

Professur für Hydrologie

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Dominik Pintilie

Messnetzwerk für die elektrische Leitfähigkeit im Zartener Becken

Referent: Dr. Veit Blauhut
Korreferent: Prof. Dr. Markus Weiler

Bachelorarbeit unter Leitung von Dr. Veit Blauhut
Freiburg i. Br., August 2020

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	6
2. Problemstellung und Zielsetzung	8
3. Untersuchungsgebiet.....	9
3.1 Topografie & Hydrologie	9
3.2 Geologie	10
3.3 Landnutzung	11
4. Methoden und Vorgehensweise	12
4.1 Vorwort	12
4.2 Kalibrierung.....	12
4.3 Temperaturkompensation	13
4.4 Versuche.....	14
4.5 Messnetz	15
4.6 Installation.....	17
4.7 Referenzmessungen.....	17
5. Ergebnisse	18
5.1 Kalibrierung.....	18
5.2 Versuche.....	20
5.3 Temperaturkompensation	22
5.4 Referenzmessungen	23
5.4.1 Elektrische Leitfähigkeit	23
5.4.2 Haptionenanalyse.....	24
5.4.3 Abfluss	27
5.5 HOBO Daten.....	28
5.5.1 Lux-Werte.....	28
5.5.2 eLf-Werte	29
6. Diskussion.....	33
6.1 Bewertung der Kalibrierung.....	33
6.2 Beeinflussung der Messwerte durch Verschmutzung.....	33
6.3 Temperaturkompensation	35
6.4 Genauigkeit der HOBOS	36
6.5 Elektrische Leitfähigkeit und Haptionenkonzentration	37
6.5.1 Eschbach	38
6.5.2 Dreisam.....	39
6.5.3 Wagensteigbach.....	40
6.5.4 Ibenbach	41
6.5.5 Krummbach	42
6.5.6 Rotbach.....	42

6.5.7 Reichenbach	42
6.5.8 Brugga.....	43
6.5.9 Zastlerbach.....	43
6.6 HOBOS als Validierer	43
7. Schlussfolgerungen	44
Literaturverzeichnis	46
Anhang.....	49

Verzeichnis der Abbildungen im Text

Abbildung 1, Karte des Untersuchungsgebietes	9
Abbildung 2, Geologie des Zartener Beckens und des Einzugsgebiets	10
Abbildung 3, Landnutzungstypen im Zartener Becken und dessen Einzugsgebiet	11
Abbildung 4, Position der Messstellen im Untersuchungsgebiet, sowie EZGs der Fließgewässer im Zartener Becken	16
Abbildung 5, Loggerwerte der 21 HOBOS (farbig) und Messwerte des Multi WTW 3420 (schwarz).....	18
Abbildung 6, mittels Kalibrierfunktion berechnete eLf-Werte der HOBOS (farbig) und Messwerte des Multi WTW 3420 (schwarz).....	19
Abbildung 7, eLf-Werte der HOBOS bei Kalibrierung mit verschmutzten Elektroden.....	20
Abbildung 8, Auswirkung der Temperaturkompensation auf die eLf. Werte der Messstelle E9 (schwarz) im Vergleich zu den temperaturkompensierten eLf-Werten der Messstelle E9 (türkis) mit den eingefügten Werten der vier Referenzmessungen (violette Punkte).	22
Abbildung 9, Mittelwerte der Kationen-Konzentrationen der 13 Referenzmessstellen aus vier Wasserproben im wöchentlichen Abstand	25
Abbildung 10, Mittelwerte der Anionen-Konzentrationen der 13 Referenzmessstellen aus vier Wasserproben im wöchentlichen Abstand	26
Abbildung 11, Abflusswerte der 13 Referenzmessstellen aus vier Abflussmessungen im wöchentlichen Abstand.....	27
Abbildung 12, Boxplot der mittels individueller Kalibrierfunktion berechneten und temperaturkompensierten eLf-Werte der 13 Referenzmessstellen.	29
Abbildung 13, Signal der relativen elektrischen Leitfähigkeit der HOBOS bei Kontakt der Elektroden mit feuchtem und getrocknetem Sand sowie Luft.....	34

Abbildung 14, Mittelwerte der Anionen-, Kationen und Gesamtionenkonzentration aus den vier Referenzmessungen im wöchentlichen Abstand an den 13 Referenzmessstellen.	38
Abbildung 15, berechneten und temperaturkompensierten eLf-Werte der Messstelle W4. Hervorhebung von zwei Peaks der eLf sowie Identifikation von Regenereignissen durch starken Abfall der eLf.....	41

Verzeichnis der Tabellen im Text

Tabelle 1, Messstellen im Untersuchungsgebiet.....	15
Tabelle 2, Referenzmessstellen im Untersuchungsgebiet	17
Tabelle 3, minimale, maximale und mittlere Abweichung der berechneten HOBOWerte von den Messwerten des Multi WTW 3420 bei Verschmutzung der Elektroden mit verschiedenen Materialien.....	21
Tabelle 4, berechnete eLf-Werte der 13 Referenzstandorte im direkten Vergleich mit den Werte der vier Referenzmessungen und daraus errechnete mittlere und prozentuale Abweichungen.....	23

Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

Abbildung 16, jährliche Niederschlagsmengen im Untersuchungsgebiet in mm.....	50
Abbildung 17, eLf-Werte eines mit feuchtem Schluff verschmutzten HOBOWs. Trocknung über Nacht. Starker Anstieg bedingt durch Einsetzen des HOBOWs in Wasser. Rote eingefügte Linie markiert eine eLf von 12,995µS/cm, welche für den HOBOW einem Signal von 0 Lux entspricht.....	50
Abbildung 18, Rohdaten des HOBOWs an Messstelle E8. Erstellt mit HOBOWARE.	50
Abbildung 19, Niederschlagswerte im Raum Freiburg im Untersuchungszeitraum (Wetterkontor)	50

Verzeichnis der Tabellen im Anhang

Tabelle 5, Kationenkonzentrationen der Referenzmessstellen aus den jeweils vier Wasserproben pro Messstelle.....	52
Tabelle 6, Anionenkonzentrationen der Referenzmessstellen aus den jeweils vier Wasserproben pro Messstelle.....	53

Zusammenfassung

Diese Arbeit beschäftigt sich mit einem Messnetzwerk für die elektrische Leitfähigkeit im Zartener Becken. Dabei wurden nach dem Vorbild von Chapin et al. 2014 modifizierte HOBOPendant Temperatur- und Lichtintensitätslogger (HOBOP) Datenlogger eingesetzt, um eine Messung der elektrischen Leitfähigkeit (eLf) im Gewässer zu ermöglichen. Mittels einer Kalibrierung lassen sich spezifische eLf-Werte von den HOBOP-Werten ableiten, welche für eine bessere Vergleichbarkeit auf eine Referenztemperatur von 25°C kompensiert wurden.

Für das Messnetzwerk wurden in den neun größten Fließgewässern des Zartener Beckens mindestens ein HOBOP installiert. Insgesamt wurden 20 HOBOPs im Untersuchungsgebiet ausgebracht, welche in einem 15min Intervall die eLf und Temperatur aufzeichneten.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde damit im Zartener Becken ein zeitlich hochauflösendes Netzwerk für die eLf und Wassertemperatur geschaffen. Im Untersuchungszeitraum vom 06.06.2020 bis 04.07.2020 wurden vier Referenzmessungen an 13 Referenzmessstellen durchgeführt, um die Genauigkeit der aufgezeichneten HOBOP-Werte zu quantifizieren. Neben den Referenzmessungen wurden 52 Abflussmessungen durchgeführt und 52 Wasserproben gezogen, wobei mittels Ionenchromatographie die Hauptionenkonzentrationen der einzelnen Standorte ermittelt wurden. Die Referenzmessungen zeigten eine hohe Genauigkeit der Datenlogger sowie korrelierende Ionenkonzentrationen. In mehreren Versuchen wurden die Elektroden der HOBOPs im Labor mit verschiedenen natürlichen Materialien verschmutzt, um die Auswirkung der Verschmutzung auf die Messergebnisse zu analysieren. Es zeigten sich starke potenzielle Beeinflussungen bei starker Verschmutzung, welche im Untersuchungszeitraum im Untersuchungsgebiet jedoch nicht festgestellt wurden.

Die erhobenen Daten zeigen eine dem Ausgangsgestein bedingt entsprechenden eLf in den untersuchten Gewässern. Einzelne Peaks der eLf konnten klar definiert werden und zumeist direkt auf anthropogene Beeinflussungen, wie beispielsweise Salzeinspeisungen bei Abflussmessungen, zurückgeführt werden. Insgesamt kann von einer geringen anthropogenen Beeinflussung der eLf im Zartener Becken ausgegangen werden. Das Messnetzwerk zeigte sich in der Lage, schnelle Anstiege der eLf zu detektieren und mit einer ausreichenden Sensibilität auf diese Ereignisse zu reagieren. Des Weiteren erwiesen sich die HOBOPs als fähig das Trockenfallen von Bächen/Bachabschnitten nachzuweisen und Regenereignisse zu detektieren. Schlagwörter: Datenlogger, elektrische Leitfähigkeit, Zartener Becken, Dreisamtal, Messnetzwerk

1. Einleitung

Nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie sollen alle Gewässer der europäischen Union bis 2027 in einen „guten Zustand“ gebracht werden. Um den Zustand der deutschen Gewässer festzustellen wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2004 eine bundesweite Bestandsaufnahme nach Kriterien der EU-Wasserrahmenrichtlinie durchgeführt. Die Wasserrahmenrichtlinie des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gibt unter anderem an, dass dort wo die Wasserqualität durch stoffliche Einträge belastet wird, belastungsmindernde Maßnahmen notwendig werden (BMU 2009). Fortfolgend stellt sich die Herausforderung diese Belastungen identifizieren zu können.

Die elektrische Leitfähigkeit und Temperatur sind unter anderem aussagekräftige Parameter zur Gewässergütebewertung und deren Überwachung. „Der Kennwert spezifische elektrische Leitfähigkeit (eLf) dient der summarischen Erfassung der im Wasser gelösten Kat- und Anionen. Damit ist eine Kontrolle der Gewässerbeschaffenheit, Wassergewinnung und Aufbereitung, der Wasserqualität in Zusammenhang mit dessen Nutzung, von Abwässern unterschiedlicher Art sowie der Vollständigkeit von Ionenanalysen möglich“ (Schneider et al. 2003: s.43)

Des Weiteren zeigt Schneider et al. 2003 einen linearen Zusammenhang zwischen Ionenkonzentration und eLf auf und nennt geogen bedingt zu erwartende Hintergrundleitfähigkeiten für Fließgewässer je nach Ausgangsgestein. Fohrer et al. 2016 benennen zwar die Ungenauigkeit der eLf, da keine Aussagen über die Ionenzusammensetzung gemacht werden kann und somit der chemischen Interpretation allein basierend auf eLf-Werten enge Grenzen gesetzt sind, jedoch weisen stark erhöhte eLf-Werte oder starke Anstiege in einem kurzen Zeitraum auf meist anthropogen bedingte Stoffeinträge hin.

Ein großer Vorteil der eLf ist, dass mit sehr kosteneffektiven Mitteln kontinuierliche Messungen oder insgesamt sehr viele Messungen im Gelände möglich sind (Kölle 2017). Dabei ist die kontinuierliche Aufzeichnung von Daten Grundlage des Gewässermonitorings, wobei häufig Datenlogger verwendet werden (Dunham et al. 2005). Im engen Konflikt stehen dabei zumeist Quantität/Qualität der erhobenen Daten und die zu Verfügung stehenden Ressourcen. Als Maxime wird ein zeitlich und räumlich hochauflösenden Messnetzwerk zum kleinstmöglichen Ressourcenverbrauch angestrebt. Chapin et. al 2014 beschreiben die Möglichkeit des Umbaus von Lichtintensitätsloggern zu Leitfähigkeitsloggern und geben einen

Stückpreis, inklusive Umbaukosten, von etwa 75 USD an. Dabei können die Logger bei einem Messintervall von 30min über anderthalb Jahre im Gelände kontinuierlich eLf- und Temperaturdaten aufzeichnen. Dies ermöglicht einen flächendeckenden Einsatz im Untersuchungsgebiet, vor allem unter Anbetracht, dass vergleichbare Leitfähigkeitslogger bei einem Preis von 750 USD liegen (Modell HOBO U24-001 Leitfähigkeitslogger). Neben dem Einsatz von genauen und sensiblen Messgeräten ist des Weiteren deren räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet entscheidend.

In Anbetracht der zuvor genannten Faktoren kann die eLf als kostengünstiges Mittel zur Überwachung der Wasserqualität genutzt werden.

