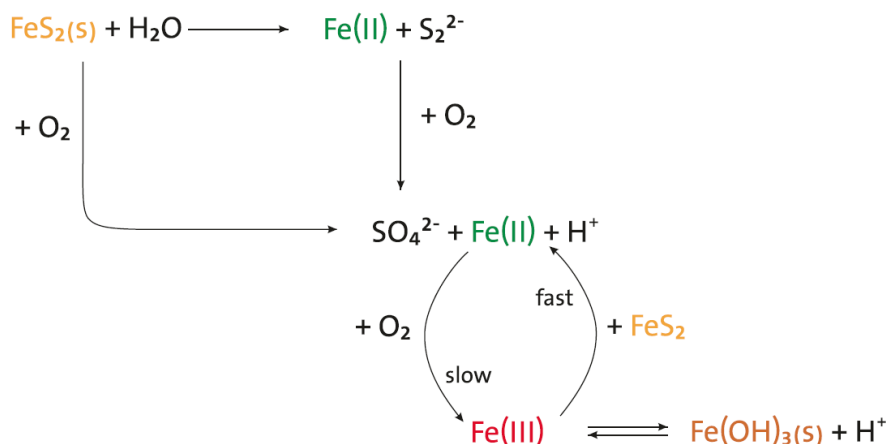
### 2.2.2 Einfluss des Nachbergbaus auf die aquatische Umwelt

Der Nachbergbau ist eine entscheidende Phase nach dem Ende des Bergbaus, in der die Auswirkungen auf die Umwelt sorgfältig untersucht werden müssen. Die aquatische Umwelt ist von besonderer Bedeutung, da sie als sensibles Ökosystem vielfältige Funktionen erfüllt. Der Nachbergbau kann zu Veränderungen der Wasserqualität führen, da Schadstoffe aus den Bergbautätigkeiten in das Grundwasser und die Fließgewässer gelangen können.

Direkte Einträge aus sogenannten Punktquellen, beschränken sich im Zusammenhang mit bergbaulichen Tätigkeiten im Wesentlichen auf die Einleitung von Grubenwässern, die entweder durch natürlichen Abfluss entstehen oder zur Trockenhaltung der Grubenbaue aus den Stollen gepumpt werden. Im Saarland wird derzeit noch an fünf Stellen Grubenwasser gehoben und in ein Oberflächengewässer eingeleitet. Dies beinhaltet die Einleitungen in *Duhamel* und *Luisenthal* in die Saar, die Einleitung in *Reden* in den Klinkenbach/Sinnerbach, die Einleitung in *Camphausen* in den Fischbach und die Einleitung in *Köllerbach* in den Köllerbach.[2]

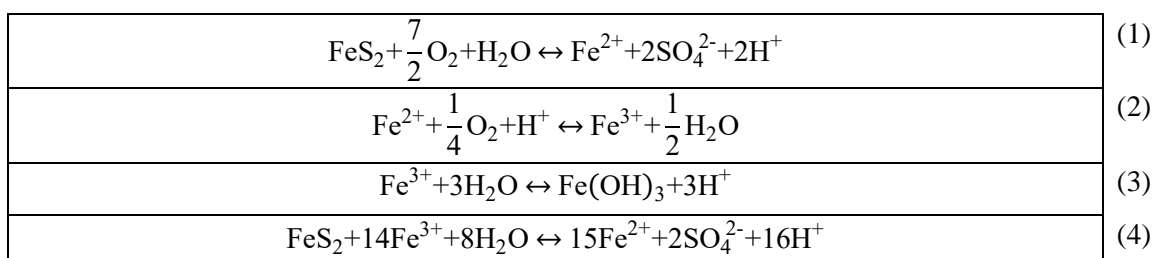
Die meisten Schadstoffe, die durch den Bergbau in die Umwelt gelangen, stammen jedoch aus sogenannten diffusen Quellen, d.h. sie sind nicht eindeutig lokalisierbar. Während direkte Einleitungen gut zu überwachen sind, gestaltet sich die Überwachung der diffusen Belastungsquellen schwieriger. Das auf den Halden abgelagerte Material beginnt unter atmosphärischem Einfluss zu verwittern. Die bei der Verwitterung freigesetzten Stoffe gelangen dann über das versickernde oder oberflächlich abfließende Niederschlagswasser in die Umwelt. Sulfidminerale wie Galenit (Bleiglanz [PbS]), Sphalerit (Zinksulfid [ZnS]), Alabandin (Manganblende [MnS]), Chalkopyrit (Kupferkies [CuFeS<sub>2</sub>]) und Pyrit (Eisenkies [FeS<sub>2</sub>]) gehören zu den häufigsten Metallerzen.[3,4]

Von besonderer Bedeutung ist dabei die Verwitterung von Pyrit. Pyrit ist das häufigste Sulfidmineral und bildet sich unter reduzierenden Bedingungen in Abwesenheit von Sauerstoff und weist eine hohe chemische Stabilität in trockenen, anoxischen Umgebungen unter hohem Druck tief im Untergrund auf. Diese festen Phasen werden jedoch chemisch instabil, wenn sie der Atmosphäre (Sauerstoff und Wasser) ausgesetzt werden. Bei der Sulfid Verwitterung laufen eine Reihe komplexer biogeochemischer Reaktionen ab, die zur Bildung potenziell toxischer Sickerwässer führen. Das bei Sulfid Verwitterungsprozessen entstehende Sickerwasser ist komplex und wird oft als saures Grubenwasser (engl. acid mine drainage) bezeichnet. Es zeichnet sich durch niedrige pH-Werte sowie hohe Gehalte an gelösten Metallen und Sulfat aus. Eine schematische Darstellung der ablaufenden Prozesse findet sich in Schema 2-1.



**Schema 2-1: Schematische Darstellung der ablaufenden Prozesse in der Pyrit Verwitterung.[5]**

Grundsätzlich setzt sich der Prozess aus vier zentralen Reaktionen zusammen diese sind in Gleichungen (1)-(4) gezeigt:



Schritt 1 beschreibt die Oxidation von Pyrit durch Sauerstoff und Wasser unter atmosphärischen Bedingungen zu gelöstem Eisen(II) und Schwefelsäure. In der zweiten Stufe erfolgt die Oxidation des gelösten Eisen(II) zu Eisen(III). Anschließend wird das Eisen(III) durch Wasser zu Eisenhydroxid (Ocker) und Säure hydrolysiert. Schließlich wird weiteres Pyrit durch das in Reaktion (2) gebildete Eisen(III) zu gelöstem Eisen und Schwefelsäure oxidiert. Die sauren Bedingungen, die während dieser Prozesse entstehen, können dann weitere oxidierte metallhaltige Minerale auflösen. Grundsätzlich verläuft die Oxidation von Pyrit durch Eisen(III) wesentlich schneller als die Oxidation durch Sauerstoff. Daher ist die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) der ratenbegrenzende Schritt. Speziell dieser Schritt kann durch mikrobielle Katalyse (insbesondere durch *Acidithiobacillus thiooxidans*) bis zu einem Faktor von  $10^6$  gesteigert werden.[4,5]

An dieser Stelle ist es sinnvoll, die Begriffe Alkalinität und Azidität zu definieren. Die Alkalinität und Azidität sind wichtige Parameter für die Wasserchemie und geben Einblicke in die Pufferkapazität und den Säure-Base-Haushalt eines Gewässers. Azidität bezieht sich auf die Menge an Base, die erforderlich ist, um den pH-Wert einer Probe auf 4,5 zu senken<sup>3</sup>. Umgekehrt ist Basizität definiert als die Menge an Säure, die hinzugefügt werden muss, um den pH-Wert auf 4,5 zu erhöhen. Wenn Wasser sowohl mineralische Azidität als auch Alkalinität aufweist, kann durch den Vergleich dieser beiden Messwerte festgestellt werden, ob das Wasser netto-alkalisch oder netto-azidisch ist. Der

<sup>3</sup> Dies entspricht dem Umschlagspunkt des Bromcresolgrün-Methylrot-Indikators.

Begriff Netto-Azidität wurden erstmals 1969 von Agnew und Corbett verwendet, während Netto-Alkalinität von McPhilliamy und Green im Jahr 1973 eingeführt wurde. Wenn die Alkalinität den Wert der Azidität übersteigt, wird das Gewässer als netto-alkalisch bezeichnet, während es als netto-azidisch angesehen wird, wenn die Azidität größer ist als die Alkalinität. Netto-alkalisches Wasser enthält somit ausreichend Alkalinität, um die mineralische Azidität zu neutralisieren.

In einem einfachen Ansatz können Azidität und Basizität also durch eine umfassende Analyse der Säurereste der starken Säuren und der Basenreste der starken Basen berechnet werden. Hierdurch ergibt sich:

$$[\text{Acy}] = 2 \cdot [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{Cl}^-] - [\text{Na}^+] - [\text{K}^+] - 2 \cdot [\text{Mg}^{2+}] - 2 \cdot [\text{Ca}^{2+}] \quad (5)$$

$$[\text{Alk}] = -2 \cdot [\text{SO}_4^{2-}] - [\text{NO}_3^-] - [\text{Cl}^-] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + 2 \cdot [\text{Mg}^{2+}] + 2 \cdot [\text{Ca}^{2+}] \quad (6)$$

In der Realität sind die Zusammenhänge jedoch deutlich komplexer, da auch schwache Säuren und Basen zur Azidität/Alkalinität beitragen. In erster Näherung können diese in natürlichen Gewässern jedoch oft vernachlässigt werden. Explizit ausgenommen hiervon ist aber die Kohlensäure ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), welche entsteht, wenn Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) in Wasser gelöst wird und durch die ubiquitäre Natur des Kohlendioxid den Säure-Base Haushalt maßgeblich bestimmt. Wird ein offenes System betrachtet, wie es bei Fließgewässern der Fall ist, spielt das Kohlenstoffatmungs-Gleichgewicht eine zentrale Rolle. Im Rahmen der Ladungsneutralität muss die folgende Beziehung gelten:

$$[\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + 2 \cdot [\text{Mg}^{2+}] + 2 \cdot [\text{Ca}^{2+}] + [\text{H}^+] = 2 \cdot [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{Cl}^-] + [\text{HCO}_3^-] - 2 \cdot [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] \quad (7)$$

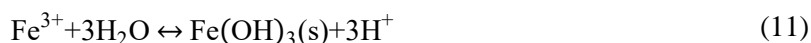
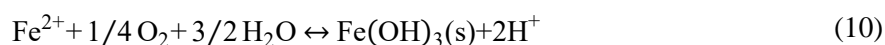
Aus Gleichung (7) und (5) bzw. (6) lassen sich die die Gleichungen für die Alkalinität bzw. Azidität beschreiben als:

$$[\text{Acy}] = [\text{H}^+] - [\text{HCO}_3^-] - 2 \cdot [\text{CO}_3^{2-}] - [\text{OH}^-] = -[\text{Alk}] \quad (8)$$

Hieraus lässt sich auch der Zusammenhang zwischen pH und Alkalinität und Azidität ableiten.

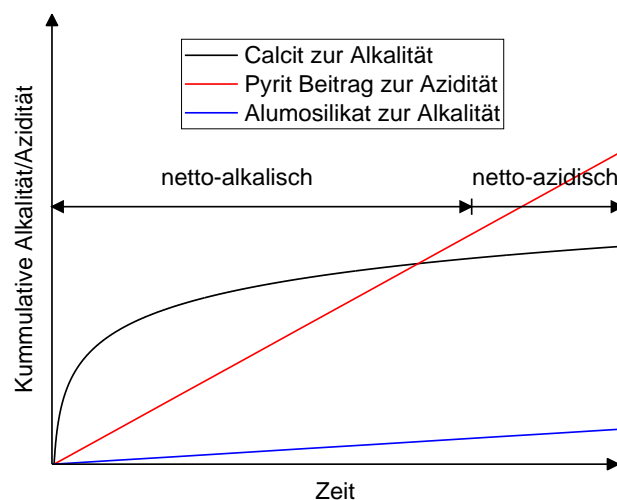
$$\text{pH} = -\log_{10} \left( \frac{[\text{Acy}] + \sqrt{[\text{Acy}]^2 + 4K_2[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}}{2} \right) \quad (9)$$

Dabei entspricht  $K_2$  der Gleichgewichtskonstanten der ersten Deprotonierungsstufe der Kohlensäure. Die Berücksichtigung des Einflusses von metallischen Lewissäuren, d.h. Metallzentren, die als elektrophiler Elektronenpaarakzeptor die Azidität/Alkalinität beeinflussen, kann in haldenbeeinflussten Wässern sinnvoll sein, da diese in Haldenabflüssen hohe Konzentrationen erreichen können. Der Einfluss dieser Metallionen lässt sich anhand der Fällungsgleichungen nachvollziehen. Diese sind in den Gleichungen (10) und (11) für die Fällung von Eisen(II) und Eisen(III) dargestellt.



Dieses Beispiel verdeutlicht, dass die Äquivalente der gebildeten Säure je nach Speziation und Oxidationszahl variieren können. Dies führt zu einer hohen Komplexität der Berechnungen. Diese Parameter können mithilfe hydrogeochemischer Modellierung zur Berechnung der kritischen Bewertungskriterien wie Alkalinität und Sättigungsindizes eingesetzt werden. Der Sättigungsindex beschreibt das Gleichgewicht zwischen einem Mineral und der umgebenden Lösung. Negative Werte drücken aus, dass eine Untersättigung des Wassers in Bezug auf das entsprechende Mineral vorliegt, was bedeutet, dass die jeweilige feste Phase gelöst werden kann. Im Gegensatz dazu bedeuten Werte größer Null, dass die Lösung übersättigt ist, was darauf hindeutet, dass das betrachtete Mineral ausfallen kann.

Einleitungen aus Metallbergwerken sind jedoch nicht immer sauer, da hohe Karbonat- und Silikatgehalte im Boden die entstehende Säure puffern können. Neutrale bis basische Grubeneinleitungen sind daher nicht ungewöhnlich.[4,6,7] Ob das Gewässer netto-azidisch oder alkalisch ist, hängt also maßgeblich von der Zusammensetzung der Geologie ab. Es ist zusätzlich schwierig abzuschätzen, wie sich dieses Verhalten zeitlich entwickelt. Grund hierfür ist, dass Calcit sich deutlich schneller auflöst als Pyrit. Alumosilikate, die leicht alkalisch puffern, lösen sich am langsamsten (jeweils ca. Faktor  $10^3$  langsamer).[4] Daher kann es, abhängig von der Haldenzusammensetzung, anfangs zu netto-alkalischen Gewässern kommen, die später netto-azidisch werden (Abb. 2-2).



**Abb. 2-2: Entwicklung der kumulativen Alkalinität/Azidität in einem geschlossenen Reaktionssystem (keine Strömung) aufgrund der Zersetzung von Calcit, der kontinuierliche Säurefreisetzung durch die Oxidation von Pyrit und die Verwitterung der Aluminosilikatminerale. Angepasst von [4].**

Die Abschätzung wird weiterhin dadurch erschwert, dass die Lösungsraten stark von Faktoren wie Kristallinität, Oberfläche, Porosität, Textur und Aggregation mit anderen Mineralen abhängen und die lokale Abflusssituation in den Halden oft unklar ist. Um dennoch den Säure-Base-Haushalt etwas präziser zu bewerten, werden oft die Konzentrationen von Calcium und Sulfat betrachtet. Diese dienen als sogenannte Indikatorparameter zur Bewertung der Calcit- bzw. Pyritauflösung. Im aktuellen Bewirtschaftungsplan des Saarlandes ist Sulfat als ein solches Bewertungskriterium für Gewässer unter dem Einfluss von Halden definiert.

### 2.3 Betrachtungsräume

Am Beispiel des Trenkelbachs soll der Einfluss solcher Halden auf die aquatische Umwelt diskutiert werden. Weiter soll der Trenkelbach mit dem Lochwiesbach, welcher im Rahmen der Untersuchungen des Sulzbachs im Jahr 2021 mit betrachtet wurde, verglichen werden. Die Bäche haben den Vorteil, dass sie in oder zumindest in unmittelbarer Nähe der jeweiligen Halde entspringen und kaum von anderen Einflüssen geprägt sind.

Der Trenkelbach fließt im Saarkohlenwald innerhalb des Saar-Nahe-Berglandes in der Gemeinde *Hühnerfeld* im Regionalverband Saarbrücken. Er entwässert über einen Abschnitt von 728 m das Einzugsgebiet von 1,44 km<sup>2</sup>. Aufgrund seines geringen Einzugsgebietes ist der Trenkelbach wasserwirtschaftlich nicht relevant. Das Einzugsgebiet wird maßgeblich durch die Halde Maybach geprägt. Insgesamt macht die Halde Maybach ca. 38 % der Flächennutzung des Einzugsgebietes des Trenkelbachs aus. Das Einzugsgebiet umfasst aber auch kleinere Siedlungen, insbesondere den Sulzbacher Ortsteil *Hühnerfeld* sowie zu 21 % Wald. Die genauen Flächenanteile des Einzugsgebietes sind Tab. 2-1 zu entnehmen.

**Tab. 2-1: Flächenanteile des Einzugsgebietes des Trenkelbachs.**

<b>EZG-Fläche</b>	1,438 [km <sup>2</sup> ]	100%
<b>Stehendes Gewässer</b>	0,014 [km <sup>2</sup> ]	0,97%
<b>Wohnbaufläche</b>	0,297 [km <sup>2</sup> ]	20,65%
<b>Halde</b>	0,543 [km <sup>2</sup> ]	37,76%
<b>Wald/Gehölz</b>	0,391 [km <sup>2</sup> ]	27,19%
<b>Industrie/Gewerbe</b>	0,159 [km <sup>2</sup> ]	11,06%
<b>Sonstiges</b>	0,034 [km <sup>2</sup> ]	2,36%

Der Trenkelbach entspringt in der Halde Maybach und wird von zwei hintereinander liegenden Absenkweihern gespeist, dem oberen und unteren Trenkelbachweiher. Um ein geordnetes Entwässerungssystem der Halde herzustellen, wurde im Jahr 2020 damit begonnen, im Bereich der Halde Böden einzubauen und zu verdichten. Mit diesen Maßnahmen wird verhindert, dass Regenwasser ungeordnet in den Haldenkörper eindringen kann. Parallel haben die Planungen zur Sanierung der Haldenflanken begonnen. Im Rahmen des Abschluss- und Betriebsplanverfahrens der Bergehalde Maybach haben die Arbeiten zur Ertüchtigung und Aufweitung des Haldenrandgrabens bis zur Einleitung in den Trenkelbach (1. Bauabschnitt) entlang der nordwestlichen Flanke der Bergehalde Maybach begonnen. Über diesen Haldenrandgraben soll künftig die Entwässerung von Oberflächenwasser der Bergehalde Maybach erfolgen. Zwei verrohrte Zuläufe entwässern derzeit direkt von der Halde zum ersten Trenkelbachweiher. Ebenfalls in *Hühnerfeld* mündet von links kommend der Trenkelbach in den Fischbach, der später am *Saarbrücker* Bürgerpark in die Saar mündet.

Der Trenkelbach ist dem Betrachtungsraum III Mittlere Saar zuzuordnen. Da er wasserwirtschaftlich keine signifikante Bedeutung hat, existiert keine offizielle Einstufung des Gewässertyps. Dennoch könnte er, ähnlich wie der Fischbach, Sulzbach und andere vergleichbare Gewässer, dem Typ 05.1, den feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbächen, zugeordnet werden.[8]

Die Gewässergüte-Messstation war vom 22. Juli 2022 bis zum 8. März 2023 auf dem Gelände des Schäferhundevereins *Quierschied* (Koordinaten R: 2576556.24 H: 5464914.08) installiert (siehe Abb. 2-3).



**Abb. 2-3: Einzugsgebiet des Trenkelbachs (rot), Lage der Halde Maybach (braun) und Position der Messstation (orange). (Quelle: Zora, Maßstab ca. 1:12000)**

Darüber hinaus wurde der Lochwiesbach zur Bewertung des Einflusses einer Halde auf die umliegenden Fließgewässer herangezogen. Im Zeitraum von 19. April 2021 bis 10. Juni 2021 wurde dieser im Rahmen der online-Messungen am Sulzbach stichprobenweise untersucht. Ähnlich wie der Trenkelbach ist der Lochwiesbach dem Betrachtungsraum III Mittlere Saar zugeordnet und könnte als Typ 05.1, als feinmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach, eingestuft werden.

Der Lochwiesbach entspringt in der Stadt *Sulzbach* im Regionalverband *Saarbrücken* und mündet ebenfalls in *Sulzbach* von rechts kommend in den Sulzbach. Dieser wiederum mündet in *Saarbrücken* in die Saar. Ähnlich wie der Trenkelbach ist auch der Lochwiesbach maßgeblich von der umgebenden Halde, der Halde Mellin, geprägt, auf der sich zudem das ehemalige Kohlelager befindet. Die industrielle Nutzung des Geländes hat zu einer vollständigen Veränderung der natürlichen Umgebung geführt, wodurch der Lochwiesbach unterhalb der Auffüllungen des Kohlelagers verrohrt verläuft. Das Gelände weist ein Gefälle von Nord nach Süd auf, wobei die tiefste Stelle der Sulzbach ist.[9]

Der Lochwiesbachstollen erstreckt sich in etwa von Nordost nach Südwest über das gesamte Gelände. Nachdem der Lochwiesbach aus dem Stollen austritt, verläuft er etwa 350 m offen durch einen bewaldeten Abschnitt, bevor er in einer Rohrleitung unter einer Straße hindurchgeführt wird. Nach weiteren 150 m fließt der Bach direkt aus diesem Rohr in den Sulzbach. Der Lochwiesbach wurde

sowohl nach dem Austritt aus dem Stollen bis zur Einleitungsstelle in den Sulzbach beprobt (siehe Abb. 2-4).



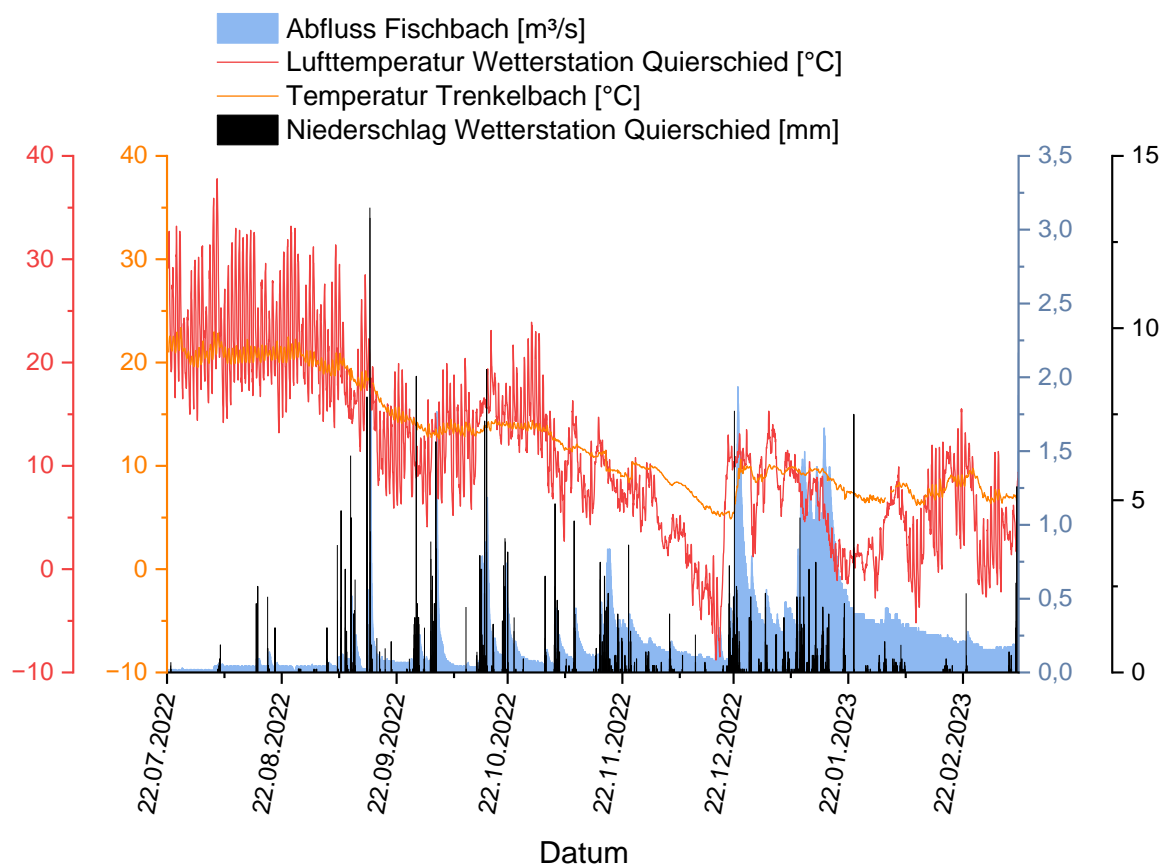
**Abb. 2-4: Verlauf des Lochwiesbach und Position der Probenahmepunkte (orange: Austritt aus dem Stollen, grün: kurz oberhalb der Mündung in den Sulzbach). (Quelle: Zora, Maßstab ca. 1 : 5200)**

### 3 Ergebnisse und Diskussion

In den folgenden Abschnitten werden die wichtigsten Ergebnisse dargelegt, die im Rahmen der online Messungen an der mobilen Messstation am Trenkelbach während des Untersuchungszeitraums von 22. Juli 2022 bis 08. März 2023 sowie durch manuelle Probenahmen an den Trenkelbachweihern gewonnen wurden. Die unten aufgeführten Messdaten basieren auf den Stundenmittelwerten, die aus den 5-Minuten-Messungen abgeleitet wurden, es sei denn, es wird anders angegeben. Zunächst werden die Ergebnisse für die Nährstoffe erläutert. Anschließend werden die mittels IC bestimmten Alkali-, Erdalkali- und Halogenidkonzentrationen diskutiert. Besonderes Augenmerk wird dabei auf die bergbauwassertypischen Indikatorparameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Sulfat- und Calciumgehalt sowie Schwermetallgehalt gelegt. Diese Parameter werden anschließend mit den Werten des Lochwiesbachs verglichen.

Da für sowohl den Trenkelbach als auch den Lochwiesbach keine Abflussdaten vorliegen, wird sich in diesem Bericht auf die Darstellung der Konzentrationsverläufe beschränkt. Im Fall des Trenkelbachs wurden zur Orientierung die Wetterdaten von der Wetterstation *Quierschied* sowie die Abflussdaten des Fischbachs am Pegel in *Rußhütte* herangezogen. Aufgrund der beträchtlichen räumlichen Entfernungen und der Tatsache, dass der Trenkelbach nur einen Bruchteil des Wassers des Fischbachs ausmacht, dienen diese Informationen lediglich als grobe Anhaltspunkte und sind keineswegs zur Berechnung von Frachten geeignet. Abb. 3-1 zeigt die Wassertemperatur des Trenkelbachs an der mobilen Messstation zusammen mit der Lufttemperatur und dem gemessenen Niederschlag an der Wetterstation *Quierschied* sowie den Abfluss des Fischbachs.





**Abb. 3-1: Temperatur- und Niederschlagsdaten der Wetterstation Quierschied im Vergleich mit der am Trenkelbach gemessenen Wassertemperatur und dem am Fischbach ermittelten Abfluss. (Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023).**

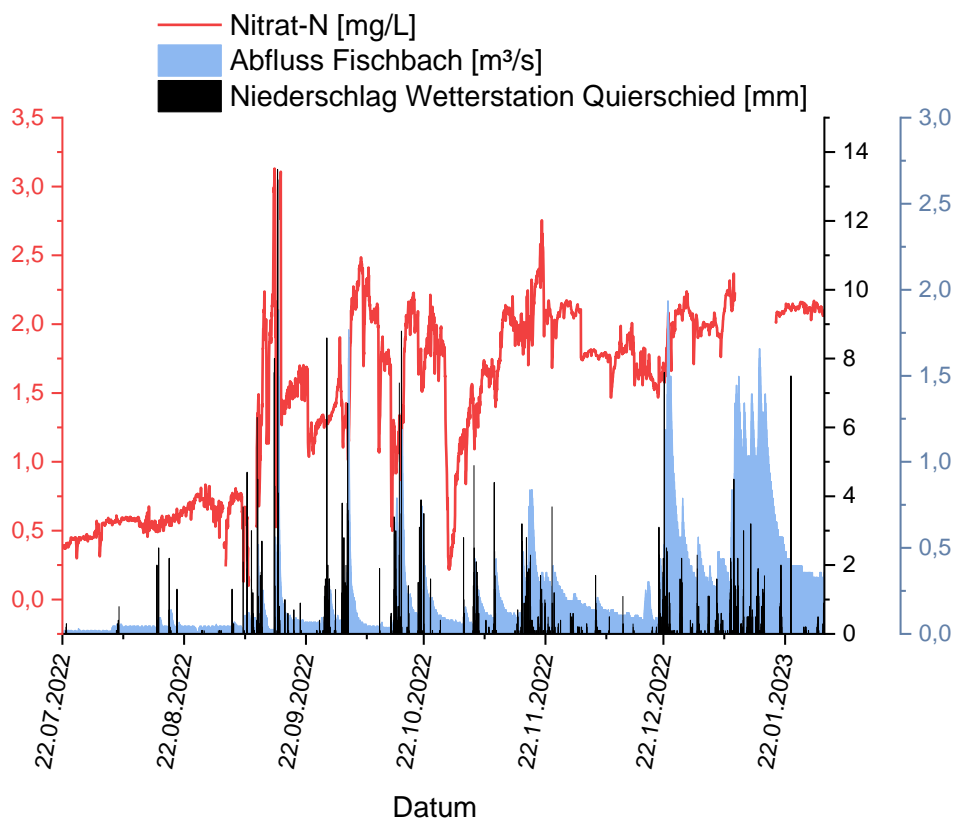
Die Lufttemperatur an der Messstation Quierschied korreliert signifikant mit der Wassertemperatur am Trenkelbach ( $R^2 = 0,78$ ) und auch der Niederschlag korreliert gut mit dem Abfluss des Fischbaches und ist daher ebenfalls zur Interpretation der Veränderungen an der Messstelle geeignet.

### 3.1 Nährstoffe, Temperatur und Sauerstoff

Zu Beginn sollen die online erfassten Messwerte für die Nährstoffe Nitrat, Ammonium/Ammoniak, Phosphor (als ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor) und TOC, sowie Sauerstoff und Temperatur diskutiert werden.

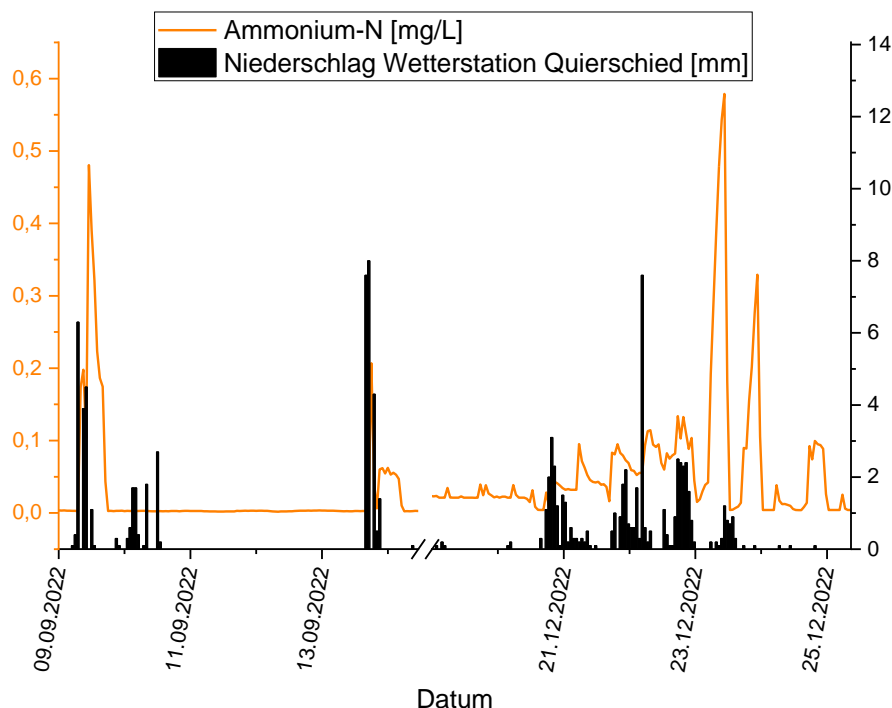
Die Ergebnisse der Nitrat-Messungen sind in Abb. 3-2 gezeigt. Im Messzeitraum wurden Gehalte zwischen 0,1 mg/L und 3,1 mg/L Nitrat-N festgestellt. Zu Beginn der Messperiode im Sommer lagen die Werte bei etwa 0,5 mg/L Nitrat-N, während sie im Winter auf etwa 1,8 mg/L Nitrat-N anstiegen. Insgesamt ist dies recht unauffällig, denn da im Einzugsgebiet keine landwirtschaftliche Nutzung stattfindet, können Nitrate aus Düngemiteleinträgen keine nennenswerte Rolle spielen. Zudem gibt es im Einzugsgebiet keine Kläranlagen. Die Nitratwerte pendeln sich in den kalten Wintermonaten auf einem höheren Niveau ein als in den Sommer Monaten, da im Winter weniger Stickstoff durch die

Vegetation umgesetzt wird. Der „überschüssige“ Stickstoff in den Böden wird zu Nitrat oxidiert und gelangt in die Gewässer.



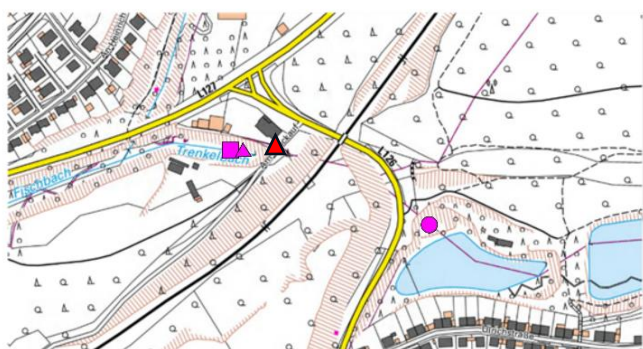
**Abb. 3-2: Nitratkonzentrationen des Trenkelbach an der online Messstation, Abfluss (Pegel Fischbach) und Niederschlag (Wetterstation Quierschied) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.**

Abb. 3-3 zeigt die online ermittelten Ammoniumkonzentrationen an der Messstelle Trenkelbach. Für Ammonium liegen die Werte weitgehend unter dem in der OGewV [10] für den guten ökologischen Zustand festgelegten Grenzwert von 0,1 mg/L. Allerdings wurden vereinzelt Überschreitungen beobachtet. Diese sprunghaften und kurzzeitigen Anstiege sprechen für Einleitungen aus Mischwasserentlastungen. Tatsächlich treten diese immer in Verbindung mit stärkeren Regenereignissen auf. Insgesamt war dies bei 5 verschiedenen Regenereignissen der Fall. Über den gesamten Zeitraum wurden keine länger andauernden Einleitungen beobachtet.



**Abb. 3-3: Einträge von Ammonium an der Messstation Trenkelbach und Niederschlag (Wetterstation Quierschied). Ausgewählte Zeitabschnitte aus dem Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.**

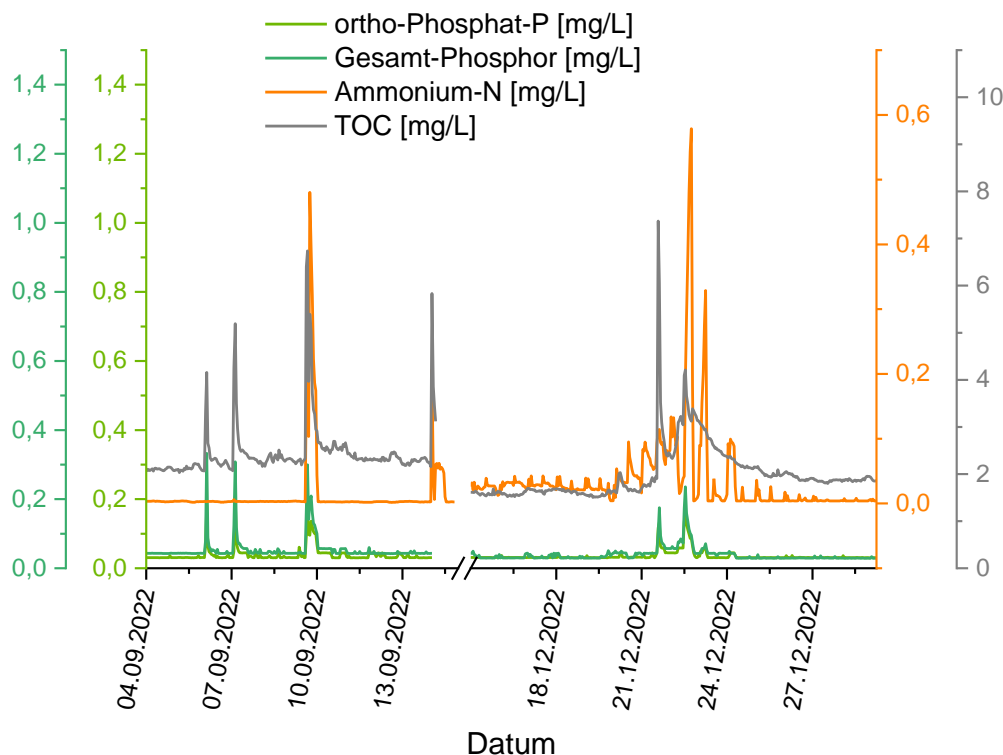
Im Einzugsgebiet des Trenkelbach befinden sich fünf Regenüberläufe und ein Regenüberlaufbecken. Für das Gewässer selbst ist vor allem das RÜ 1a Trenkelbachweiher von Bedeutung, welches direkt in den unteren Trenkelbachweiher abschlägt. Des Weiteren befindet sich kurz unterhalb der Station die Zuleitung des RÜB 15, dessen Einleitungen unter Umständen ebenfalls noch detektiert werden. Die genaue Lage der beiden Entlastungsbauwerke ist in Abb. 3-4 gezeigt.