Auf Basis ähnlicher Messnetzwerke mit den modifizierten Datenloggern im Einzugsgebiet (EZG) der Dreisam wurde nach deren Vorbild im Rahmen dieser Arbeit ein Messnetzwerk für das Zartener Becken und dessen EZG erstellt.

2. Problemstellung und Zielsetzung

Die modifizierten Datenlogger geben nur relative Leitfähigkeitswerte an. Daher ist vor Ausbringung der Datenlogger im Gelände eine Kalibrierung im Labor notwendig, um Aussagen über absolute elektrische Leitfähigkeitswerte tätigen zu können. Die Genauigkeit der Kalibrierung soll ebenfalls untersucht werden.

Weiterführend soll bestimmt werden, wie sensibel die Datenlogger arbeiten, ob es Abweichungen von den realen Leitfähigkeiten im Gewässer gibt und falls ja, wie groß diese Abweichungen sind.

Aus vorhergehenden Arbeiten mit den umgebauten Datenloggern und deren Gehäusen kam es zu Verkrautung, Verschüttung und Verschmutzung der Gehäuse. Daher soll untersucht werden, inwiefern die Verschmutzung mit verschiedenen im Flusslauf natürlich vorkommenden Materialien die Messergebnisse beeinflusst.

Da die Geräte eigentlich Lichtintensität in der Einheit Lux messen, findet bei der Aufzeichnung der relativen Leitfähigkeitswerte keine Temperaturkompensation statt. Zumeist werden eLf - Werte auf 25°C referiert, um eine bessere Vergleichbarkeit der stark temperaturabhängigen eLf zu gewährleisten. Die Auswirkung der Temperaturkompensation bzw. das Ausbleiben dieser soll ebenfalls betrachtet werden

Insgesamt soll untersucht werden, inwiefern die gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten der verschiedenen Fließgewässer im Untersuchungsgebiet mit den durch das vorkommende Ausgangsgestein zu erwartenden eLf-Werten übereinstimmen und ob und in welchem Maße es anthropogene Stoffeinträge gibt.

3. Untersuchungsgebiet

3.1 Topografie & Hydrologie

Das Untersuchungsgebiet in Abbildung 1 bezieht sich auf das östlich von Freiburg gelegene Zartener Becken und dessen Einzugsgebiet (EZG). Das Zartener Becken besitzt eine Fläche von ca. 25km² und eine Einzugsgebietsgröße von etwa 256km². Der Höhenunterschied im EZG beträgt 1194m zwischen dem Pegel Ebnet (309m ü. NN) und dem Gipfel des Feldbergs (1493m ü. NN). Das mittlere Gefälle des EZGs beträgt 13° mit einem maximalen Gefälle von 65° (Lange 2007). In zentraler Lage des Untersuchungsgebiets liegt die Gemeinde Kirchzarten, mit einer Jahresmitteltemperatur von 9,6°C und einem jährlichen Niederschlag von 942mm. Dazu unterscheiden sich die Einzugsgebietsflächen im Hochschwarzwald mit Jahresmitteltemperaturen um 5,4°C und Niederschlägen von bis zu 2000mm pro Jahr (Stoelzel et. al 2018). Abbildung 16 im Anhang verdeutlicht die unterschiedlichen Niederschlagsregime im EZG.

Die größten Fließgewässer im Zartener Becken sind der Eschbach, Ibenbach, Wagensteigbach, Reichenbach, Brugga, Zasterlabach und Rotbach und die Dreisam, in welche alle zuvor genannten Bäche entwässern. Diese neun Fließgewässer erstrecken sich insgesamt über eine

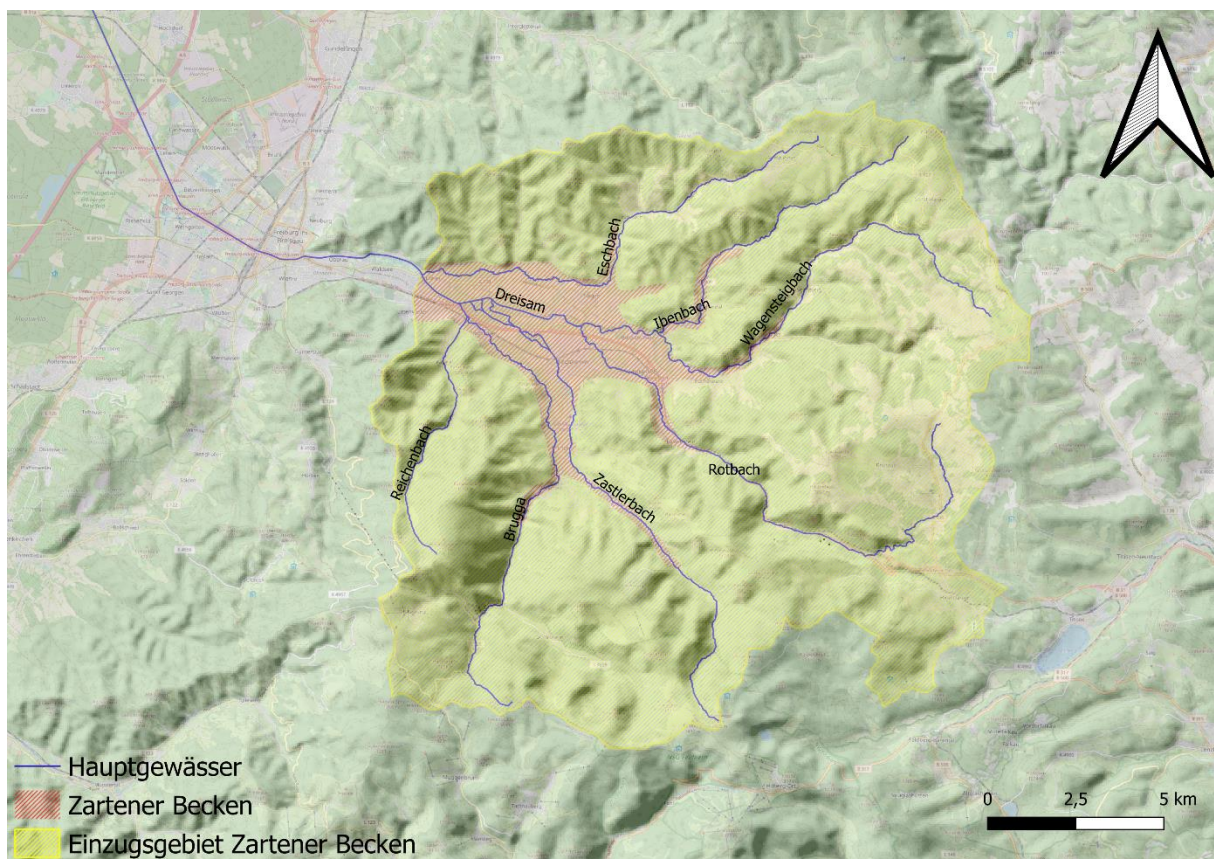


Abbildung 1, Karte des Untersuchungsgebietes

Länge von knapp 138km und führen kumulativ zu einem mittleren Abfluss (MQ) von 5,69 m³/s am Pegel der Hochwasserzentrale BW in Ebnet. Lange 2007 stellte eine Wasserbilanz für die Dreisam bis zum Pegel in Ebnet auf. Dies entspricht in etwa dem EZG des Zartener Beckens mit einem jährlichen Niederschlag von ca. 1500mm/a (428 Mio m³/a), ca. 700mm/a (200 Mio m³/a) Verdunstung, einem Abfluss von 716mm/a (204Mio m³/a) und einer Entnahme zur Trinkwasserförderung von ca. 40mm/a (11,5 Mio m³/a). Der Abstrom von Grundwasser beläuft sich ebenfalls auf ca. 40mm/a (11,5 Mio m³/a). Insgesamt fließen pro Sekunde etwa 950l dem Grundwasser des Zartener Beckes zu (Lange 2007). Davon 350l/s Grundwasserneubildung, 500l/s durch Versickerung, 100l/s aus unterirdischen Zuflüssen und 50l/s aus den angrenzenden Schutthängen des Schwarzwalds. Seit über 130 Jahren wird das Grundwasser des Zartener Beckens für die Trinkwassergewinnung genutzt. Nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) befinden sich die meisten Gewässer des Zartener Beckens in einem gering belasteten Zustand (Güteklasse I-II). Der Zastlerbach wird mit Güteklasse I – unbelastet aufgeführt, ebenso wie der Oberlauf der Brugga. Lediglich der kurze Teil des Wagensteigbachs zwischen Zufluss des Ibenbachs und der Mündung in die Dreisam wird mit der Gewässergüteklasse II-III (kritisch belastet) eingestuft.

3.2 Geologie

Analog zu Niederschlagsmengen und Jahresmitteltemperaturen unterscheidet sich auch die Geologie im Untersuchungsgebiet und lässt sich in zwei Teile gliedern, wie in Abbildung 2 deutlich zu sehen.

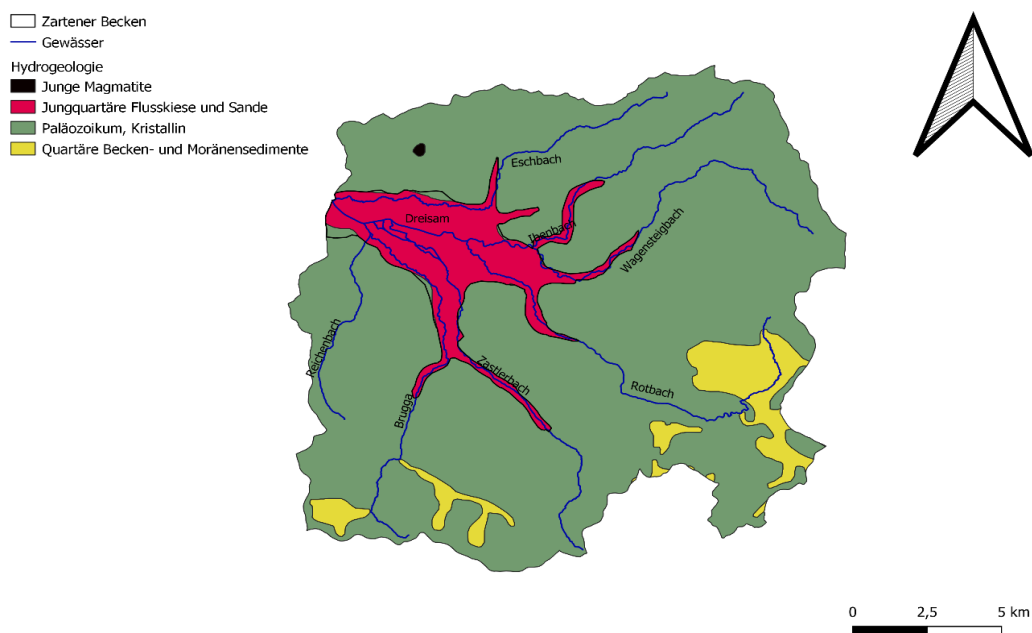


Abbildung 2, Geologie des Zartener Beckens und des Einzugsgebiets

In der Ebene des Zartener Beckens finden sich hauptsächlich Jungquartäre Flusskiese und -sande bedeckt von Parabraunerden oder Auenböden, wohingegen sich im EZG vor allem kristalline Silikate aus dem Paläozoikum mit aufliegenden Braunerden finden (LGRB 2020). Das Festgestein im EZG ist ein Grundwassergeringleiter. Der gesamte Bereich des Zartener Beckens ist ein Grundwasserleiter. Insgesamt dominiert silikatisches Grundgestein, zumeist Granit oder Gneis. Im Oberlauf des Rotbachs sowie der Brugga sind zudem Quartäre Becken- und Moränensedimente zu finden.

3.3 Landnutzung

Die Landnutzung im Untersuchungsgebiet ist ebenfalls unterschiedlich ausgeprägt. Im Zartener Becken dominieren vor allem landwirtschaftliche Nutzung und Siedlungsflächen der Gemeinde Kirchzarten, Zarten und Stegen sowie die Ausläufer des Freiburger Stadtgebietes Ebnet, Kappel und Littenweiler. Im EZG hingegen bestimmen Waldgebiete das Landschaftsbild, welche teilweise von Graslandschaften unterbrochen werden. Vereinzelte versiegelte Siedlungsflächen treten bei den Gemeinden Breinau, St. Märgen und St. Peter in Abbildung 3 rot hervor. Dabei ist etwa 61% des EZG bewaldet, 22% entfällt auf die weidewirtschaftliche Nutzung, 4% werden für den Ackerbau genutzt und 2,5% entfallen auf Siedlungsflächen (Lange 2007).

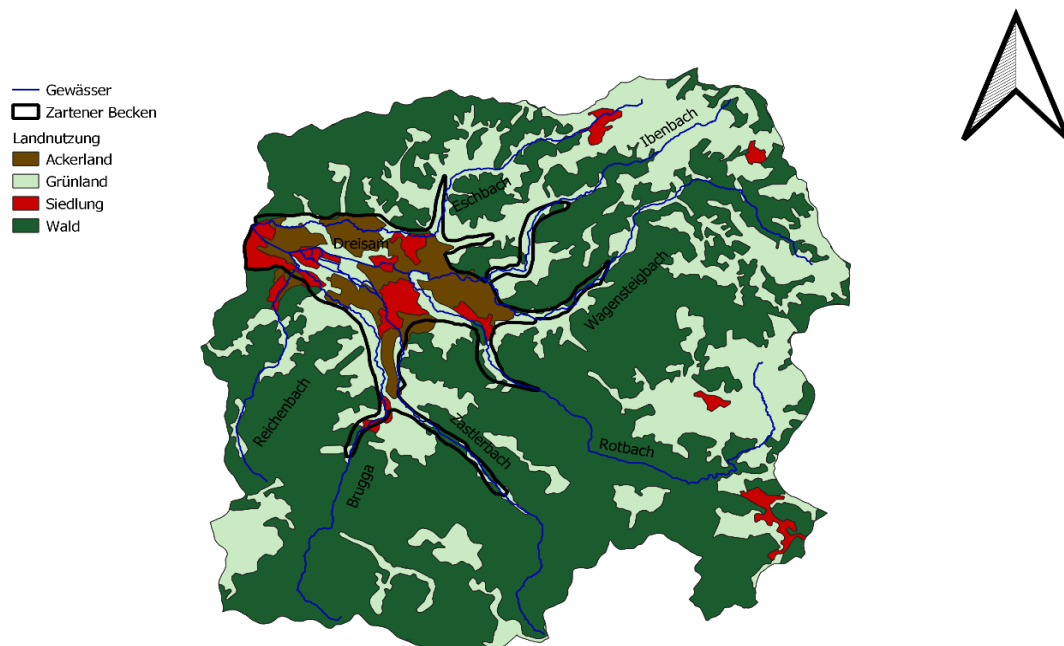


Abbildung 3, Landnutzungstypen im Zartener Becken und dessen Einzugsgebiet

4. Methoden und Vorgehensweise

4.1 Vorwort

Die in dieser Arbeit verwendeten HOBO Pendant Temperatur- und Lichtintensitätsdatenlogger (Modellnummer: UA-002-64) wurden zuvor von Raphael Strecker umgebaut, um eine Messung der elektrischen Leitfähigkeit zu ermöglichen. Dabei wurden nach Vorlage von Chapin et. al 2014 der Lichtsensor entfernt und durch zwei Elektroden ersetzt. Anschließend wurde die Kathode mit dem Minuspol und die Anode mit dem Pluspol verbunden. Dadurch ist es möglich den Fluss von elektrischem Strom, welcher durch die gelösten Ionen im flüssigen Medium bedingt ist, zu detektieren. Die Funktion der Temperaturmessung wurde beibehalten. Des Weiteren wurde ein Widerstand mit 1000Ω verbaut, um die baulich bedingte Auflösung des Messsignals der HOBOS zu erhöhen.

Die auf diese Weise modifizierten HOBOS sind fähig eLf-Werte aufzunehmen, aber geben diese in der eigentlich für das Gerät vorgesehenen Einheit Lux an. Daher lassen sich mit dem Umbau der Geräte lediglich Aussagen über die relative Leitfähigkeit eines flüssigen Mediums machen. Für die Angabe von absoluten eLf-Werten ist eine Kalibrierung der HOBOS notwendig.

4.2 Kalibrierung

Die Kalibrierung der Datenlogger fand am 18.05.2020 statt. Dabei wurden insgesamt 21 umgebaute HOBOS in zwei Kalibrierungsdurchläufen kalibriert. Zuvor wurden am 15.05.2020 10.000ml destilliertes Wasser und 1000ml Kochsalzlösung mit einer eLf von $10.000\mu\text{S}/\text{cm}$ angesetzt, damit diese bis zum Start der Kalibrierung Raumtemperatur erreichen.

Für die 1. Kalibrierung wurden 12 HOBOS in einem 5000ml Messbecher mit Wäscheklammern so fixiert, dass die Elektroden der HOBOS vollständig unter Wasser lagen. Das Startvolumen im Messbecher betrug 2000ml destilliertes Wasser, das Volumen der Kochsalzlösung 500ml. Die Temperatur beider Flüssigkeiten betrug $20,3^{\circ}\text{C}$. Die Temperaturkompensation des Multi WTW 3420 war während der Kalibrierung ausgeschaltet.

Für die Kalibrierung wurden die 500ml Kochsalzlösung in einem Pyriform-Scheidetrichter gefüllt und die Tropfgeschwindigkeit so eingestellt, dass sich die eLf um ca. $10\mu\text{S}/\text{cm}$ pro Minute erhöht. Die HOBOS wurden mit der Software „HOBOWare Software für HOBO Datenlogger und Geräte“ Version 3.7.20 der Firma Onset Computer Corporation so programmiert, dass alle 12 HOBOS zeitgleich um 14:00 Uhr mit der Aufzeichnung mit einem Messintervall von 10s beginnen. Gleichzeitig wurde um 12:00 Uhr mittels eines WTW Multi

3420 die Aufzeichnung der eLf und Temperatur im Messbecher, ebenfalls in einem Intervall von 10s, gestartet. Direkt im Anschluss wurde der Pyriform-Scheidetrichter über den Messbecher gedreht. Unter dem Messbecher befand sich ein Magnetrührer, welcher durch den im Messbecher vorhanden Rührfisch bei 700 Umdrehungen pro Minute für eine gleichmäßige Durchmischung der Kochsalzlösung sorgte.

Der Versuch endete um 16:15 Uhr bei einer eLf von 1300µS/cm und einer Wassertemperatur von 21,5°C. Anschließend wurden die Daten der HOBOS mittels der HOBOWare und die des Multi WTW 3420 über die USB-Schnittstelle ausgelesen.

Die 2. Kalibrierung mit den übrigen neun HOBOS fand unter gleichen Bedingungen statt und startete um 17:00 Uhr. Die Raum- und Wassertemperatur betrug 21,6°C. Der 2. Versuch endete um 19:10 Uhr bei einer eLf von 1300µS/cm und einer Temperatur von 22,6°C. Anschließend wurden die Daten ebenfalls mittels Software und USB-Schnittstelle ausgelesen.

Mit den so gewonnen Daten wurde eine Regressionsanalyse durchgeführt. Dabei wurden für alle 21 HOBOS separate Regressionsanalysen durchgeführt, da jedes Gerät individuelle Werte misst. Für die Regressionsanalyse bilden die Werte des jeweiligen HOBOS die abhängige Variable und die des Multi WTWs die unabhängige Variable. Mithilfe der Regressionsanalyse soll eine Gleichung bestimmt werden, welche es ermöglicht aufgezeichnete HOBOS-Werte in eLf-Werte umzurechnen.

4.3 Temperaturkompensation

Die eLf ist ein temperaturabhängiger Wert. (Hayashi 2004). Da die Datenlogger keine automatische Temperaturkompensation vornehmen, muss diese manuell erfolgen. Die eLf bezieht sich auf eine Referenztemperatur von 25°C. Die Umrechnung der HOBOS-Werte erfolgt mit folgender Formel:

$$LF = [1 + a(t_n - 25)]LF_{25}$$

Mit t_n als Temperatur zum Zeitpunkt n in °C

Für den Wert **a** wird nach theoretischer Herleitung der Wert 0,020 verwendet. Hayashi 2004 ermittelte bei der Untersuchung von natürlichen Gewässern, bei einem Wassertemperaturbereich von 0 – 30°C den Wert **a** = 0,019. In dieser Arbeit wurde der Wert **a** = 0,019 verwendet.

4.4 Versuche

Chapin et al. 2014 beschreibt die Möglichkeit, anhand der relativen Leitfähigkeitswerte der HOBOS zu bestimmen, ob sich der Logger im Wasser befindet, an der Luft liegt oder mit Sediment bedeckt ist. Daher stellt sich weiterführend die Frage, inwiefern Sedimentablagerungen, Verschmutzung und/oder Verkrautung in den Gehäusen die Messwerte der HOBOS beeinflussen. Um dies zu ermitteln wurden im Labor vier Testversuche am 25.05, 26.05 und 27.05 durchgeführt.

Für die Tests wurden die Kontakte der HOBOS mit jeweils mittelkörnigem Sand (Korngrößendurchmesser 0,2 – 0,63mm), Schluff (näherungsweise bestimmt mittels Knirsch- und Fingerprobe), Gräsern und grobem Kies verschmutzt. Der Schluff wurde am Vortag befeuchtet und auf die Elektroden der HOBOS aufgetragen und bedeckte diese vollständig. Hierdurch sollte eine Sedimentablagerung mit anschließender Trocknung modelliert werden, welche vor allem im Unterlauf häufiger vorkommen kann. In einem engmaschigen, aber dennoch gut wasserdurchlässigen Stoffgewebe wurde je Versuchsdurchlauf ein zu untersuchendes Material gegeben und der HOBOS mit den Elektroden in das Material gesteckt. Anschließend wurde das Stoffgewebe verknotet. Dadurch sollte eine Vermischung der Verdeckung des Sensors mit der Flüssigkeit im Messbecher vermieden werden, um die Aufzeichnung der eLf-Werte des Multi WTW 3420 nicht zu verfälschen. Gleichzeitig soll durch den durchlässigen Stoff gewährleistet werden, dass die Kochsalzlösung, welche über den Rührfisch im flüssigen Medium verteilt wird, zum Material im Stoffgewebe und den Elektroden des HOBOS vordringen kann.

Analog zur Kalibrierung wurden jeweils fünf HOBOS in zwei 1500ml Messbechern, befüllt mit destilliertem Wasser, so befestigt, dass die Kontakte der HOBOS vollständig im Wasser lagen. In zwei einen Pyriform-Scheidetrichter wurden jeweils 500ml Kochsalzlösung mit einer eLf von $10.000\mu\text{S}/\text{cm}$ gefüllt und eine Tropfgeschwindigkeit eingestellt, dass die Erhöhung der eLf im Messbecher bei ca. $10\mu\text{S}/\text{cm}$ pro Minute lag. Kochsalzlösung und destilliertes Wasser wurden bereits am Vortag angesetzt, damit beide Flüssigkeiten bei Versuchsbeginn Raumtemperatur erreicht hatten. Die Versuche endeten bei allen Versuchen bei einer eLf von $1000\mu\text{S}/\text{cm}$ im Messbecher.

4.5 Messnetz

Tabelle 1, Messstellen im Untersuchungsgebiet

<i>Messstelle</i>	<i>Gewässer</i>	Das Untersuchungsgebiet im Zartener Becken umfasst insgesamt 20 Messstellen in 9 verschiedenen Fließgewässern. Hierbei wurden alle nennenswerten Fließgewässer des Zartener Beckens untersucht, um das gesamte Einzugsgebiet des Zartener Beckens zu erfassen. Tabelle 1 gibt eine Übersicht der verschiedenen Messstellen und des jeweils zugehörigen Gewässers.
<i>E1</i>	Eschbach	Als Messintervall wurden 15 Minuten gewählt. Somit können die HOBOS ca. 300 Tage im Gelände verbleiben. Das 15 Minuten Intervall ermöglicht eine zeitlich gut aufgelöste Messung, um die Aufzeichnung der Tagesgängen von Temperatur und Leitfähigkeit im Fließgewässer zu ermöglichen.
<i>E2</i>	Eschbach	
<i>E4</i>	Eschbach	
<i>E6</i>	Eschbach	
<i>E8</i>	Eschbach	
<i>E9</i>	Eschbach	
<i>D1</i>	Dreisam	
<i>D3</i>	Dreisam	
<i>D3.5</i>	Dreisam	
<i>IB1</i>	Ibenbach	
<i>IB2</i>	Ibenbach	Abbildung 4 zeigt die verschiedenen Messstellen im Untersuchungsgebiet. Der Eschbach wurde mit 6 von 20 Messstellen untersucht, um eventuelle Beziehungen der eLf zwischen Ober- und Unterlauf feststellen zu können. E9 befindet sich direkt vor dem Auslauf des Eschbachs in die Dreisam und kann somit Aussagen über die kumulierten Einträge in den Eschbach im Vergleich zu E1 treffen. Als zweite Messstelle wurde im Zentrum des Stadtteil Ebnetts E8 gewählt. Frühere Messungen zeigten, dass der Eschbach hier häufig trockenfällt, obwohl der Eschbach bei E9 weiterhin geringfügig in die Dreisam ausschüttet. E6 liegt inmitten von stark landwirtschaftlich genutztem Gebiet unterhalb des Zuflusses des Welchentalbachs und kann somit Aussagen über den Einfluss der Landwirtschaft auf die eLf geben. E4 liegt ebenfalls Flussabwärts eines Zuflusses (Attentaler Bach), jedoch in landwirtschaftlich weniger genutzten Umgebung und kann als Referenz für E6 herangezogen werden. E2 ist am Ortsausgang der Gemeinde Stegen situiert. Weiter Oberhalb befindet sich E1 am Ortsausgang der Gemeinde Eschbach.
<i>W1</i>	Wagensteigbach	
<i>W2</i>	Wagensteigbach	
<i>W3</i>	Wagensteigbach	
<i>W4</i>	Wagensteigbach	
<i>RO2_A</i>	Rotbach	
<i>K1</i>	Krumbach	
<i>B2</i>	Brugga	
<i>RE1</i>	Reichenbach	
<i>Za1</i>	Zastler	