EZG Trenkelbach	Anzahl
Kleinkläranlage	1
Regenüberlauf RÜ	5
Regenüberlaufbecken RÜB	1
Regenrückhaltebecken	1

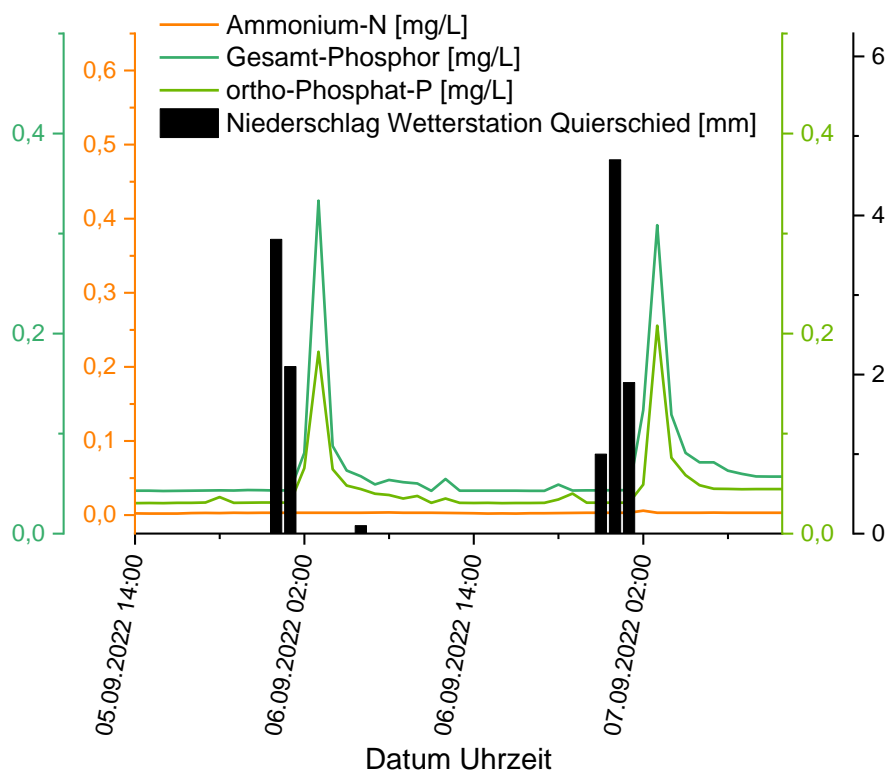
**Abb. 3-4: Lage des Regenüberlaufs RÜ 1a Trenkelbachweiher (Kreis), des Regenüberlaufbeckens RÜB 15 Trenkelbach (Quadrat) und Entnahmepunkt der Messstation (Dreieck), sowie Überblick über die Entlastungsbauwerke im Einzugsgebiet des Trenkelbachs.**

In Übereinstimmung mit dieser Beobachtung zeigen auch die anderen Nährstoffe zu den Zeitpunkten, an denen ein sprunghafter Anstieg von Ammonium zu beobachten ist, einen starken Anstieg (siehe Abb. 3-5). Dies gilt sowohl für den TOC als auch für ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor. Dies stützt die Vermutung, dass die Anstiege durch Einleitungen zur Entlastung von Mischwasserabflussspitzen nach stärkeren Regenereignissen verursacht werden. Für TOC wurde nur eine Überschreitung des Grenzwertes für den guten ökologischen Zustand bei einem einzelnen Starkregenereignis festgestellt. Das 90. Perzentil der TOC-Werte liegt um den Faktor 3 unter dem Grenzwert.



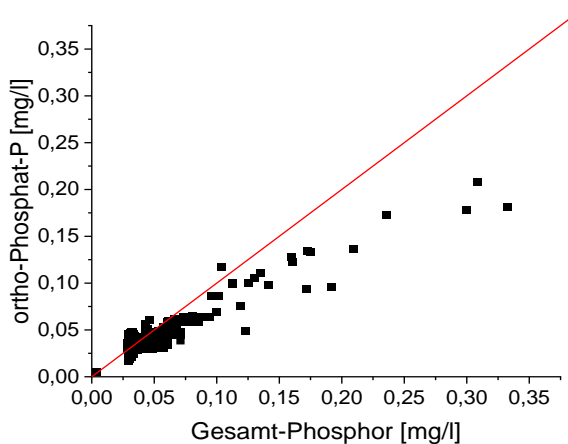
**Abb. 3-5** Einträge von Ammonium, ortho-Phosphat, Gesamt-Phosphor und TOC aus Mischwasserentlastung an der Messstation Trenkelbach in Folge von Regenereignissen. Ausgewählte Zeitabschnitte aus dem Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.

Bei zwei Einzelereignissen konnte kein Anstieg von Ammonium festgestellt werden, während die Werte für ortho-Phosphat und vor allem für Gesamt-Phosphor anstiegen (vgl. Abb. 3-6). Auch hier stand dies im Zusammenhang mit Regenereignissen. Neben dem Anstieg von ortho-Phosphat und Gesamt-Phosphor ist auch eine Zunahme der Abweichung zwischen den beiden Werten zu beobachten. Diese Abweichung zwischen ortho-Phosphat-P und Gesamt-Phosphor lässt auf partikulär gebundenen Phosphor schließen. Es kommt also im Einzugsgebiet während Regenereignissen gelegentlich zu einer erhöhten Oberflächeneintrag von partikulärem Phosphor oder zu dessen Mobilisation im Sediment.[11,12] Dieser partikuläre Phosphor geht Hand in Hand mit erhöhten Werten für den TOC und die Trübung einher.



**Abb. 3-6:** Einträge von Ammonium, ortho Phosphat-P und Gesamt-Phosphor an der Messstation Trenkelbach, sowie der Niederschlag an der Wetterstation *Quierschied*. Ausgewählte Zeitabschnitte aus dem Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.

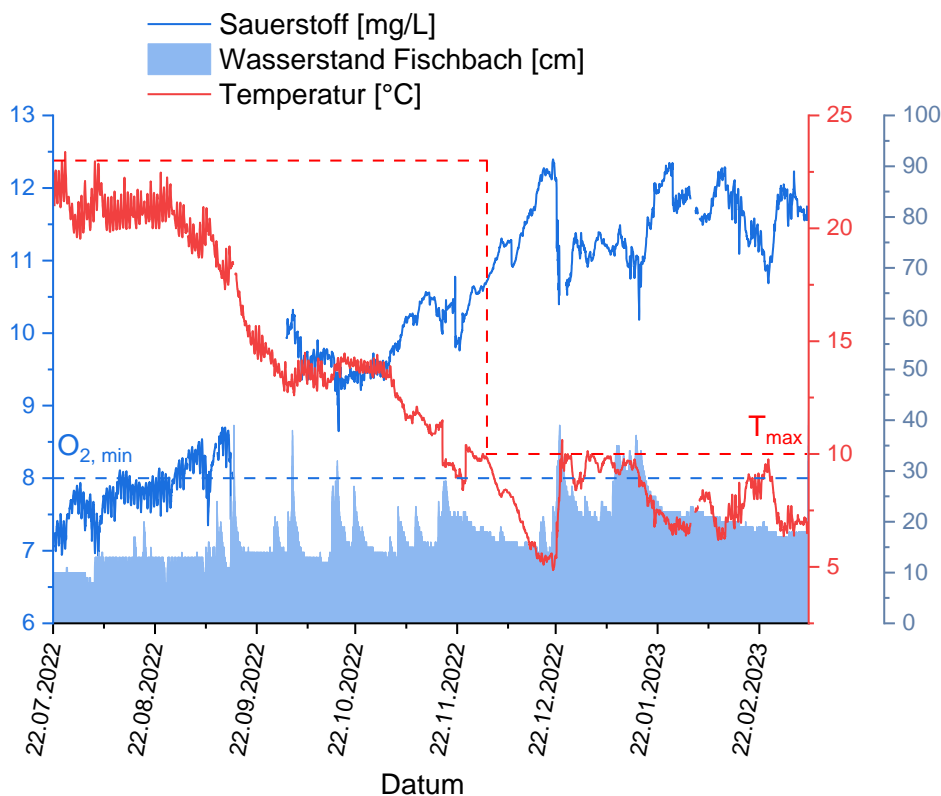
In Abb. 3-7 ist der ortho-Phosphat-P Gehalt gegen den Gesamt-Phosphor aufgetragen. Zusätzlich ist die Winkelhalbierende eingezeichnet. Hieraus wird ersichtlich, dass der Gesamt-Phosphorwert zu einem großen Teil durch den Beitrag des ortho-Phosphats abgebildet wird. Infolgedessen ist eine gute lineare Korrelation zwischen den beiden Parametern gegeben ( $R^2 = 0,61$ ), der Anteil an Partikel gebundenem Phosphor, welcher bei Erosionsereignissen in das Gewässer eingetragen wird, ist also sehr gering.



**Abb. 3-7:** Auftragung der an der Messstation Trenkelbach bestimmten ortho-Phosphat-P Werte gegen den gemessenen Gesamt-Phosphor-Gehalt. In rot ist die Winkelhalbierende dargestellt.

In Analogie zum TOC werden auch die Grenzwerte für Gesamt-Phosphor nur bei größeren Regenereignissen überschritten. Tatsächlich kam es insgesamt nur bei drei Ereignissen zu einer Überschreitung dieser Grenzwerte.

Die physikalisch-chemischen Qualitätsparameter Sauerstoff und Temperatur sind ebenfalls von entscheidender Bedeutung für die Bewertung des Gewässerzustands. Diese beiden Faktoren spielen eine wesentliche Rolle bei der Beurteilung der Gesundheit und Stabilität aquatischer Ökosysteme. Der Sauerstoffgehalt eines Gewässers ist ein entscheidender Indikator für die Lebensfähigkeit seiner Flora und Fauna. Die Temperatur beeinflusst die chemischen Reaktionen im Wasser, die Stoffwechselraten der Organismen und die Löslichkeit von Gasen wie Sauerstoff. Sie beeinflusst auch die jahreszeitliche Verteilung der Arten und des Wachstums von Algen und anderen Mikroorganismen, die die Nährstoffkonzentrationen maßgeblich bestimmen. In Abb. 3-8 sind Sauerstoffgehalt und Temperatur im Trenkelbach im Beobachtungszeitraum sowie die entsprechenden in der OGewV [10] festgelegten Grenzwerte für den guten ökologischen Zustand dargestellt.



**Abb. 3-8: Sauerstoff Gehalt und Wassertemperatur des Trenkelbachs im Messzeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023. Die in der OGewV [10] festgelegten Grenzwerte für Sauerstoff und Temperatur für den guten ökologischen Zustand als gestrichelte Linien dargestellt**

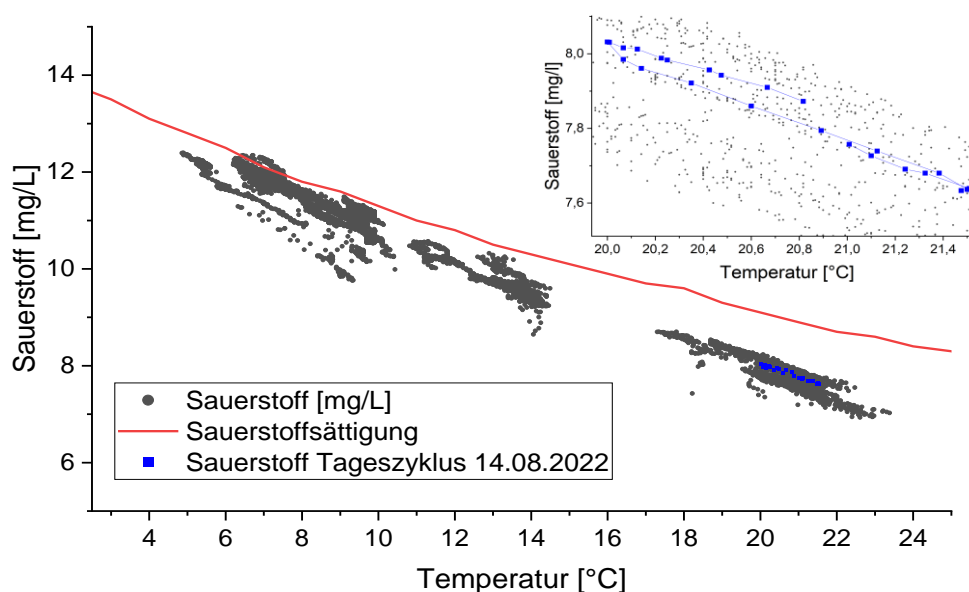
Die Festlegung von Grenzwerten für Sauerstoff und Temperatur ist ein wichtiger Bestandteil der OGewV [10]. Bezüglich der Temperatur gelten spezifische Vorgaben, die sich auf saisonale Schwankungen und den Fließgewässertyp, bzw. die zugehörigen Fischgemeinschaften (Fischregion) beziehen. Da der Fischbach im 3. Bewirtschaftungsplan in seinem gesamten Verlauf der Fischregion der Cypriniden-geprägten Gewässern des Rhithrals (Cyp-R) zugeordnet wurde, wird diese Fischregion

auch als Bewertungsgrundlage für den Trenkelbach angenommen. Während der Sommermonate von April bis November sollte die maximale Wassertemperatur in diesen Fischregionen nicht über 23 °C liegen. Dieser Wert wurde im Trenkelbach nur vereinzelt überschritten. Hier wurden Durchschnittstemperaturen von über 20 °C gemessen. Dies ist insbesondere in kleinen Fließgewässern, die sich aufgrund ihrer geringen Größe schneller erwärmen nicht unüblich. Weiter kann im Fall des Trenkelbachs davon ausgegangen werden, dass sich das Wasser beim langsamen Durchfließen der beiden der Sonne exponierten Weiher zusätzlich erwärmt.

In den Wintermonaten von Dezember bis März sinkt die mittlere Wassertemperatur auf 5 °C und bleibt während dieses Zeitraums unterhalb des Grenzwerts von 10 °C. Diese Temperaturschwankungen sind natürlichen Ursprungs. In Anbetracht der hohen Lufttemperaturen in den Sommermonaten scheint die Wassertemperatur nicht weiter durch Wärmeeinträge aus der Halde beeinflusst zu werden.

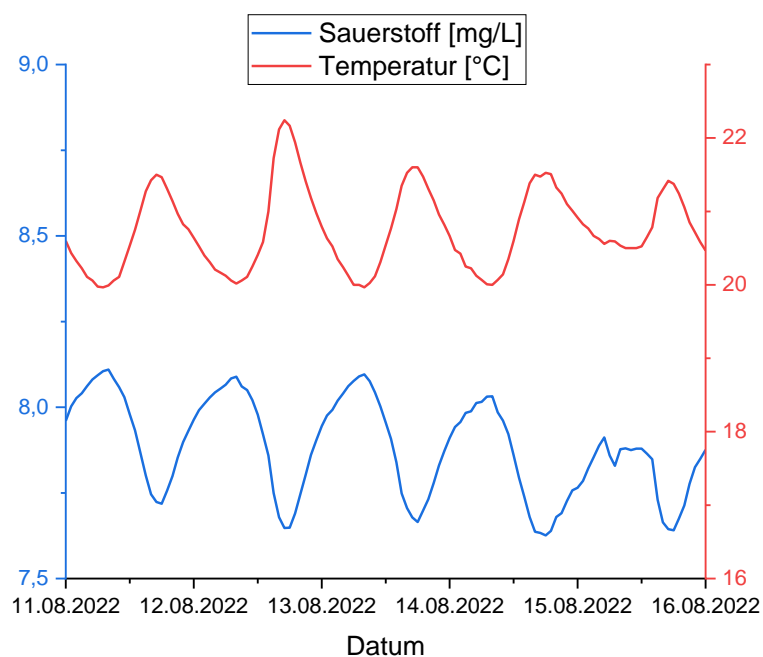
Der Sauerstoffgehalt im Wasser wird maßgeblich durch die Wassertemperatur geprägt. Der Sauerstoff Minimal-Grenzwert ist ebenfalls in der OGWV [10] definiert. Es ist jedoch zu beachten, dass die angegebenen Grenzwerte eigentlich als arithmetisches Mittel aus den Jahresminima von drei aufeinanderfolgenden Kalenderjahren berechnet werden sollten. Da diese Langzeitdaten am Trenkelbach nicht verfügbar sind, ist die Aussagekraft der hier angegebenen Werte eingeschränkt. Der Grenzwert für einen guten ökologischen Gewässerzustand liegt bei 8 mg/L.

Bis Ende August liegen die Sauerstoffwerte im Trenkelbach dauerhaft unterhalb von 8 mg/L. Danach steigen sie auf etwa 12 mg/L an. Diese Schwankungen sind auf die saisonalen Veränderungen der Temperatur und deren Einfluss auf die Sauerstofflöslichkeit im Wasser zurückzuführen. In Abb. 3-9 sind die bestimmten Sauerstoffgehalte gegen die gemessene Temperatur aufgetragen. Zusätzlich ist der temperaturabhängige theoretische Sauerstoffsättigungswert bei Normaldruck angegeben.



**Abb. 3-9: Sauerstoff-Gehalte in Abhängigkeit von der Wassertemperatur (Messstation Trenkelbach) im Messzeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023. In rot ist der temperaturabhängige theoretische Sauerstoffsättigungswert bei Normaldruck dargestellt.**

Flüsse und Bäche weisen aufgrund ihrer großen Oberfläche und der Belüftung durch die Fließbewegungen und den Grundwasserzstrom tendenziell Sauerstoffwerte nahe der Sauerstoffsättigungskonzentration auf. Dies ist auch für den Trenkelbach der Fall. Im Trenkelbach ist weiter nahezu keine Sauerstoffübersättigung festzustellen. Es zeigen sich also kaum Anzeichen von Eutrophierung, die an anderen Gewässern bzw. Messpunkten im Tagesverlauf zu bisweilen starken Übersättigungen des Wassers mit Sauerstoff führen. Besonders bei höheren Temperaturen sinkt der Sauerstoffgehalt deutlich unter das Sättigungsniveau. Dieses Phänomen wurde bereits in vorherigen Studien, wie beispielsweise bei Untersuchungen des Sulzbachs und der Oster, dokumentiert. In Abb. 3-9 ist der Sauerstoff Gehalt vom 14. August 2022 in blau gekennzeichnet. Dieser ist in Abb. 3-10 noch einmal zusammen mit dem Temperaturzyklus im Zeitraum vom 11. August 2022 bis zum 16. August 2022 dargestellt. Es zeigt sich der typische entgegengerichtete tageszyklische Verlauf für die Parameter. Die Sauerstoffkonzentration wird also vornehmlich durch den physikalischen Prozess der (temperaturabhängigen) Löslichkeit und nur geringfügig durch biologische Prozesse bestimmt.



**Abb. 3-10: Tageszyklen von Temperatur und Sauerstoff gemessen am Trenkelbach im Zeitraum vom 11. bis zum 16. August 2022.**

Eine Zusammenfassung der online erhobenen Daten sowie deren Vergleich mit den jeweiligen Orientierungswerten der OGewV [10] bzw. Schwellenwert für Nitrat gemäß Methodenhandbuch [13] für Fließgewässertyp 05.1 ist in Tab. 3-1 gezeigt, alle Grenzwertverletzungen sind rot, die für die Bewertung heranzuziehenden Werte fett gedruckt.