Eschbachs in die Dreisam und kann somit Aussagen über die kumulierten Einträge in den Eschbach im Vergleich zu E1 treffen. Als zweite Messstelle wurde im Zentrum des Stadtteil Ebnetts E8 gewählt. Frühere Messungen zeigten, dass der Eschbach hier häufig trockenfällt, obwohl der Eschbach bei E9 weiterhin geringfügig in die Dreisam ausschüttet. E6 liegt inmitten von stark landwirtschaftlich genutztem Gebiet unterhalb des Zuflusses des Welchentalbachs und kann somit Aussagen über den Einfluss der Landwirtschaft auf die eLf geben. E4 liegt ebenfalls Flussabwärts eines Zuflusses (Attentaler Bach), jedoch in landwirtschaftlich weniger genutzten Umgebung und kann als Referenz für E6 herangezogen werden. E2 ist am Ortsausgang der Gemeinde Stegen situiert. Weiter Oberhalb befindet sich E1 am Ortsausgang der Gemeinde Eschbach.

Der Ibenbach wurde mit zwei Messstellen beprobt. IB1 liegt inmitten des Ibentals oberhalb der Gemeinde Unteribental. Oberhalb von IB1 befinden sich keine landwirtschaftlichen genutzten

Flächen oder Siedlungen, abgesehen von ein paar kleineren Höfen. IB2 liegt kurz vor der Mündung des Ibenbachs in den Wagensteigbach.

Der Wagensteigbach wurde mit vier Messstellen ausgestattet. W1 befindet sich unterhalb der Gemeinde Wagensteig, nach Zufluss des Saierdobel. W2 liegt am Rande der Gemeinde Buchenbach, unterhalb eines großen Sägewerkes und des Zuflusses des Pfaffendobelbachs. W3 ist neben dem Waldorfskindergarten Dreisamtal und vor Zufluss des Ibenbachs situiert. W4 befindet sich inmitten von landwirtschaftlichen genutzten Flächen zwischen der Gemeinde Stegen und der Gemeinde Kirchzarten vor dem Zusammenfluss des Wagensteigbachs und Rotbachs in die Dreisam.

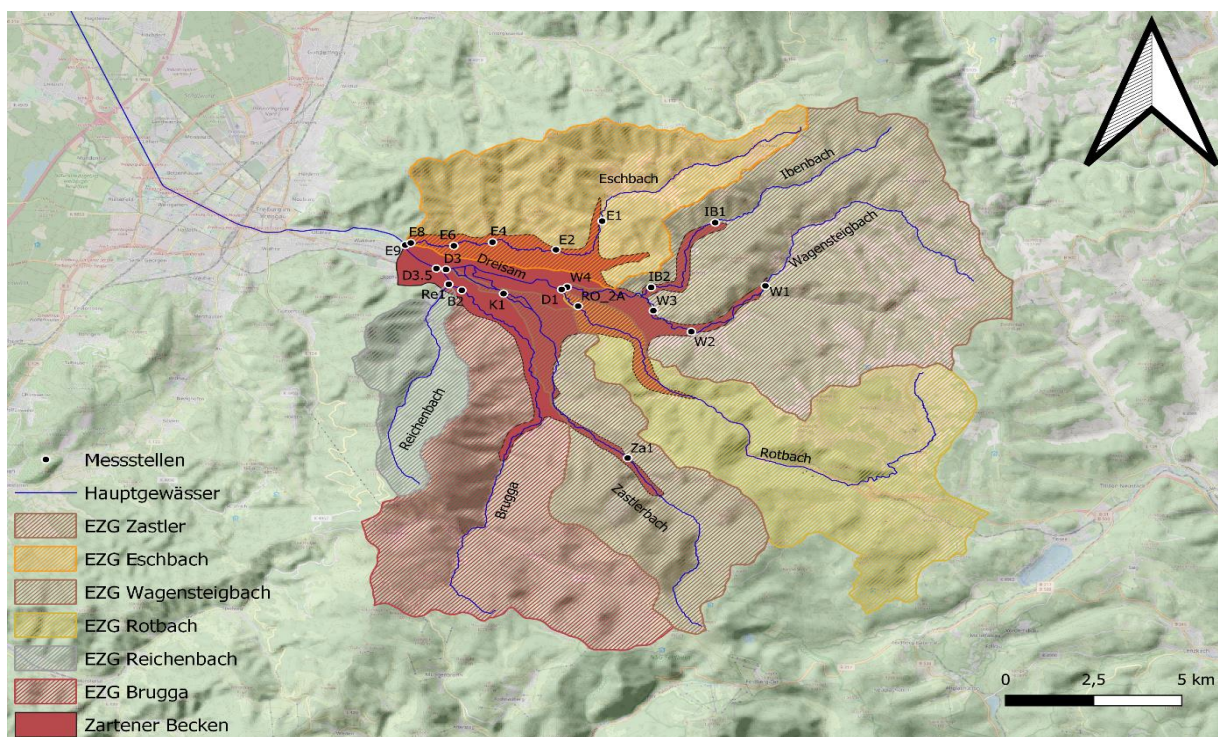


Abbildung 4, Position der Messstellen im Untersuchungsgebiet, sowie EZGs der Fließgewässer im Zartener Becken

In der Dreisam wurden insgesamt drei HOBOS angebracht. Alle drei Messstellen sind von landwirtschaftlich genutzten Flächen und Siedlungen umgeben. Als D1 wurde eine Stelle am Ursprung der Dreisam nach zusammenfließen des Rotbachs und des Wagensteigbachs gewählt. D3 befindet sich vor dem Zufluss der Brugga in die Dreisam. Die Brugga trägt maßgeblich zum Gesamtabfluss der Dreisam bei und prägt somit auch die hydrologischen Parameter der Dreisam. Um diesen Einfluss bezogen auf die eLf quantifizieren zu können, wurde als weitere Messstelle D3.5 nach Zufluss der Brugga in die Dreisam gewählt. Für die restliche Abdeckungen des gesamten Einzugsgebietes des Zartener Beckens und aller größeren Zuflüsse wurde je ein HOBOS im Zastler, Reichenbach, Brugga, Krummbach und Rotbach installiert.

4.6 Installation

Die Installation der HOBOS erfolgte am 03.06 und 04.06. Für die Anbringung im Flussbett wurden die HOBOS in Aluminiumgehäusen befestigt, um Schutz vor Steinschlägen oder ähnlicher mechanischer Belastung zu gewährleisten. Als Anbringungsort wurden nach Möglichkeit zentrale Positionen im Flussbett gewählt. Des Weiteren wurde darauf geachtet, Senken im Flussbett zu vermeiden, um aussagekräftige Daten für das Fließgewässers gewinnen zu können und das Trockenfallen des Bachs dokumentieren zu können. An großen Steinen, welche nach Augenschein auch einem HQ50 oder HQ100 standhalten würden, wurden M 8x75mm Bolzenanker im Stein versenkt und anschließend das Aluminiumgehäuse mit enthaltenem HOBOS befestigt. Dabei ist zu beachten das Gehäuse leeseitig anzubringen, um mechanische Belastungen zu minimieren.

Zuvor wurden die HOBOS mit der Software „HOBOWare Software für HOBOS Datenlogger und Geräte“ so programmiert, dass alle Geräte zeitgleich am 06.06 um 12:00:00 Uhr mit der Datenaufzeichnung beginnen.

4.7 Referenzmessungen

Tabelle 2, Referenzmessstellen im Untersuchungsgebiet

Für die Validierung der von den HOBOS gemessene Werten wurden insgesamt vier Referenzmessungen am 12.06 & 14.06, 20.06, 27.06 und 03.07 & 04.07 an 13 Standorten vorgenommen (vgl. Abbildung 4 und Tabelle 2). Dabei wurde nach Möglichkeit eine Referenzmesstelle im Oberlauf und eine im Unterlauf des jeweiligen Gewässers untersucht. Mit einem Multi WTW 3420 und einer Leitfähigkeitssonde wurde Wassertemperatur und die eLf im Wasser neben dem jeweiligen HOBOS gemessen. Hierbei wurde darauf geachtet, die Sonde flussaufwärts vom Messenden im Fluss platziert wurde und nach Betreten des Gewässers ausreichend gewartet wurde, um eine Verfälschung der Messwerte durch suspendierte Stoffe zu minimieren. Des Weiteren wurden an jeder Referenzmesstelle

Referenz- messtelle	Gewässer
<i>E1</i>	Eschbach
<i>E9</i>	Eschbach
<i>D1</i>	Dreisam
<i>D3</i>	Dreisam
<i>IB1</i>	Ibenbach
<i>IB2</i>	Ibenbach
<i>W1</i>	Wagensteigbach
<i>W4</i>	Wagensteigbach
<i>RO2_A</i>	Rotbach
<i>K1</i>	Krumbach
<i>B2</i>	Brugga
<i>RE1</i>	Reichenbach
<i>Za1</i>	Zastler

Wasserproben für eine Hauptionenanalyse genommen sowie Abflussmessungen durchgeführt.

5. Ergebnisse

5.1 Kalibrierung

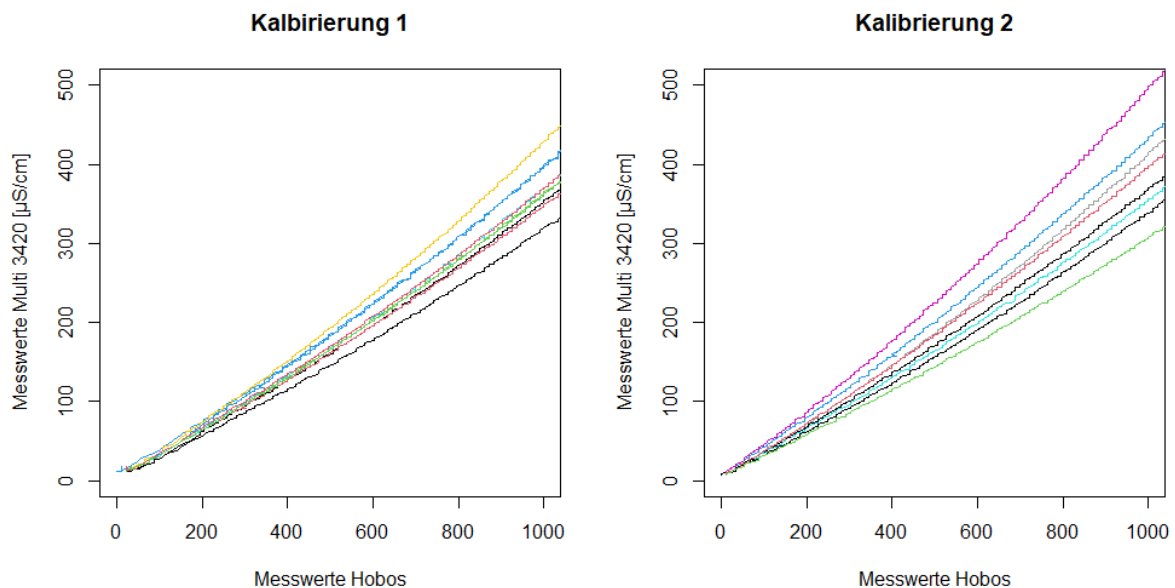


Abbildung 5, Loggerwerte der 21 HOBOS (farbig) und Messwerte des Multi WTW 3420 (schwarz).

Abbildung 5 zeigt die jeweiligen Loggerwerte als abhängige Variable auf der X-Achse und die Werte des Multi WTW 3420 auf der Y-Achse als unabhängige Variable. Aufgrund baulicher Unterschiede ergeben sich verschieden Loggerwerte für einen bestimmten eLf-Wert.

Infolge der Kalibrierung ließ sich mittels Regressionsanalyse für jeden HOBOS eine Kalibrierfunktion aufstellen. Diese Funktionen waren alle Polynome zweiten Grades mit folgenden Werten.

$$eLf_n = ax_n^2 + bx_n + c$$

$$a = 2e^{-8} \text{ bis } 1e^{-4}$$

$$b = 0,0018 \text{ bis } 0,3636$$

$$c = -4,4209 \text{ bis } 36,403$$

Die Bestimmtheitsmaße (R^2) lagen zwischen 0,9957 und 0,9989. Im Mittel lag R^2 bei 0,9983.

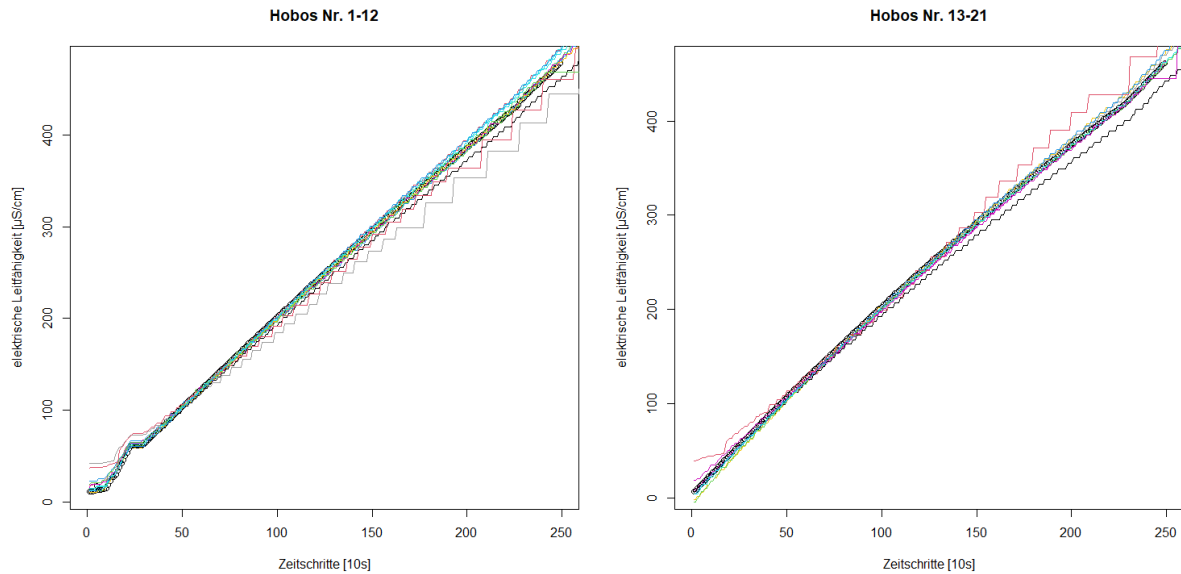


Abbildung 6, mittels Kalibrierfunktion berechnete eLf-Werte der HOBOS (farbig) und Messwerte des Multi WTW 3420 (schwarz).

In Abbildung 6 sind alle mittels der individuellen Kalibrierfunktion berechneten eLf-Werte der HOBOS und die eLf-Werte des Multi WTW 3420 bis zu einer eLf von $500\mu\text{S}/\text{cm}$ abgebildet. Insgesamt decken sich die berechneten eLf-Werte der HOBOS gut mit den gemessenen Werten der Multi WTW 3420. HOBOS Nr. 8 und Nr. 10 sowie Nr. 17 und Nr. 18 zeigen die stärksten Abweichungen, vor allem bei sehr niedrigen eLf-Werten unter $50\mu\text{S}/\text{cm}$ und in den höheren eLf-Bereichen von über $300\mu\text{S}/\text{cm}$. Bei den HOBOS Nr. 1-12 kann zudem auch eine zeitlich kurze Anpassung beobachtet werden. Bei der Kalibrierung trat mehr Salzlösung als eingestellt aus dem Scheidetrichter aus. Auch dieser starke Anstieg der eLf zwischen Zeitschritt 0 und 50 wurde von allen HOBOS erfasst.

Die meisten gemessenen eLf-Werte im Gewässer lagen zwischen 50 und $200\mu\text{S}/\text{cm}$. Daher wurde in diesem Intervall ein genauerer Blick auf Abweichung der HOBOS-Werte von den Werten des Multi WTW 3420 gelegt. Bei $50\mu\text{S}/\text{cm}$ betrug die maximale Abweichung zwischen den HOBOS $\approx 15\mu\text{S}/\text{cm}$ bei Kalibrierung Nr.1 und $\approx 24\mu\text{S}/\text{cm}$ bei Kalibrierung Nr.2. Bei $200\mu\text{S}/\text{cm}$ betrug die maximale Abweichung zwischen den HOBOS $\approx 18\mu\text{S}/\text{cm}$ bei Kalibrierung Nr.1 und $\approx 12\mu\text{S}/\text{cm}$ bei Kalibrierung Nr.2.

5.2 Versuche

Abbildung 7 zeigt die gemessenen eLf-Werte des Multi WTW 3420 und die eLf-Werte der jeweils 5 HOBOS pro Versuch. Die Versuche mit den verschmutzten Elektroden zeigen alle eine klare Beeinflussung der Messwerte der HOBOS. Die geringsten Abweichungen treten bei der Verschmutzung mit Gräsern auf. Stärker beeinflussen Kies und vor allem Sand die Messwerte. Schluff beeinträchtigt die HOBOS am deutlichsten.

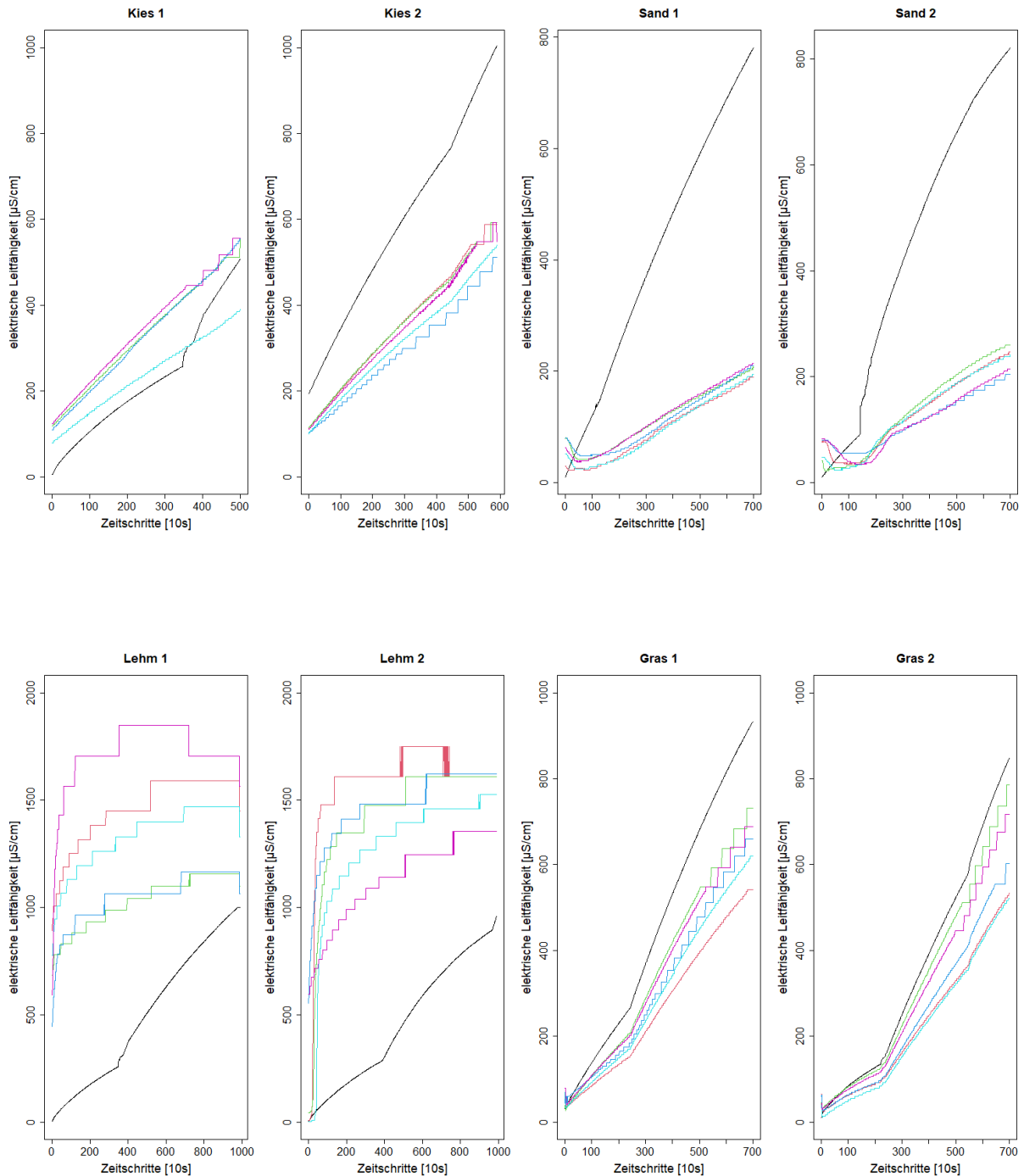


Abbildung 7, eLf-Werte der HOBOS bei Kalibrierung mit verschmutzten Elektroden.

Für jeden Versuch wurde die maximale und minimale Abweichung der HOB0-Messwerte von den Werten des Multi WTW 3420, sowie die mittlere Abweichung bei 50µS/cm und 200µS/cm berechnet, da in diesem Bereich die meisten Messwerte im Untersuchungsgebiet aufgezeichnet wurden. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die Abweichungen der eLf bei Verschmutzung der Elektroden mit verschiedenen Materialien.

Tabelle 3, minimale, maximale und mittlere Abweichung der berechneten HOB0-Werte von den Messwerten des Multi WTW 3420 bei Verschmutzung der Elektroden mit verschiedenen Materialien.

<i>Versuch</i>	<i>Max. Abweichung [µS/cm]</i>	<i>Min. Abweichung [µS/cm]</i>	<i>Mittlere Abweichung [µS/cm]</i>
<i>Kies 1 50µS/cm</i>	108	25	66
<i>Kies 1 200µS/cm</i>	144	36	59
<i>Kies 2 50µS/cm</i>	95	76	89
<i>Kies 2 200µS/cm</i>	38	6	20
<i>Sand 1 50µS/cm</i>	24	3	10
<i>Sand 1 200µS/cm</i>	163	141	152
<i>Sand 2 50µS/cm</i>	27	7	9
<i>Sand 2 200µS/cm</i>	163	142	152
<i>Schluff 1 50µS/cm</i>	1380	730	963
<i>Schluff 1 200µS/cm</i>	1504	733	1250
<i>Schluff 2 50µS/cm</i>	1239	6	727
<i>Schluff 2 200µS/cm</i>	1411	790	1313
<i>Gras 1 50µS/cm</i>	12	3	4
<i>Gras 1 200µS/cm</i>	80	43	60
<i>Gras 2 50µS/cm</i>	21	3	6
<i>Gras 2 200µS/cm</i>	75	19	50

Abbildung 17 im Anhang zeigt die Rohdaten eines HOB0s dessen Elektroden mit Schluff bedeckt waren. Dabei ist zu bemerken, dass der Logger erst nach vollständiger Trocknung des Schluffs 0-Werte aufzeichnete. Die rote horizontale Linie in Abbildung 17 wurde bei einem Wert von 12,925 eingefügt und entspricht einem eLf-Wert von 0µS/cm. Der HOB0 zeichnete also Werte von 0µS/cm, da der Funktionsterm der Kalibrierfunktion für diesen HOB0 wie folgt lautete:

$$eLf = 1E - 04 * x^2 + 0,2461 * x + 12,925$$

Auch alle anderen mit Schluff verschmutzten HOBOS zeichnen trotz Verdeckung ein Signal von 0 Lux auf, obwohl die Elektroden bedeckt waren und nicht frei an der Luft lagen.

Insgesamt zeichnete der Logger trotz Lagerung außerhalb eines flüssigen Mediums für etwa 19,5 Stunden weiter eLf-Werte auf. Dabei nahm die eLf kontinuierlich ab und stieg nach platzieren des HOBOS im Messbecher mit destilliertem Wasser innerhalb von vier Minuten auf einen Wert von etwa 733,5 μ S/cm und im weiteren Verlauf auf bis zu 1590,6 μ S/cm.