**Tab. 3-1: Zusammenfassung der online erhobenen Daten am Trenkelbach im Messzeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023, jeweilige Orientierungswerte (OW) der OGewV [10] bzw. Schwellenwert (SW) des für Nitrat gemäß Methodenhandbuch [13].**

	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.	OW / SW
Nitrat-N [mg/L]	0,10	3,13	1,69	<b>1,54</b>	2,12	2,48
Ammonium-N [mg/L]	n.n.	0,579	0,004	<b>0,010</b>	0,025	0,10
ortho-P [mg/L]	0,005	0,208	0,031	<b>0,032</b>	0,035	0,07
gesamt-P [mg/L]	0,004	0,333	0,043	<b>0,038</b>	0,044	0,10
TOC [mg/L]	1,5	7,4	2,1	<b>2,1</b>	2,4	7,0
TIC [mg/L]	47,5	101,8	83,3	82,0	100,2	-
Sulfat [mg/L]	226	1258	630	<b>638</b>	813	75
Temperatur [°C]	4,9	<b>23,4</b>	10,2	12,2	20,4	10/23
Sauerstoff [mg/L]	<b>6,9</b>	12,4	10,5	10,2	11,9	8,0
pH	<b>7,6</b>	<b>8,4</b>	8,1	8,1	8,3	6,5-8,5
Leitfähigkeit [µS/cm]	1225	2678	2105	2113	2608	-
Trübung [FNU]	0,1	300,4	2,8	3,6	5,2	-

Über längere Zeiträume hinweg bleiben die gemessenen Werte der online erhobenen Parameter unterhalb der festgelegten Grenzwerte. Ausnahmen werden nur vereinzelt nach Regenereignissen beobachtet, für Sauerstoff und Temperatur treten die Unter- bzw. Überschreitungen der Grenzwerte nur sehr vereinzelt während der Sommermonate auf.

Lediglich bei den Sulfat-Gehalten liegt eine dauerhafte, extreme Überschreitung des Grenzwertes vor. Sulfat sowie die weiteren haldenrelevanten Indikatorparameter Leitfähigkeit, pH sowie TIC werden im Kapitel 3.3 näher beleuchtet.

### 3.2 Charakterisierung mittels Ionenchromatographie

Neben den haldenrelevanten Parametern Calcium und Sulfat, welche separat in Kapitel 3.3 diskutiert werden wurden die Parameter Lithium, Natrium, Kalium, Magnesium, Fluor, Chlor und Brommittels Ionenchromatographie untersucht.

Für Lithium wurden insgesamt nur geringe Konzentrationen (< 0,16 mg/L) bestimmt. Die Ergebnisse der kationischen und anionischen Parameter sind in Abb. 3-11 und Abb. 3-12 gezeigt.

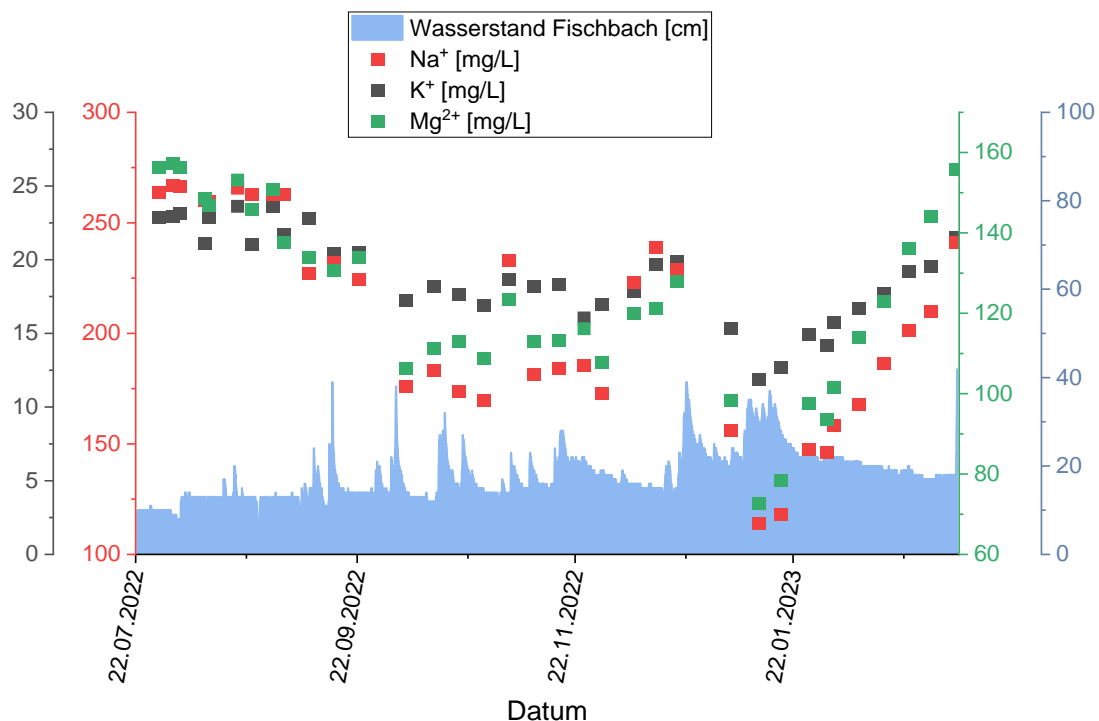


Abb. 3-11: Natrium-, Kalium- und Magnesiumgehalt (Messstation Trenkelbach), sowie Abfluss (Pegel Fischbach) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.

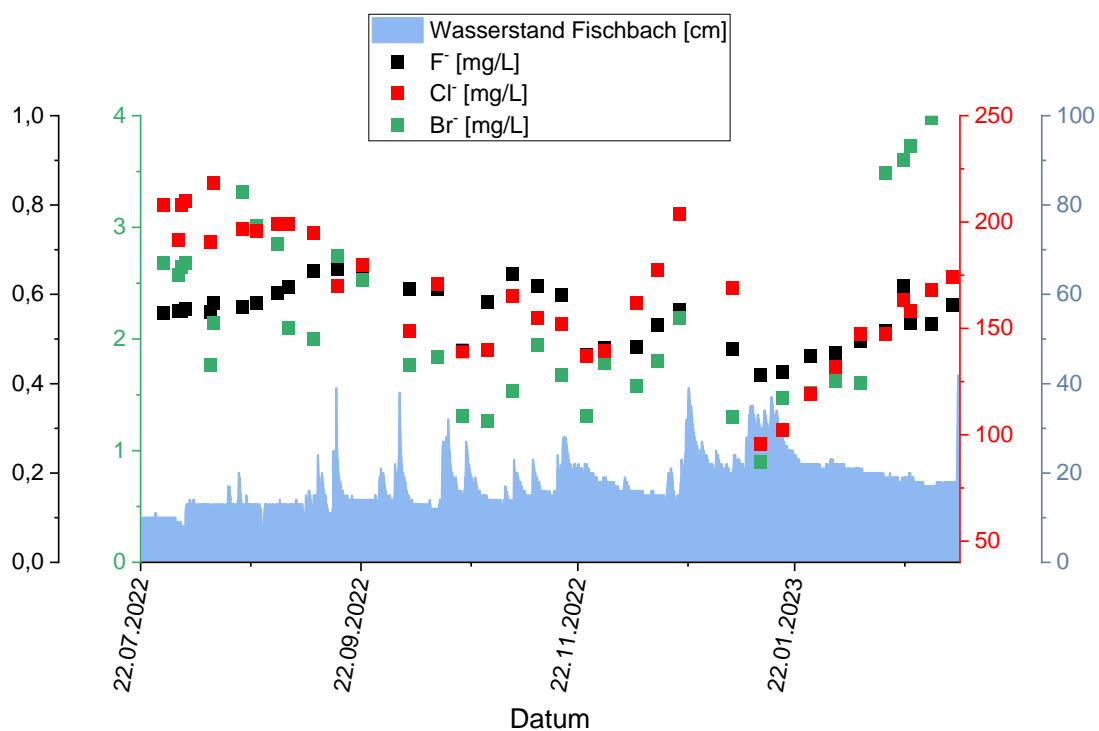


Abb. 3-12: Fluorit-, Chlorid- und Bromidgehalt (Messstation Trenkelbach), sowie Abfluss (Pegel Fischbach) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.

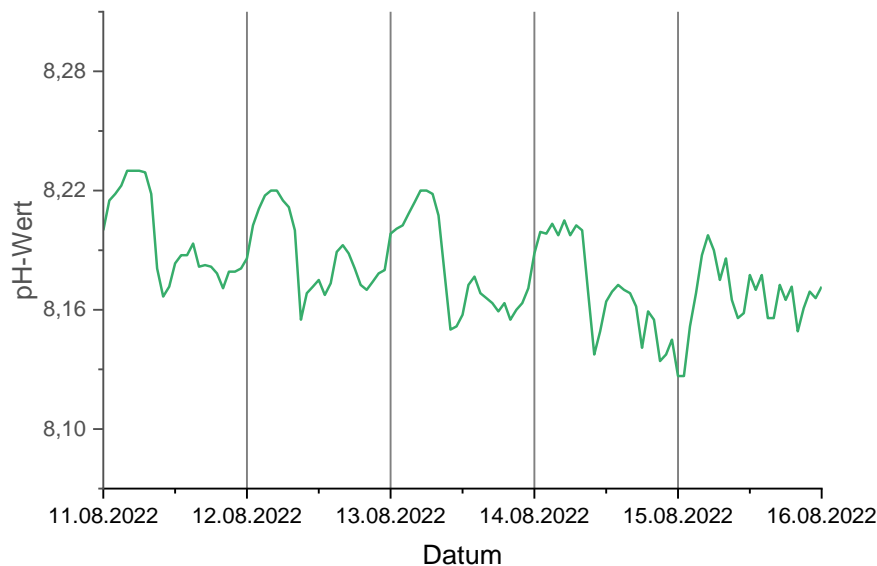
Grundsätzlich zeigen alle Parameter einen analogen Verlauf. Der Vergleich mit den Abflussdaten des Fischbaches zeigt, dass größere Konzentrationsschwankungen durch Verdünnung infolge von Niederschlägen auftreten. Magnesium und Kalium liegen mit 12 mg/L-24 mg/L bzw. 72 mg/L - 158 mg/L im erwarteten Bereich. Natrium ist mit 114 mg/L - 267 mg/L relativ hoch. Bei den Anionen ist analog ein hoher Chloridgehalt zwischen 95 mg/L und 218 mg/L zu beobachten. Das 90. Perzentil liegt mit 206 mg/l etwas über dem Grenzwert der OGewV [10] für den guten ökologischen Gewässerzustand von 200 mg/L. Fluorid und Bromid bewegen sich im zu erwartenden Bereich.[14] Die Zusammenfassung der bestimmten Konzentrationen ist in Tab 3-2 gezeigt.

**Tab 3-2: Zusammenfassung der mittels IC bestimmten Parameter im Trenkelbach und Orientierungswert (OW) der OGewV [10] für Chlorid sowie Schwellenwert (SW) für Nitrat gemäß Methodenhandbuch [13]**

[mg/L]	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.	OW / SW
Li <sup>+</sup>	nn	nn	nn	nn	-	-
Na <sup>+</sup>	114	267	210	207	264	-
K <sup>+</sup>	11,9	23,6	18,6	18,9	22,9	-
Mg <sup>2+</sup>	73	157	123	124	155	-
F <sup>-</sup>	0,42	0,66	0,56	0,55	0,63	-
Cl <sup>-</sup>	96	218	168	167	206	200
Br <sup>-</sup>	0,9	4,3	2,0	2,2	3,5	-
NO <sub>3</sub> -N	0,26	2,40	1,30	1,31	1,96	2,48

### 3.3 Haldenrelevante Indikatorparameter

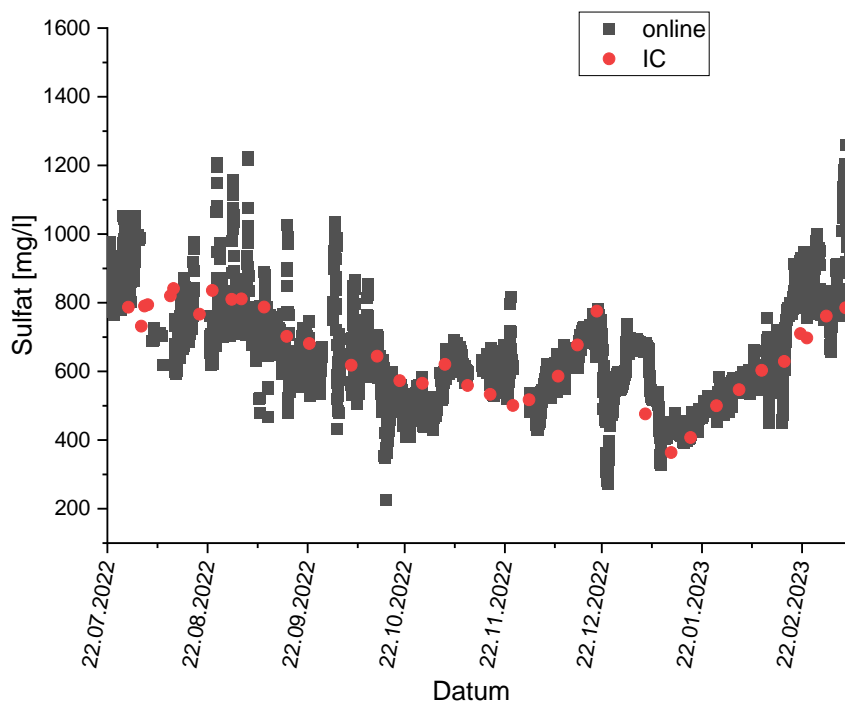
In diesem Abschnitt sollen die Parameter diskutiert werden, die zur Abschätzung der im Haldenbereich ablaufenden Prozesse und deren Auswirkungen auf die Wasserqualität, insbesondere zur Beurteilung des Vorliegens von sauren Grubenwässern, herangezogen werden können. Ein erster Parameter, der in diesem Zusammenhang eine zentrale Rolle spielt, ist der pH-Wert. Dieser wurde online in der Messstation bestimmt. Der pH-Wert zeigt über den Messzeitraum den sehr stabilen Verlauf. Exemplarisch ist der Zeitraum vom 11. August 2022 bis zum 16. August 2022 in Abb. 3-13 dargestellt.



**Abb. 3-13: pH-Wert des Trenkelbach an der online Messstation im Zeitraum vom 11. bis zum 16. August 2022.**

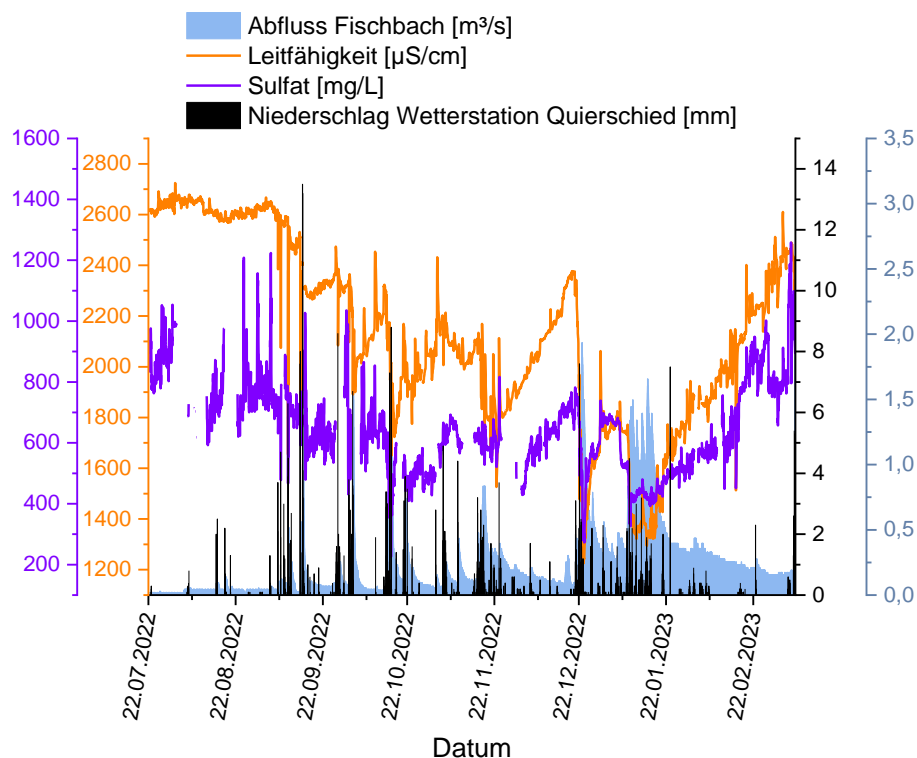
Der pH-Wert bewegt sich im Bereich von 7,6 bis 8,4. Hiermit liegt der pH-Wert am oberen Ende des festgelegten Bereiches für den guten ökologischen Zustand (6,5 – 8,5). Dies zeigt schon, dass die Wässer aus der Halde keinen erhöhten Säureeintrag verursachen. Ähnlich wie bei Temperatur und Sauerstoff unterliegt auch der pH-Wert täglichen Schwankungen. Der pH-Wert wird neben der geologischen Beschaffenheit des Flusses maßgeblich von den im Fluss vorkommenden aquatischen Pflanzen beeinflusst. Aquatische Pflanzen führen sowohl Atmung (Dunkelreaktion) als auch Photosynthese (Lichtreaktion) durch. Pflanzen atmen kontinuierlich, während sie Photosynthese nur betreiben, wenn sie Licht ausgesetzt sind. Während der Photosynthese nehmen sie Kohlendioxid aus dem Flusswasser auf, was zu einer Abnahme der Carbonatkonzentrationen (biogene Entkalkung) bei Tageslicht führt. Gleichzeitig wird durch die Atmung der Pflanzen Kohlendioxid freigesetzt, was die Konzentrationen nachts ansteigen lässt. Normalerweise führt dies zu einem grob analogen Verlaufes des pH-Wertes zur Temperatur.[15] In den hier durchgeführten Messungen wurde an dieser Stelle zwar auch ein lokales pH-Maximum im Bereich der höchsten Temperatur beobachtet, die höchsten Werte wurden jedoch im Temperaturminimum gemessen. Der Einfluss der Biologie wird also durch einen zweiten Effekt überlagert. Dessen Ursache konnte bisher nicht geklärt werden.

Weiter hervorzuheben sind die Parameter Sulfat und Calcium. Sulfat dient als Indikatorparameter für das Vorhandensein von saurem Grubenwasser, welches durch die Verwitterung von Pyrit entsteht. Es ist jedoch wichtig zu erwähnen, dass auch Mangansulfid und andere Sulfide zur Sulfatkonzentration beitragen können, jedoch nur einen geringen Beitrag zur Azidität leisten. Die Sulfatkonzentration wurde in der Messstation mit Hilfe der Barium-Chlorid-Methode bestimmt. Dabei wurden filtrierte Proben in Zeitabständen von 30 Minuten vermessen. Zudem wurde der Sulfatgehalt mittels Ionenchromatographie (IC) in Form wöchentlicher Beprobungen untersucht. Der Vergleich zwischen online Messung und den Einzelbeprobungen ist in Abb. 3-14 gezeigt.