5.3 Temperaturkompensation

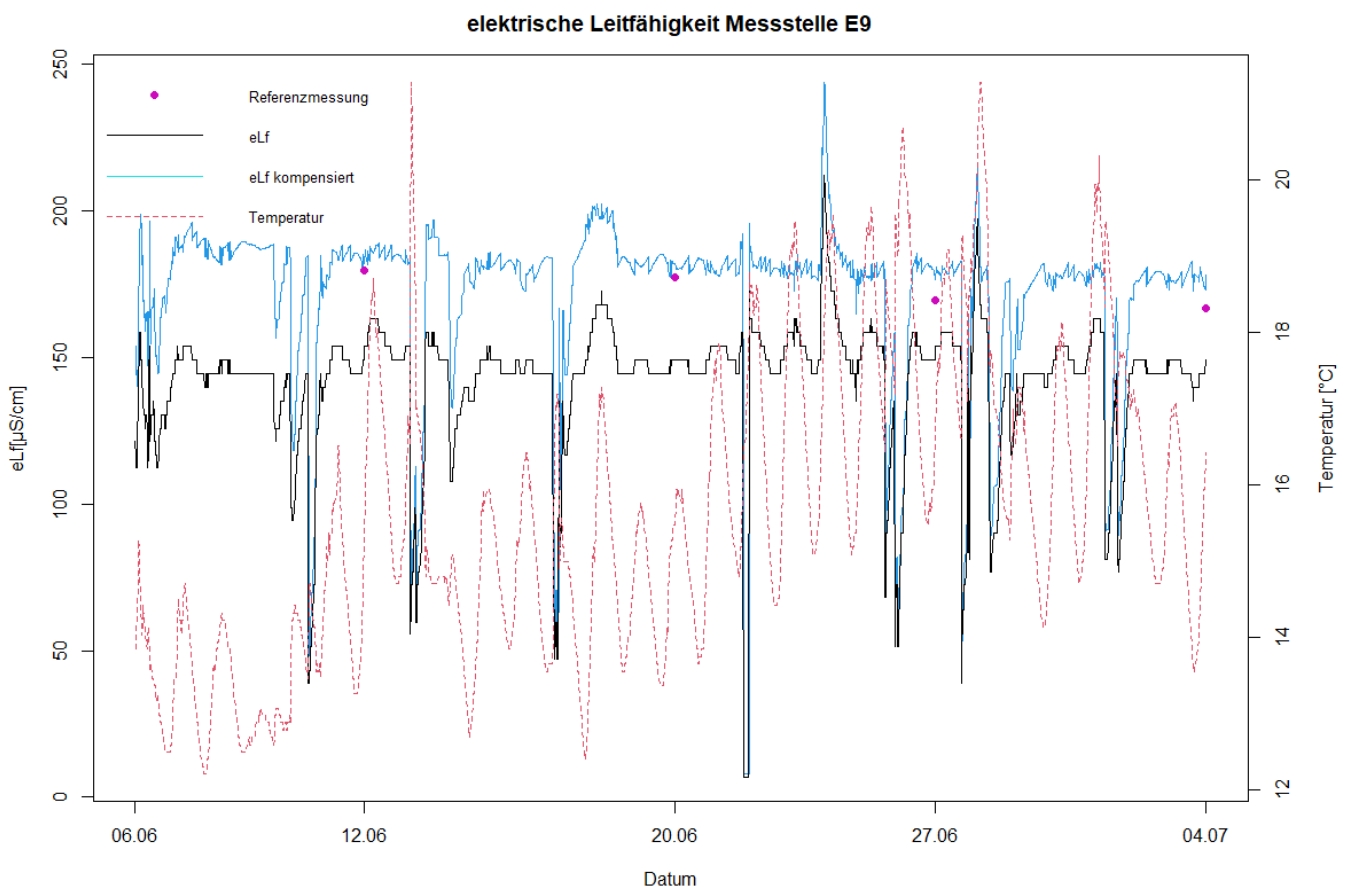


Abbildung 8, Auswirkung der Temperaturkompensation auf die eLf. Werte der Messstelle E9 (schwarz) im Vergleich zu den temperaturkompensierten eLf-Werten der Messstelle E9 (türkis) mit den eingefügten Werten der vier Referenzmessungen (violette Punkte).

Als Beispiel für die Ergebnisse der Temperaturkompensation wurde der Standort E9 gewählt. Abbildung 8 zeigt die gemessene Temperatur des HOBOS, die gemessene eLf des HOBOS, die auf 25°C kompensierte eLf und die eLf der vier Referenzmessungen an Standort E9.

Die Abweichung der unkompensierten eLf zu den Referenzmessungen betrug in chronologischer Reihenfolge der Referenzmessungen $\approx 30,8 \mu\text{S/cm}$, $\approx 28,2 \mu\text{S/cm}$ $\approx 20,3 \mu\text{S/cm}$ und $\approx 17,7 \mu\text{S/cm}$. Bei den temperaturkompensierten eLf-Werten betrug die Abweichung zur Referenzmessung $\approx 3,3 \mu\text{S/cm}$, $\approx 4,7 \mu\text{S/cm}$, $\approx 7,1 \mu\text{S/cm}$ und $\approx 11,3 \mu\text{S/cm}$

Die mittlere Abweichung der eLf-Werte zwischen kompensierten und unkompensierten Werten betrug $\approx 30,8 \mu\text{S/cm}$ bei einer min. Abweichung von $\approx 1,0 \mu\text{S/cm}$ und einer max. Abweichung von $\approx 46,4 \mu\text{S/cm}$.

5.4 Referenzmessungen

5.4.1 Elektrische Leitfähigkeit

Tabelle 4, berechnete eLf-Werte der 13 Referenzstandorte im direkten Vergleich mit den Werten der vier Referenzmessungen und daraus errechnete mittlere und prozentuale Abweichungen.

Mess- stelle	HOBO 1 [$\mu\text{S/cm}$]	Referenz- messung 1 [$\mu\text{S/cm}$]	HOBO 2 [$\mu\text{S/cm}$]	Referenz- messung 2 [$\mu\text{S/cm}$]	HOBO 3 [$\mu\text{S/cm}$]	Referenz- messung 3 [$\mu\text{S/cm}$]	HOBO 4 [$\mu\text{S/cm}$]	Referenz- messung 4 [$\mu\text{S/cm}$]	Mittlere Abweichung [$\mu\text{S/cm}$]	Prozentuale Abweichung [%]
E1	234,4	209,8	242,8	229,6	258,7	222,5	260,8	217,3	29,4	11,8
E9	184,8	179,8	181,5	177,2	180,5	169,3	178,0	166,7	7,9	4,4
D1	159,3	159,8	152,2	146,9	191,1	168,7	191,5	172,4	11,6	6,7
D3	126,5	120,8	135,7	123,6	137,0	117,4	150,1	122,1	16,4	11,9
IB1	127,7	126,4	121,4	135,7	128,6	136,1	128,0	137,3	7,4	5,6
IB2	131,7	133,1	130,1	139,4	136,5	144,2	131,7	140,8	6,9	4,9
W1	152,4	148,0	147,1	141,3	156,4	143,3	158,1	155,0	6,6	4,3
W4	147,7	140,5	145,7	141,2	151,5	135,1	151,2	131,5	11,9	8,0
K1	103,0	98,3	99,1	94,8	103,5	88,1	111,2	96,0	9,9	9,5
Re1	221,5	204,1	205,2	201,2	229,5	200,3	234,3	212,8	18,1	8,1
B2	121,8	130,4	133,9	125,6	120,1	103,2	136,5	135,1	4,5	3,5
RO_2A	167,1	162,8	157,0	158,9	185,9	174,9	202,6	200,6	3,8	2,2
Za1	78,0	75,1	78,7	82,9	67,0	86,0	85,0	87,8	5,8	6,9

Tabelle 4 vergleicht die aufgezeichneten HOBO-Werte mit den 52 Referenzmessungen im Zeitraum vom 06.06 bis zum 04.07. Bis auf die Logger bei E1 und D3 lagen alle HOBO bei einer mittleren Genauigkeit von über 90%. HOBO E1 erreichte nur eine mittlere Genauigkeit von 88,2% und der Logger an Messstelle D3 erzielte eine mittlere Genauigkeit von 88,1%. Im Mittel für alle Logger entspricht dies einer Abweichung von 6,7%. Die größte gemessene Abweichung zwischen HOBO-Werten und denen des Multi WTW 3420 betrug $43,5 \mu\text{S/cm}$ bei E1 am 03.07 gegen 15:30 Uhr. Die beste Übereinstimmung verzeichnete der Logger bei D1 mit einer Abweichung von nur $0,5 \mu\text{S/cm}$ am 12.06 gegen 13:15 Uhr. Im Durchschnitt lag der Unterschied zwischen HOBO und Leitfähigkeitssonde bei $10,8 \mu\text{S/cm}$. Ohne E1 und D3 beträgt

dieser Wert nur 8,6µS/cm. Insgesamt ist die aufgrund des hohen Aufwands nur geringe Stichprobenmenge von vier Referenzmessungen pro Standort sowie die Berechnung von Mittelwerten bei der Aussagekraft der Ergebnisse zu beachten.

Von 52 Referenzmessungen waren 18 HOBOWerte bis auf eine Abweichung von $\pm 5\mu\text{S/cm}$ genau. Dies entspricht knapp einem Drittel der Referenzmessungen. Eine maximale Abweichung von $\pm 10\mu\text{S/cm}$ traf bereits auf 29 von 52 Referenzmessungen zu ($\triangleq 49,2\%$). Erhöht man diese Abweichung auf $\pm 15\mu\text{S/cm}$ befinden sich 36 von 52 Werten in diesem Bereich ($\triangleq 69,2\%$). Bei einer maximalen Abweichung von $\pm 20\mu\text{S/cm}$ lagen 45 von 52 Referenzwerten in diesem Bereich ($\triangleq 86,5\%$). Damit lagen sieben Referenzwerte mit einer größeren Diskrepanz als 20µS/cm von den HOBOWerten entfernt.

5.4.2 Hauptionenanalyse

Im Zuge der Hauptionenanalyse wurden die Wasserproben auf die Kationen Natrium (Na^+), Ammonium (NH_4^+), Kalium (K^+), Magnesium (Mg^{2+}) und Calcium (Ca^{2+}), sowie auf die Anionen Chlorid (Cl^-), Nitrit (NO_2^-), Bromid (Br^-), Nitrat (NO_3^-) und Sulfat (SO_4^{2-}) untersucht. Neben den einzelnen Ionen wurde auch die gesamte Ionenkonzentration berechnet, um die Änderung von Ionenkonzentration und eLf vergleichen zu können. Für eine bessere Übersicht wurde im Folgenden der Mittelwert der jeweiligen Ionenkonzentration der vier Wasserproben jeder Referenzmessstelle berechnet. Die einzelnen Werte für Kationen und Anionen können Tabelle 5 und Tabelle 6 im Anhang entnommen werden.

Die höchste Ionenkonzentration trat im Eschbach an E1 mit durchschnittlich 66,96mg/l (Summe aller untersuchten Ionen), gefolgt von Re1 im Reichenbach mit 60,17mg/l. E9 im Unterlauf des Eschbachs verzeichnete im Schnitt eine Konzentration von 55,86mg/l. Die vierthöchste Ionenkonzentration lag bei W1 im Wagensteigbach mit 49,39mg/l. D1 unterschritt dies nur gering mit 48,97mg/l. Der Krummbach führte an K1 im Schnitt eine Konzentration von 46,11mg/l Ionen im Wasser. Mit 43,38mg/l lag W4 im Unterlauf des Wagensteigbachs unter den Werten von W1. Im Gegensatz dazu, waren die Werte im Ibenbach im Unterlauf geringfügig größer als im Oberlauf mit 41,51mg/l bei IB2 und 40,28mg/l bei IB1. D3 wies mit 35,58mg/l eine deutlich geringere Konzentration als D1 auf. Ähnliche Werte wurden in der Brugga mit 35,31mg/l gemessen. Noch geringer lagen die Werte im Rotbach mit 31,91mg/l. Die niedrigsten Ionenkonzentrationen lagen im Zastlerbach vor. Hier lag die mittlere Konzentration bei lediglich 23,31mg/l.

Die höchste Ionenkonzentration der Wasserproben wurde am 01.07 im Eschbach bei E1 festgestellt mit 70,8mg/l. Analog hierzu wurde auch die größte eLf aller Referenzmessstellen am 01.07 um 12:00 Uhr an E1 gemessen. Die niedrigste Ionenkonzentration wurde im Zastler am 12.06 beobachtet. Beim Vergleich der eLf-Werte am 12.06 um 12:00 Uhr verzeichnete ebenfalls Za1 den niedrigsten Wert, abgesehen von E8 mit einem Wert von 0,0µS/cm da E8 zu diesem Zeitpunkt trocken lag.

Insgesamt lagen alle festgestellten Werte deutlich unter den Grenzwerten der deutschen Trinkwasserverordnung, ausgenommen Calcium, Magnesium und Kalium, da hierfür kein Grenzwert definiert ist. Lediglich der Ammoniumgehalt bei IB2 am 24.06 lag mit 0,42mg/l knapp unter dem Grenzwert von 0,50mg/l.

5.4.2.1 Kationen

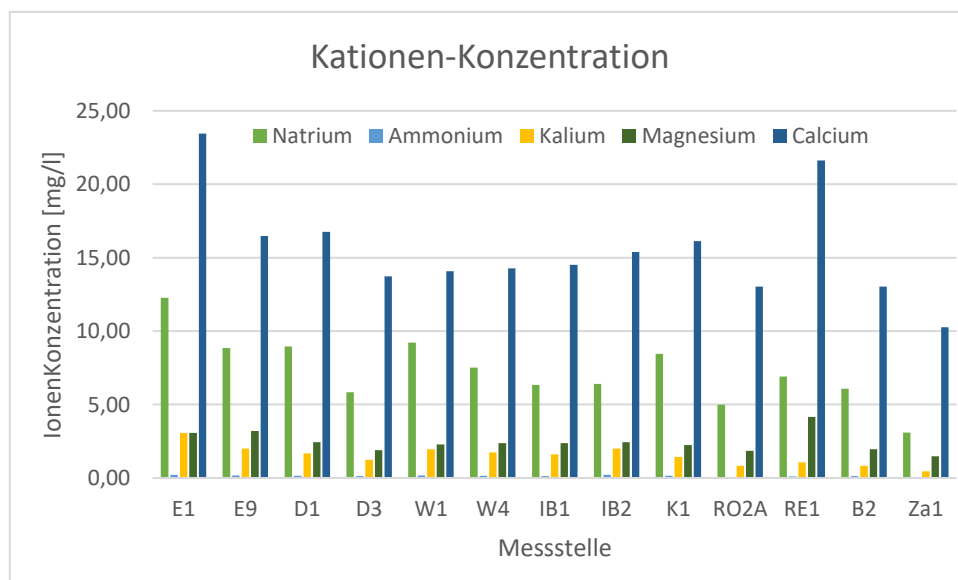


Abbildung 9, Mittelwerte der Kationen-Konzentrationen der 13 Referenzmessstellen aus vier Wasserproben im wöchentlichen Abstand.

Abbildung 9 gibt eine Übersicht der Mittelwerte der jeweiligen Kationenkonzentration an jeder Referenzmessstelle.

Natrium wurde am stärksten im Eschbach bei E1 mit einer durchschnittlichen Konzentration von 12,27mg/l vorgefunden, die kleinsten Natrium-Werte wurde im Zastler gemessen.

Ammonium trat im Mittel gleichstark bei IB2 und E1 mit 0,22mg/l auf. Hier verzeichnete RO_2A mit 0,06mg/l die geringsten Werte. Za1 führt im Mittel 0,07mg Ammonium pro Liter.

Mit durchschnittlich 3,07mg/l wies E1 auch beim Kalium die höchsten Werte auf. Za1 mit 0,45mg/l verzeichnete die kleinsten Werte.

Magnesium fand sich im Untersuchungsgebiet am stärksten im Unterlauf des Eschbachs bei E9 mit 3,21mg/l. Die geringsten Werte auch hier im Zastler mit 1,48mg/l.

Auch beim Calcium lagen die höchsten Werte bei E1 mit durchschnittlich 23,46mg/l und die geringsten Calciummengen fanden sich im Zastler mit 10,27mg/l

5.4.2.2 Anionen

Abbildung 10 gibt eine Übersicht der Mittelwerte der jeweiligen Anionenkonzentration an jeder Referenzmessstelle.

Chlorid fand sich am stärksten im Eschbach und im Wagensteigbach, wobei in beiden Fällen die Konzentrationen im Oberlauf höher lagen als im Unterlauf. Im Mittel lagen die höchsten Werte mit 12,01mg/l im Eschbach bei E1. Die niedrigsten Werte fanden sich im Zastler bei Za1 mit durchschnittlich 2,08mg/l.

Nitrat kam im Vergleich sehr stark im Unterlauf des Eschbachs vor. Die mittlere Konzentration betrug bei E9 7,62mg/l. Die nächsthöchste Konzentration lag mit 4,52mg/l im Ibenbach vor. Die geringsten Mengen wurde bei Za1 mit durchschnittlich 1,81mg/l festgestellt.

Sulfat fand sich am stärksten im Reichenbach mit einer durchschnittlichen Konzentration von 17,25mg/l deutlich vor E1 an zweiter Stelle mit 8,98mg/l. Die geringsten Werte fanden sich in der Brugga mit lediglich 3,25mg/l. Nitrit konnte in den insgesamt 52 genommenen Wasserproben nur einmal nachgewiesen werden. Dabei wurde eine Konzentration von 0,08mg am 12.06 bei IB2 festgestellt. Bromid wurde an keinem Standort nachgewiesen.

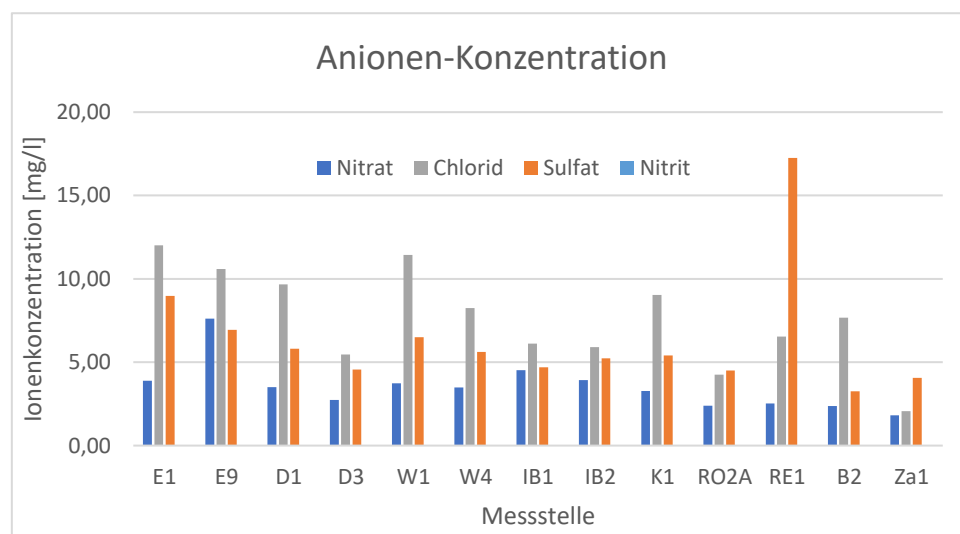


Abbildung 10, Mittelwerte der Anionen-Konzentrationen der 13 Referenzmessstellen aus vier Wasserproben im wöchentlichen Abstand.

5.4.3 Abfluss

Abbildung 11 zeigt die Abflussmengen der jeweiligen Referenzmessstellen an den vier verschiedenen Referenzmessungen. E9 führte bis auf etwa 12 Stunden am 22.06 durchgängig Wasser. Jedoch war die Abflussmenge bei jeder Referenzmessung so gering, dass eine Messung des Abflusses mit dem Flowmate nicht möglich war. Nach Schätzung ist von einer Abflussmenge $<10\text{l/s}$ auszugehen. Insgesamt verzeichnete der Eschbach die geringsten Abflüsse im Untersuchungsgebiet, wobei der Oberlauf deutlich mehr Wasser führte als der Unterlauf. Die zweitniedrigsten Abflüsse führte der Reichenbach mit einer mittleren Abflussmenge von etwa 70l/s im Untersuchungszeitraum. Auch der Ibenbach führte im Vergleich zu den folgenden Bächen mit einem mittleren Abfluss von etwa 80l/s nur geringe Wassermengen. Auch hier wurde bei jeder Referenzmessung ein höherer Abfluss bei IB1 als bei IB2 gemessen. Die anderen sechs Fließgewässer im Zartener Becken führten bei den Referenzmessungen deutlich mehr Wasser. Der Rotbach verzeichnet bei Messstelle RO_2A im Schnitt einen Abfluss von 225l/s . Dabei konnten nur drei Referenzmessungen durchgeführt werden, da es bei der Messung mit dem Flowmate am 12.06 technische Schwierigkeiten gab und das Gerät trotz Neukalibrierung negative Fließgeschwindigkeiten ausgab. Der Wagensteigbach führte im Mittel etwa 270l/s . Der Krumbach und Zastlerbach führten im Mittel fast identische Abflussmengen mit 321l/s bei K1 und 323l/s bei Za1. Die zweithöchsten Abflusswerte wurden in der Dreisam gemessen (vor Zufluss der Brugga). Dabei war der Abfluss bei D3 deutlich größer als bei D1. Im Mittel lag der Abfluss bei D1 bei 373l/s und bei D3 bei 595l/s . Die höchsten Abflussmengen wurden in der Brugga gemessen.

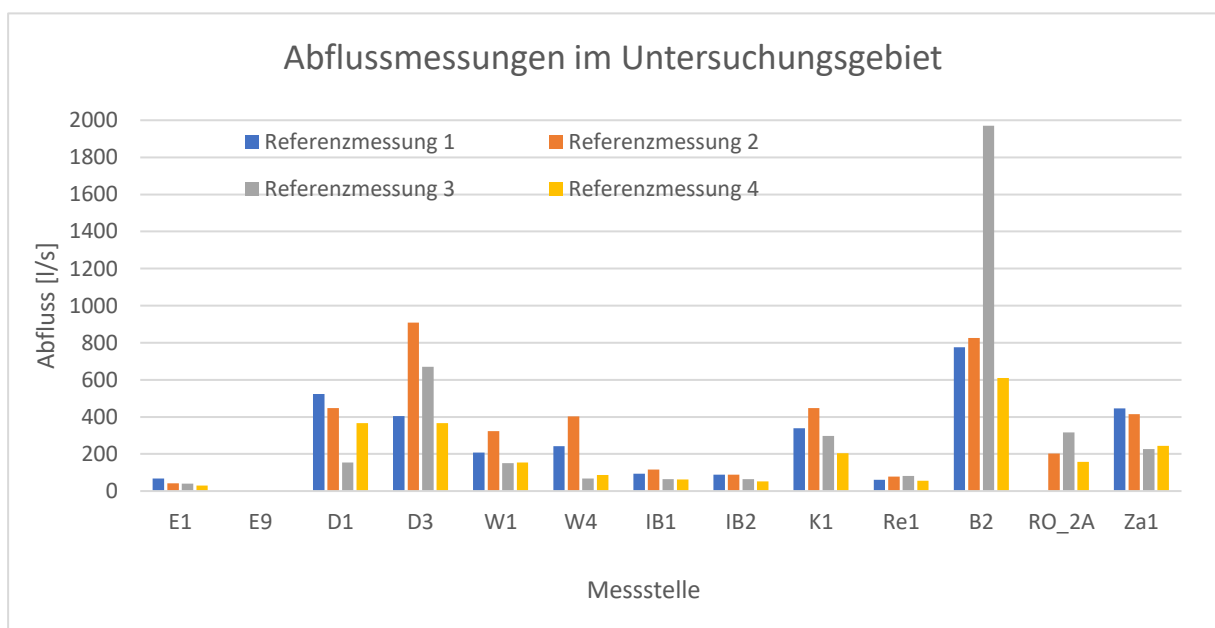


Abbildung 11, Abflusswerte der 13 Referenzmessstellen aus vier Abflussmessungen im wöchentlichen Abstand.

Dabei lag der Abfluss im Durchschnitt bei 1044l/s bzw. 736l/s ohne den hohen Abflusswert bei der dritten Referenzmessung. Hierbei wurde die Referenzmessung kurz nach einem starken Regenereignis durchgeführt. Der Wasserstand an der Messstelle B2 stieg dabei innerhalb von kurzer Zeit um etwa 20cm an. Insgesamt zeigte sich an allen Messstellen eine Abnahme der gemessenen Abflussmengen von der ersten Referenzmessung im Vergleich zur letzten Messung.

5.5 HOBO Daten

5.5.1 Lux-Werte

Bei Betrachtung der mittels jeweilige Kalibrierfunktion umgerechneten und temperaturkompensierten eLf-Werte treten aufgrund der nicht exakten Kalibrierfunktion keine eLf-Werte mit dem Wert 0 auf. Daher ist es nötig die Lux-Werte bzw. Rohdaten der Logger zu betrachten, da diese nur außerhalb eines flüssigen Mediums einen Wert von exakt 0 aufzeichnen. Durch Betrachtung der Rohdaten konnte das trockenfallen von drei Messtellen im Eschbach an den Messstellen E4, E8 und E9 beobachtet werden

Messstelle E4 führte vier Mal kein Wasser. Hier lag der Eschbach am 24.06. von 17:15Uhr bis 23:30Uhr, vom 25.06. von 14:30Uhr bis zum 26.06. um 04:00 Uhr, am 27.06. um 16:15 bis zum 28.06. 04:15Uhr, am 30.06. für 15 Minuten von 19:30 Uhr bis 19:45 Uhr und am 01.07. von 15:15 Uhr bis 23:30 Uhr trocken.