**Abb. 3-14: Vergleich der online Sulfat Messungen mit den mittels IC bestimmten Sulfatgehalten im Trenkelbach im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.**

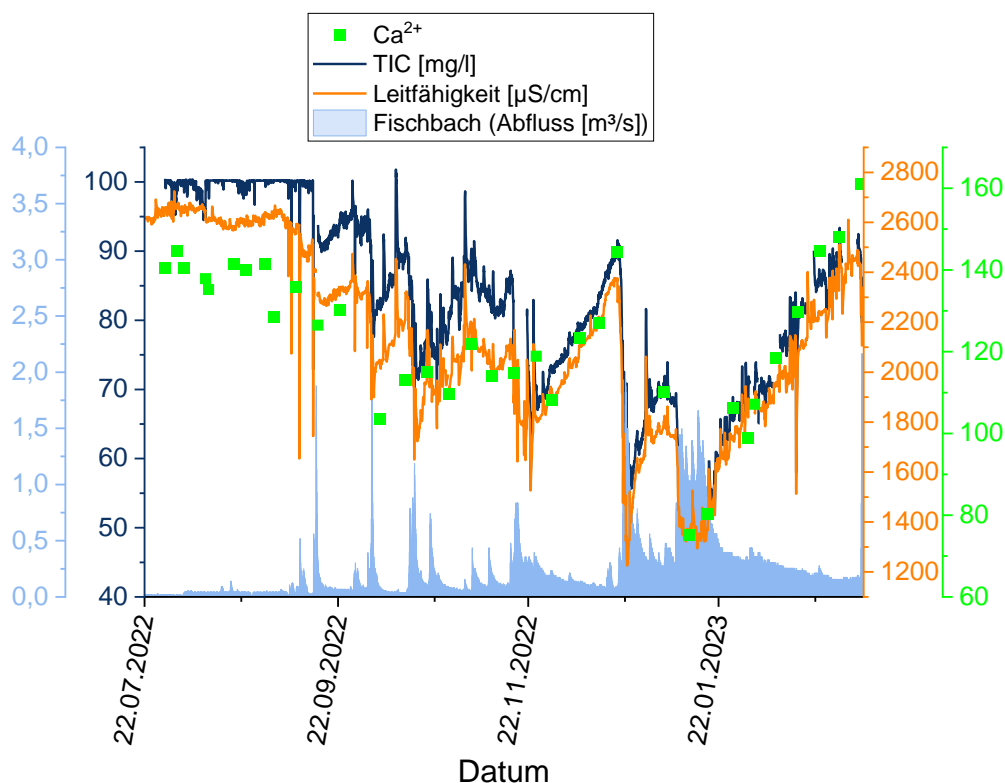
Die Anwendung der IC zur Bestimmung von Sulfat ist eine genaue und zuverlässige Methode, die online-Messungen des Sulfatgehalts stimmen gut mit den Ergebnissen der IC überein, die online-Methode kann somit als zuverlässiger Indikator für die Einflüsse von Halden dienen. Im Trenkelbach wurden Sulfatgehalte von 226 mg/L bis 1258 mg/L gemessen. Die Sulfatkonzentrationen werden im Rahmen der OGewV [10] als Qualitätskomponente zur Beurteilung der Gewässergüte verwendet. Für den guten ökologischen Zustand ein Grenzwert von 75 mg/L festgelegt. Dies unterstreicht deutlich die erheblichen Sulfateinträge durch die Halde. Grundsätzlich ist festzustellen, dass der Sulfatgehalt infolge von Regenfällen abnimmt (Abb. 3-15). Es kommt also auch hier bei Regen eher zu einer Verdünnung als zu einer verstärkten Auswaschung von Sulfat aus der Halde. Dieser Verlauf deckt sich mit den Beobachtungen aus Kapitel 3.2, unterscheidet sich jedoch von dem des Nitrats, was darauf hindeutet, dass Sulfat und Nitrat aus unterschiedlichen Quellen stammen. Abb. 3-15 zeigt den online bestimmten Sulfatgehalt im Vergleich zur elektrischen Leitfähigkeit des Trenkelbachs.



**Abb. 3-15: Sulfateinträge und gemessene Leitfähigkeit (Messstation Trenkelbach), sowie Abfluss (Pegel Fischbach) und Niederschlag (Wetterstation Quierschied) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.**

Der Sulfatgehalt weist einen analogen Verlauf zur Leitfähigkeit auf. Es wurde ein Korrelationskoeffizient von  $R^2 = 0,57$  bestimmt. Simulationen mit dem Programm Aqion [16] ergaben, dass Sulfat für ca. 24 % der Gesamtleitfähigkeit verantwortlich ist.

Der trotz des hohen Sulfatgehaltes basische pH-Wert des Trenkelbachs weist auf einen starken Puffermechanismus hin. Dies wird vor allem durch die Auflösung von Calcit erreicht, wodurch große Mengen an Carbonat freigesetzt werden, die die während der Pyritverwitterung entstehende Säure abpuffern. Calcium wird häufig als Indikatorparameter zur Beurteilung der Pufferkapazität von Gewässern herangezogen. Auch hier ist jedoch zu beachten, dass Calcium auch aus anderen Quellen stammen kann. Abb. 3-16 zeigt den im Rahmen wöchentlicher Beprobungen bestimmten Calciumgehalt zusammen mit dem online gemessenen TIC.

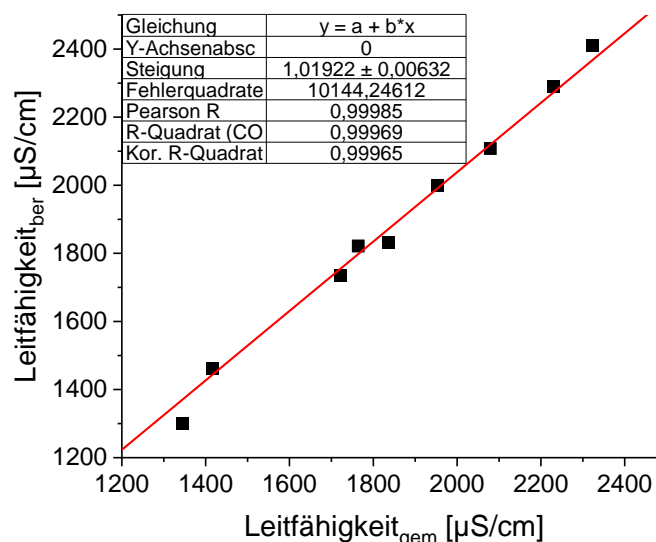


**Abb. 3-16: Calciumgehalt, TIC und gemessene Leitfähigkeit (Messstation Trenkelbach), sowie Abfluss (Pegel Fischbach) im Zeitraum vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023.**

Auch Calcium und TIC zeigen einen analogen Verlauf zur Leitfähigkeit und werden damit vornehmlich durch Verdünnungseffekte bestimmt. Mit 75 mg/L bis 161 mg/L wurden im Trenkelbach vergleichsweise hohe Calciumwerte bestimmt, die auf Calcitauflösung in der Halde hindeuten. Der ähnliche Verlauf des Calciumgehaltes im Wasser im Vergleich zur elektrischen Leitfähigkeit und zum Sulfatgehalt deutet darauf hin, dass diese Parameter aus derselben Quelle stammen. Berechnungen mit Aqion zeigen, dass sich das Fließgewässer noch nicht im thermodynamischen Gleichgewicht befindet. Die Berechnung von Sättigungsindizes gestaltet sich an dieser Stelle schwierig und wird hier nicht im Detail beschrieben. Insgesamt kann jedoch festgestellt werden, dass das System im betrachteten Zeitraum Calcit-abscheidend ist.

Über Aqion wurden zudem die Leitfähigkeiten unter Verwendung der IC-Daten, des pH-Werts, des TIC und der Eisen- und Mangankonzentrationen (ICP-MS, vgl. Kapitel 3.5) berechnet. Es ist jedoch zu beachten, dass streng genommen der DIC (Dissolved Inorganic Carbon) für diese Berechnung verwendet werden sollte. Da der Trenkelbach durch die beiden Absenkweiher fließt und daher nur vernachlässigbare Mengen an Feststoff mitführt, entspricht der DIC dem TIC im Rahmen der Messgenauigkeit<sup>4</sup>. In Abb. 3-17 sind die berechnete Leitfähigkeitswerte gegen die gemessenen Werte aufgetragen. Zusätzlich ist die Korrelation der beiden Parameter dargestellt.

<sup>4</sup> So liegt das 90er Perzentil der Trübungswerte bei lediglich 5,3 FNU.



**Abb. 3-17: Auftragung der berechnete Leitfähigkeitswerte gegen die gemessenen Werte sowie Korrelation zwischen den beiden Größen.**

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass die berechnete Leitfähigkeit gut mit der gemessenen Leitfähigkeit korreliert. Dies bedeutet, dass der Chemismus des Flusswassers gut über die bestimmten Parameter abgebildet wird. In Abb. 3-17 ist zusätzlich die Winkelhalbierende dargestellt. Hierbei ist eine gewisse Abweichung zwischen den berechneten und gemessenen Werten erkennbar. Interessant ist, dass die berechnete Leitfähigkeit in diesem Fall etwas höher ausfällt als die gemessene Leitfähigkeit. Diese Diskrepanz könnte auf eine leichte Überbestimmung der Komponenten hindeuten oder darauf, dass über die Berechnung eine Unterschätzung der ungeladenen Spezies erfolgt. Insgesamt liegt die Leitfähigkeit mit Werten zwischen 1225 und 2678  $\mu\text{S}/\text{cm}$  selbst für karbonatische Böden sehr hoch ist.[14] Die Zusammenfassung der haldenrelevanten Indikatorparameter ist in Tab. 3-3 gezeigt.

**Tab. 3-3: Zusammenfassung der Haldenparameter und Orientierungswerte (OW) der OGewV [10] für Chlorid, Sulfat und den pH Wert.**

	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.	OW
TIC [mg/L]	47,5	101,8	83,3	82,0	100,2	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (online) [mg/L]	226	1258	630	<b>638</b>	813	75
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (IC) [mg/L]	364	841	679	<b>661</b>	811	75
pH	<b>7,6</b>	<b>8,4</b>	8,1	8,1	8,3	6,5-8,5
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	1225	2678	2105	2113	2608	-
Cl <sup>-</sup> [mg/L]	96	218	168	<b>167</b>	206	200

Die Bestimmung der Alkalinität erfolgte ebenfalls mithilfe von Aqion [16] und basiert auf den Gleichungen (5) und (8). Entsprechend wurden an dieser Stelle die starken Säuren und das Carbonatgleichgewicht berücksichtigt, ebenso die Speziation in Lösung der einzelnen Komponenten, jedoch wurden keine Gleichgewichte mit Festphasen in die Berechnungen einbezogen.



Die ermittelten Alkalinitätswerte werden gemäß gängiger Praxis in meq/L  $\text{Ca}(\text{CO}_3)_2$  angegeben. Über den beobachteten Zeitraum variierten die Alkalinitätswerte von 3,96 meq/L bis 7,57 meq/L, mit einem Durchschnitt von 5,89 meq/L, was auf eine hohe Pufferkapazität hindeutet und sich gut mit den beobachteten hohen Calcium, TIC und pH-Werten deckt. Es kann davon ausgegangen werden, dass saures Grubenwasser aufgrund der Neutralisation durch Carbonat haltige Materialien in der Halde Maybach kein Problem darstellt.

Die IC-Analyse hat gezeigt, dass die Leitfähigkeit im Wesentlichen mit den hohen Sulfat-, Calcium- und TIC-Gehalten, aber auch mit den sehr hohen Natrium- und Chloridkonzentrationen zusammenhängt. Aufgrund der hohen Natrium- und Chloridgehalte, die für diese Haldenwässer untypisch sind, wurde untersucht, ob diese aus der Halde stammen. Aus diesem Grund wurden die Trenkelbachweiher und deren Zuläufe manuell beprobt.

### 3.4 Metalle

Im Zeitraum vom 05. Januar bis zum 8. März 2023 wurden in den wöchentlich entnommenen Proben zusätzlich die Konzentrationen der Elemente Mangan, Eisen, Aluminium, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Chrom, Blei, Cadmium und Gallium mittels ICP-MS bestimmt. Um die Proben für die Analyse vorzubereiten, wurden sie vor Ort durch Filtration mit einem 0,45  $\mu\text{m}$ -Filter behandelt und anschließend mit Salpetersäure angesäuert., es wurde also nur die gelöste Phase erfasst.

Im ersten Teil dieses Kapitels soll sich zunächst auf die Ergebnisse für Mangan, Eisen und Aluminium fokussiert werden, da diese aufgrund der Auflösung von Mineralien im Haldenmaterial in größeren Mengen zu erwarten sind. Die Ergebnisse sind in Tab. 2-1 gezeigt.

**Tab 3-4: Überblick über die bestimmten Mangan Eisen und Aluminiumkonzentrationen im Rahmen der manuellen Probenahme im Trenkelbach im Zeitraum vom 05. Januar bis zum 8. März 2023.**

	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.
Mn [ $\mu\text{g/L}$ ]	289	626	469	474	617
Fe [ $\mu\text{g/L}$ ]	26	56	43	40	53
Al [ $\mu\text{g/L}$ ]	14	27	17	18	22

Grundsätzlich sind die Werte, insbesondere von Eisen mit einem Maximalwert von 56  $\mu\text{g/L}$ , und Aluminium mit einem Maximalwert von 27  $\mu\text{g/L}$ , für ein haldenbelastetes Gewässer eher niedrig. Eisen liegt sogar dauerhaft deutlich unter der Grenze von 700  $\mu\text{g/L}$  für einen guten Gewässerzustand. Dagegen liegen die Manganwerte mit einem Minimalwert von 289  $\mu\text{g/L}$  und einem Maximalwert von 626  $\mu\text{g/L}$  deutlich höher. Mangan zählt nicht zu den Parametern, die im Rahmen der OGeV [10] zur Bewertung der ökologischen Situation von Fließgewässern herangezogen werden, es existieren jedoch emissionsseitige Grenzwerte für Industrieemitter. Hier ist der zulässige Jahresdurchschnitt auf maximal 100  $\mu\text{g/L}$  festgelegt. Dieser ist zu jedem Zeitpunkt im Trenkelbach um einen Faktor von mindestens 2,8 überschritten. Die maximale Konzentration, die für die Industrieemitter festgelegt ist, liegt bei 500  $\mu\text{g/L}$ . Auch dieser Wert wird in 50 % der Fälle überschritten. Im Gegensatz zu den

mittels IC erhobenen Parametern ist keine Korrelation mit dem Niederschlag erkennbar. Diese Beobachtung lässt sich anhand der Löslichkeiten der entsprechenden Oxide und Hydroxide erklären, welche bei den vorliegenden leicht basischen pH-Werten nicht gut löslich sind. Infolgedessen zeigen Berechnungen mit Aqion, dass der Trenkelbach selbst an der Stelle der Messstation noch Eisen abscheidend ist. Welche Spezies dies genau ist, konnte aufgrund der komplexen Speziation und der Abweichungen in den thermodynamischen Konstanten in den zugänglichen Datenbanken nicht eindeutig identifiziert werden. Es ist davon auszugehen, dass der größte Teil der Eisen- und Manganverbindungen bereits oberhalb der Messstation ausfällt und zurückgehalten wird. Dies deckt sich mit der Beobachtung, dass im Bereich der Haldenaustritte eine starke Verockerung erfolgt. Da die Proben für die Messung in der ICP-MS filtriert wurden, wurden die Feststoffe nicht erfasst. Die Konzentrationseinstellung ist daher weniger von den Niederschlagsereignissen abhängig, sondern wird durch die Löslichkeit der Minerale und die Entfernung der Messstation vom Austrittspunkt aus der Halde geregelt.

Für Kupfer, Nickel, Zink, Blei und Kobalt wurden die jeweiligen bioverfügbaren Mengen ermittelt. Zur Berechnung dieser Werte wurde ein sogenanntes *Biotic Ligand Model* (BioMet 5.1) verwendet. Dieses Modell berücksichtigt den pH-Wert, den Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) und den Calciumgehalt, um die Metallkonzentration in der Lösung auf die bioverfügbare Menge herunterzurechnen. Da der DOC-Gehalt bei den wöchentlichen Probenahmen nicht bestimmt wurde, wurden insgesamt 6 Proben im Abstand von 3 Wochen entnommen, um den DOC- und TOC-Gehalt zu bestimmen. Aus diesen Daten wurde ein Faktor ermittelt, mit dem die DOC-Werte aus den zuvor bestimmten TOC-Werten abgeschätzt wurden. Es ergab sich ein Faktor von  $0,78 \pm 0,05$ .

Für die als prioritären Stoffe eingestufteten Schwermetalle Blei, Nickel und Cadmium sind in der OGewV [10] Jahresdurchschnitts Umweltsqualitätsnormen (JD-UQN) und zulässige Höchstkonzentrationsgrenzwerte (ZHK-UQN) festgelegt. Zur Beurteilung der Jahresdurchschnittskonzentration an Cadmium und Cadmiumverbindungen wird die Umweltqualitätsnorm der Härteklasse verwendet, die sich aus dem fünfzigsten Perzentil der parallel zu den Cadmiumkonzentrationen ermittelten  $\text{CaCO}_3$ -Konzentrationen ergibt. Die Ergebnisse der Schwermetallanalyse für Nickel und Blei und Cadmium sind in Tab 3-6 dargestellt.

**Tab 3-5: Bestimmte bioverfügbare Mengen von Nickel, Blei und Cadmium im Zeitraum vom 05. Januar 2023 bis 08. März 2023 an der Messstation Trenkelbach, sowie der entsprechenden JD-UQNs/HK-UQNs.**

	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.	GW für guten ökol. Zustand
Ni [ $\mu\text{g/L}$ ]	2,3	4,8	2,6	3,1	4,3	4/34
Pb [ $\mu\text{g/L}$ ]	0,00	0,14	0,01	0,03	0,05	1,2/14
Cd [ $\mu\text{g/L}$ ]			< 0,015			0,15/1,50

Die Bleikonzentrationen lagen durchgängig unter  $0,06 \mu\text{g/L}$ , mit einer Ausnahme bei der eine Konzentration von etwa  $0,14 \mu\text{g/L}$  bestimmt wurde. Auch dieser Wert liegt noch fast um den Faktor 10 unter dem zulässigen Jahresmittelwert. Die gemessene Durchschnittskonzentration von Blei lag bei  $0,03 \mu\text{g/L}$ . Die bioverfügbare Menge an Nickel ist etwas größer. Es wurde ein Höchstwert von  $4,8 \mu\text{g/L}$  ermittelt, was geringfügig über dem zulässigen Jahresmittelwert von  $4 \mu\text{g/L}$  liegt. Insgesamt

wurden in zwei Fällen Nickelkonzentrationen oberhalb der JD-UQN beobachtet. Die Konzentrationen bewegen sich jedoch immer noch deutlich unter der ZHK-UQN von 34 µg/L. Der Mittelwert von 3,1 µg/L liegt ebenfalls unter dem zulässigen Jahresmittelwert. Für Cadmium bewegten sich die Konzentrationen stets unterhalb der Nachweisgrenze von 0,015 µg/L, was bedeutet, dass Cadmium unterhalb der zulässigen JD-UQN liegt. Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Haldenmaterialien keine größeren Einträge von prioritären Schwermetallen erfolgen.

Im Hinblick auf Zink, Kupfer, Arsen, Gallium und Chrom sind keine spezifischen Grenzwerte für den guten ökologischen Zustand definiert. In den untersuchten Proben wurden insgesamt sehr geringe Mengen dieser Elemente gefunden. Der Gehalt an Zink bewegte sich in einem Bereich von 0,9 µg/L bis 3,9 µg/L. Für Kupfer wurde ein Maximalwert von 0,72 µg/L gemessen. Die Arsenkonzentration erreichte einen Maximalwert von 0,65 µg/L. Für Chrom wurde ein Maximalwert von 3,2 µg/L ermittelt. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass nur bei einer Probenahme (09. Februar 2023) ein erhöhter Chromgehalt auftrat. Das 90. Perzentil liegt bei 0,5 µg/L.

Die Zusammenfassung der beschriebenen Ergebnisse befindet sich in Tab. 3-7. Die angegebenen Grenzwerte sind in der OGeV [10] als Voraussetzung für den guten ökologischen Zustand angegeben. Da diese nur für Eisen, Nickel, Blei und Cadmium definiert sind, wurden zur Orientierung für die anderen untersuchten Elemente die (Emissions-)Grenzwerte der Einleiterüberwachung herangezogen. Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass bestimmte Schwermetalle geogen bedingt in schwankenden Konzentrationen auftreten können, wird je nach Gewässertyp eine Hintergrundkonzentration zugrunde gelegt, auf die ein UQN-Vorschlag addiert wird. Für den Gewässertyp 5.01 wird für Kupfer eine Hintergrundkonzentration von 0,5 µg/L, für As von 1 µg/L, für Chrom von 0,38 µg/L und für Zink von 10,5 µg/L vorgeschlagen. Bei Betrachtung der Daten zeigt sich, dass die gemessenen Werte im Bereich dieser Hintergrundkonzentration bzw. darunter liegen. Somit sind keine nennenswerten Einträge aus der Halde zu verzeichnen.

**Tab. 3-6: Zusammenfassung der Messdaten vom 05. Januar 2023 bis 08. März 2023 an der Messstation Trenkelbach. In blau bzw. orange sind die in der OGeV festgelegten Grenzwerte für den guten ökologischen Zustand bzw. die Einleitergrenzwerte dargestellt.**

[µg/L]	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.	JD-UQN/ZHK-UQN
Mn	289	626	469	474	617	(100/500)
Fe	26	56	43	40	53	700
Al	14	27	17	18	22	(50/250)
Ni	2,3	4,8	2,6	3,1	4,3	4/34
Zn	0,9	3,9	1,4	1,7	2,5	(18,3/26,1)
Cu	0,06	0,72	0,22	0,29	0,68	(3,3/4,1)
As	0,31	0,65	0,50	0,48	0,59	(1,5-9)
Cr	0,06	3,20	0,12	0,43	0,50	(3,78)
Pb	0,00	0,14	0,01	0,03	0,05	1,2/14
Cd			< 0,015			0,15/1,50
Ga			< 0,015			-

### 3.5 Beprobung der beiden Absinkweiher und ihrer Hauptzuläufe

Zusätzlich wurde eine Beprobung der beiden Trenkelbachweiher und deren Zuflüsse am 03. August 2023 durchgeführt. Im Rahmen dieser wurden fünf Stellen beprobt, die in Abb. 3-18 verzeichnet sind. Die Probenahmestandorte TBW1 und TBW2 sind die Hauptzuläufe zum oberen Trenkelbachweiher. Probenahmestelle TBW5 befindet sich am zweiten Weiher im Bereich eines weiteren Zulaufs, wobei dieser selbst bei starken Niederschlägen kaum Wasser führte. Der Standort TBW3 befindet sich am zulaufentfernten Ende des ersten Weihers, und TBW4 im Bereich der Fischerhütte am zweiten Weiher.

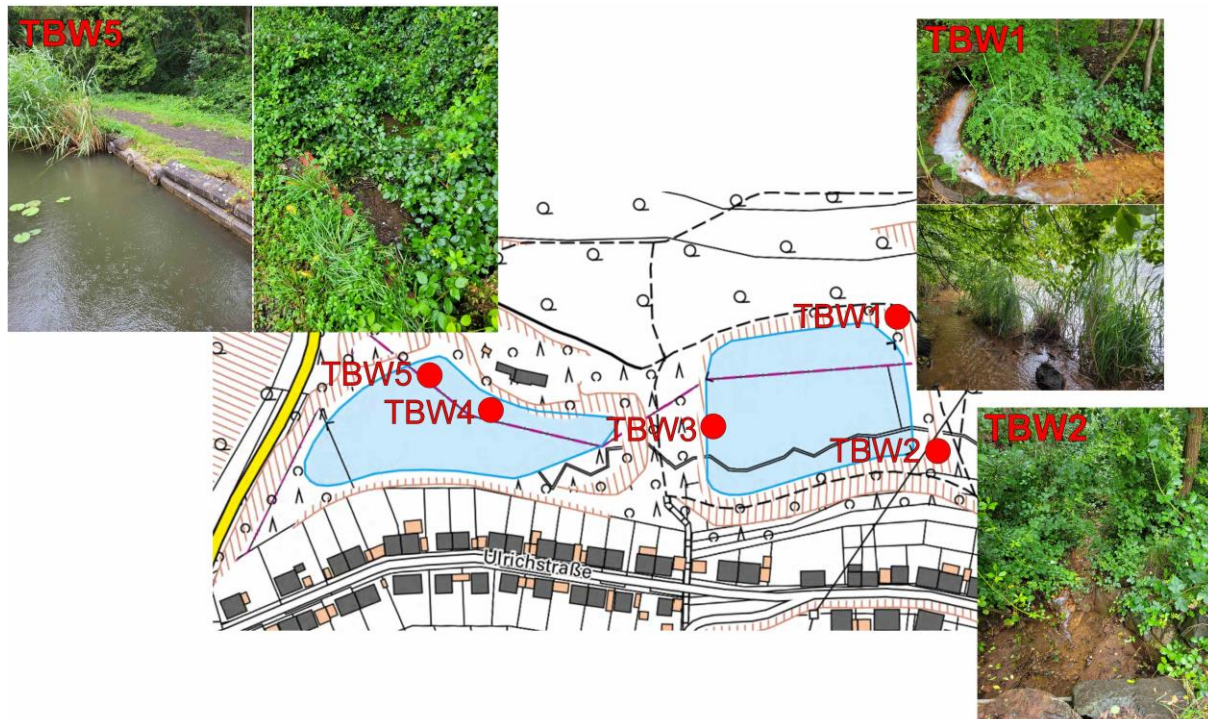


Abb. 3-18: Lage der Probenahmestellen TBW1 bis TBW5.

Im Bereich der Zulaufstellen an den Messpunkten TBW1 und TBW2 ist eine starke Verockerung durch Ausfällung von Eisen und Mangan zu beobachten (vgl. Abb. 3-18).

Der Vergleich der Leitfähigkeiten der Trenkelbachweiher zeigt, dass diese gut mit den Ergebnissen an der Messstation am Trenkelbach übereinstimmen. Lediglich am Zulauf TBW2 werden etwas höhere Leitfähigkeiten beobachtet. Im Teichwasser sind im Gegensatz zu den Messungen an der online-Messstelle keine nachweisbaren Nitratkonzentrationen vorhanden. Eine Ausnahme bildet auch hier der Zufluss an der Messstelle TBW2, an welcher der Nitratgehalt mit 7,16 mg/l deutlich höher ist als an der mobilen Messstation. Dieser Zufluss entwässert zwar ein kleineres Waldgebiet, allerdings ist der Nitratgehalt für Einträge aus Wald recht hoch. Zusätzlich zu den Haldenzuflüssen sind Oberflächenwassereinträge von der A8/A623, der Erschließungsstraße zum Gewerbegebiet sowie der Siedlung Klaraschacht zu erwarten, die für die beobachteten Nitratgehalte verantwortlich zu sein scheinen. Da im Trenkelbachweiher weder Nitrat noch Nitrit oder Ammonium festgestellt wurden, scheint es sich hierbei um einen Verdünnungseffekt und nicht um eine Umsetzung im

Nitrifizierungsprozess zu handeln. Zwar ist Nitrat kein typischer Stoff, der in Haldenwässern enthalten ist, dennoch gibt es auch Studien, welche besagen, dass durch säureaggressive Aufbereitungsmethoden sowie der Verbringung von Produktionsrückständen auf die Halden höhere Nitratkonzentrationen auftreten können<sup>5</sup>. Weiterhin bestätigen die Beobachtungen die Vermutung, dass das an der Messstation gemessene Nitrat nicht aus denselben Quellen stammt wie die restlichen Substanzen. Die Nitrat-Quelle befindet sich zwischen den Weihern und der Messstation. Dieser Umstand ist überraschend, da in diesem Abschnitt der Trenkelbach verrohrt unter der Straße durchgeführt wird und somit weniger Kontakt mit externen Einflüssen haben sollte.

Die Zusammenfassung der Analysen der Trenkelbachweiher und deren Zuläufe ist in Tab. 3-4 ist gezeigt.

**Tab. 3-7: Zusammenfassung der Ergebnisse der mittels IC bestimmten Parameter an den Trenkelbachweiher-Messstellen am 03. August 2023.**

Probenahmestelle	LF [mS/cm]	F <sup>-</sup> [mg/L]	Cl <sup>-</sup> [mg/L]	Br <sup>-</sup> [mg/L]	NO <sub>3</sub> -N [mg/L]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/L]
TBW1	2,44	1,04	141	1,72	-	566
TBW2	3,95	0,70	299	3,93	7,16	1184
TBW3	2,72	0,93	181	1,76	-	781
TBW4	2,75	0,76	178	1,87	-	751
TBW5	2,75	0,74	176	1,82	-	727

Probenahmestelle	pH	Li <sup>+</sup> [mg/L]	Na <sup>+</sup> [mg/L]	K <sup>+</sup> [mg/L]	Ca <sup>2+</sup> [mg/L]	Mg <sup>2+</sup> [mg/L]
TBW1	8,1	0,13	224	23,0	177	113
TBW2	8,3	0,22	423	29,0	196	246
TBW3	8,2	0,13	269	24,1	171	155
TBW4	8,2	0,16	266	23,5	162	153
TBW5	8,1	0,15	263	28,1	161	151

Die an den Zuläufen der Trenkelbachweiher beobachtete Verockerung weist auf die Gefahr von (Schwer-)Metalleinträgen aus der Halde hin, Ähnliches konnte bereits am Lochwiesbach beobachtet werden.

### 3.6 Vergleich der Ergebnisse von Trenkelbach und Lochwiesbach

Die Ergebnisse der Messungen am Trenkelbach werden im folgenden Kapitel den Ergebnissen der Messungen am Lochwiesbach gegenübergestellt. Der Lochwiesbach wurde im Zeitraum von 19. April bis 10. Juni 2021 im Rahmen wöchentlicher Probenahmen untersucht. Der Bach entwässert die Halde

<sup>5</sup> So z.B. wurde in einer Studie im Rahmen der Gewinnung von Uranerzen im Tagebau oberflächennahes Grundwasser in der Nähe zweier Halden betrachtet.[17]

Mellin, welche sich in unmittelbarer Nähe der Halde Maybach befindet (s. Abb. 6-1). Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass der Messzeitraum nicht mit dem des Trenkelbachs übereinstimmt und in Bezug auf die Jahreszeit sogar komplementär liegt. Trotz dieser zeitlichen Unterschiede ist ein Vergleich äußerst interessant, um die typischen Einflüsse der Halden auf die Fließgewässer zu betrachten, zumal beide Halden räumlich sehr dicht beieinander liegen.

Der Lochwiesbach wurde an vier Stellen beprobt, wobei die erste Probenahme unmittelbar nach dem Austritt aus dem Stollen aus der Halde Mellin erfolgte und als Probenahmepunkt LWB1 bezeichnet wird. Des Weiteren fand eine Probenahme an der Mündung des Lochwiesbachs in den Sulzbach statt (LWB4). Zusätzlich wurden im Zeitraum vom 11. Mai 2021 bis 27. Mai 2021 entlang des Lochwiesbachs weitere Proben an den Punkten LWB2 und LWB3 vorgenommen. Die genaue Lage dieser Probenahmepunkte ist in Abb. 3-19 dargestellt.

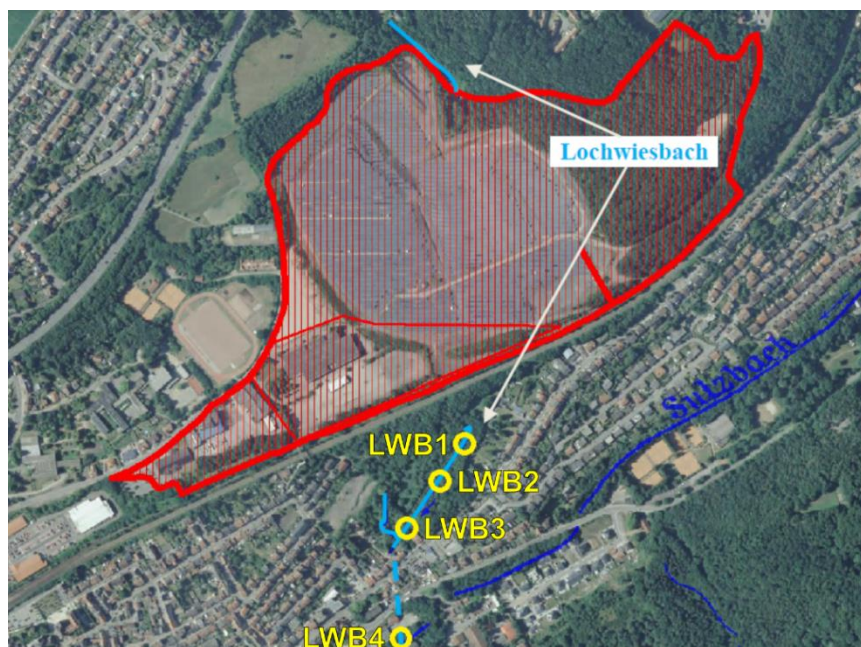


Abb. 3-19: Lage der Probenahmestellen LWB1 bis LWB4 am Lochwiesbach.

### 3.6.1 Nährstoffe

Zunächst sollen die Nährstoffparameter an der Messstelle LWB4 betrachtet werden, da diese am weitesten vom Stollenauslass entfernt ist und daher am ehesten mit den online-Messungen in der Messstation am Trenkelbach vergleichbar ist. In Bezug auf Nitrat wurden im Lochwiesbach mit 3,10 mg N/L ähnlich hohe Maximalwerte wie im Trenkelbach bestimmt. Der Durchschnittswert im Lochwiesbach liegt mit 2,53 mg N/L deutlich höher. Dieser Unterschied könnte möglicherweise auf den kleinen Waldabschnitt, den der Lochwiesbach durchläuft, zurückzuführen sein. Ein Eintrag durch die Halde kann jedoch ebenfalls nicht ausgeschlossen werden. Da die Nitratwerte im Trenkelbach im Winter am höchsten sind, kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch im Lochwiesbach, der nur im Sommerhalbjahr beprobt wurde, in diesem Zeitraum die Nitratgehalte höher sind.

Bei Ammonium sind die Konzentrationen im Lochwiesbach deutlich höher als im Trenkelbach. Mit einem Mittelwert von 0,297 mg N/L liegt der Wert an der Mündung in den Sulzbach um mehr als den Faktor 10 höher als im Trenkelbach. Untersuchungen entlang des Lochwiesbachs haben gezeigt, dass im Bereich des Stollenauslaufes noch höhere Ammoniumgehalte zu beobachten sind. Dieser wird im Verlauf des Lochwiesbachs verstoffwechselt. Der Gehalt an TOC ist im Trenkelbach (2,1 mg/L) im Mittel geringer als im Lochwiesbach (3,0 mg/L), weist aber eine etwas größere Schwankungsbreite auf, was nicht zuletzt auch darauf zurückgeführt werden kann, dass durch die online Messungen Extremwerte z.B. durch Regenereignisse erfasst werden, welche in täglichen Probenahmen oft nicht detektiert werden. Für beide Gewässer liegen die Werte unter dem Grenzwert für den guten ökologischen Zustand von 7 mg/l. Eine Zusammenfassung des Vergleichs der Nährstoffparameter für den Trenkelbach und den Lochwiesbach findet sich in Tab. 2-1. Auf den Vergleich von Temperatur und Sauerstoff, soll an dieser Stelle verzichtet werden, da die Temperaturunterschiede auf verschiedene Beobachtungszeiträume zurückzuführen sind und der Sauerstoffgehalt von der Sättigung abhängt, die wiederum maßgeblich von der Gewässertemperatur abhängt.

**Tab. 3-8: Zusammenfassung der Nährstoffparameter am Lochwiesbach (grau) (LBW4 Mündung: 19. April bis 10. Juni 2021) und am Trenkelbach (weiß) (Messstation: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023).**

	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.
Nitrat-N [mg/L]	0,65	3,10	2,69	2,53	3,04
	0,10	3,13	1,69	1,54	2,12
Ammonium-N [mg/L]	0,042	2,240	0,129	0,297	0,203
	n.n.	0,579	0,004	0,010	0,025
TOC [mg/L]	1,9	6,4	2,5	3,0	4,3
	1,5	7,4	2,1	2,1	2,4

### 3.6.2 Haldenrelevante Indikatorparameter

Im folgenden Abschnitt sollen die haldenrelevanten Parameter pH, TIC und Leitfähigkeit sowie die mittels IC bestimmten ionischen Parametern in Trenkelbach und Lochwiesbach verglichen werden. Die pH-Werte stimmen in beiden Gewässern mit einem Mittelwert von 8,1 überein, was darauf hindeutet, dass das saure Grubenwasser in beiden Fällen durch Calcit gepuffert wird. Auch hier wird der Schwankungsbereich im Trenkelbach durch die längere und kontinuierlichere Messung besser abgebildet.

Die Leitfähigkeit im Lochwiesbach liegt mit einem Mittelwert von 1756  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf einem hohen Niveau, wenn auch etwas niedriger als im Trenkelbach. Ähnlich wie beim Trenkelbach sind die Wassermengen und somit auch die Frachten nicht so groß, sodass es bereits unmittelbar nach dem Eintritt in den Sulzbach zu einer deutlichen Verdünnung kommt. In Abb. 3-20 der Mittelwert der Leitfähigkeit des Trenkelbachs im Vergleich zur Leitfähigkeit an LWB4 dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass sich der Wert des Trenkelbachs nicht auf den auf der X-Achse dargestellten Zeitraum bezieht.

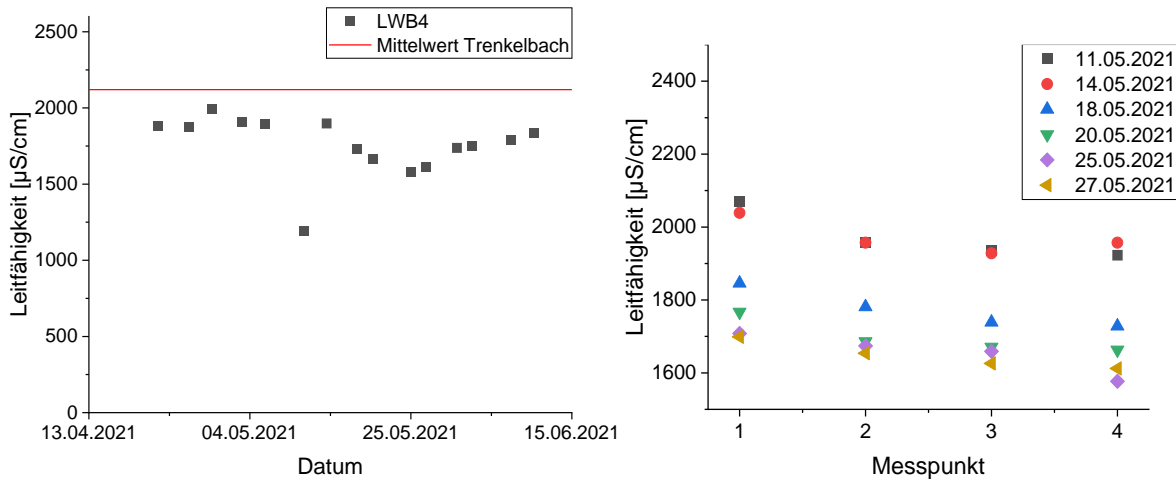


Abb. 3-20: An der Messstelle LWB4 ermittelte Leitfähigkeit, sowie Leitfähigkeitsverlauf im Längsprofil des Lochwiesbaches für ausgewählte Daten.

Die Leitfähigkeit nimmt im Verlauf des Lochwiesbaches ab. Dieser Effekt wird entsprechend auch für die Ionen beobachtet, welche vornehmlich für die Leitfähigkeit verantwortlich sind. Dies ist am Beispiel vom 18. Mai 2021 in Abb. 3-21 gezeigt.

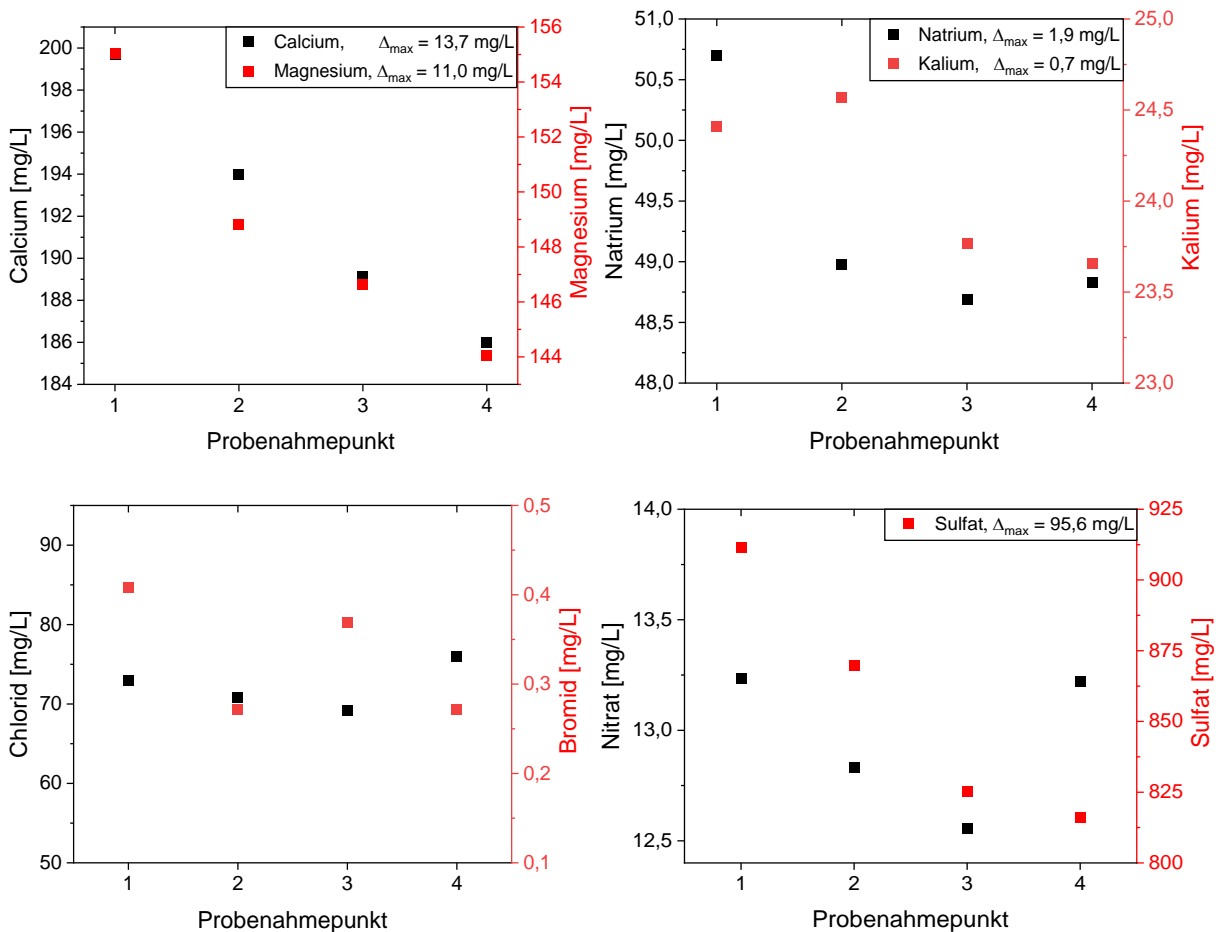


Abb. 3-21: Konzentrationen der mittels IC gemessenen Parameter am 18. Mai 2021 in Abhängigkeit vom Probenahmepunkt am Lochwiesbach.



Auch für den Lochwiesbach ergeben die Berechnungen mit Aqion, dass das Gewässer Calcit abscheidend ist. Die Messungen verdeutlichen jedoch, dass alle Parameter abnehmen, wobei Calcium, Mangan und Sulfat die stärksten Abnahmen aufweisen. Ebenso gehen die Gehalte von Kalium und Natrium leicht zurück. Dies lässt vermuten, dass bei der Fällung von Calcium und Mangan auch andere Elemente mitgeschleppt werden und zeigt die Komplexität des chemischen Systems. Diese kinetisch gesteuerten Prozesse, die im Lochwiesbach ablaufen und die Veränderungen in den Substanzen beeinflussen, sind daher auch durch thermodynamische Berechnungen mit Aqion nicht vollständig abbildbar. Die Anionen Bromid, Chlorid und Nitrat, für die ebenfalls keine schwerlöslichen Minerale zu erwarten sind, zeigen nur geringe Änderungen.

Im Lochwiesbach ist insgesamt mehr Sulfat vorhanden, was auf eine verstärkte Pyrit-Verwitterung hinweisen könnte und somit ein erhöhtes Risiko für saure Einträge darstellt. Ebenso sind höhere Konzentrationen von Calcium und Magnesium im Lochwiesbach zu finden. Dies könnte darauf hinweisen, dass vermehrt Calcit, Magnesit oder Dolomit gelöst werden und die Pufferkapazität erhöhen. Genauere Abschätzung bezüglich Auflösungsraten (life times) Abschätzungen gestalten sich anhand dieser Daten jedoch schwierig, da die Auflösungsprozesse maßgeblich von der tatsächlichen lokalen Situation (vorliegendes Material, Partikelgröße, Temperatur, Sauerstoff-Verfügbarkeit...) abhängig sind.

Eine interessante Beobachtung ist jedoch, dass der Carbonat-Anteil im Lochwiesbach niedriger ist als im Trenkelbach, was auf den ersten Blick nicht in die Interpretation passt. Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass der Carbonat-Gehalt nicht immer ein eindeutiger Indikator ist, da er maßgeblich durch das Gleichgewicht mit  $\text{CO}_2$  bestimmt wird und so von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird.

Der größte Unterschied zeigt sich jedoch in den Gehalten von Natrium und Chlorid. Im Trenkelbach ist der Chloridgehalt mit durchschnittlich 167 mg/L um etwa 100 mg/L höher und im Fall von Natrium mit 207 mg/L sogar um fast den Faktor 4 größer. Die Ergebnisse sind in Tab. 3-9 dargestellt und verdeutlichen die signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Gewässern. Diese Unterschiede könnten auf unterschiedliche Eintragsquellen oder geologische Besonderheiten in den Einzugsgebieten hindeuten. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse ist in Tab. 3-9 gezeigt.

**Tab. 3-9: Zusammenfassung mittels IC gemessenen Parameter und der elektrochemischen Messgrößen am Lochwiesbach (grau) (LWB4 Mündung: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023) und am Trenkelbach (weiß) (Messtation: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023).**

	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.
pH	7,9	8,2	8,1	8,1	8,2
	7,6	8,4	8,1	8,1	8,3
Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	1195	1993	1791	1756	1903
	1225	2678	2105	2113	2608
TIC [mg/L]	61,8	73,6	67,0	67,6	72,4
	47,5	101,8	83,3	82,0	100,2
$\text{Na}^+$ [mg/L]	48	60	54	55	60
	114	267	210	207	264
$\text{K}^+$ [mg/L]	17,0	21,7	19,8	19,8	21,5
	11,9	23,6	18,6	18,9	22,9
$\text{Ca}^{2+}$ [mg/L]	148	207	186	187	204
	75	161	127	124	145
$\text{Mg}^{2+}$ [mg/L]	113	152	142	138	151
	73	157	123	124	155
$\text{F}^-$ [mg/L]	0,54	2,70	0,65	0,80	0,93
	0,42	0,66	0,56	0,55	0,63
$\text{Cl}^-$ [mg/L]	50	62	56	56	60
	96	218	168	167	206
$\text{Br}^-$ [mg/L]	0,4	2,0	1,2	1,2	1,6
	0,9	4,3	2,0	2,2	3,5
$\text{NO}_3^-$ -N [mg/L]	8,92	12,68	10,84	10,84	11,91
	0,26	2,40	1,30	1,31	1,96
$\text{SO}_4^{2-}$ IC [mg/L]	651	925	859	834	912
	364	841	679	661	811

Auch für den Lochwiesbach wurde anhand dieser Daten die Alkalinität mit Aqion nach Gleichung (8) berechnet. Es handelt sich um ein deutlich netto-alkalisches Gewässer. Die Messwerte schwanken insgesamt zwischen 5,12 und 6,08 meq/L, der Mittelwert liegt bei 5,52 meq/L. Diese Werte liegen leicht unterhalb des Durchschnitts im Trenkelbach, der bei 5,89 meq/L liegt, deuten aber ebenso auf eine hohe Pufferkapazität hin.

### 3.6.3 Metalle

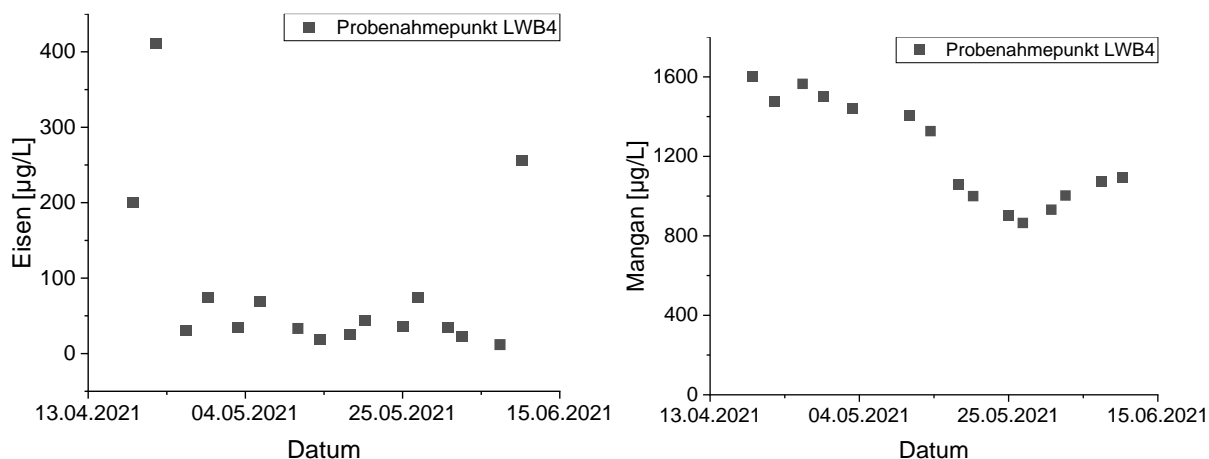
Am Lochwiesbach wurde der Mangan- und Eisengehalt mithilfe Atomabsorptionsspektroskopie analysiert. Die Probenvorbereitung erfolgte in Analogie zu den MS-Messungen am Trenkelbach, indem die Proben vor Ort gefiltert sowie angesäuert wurden.

Am Stollen wurde eine starke Verockerung beobachtet, die auf das Ausfällen von Eisen und Mangan zurückzuführen ist. Dies tritt insbesondere auf den ersten Metern nach Austritt des Gewässers aus dem Stollen auf (s. Abb. 3-22 a). An der Einleitungsstelle in den Sulzbach hingegen wurde keine Verockerung festgestellt, jedoch war ein starker Algenbewuchs zu beobachten. Dies verdeutlicht die unterschiedlichen chemischen Prozesse und Einflüsse in den beiden Bereichen. Die Verockerung im Bereich des Stollens ist auf die Lösung von Eisen- und Manganmineralien aus der Halde zurückzuführen, die bei ihrem Austritt an die Oberfläche ausfallen, während dieser Prozess weiter flussabwärts weitgehend abgeschlossen ist; das Algenwachstum an der Einleitungsstelle deutet auf eine erhöhte Nährstoffbelastung hin.



**Abb. 3-22: Aufnahme der beiden Probenahmestandorte LWB1 (links) und LWB4 (rechts).**

Da die Probenahmestelle LWB4 am weitesten vom Stollenaustritt entfernt ist und daher am ehesten mit der Situation an der Messstelle am Trenkelbach zu vergleichen ist, wurde diese auch hier zum Vergleich herangezogen. Die bestimmten Mangan- und Eisengehalte sind in Abb. 3-23 bzw. Tab. 3-10 dargestellt.



**Abb. 3-23: Eisen- und Mangankonzentrationen am 19. April 2021 bis 10. Juni 2021 am Probenahmepunkt LWB4 am Lochwiesbach.**

Trotz der offensichtlich starken Ausfällung von Eisen und Mangan am Stollen wurden am Probenahmepunkt LWB4 dennoch sehr hohe Konzentrationen von bis zu 411 mg/L bzw. 1602 mg/L in Lösung festgestellt. Am Lochwiesbach sind die Eisen und Mangan deutlich höher als am Trenkelbach. Zusätzlich zeigen Mangan und Eisen keinen analogen Verlauf. Die starken Abweichungen zwischen Lochwiesbach und Trenkelbach sind höchstwahrscheinlich auf die Unterschiede in den Probeentnahmepunkten zurückzuführen. Im Lochwiesbach wurde das Wasser deutlich näher am Austrittspunkt aus dem Stollen untersucht und die Werte liegen immer noch weit über der Sättigung für Eisen und Mangan. Im Gegensatz dazu gibt es im Trenkelbach eine gewisse Distanz zwischen den beiden Standorten, einschließlich der beiden Absenkweihen. Daher ist der Trenkelbach bereits näher am thermodynamischen Gleichgewicht, und ein Großteil von Eisen und Mangan ist bereits ausgefällt. Die unterschiedlichen hydrogeologischen Bedingungen und die Entfernung zwischen den Standorten spielen daher eine entscheidende Rolle bei den beobachteten Unterschieden in den Eisen- und Mangankonzentrationen zwischen Lochwiesbach und Trenkelbach.

**Tab. 3-10: Zusammenfassung der Mangan- und Eisengehalte am Lochwiesbach (grau) (LBW4 Mündung: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023) und am Trenkelbach (weiß) (Messstation: 22. Juli 2022 bis 08. März 2023).**

[µg/L]	Minimum	Maximum	Median	Mittelwert	90. Perz.
Mn	865	1602	1093	1216	1540
	289	626	469	474	617
Fe	12	411	35	86	229
	26	56	43	40	53

## 4 Zusammenfassung

Um den Einfluss der Halde Maybach auf den Trenkelbach zu untersuchen, kam eine Gewässergütemessstation zum Einsatz, mit welcher vom 22. Juli 2022 bis 08. März 2023 die Parameter Temperatur, Nitrat, Ammonium, Phosphor (ortho und gesamt), TOC, TIC, Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit, Trübung und Sulfat online gemessen wurden. Des Weiteren wurden in wöchentlichen Probenahmen mit Hilfe einer Ionenchromatographie Lithium, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Fluorid, Chlorid, Bromid, Nitrat und Sulfat untersucht. Im Zeitraum von 05. Januar 2022 bis 08. März 2023 erfolgte zusätzlich eine wöchentliche Untersuchung auf die Metalle Mangan, Eisen, Aluminium, Nickel, Zink, Kupfer, Arsen, Chrom, Blei, Cadmium und Gallium.

Die Nitratkonzentrationen im Trenkelbach sind mit Maximalwerten von bis zu 3,13 mg/L in Anbetracht der geologischen Situation und der Zusammensetzung des Einzugsgebiets recht hoch, insbesondere in den Wintermonaten. Es wurde festgestellt, dass das Nitrat nicht aus den Trenkelbachweihern stammt, welche den Trenkelbach speisen, sondern aus einer anderen Quelle zwischen den Weihern und der Messstation, wobei die genaue Quelle nicht identifiziert werden konnte.

Die Konzentrationen von Ammonium, Phosphat, TOC und TIC sind überwiegend unauffällig. Die Orientierungswerte der OGewV für den guten ökologischen Zustand wurden nur selten überschritten. Der Gesamtphosphorgehalt wird fast vollständig durch ortho Phosphat und weniger durch partikulär gebundenen Phosphor repräsentiert. Nach größeren Regenereignissen wurden Einträge an Ammonium, Phosphor und TOC beobachtet, welche durch Einträge aus der Mischwasserentlastung verursacht werden.

Der Sauerstoffgehalt lag im untersuchten Zeitraum im Bereich der Sättigung. In den Sommermonaten wurden leichte Unterschreitungen des Orientierungswertes für den guten ökologischen Zustand beobachtet, was hauptsächlich auf die hohen Temperaturen im Gewässer in diesem Zeitraum zurückzuführen ist. Entsprechend lagen auch die Temperaturen in den Sommermonaten bisweilen über dem Orientierungswert, was für kleine Gewässer nicht ungewöhnlich und in Teilen auch auf das langsame Durchfließen des Wassers in den beiden Trenkelbachweihern herrührt.

Wie in haldenbelasteten Gewässern zu erwarten, wurden hohe Sulfatkonzentrationen von bis zu 643 mg/L als Folge der Pyritverwitterung beobachtet. Es wurden jedoch basische pH-Werte im Bereich von 7,6 bis 8,4 und hohe Calciumgehalte gemessen, was auf die Pufferung des Systems durch Calcit zurückzuführen ist. Dies spiegelt sich ebenfalls in den hohen Alkalinitätswerten von 3,96 meq/L bis 7,57 meq/L Calciumcarbonat wider. Diese Erkenntnisse stimmen mit den zuvor am Lochwiesbach gemachten Beobachtungen überein. Der Trenkelbach weist jedoch im Vergleich zum Lochwiesbach deutlich höhere Natrium- und Chloridgehalte auf, was zu sehr hohen Leitfähigkeiten von bis zu 2724  $\mu\text{S}/\text{cm}$  führt.

Die Analyse der Schwermetalle ergab, dass mit Ausnahme von Eisen und Mangan keine nennenswerten Einträge aus der Halde erfolgen. Eisen und vor allem Mangan wurden in größeren Mengen gefunden, wobei die Untersuchungen ergaben, dass ein Großteil dieser Komponenten bereits direkt beim Austritt an der Oberfläche ausfällt. An den Austrittsstellen der jeweiligen Stollen wurde

eine starke Verockerung beobachtet. Im Lochwiesbach, der an der Mündung in den Sulzbach beprobt wurde, wurden deutlich höhere Konzentrationen an gelöstem Eisen und Mangan (Maximum Eisen: 411 µg/L, Maximum Mangan: 1602 µg/L) festgestellt als im Trenkelbach (Maximum Eisen: 56 µg/L, Maximum Mangan: 626 µg/L). Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Messstelle im Trenkelbach etwas weiter vom Stollenauslauf und vor allem hinter den beiden Trenkelbachweihern positioniert war, wodurch der Ausfällungsprozess weiter fortgeschritten war und die Konzentrationen daher deutlich niedriger und näher am thermodynamischen Löslichkeitsgleichgewicht lagen. Eine direkte Vergleichbarkeit der Werte zwischen Lochwiesbach und Trenkelbach ist daher hinsichtlich der Metallgehalte aufgrund der unterschiedlichen hydrologischen Situation nur eingeschränkt gegeben.

Aufgrund der sehr hohen Sulfatgehalte in beiden Gewässern ist von einer hohen Verwitterungsrate an Pyrit in den betreffenden Halden Maybach und Mellin auszugehen. Es lässt sich jedoch festhalten, dass zurzeit keine Gefährdung der untersuchten Gewässer durch die Säureentwicklung bei der Pyritverwitterung besteht. Grund hierfür ist die parallel ablaufende Zersetzung des Calcits und damit die Pufferung des Systems. Allerdings kann nicht abgeschätzt werden, über welchen Zeitraum diese Zersetzungs- und Pufferungsprozesse ablaufen werden. Da das Calcit sich deutlich schneller auflöst als Pyrit und sich andere alkalisch puffernde Substanzen wie z.B. Alumosilikate sehr viel langsamer auflösen als das Pyrit. Die Abschätzung wird weiterhin dadurch erschwert, dass die Lösungsraten stark von Faktoren wie Kristallinität, Oberfläche, Porosität, Textur und Aggregation mit anderen Mineralen abhängen und die lokale Abflusssituation in den Halden oft unklar ist. Nicht zuletzt werden Veränderungen im pH-Wert auch zu einer Verschiebung der Mikrobiologie in der Halde führen, welche wiederum maßgeblich den Abbau des Pyrits beschleunigen kann. Eine kontinuierliche Beobachtung der Gewässergüte, vor allem im Hinblick auf pH-Wert und Leitfähigkeit, aber auch der Sulfat-, Calcium- und TIC-Gehalte ist daher unabdingbar.

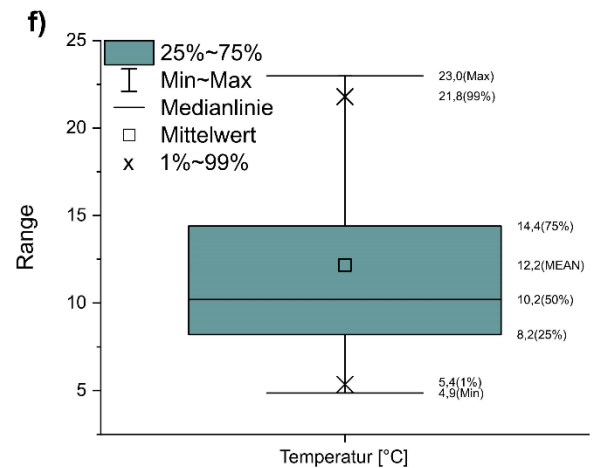
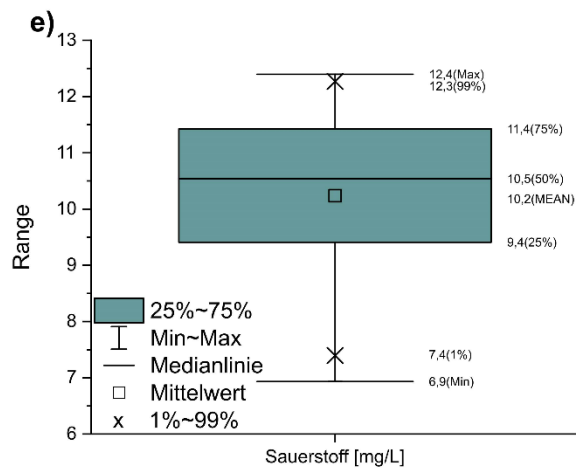
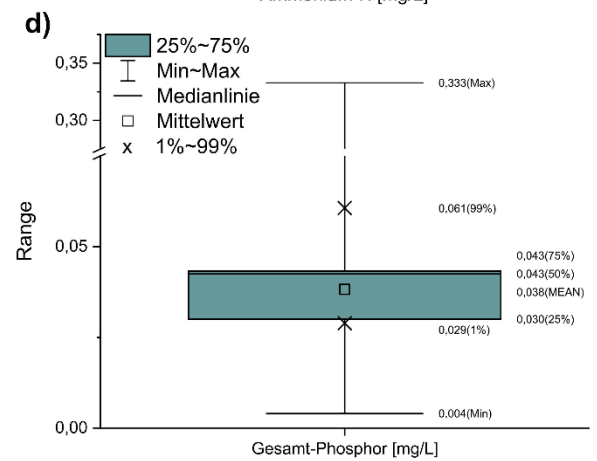
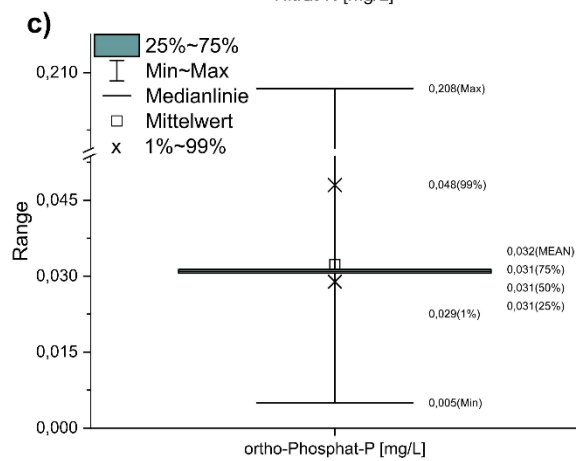
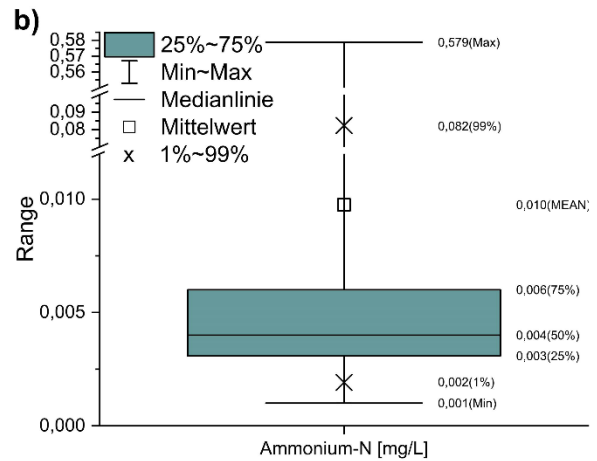
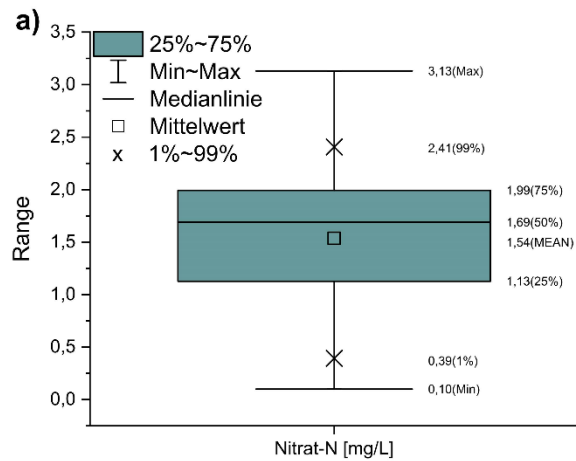
## 5 Literatur

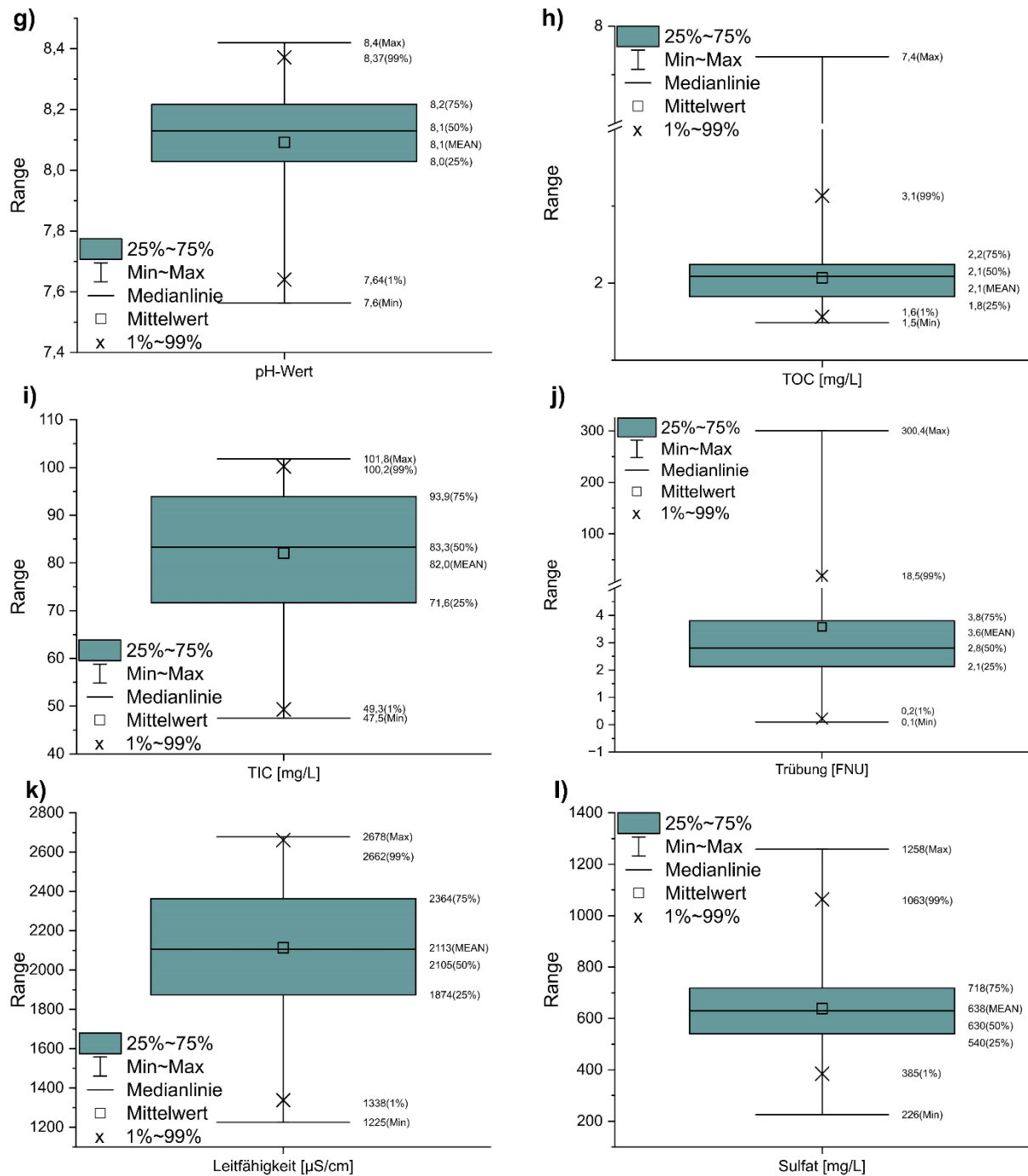
- [1] <https://www.bergbau-unser-erbe.de/ueber-uns/was-bleibt-ist-der-wandel-ueber-260-jahre-bergbau-im-saarland>.
- [2] <https://www.bergbau-unser-erbe.de/das-grubenwasserkonzept/>.
- [3] Novotny, V. Diffuse Sources of Pollution by Toxic Metals and Impact on Receiving Waters. In Heavy Metals; Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg, 1995; pp. 33–52. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-79316-5\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-79316-5_3).
- [4] Younger, P.L.; Banwart, S.A.; Hedin, R.S. Mine Water Chemistry. In; 2002; pp. 65–126. [https://doi.org/10.1007/978-94-010-0610-1\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-010-0610-1_2).
- [5] Wolkersdorfer, C. Reinigungsverfahren für Grubenwasser; Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg, 2021. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-61721-2>.
- [6] Oyarzún, J.; Maturana, H.; Paulo, A.; Pasieczna, A. Heavy Metals in Stream Sediments from the Coquimbo Region (Chile): Effects of Sustained Mining and Natural Processes in a Semi-Arid Andean Basin. *Mine Water Environ.*, 2003, 22, 155–161. <https://doi.org/10.1007/s10230-003-0016-9>.
- [7] Alderton, D.H.M.; Serafimovski, T.; Mullen, B.; Fairall, K.; James, S. The Chemistry of Waters Associated with Metal Mining in Macedonia. *Mine Water Environ.*, 2005, 24, 139–149. <https://doi.org/10.1007/s10230-005-0085-z>.
- [8] Ministerium für Umwelt- und Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz (2021). Hintergrundpapier - Aktual. der LAWA-Fließgewässertypen des Saarlandes zum 3. Bewirtschaftungsplan 2021 - 2027 zur Umsetzung der Wasserrahmen-richtlinie im Saarland - HP 03-2019, (02/2021).
- [9] WPW Geoconsult (2012): Umwelttechnischer Bericht: Historische Erkundung zum Kohlelagerplatz Mellin, Saabrücken.
- [10] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer - Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGB1. I S 373).
- [11] Spivakov, B.Y.; Maryutina, T.A.; Muntau, H. Phosphorus Speciation in Water and Sediments. *Pure Appl. Chem.*, 1999, 71, 2161–2176. <https://doi.org/10.1351/pac199971112161>.
- [12] Remund, D.; Liebisch, F.; Liniger, H.P.; Heinemann, A.; Prasuhn, V. The Origin of Sediment and Particulate Phosphorus Inputs into Water Bodies in the Swiss Midlands – A Twenty-Year Field Study of Soil Erosion. *CATENA*, 2021, 203, 105290. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105290>.
- [13] Ministerium für Umwelt- und Verbraucherschutz in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz (2021): Anhang VI - Methodenhandbuch für das Saarland - Anlage

- zum Bewirtschaftungsplan für das Saarland; Saarbrücken, Dezember 2021.
- [14] Umweltbundesamt - Leitbildorientierte Physikalisch-Chemische Gewässerbewertung - Referenzbedingungen und Qualitätsziele, 2003.
- [15] Nelson, K.S.; Baltar, F.; Lamare, M.D.; Morales, S.E. Ocean Acidification Affects Microbial Community and Invertebrate Settlement on Biofilms. *Sci. Rep.*, 2020, 10, 3274. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60023-4>.
- [16] Kalka, H. Aqion, Version 8.1.5.
- [17] Ministerium für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung Rhenland-Pfalz. Gutachten zum Langzeitverhalten der Halden der Urananlage Ellweiler, September 2014.



6 Anhang





**Abb. 6-1: Box-whisker-plots der Stundenmittelwerte des Trenkelbachs in Quierschied vom 02. Juli 2022 bis 08. März 2023; a) Nitrat, b) Ammonium, c) ortho-Phosphat, d) gesamt Phosphor, e) Sauerstoff, f) Temperatur, g) pH, h) TOC, i) TIC, j) Trübung, k) Sulfat.**

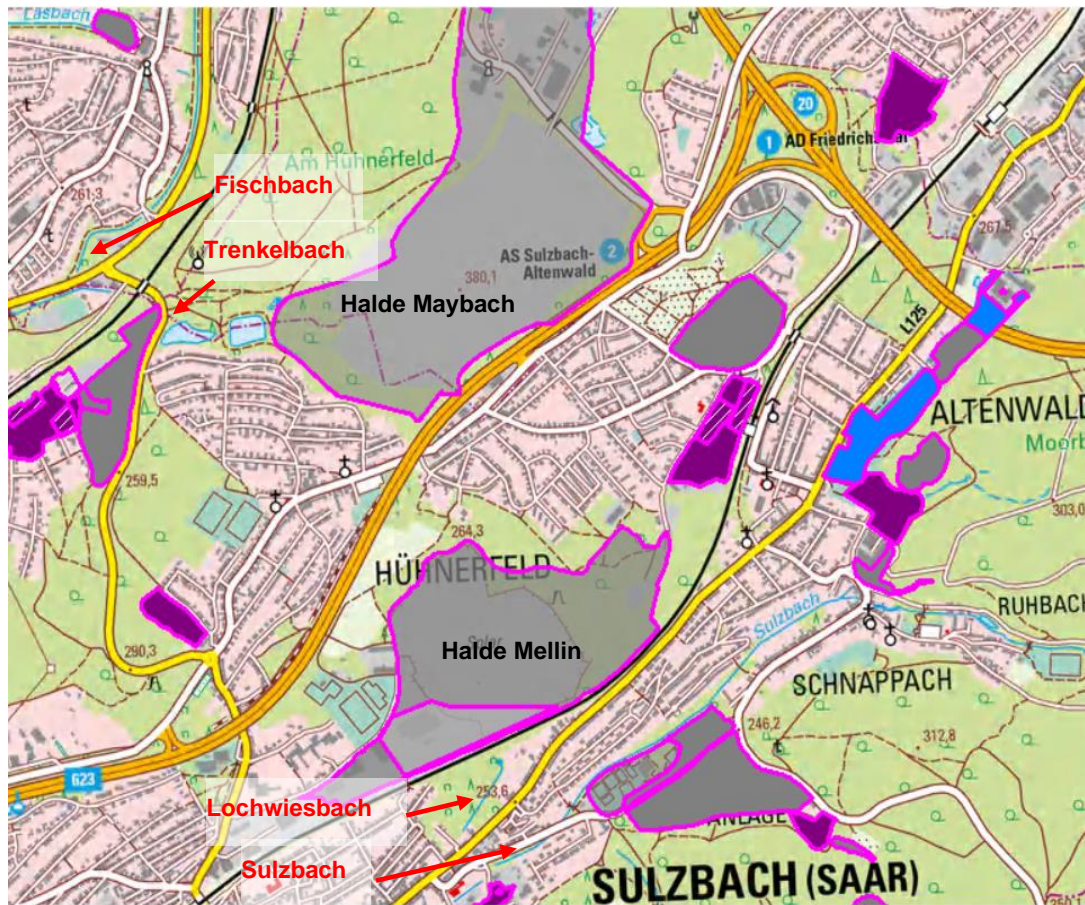


Abb. 6-2: Lage der Halden Maybach und Mellin und Verlauf der Gewässer Trenkelbach, Fischbach, Lochwiesbach und Sulzbach