HOBO E8 verzeichnete von 2497 aufgezeichneten Messwerten für 2010 einen Nullwert. E8 lag damit im Zeitraum vom 06.06.2020 bis 02.07.2020 fast 21 Tage trocken. ABBILDUNG im Anhang veranschaulicht dies.

E9 unterhalb von E8 fiel dagegen nur einmal trocken. Dabei führte der Eschbach kurz vor der Mündung in die Dreisam am 22.06. von 11:15 Uhr bis 23:30 Uhr kein Wasser.

5.5.2 eLf-Werte

Abbildung 12 zeigt alle gemessenen Werte der 20 HOBOS, im Beobachtungszeitraum vom 06.06. um 12:00 Uhr bis zum 02.07. um 12:00 Uhr, in einem jeweiligen Boxplot und bietet eine Übersicht der elektrischen Leitfähigkeiten an allen Standorten mit $n = 2497$, außer an den Messstellen E4, E8 und E9. Da diese Messstellen periodisch trocken lagen bzw. D1 erst am 12.06 installiert wurde, wurden die jeweiligen 0-Werte entfernt und bei den weiteren Berechnungen von Median, Minima, Maxima und Mittelwert die veränderte Stichprobengröße berücksichtigt. So ergaben sich für E4 $n = 2330$, für E8 $n = 487$, für E9 $n = 2482$ und für D1 $n = 2047$.

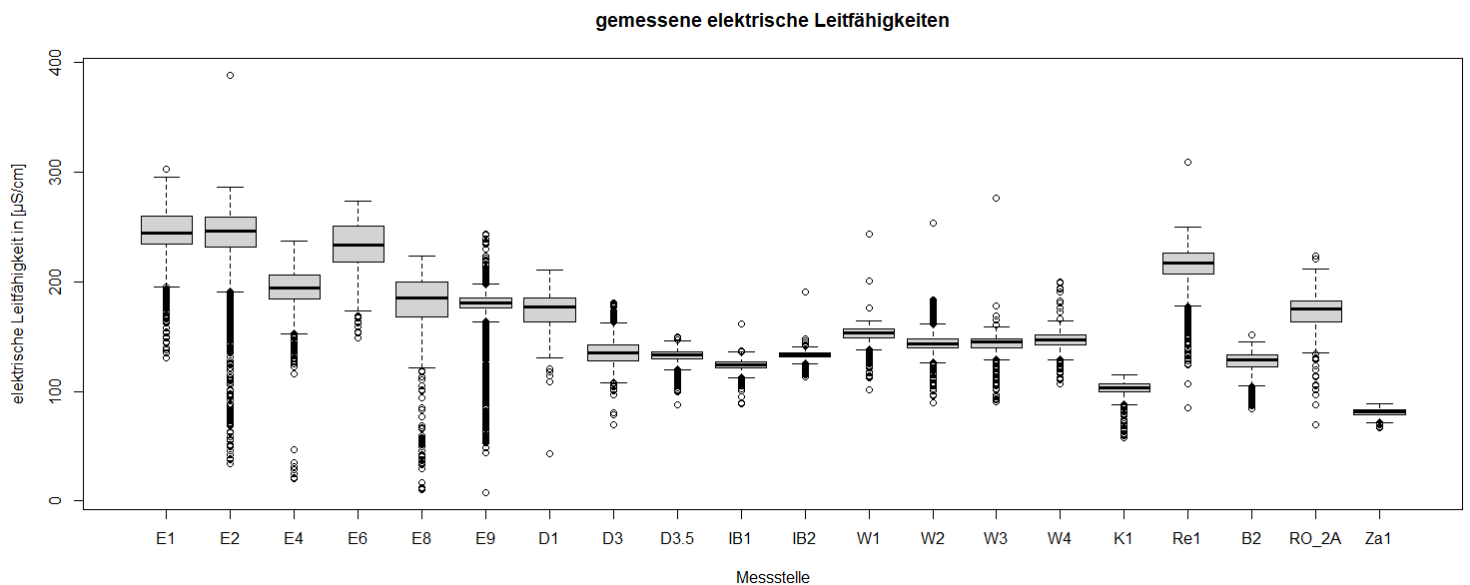


Abbildung 12, Boxplot der mittels individueller Kalibrierfunktion berechneten und temperaturkompensierten eLf-Werte der 13 Referenzmessstellen.

Dies ist notwendig, da aufgrund von Kalibrierung und Temperaturkompensation geringfügige Leitfähigkeiten für 0-Werte berechnet werden würden. Als Veranschaulichung: Die mittlere eLf von Messtelle E8 würde ohne Aussortierung der 0-Werte $83,5 \mu\text{S/cm}$ betragen. Unter Berücksichtigung der 0-Werte und neuer Stichprobenanzahl ergibt sich jedoch eine mittlere eLf von $168,9 \mu\text{S/cm}$.

Die Interquartilsabstände lagen zwischen $4,7 \mu\text{S/cm}$ bei Za1 und $32,7 \mu\text{S/cm}$ bei E6. Insgesamt tritt die deutliche Mehrzahl der Ausreißer im unteren Leitfähigkeitsbereich auf.

E1 weist einen Median von $243,8 \mu\text{S/cm}$ auf, bei einem Minimum von $130,3 \mu\text{S/cm}$ und einem Maximum von $302,4 \mu\text{S/cm}$. Die mittlere eLf lag bei $243,5 \mu\text{S/cm}$. Insgesamt ist der Verlauf der eLf sehr gleichmäßig und die einzelnen Tagesgänge sind klar zu erkennen.

E2 weist große Ähnlichkeiten mit E1 auf. So sind die Interquartilsabstände der beiden Messstellen fast identisch. Auch der Median von E2 mit $246,5\mu\text{S}/\text{cm}$ und die mittlere eLf von $232,6$ unterscheiden sich nur geringfügig von E1. Minimum und Maximum von E2 unterscheiden sich dagegen deutlicher mit einem Minimum von $34,0\mu\text{S}/\text{cm}$ und einem Maximum von $388,1\mu\text{S}/\text{cm}$. Dabei trat das Maximum von E2 und E1 am 16.06 auf. Bei E1 um 12:15Uhr und bei E2 1:15h später um 13:30Uhr. E2 verzeichnet mit seinem Maximum außerdem den höchsten gemessenen eLf-Wert im Untersuchungsgebiet, als auch den zweitniedrigsten eLf-Wert. Insgesamt treten bei E2 mehr Ausreißer im unteren Leitfähigkeitsbereich auf als bei E1.

E4 verzeichnete einen klaren Abfall der eLf im Eschbach. Hier betrug die mittlere eLf nur noch $192,4\mu\text{S}/\text{cm}$ mit einem Median von $194,3\mu\text{S}/\text{cm}$. Das Minimum lag bei $20,3\mu\text{S}/\text{cm}$ und das Maximum bei $236,9\mu\text{S}/\text{cm}$.

An Messstelle E6 wurden wieder höhere Leitfähigkeiten gemessen. Mit einem Median von $233,1\mu\text{S}/\text{cm}$ und einer mittleren eLf von $231,7\mu\text{S}/\text{cm}$ lagen die Werte wieder deutlich höher als bei E4. Das Minimum betrug $148,7\mu\text{S}/\text{cm}$ und das Maximum $273,4\mu\text{S}/\text{cm}$.

E8 fiel wie bereits erläutert häufig trocken und konnte insgesamt nur 487 eLf-Werte im Wasser aufzeichnen. Dabei wurde ein Maximum von $223,7\mu\text{S}/\text{cm}$ und ein Minimum von $10,1\mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt. Der Median lag bei $184,9\mu\text{S}/\text{cm}$. Die mittlere eLf betrug $193,0\mu\text{S}/\text{cm}$. Damit fällt die Leitfähigkeit des Eschbachs im Zentrum von Ebnet wieder im Vergleich zu E6 und ähnelt stark den Werten von E4.

E9 zeigte im Vergleich zu allen anderen Messstellen des Eschbachs einen deutlich kleineren Interquartilsabstand (IQA) der gemessenen Leitfähigkeiten. Dieser betrug lediglich $8,6\mu\text{S}/\text{cm}$, wohingegen sich die IQAs der anderen fünf Messstellen des Eschbachs zwischen einer Spannweite von $21,4\mu\text{S}/\text{cm}$ und $32,7\mu\text{S}/\text{cm}$ bewegten. E8 oberhalb von E9 führte zum Großteil des Untersuchungszeitraum kein Wasser. E9 führte jedoch bis auf 12 Stunden am 22.06 kontinuierlich Wasser und muss daher einen unterirdischen Zufluss haben, da sich auf den verfügbaren Karten kein oberirdischer Zufluss findet. Der Median von E9 lag bei $180,9\mu\text{S}/\text{cm}$, der Mittelwert bei $172,9\mu\text{S}/\text{cm}$. Mit einem Minimum der eLf von $7,8\mu\text{S}/\text{cm}$ verzeichnete der Eschbach die geringste gemessene eLf im Untersuchungszeitraum im Untersuchungsgebiet. Das Maximum lag bei $234,7\mu\text{S}/\text{cm}$.

D1 wies ein Maximum von $210,2\mu\text{S}/\text{cm}$ und ein Minimum von $108,7\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Mit einem Median von $176,8\mu\text{S}/\text{cm}$ und einem Mittelwert von $175,0\mu\text{S}/\text{cm}$ waren die Messwerte von D1

im Durchschnitt um etwa $40\mu\text{S}/\text{cm}$ höher als bei D3 und D3.5 flussabwärts. Insgesamt lies sich auch eine klare Abnahme des IQA von $22,3\mu\text{S}/\text{cm}$ bei D1, über $13,8\mu\text{S}/\text{cm}$ bei D3 zu $6,7\mu\text{S}/\text{cm}$ bei D3.5 feststellen.

D3 verzeichnete ein Maximum von $180,7\mu\text{S}/\text{cm}$ und ein Minimum von $69,5\mu\text{S}/\text{cm}$. Der Mittelwert der eLf lag bei $137,6\mu\text{S}/\text{cm}$ und der Median bei $134,9\mu\text{S}/\text{cm}$.

D3.5 wies ein geringeres Maximum ($149,5\mu\text{S}/\text{cm}$) aber ein höheres Minimum ($88,2\mu\text{S}/\text{cm}$) auf. Daraus ergab sich trotz unterschiedlicher Maximal- und Minimalwerte im Vergleich zu D3 ein ähnlicher Mittelwert und Median von $132,3\mu\text{S}/\text{cm}$ und $133,3\mu\text{S}/\text{cm}$.

IB1 führte mit einem Median von $124,2\mu\text{S}/\text{cm}$ und einem Mittelwert von $123,3\mu\text{S}/\text{cm}$ im Oberlauf geringfügig niedrigere Leitfähigkeitswerte im Vergleich zum Unterlauf. Der Höchstwert lag bei $161,5\mu\text{S}/\text{cm}$ und das Minimum bei $89,1\mu\text{S}/\text{cm}$.

Für IB2 wurde ein Median von $133,1\mu\text{S}/\text{cm}$ und ein Mittelwert von $132,6\mu\text{S}/\text{cm}$ berechnet. Das Maximum lag bei $190,7\mu\text{S}/\text{cm}$. Das Minimum lag bei $112,9\mu\text{S}/\text{cm}$.

Der Wagensteigbach zeigte sich auf die eLf bezogen als überwiegend homogen von Ober- bis Unterlauf. W1 im Oberlauf zeichnete mit einem Mittelwert von $151,5\mu\text{S}/\text{cm}$ im Schnitt die höchsten eLf-Werte auf. Der Median lag bei $153,0\mu\text{S}/\text{cm}$, Minimum und Maximum bei $101,6\mu\text{S}/\text{cm}$ und $243,6\mu\text{S}/\text{cm}$.

W2 lag mit einem Mittelwert von $145,1\mu\text{S}/\text{cm}$ und einen Median von $143,2\mu\text{S}/\text{cm}$ unter den Werten von W1. Minimum und Maximum fielen mit $89,4\mu\text{S}/\text{cm}$ und $252,9\mu\text{S}/\text{cm}$ in beiden Fällen extremer aus als bei W1.

Dies konnte sich auch über W3 aussagen lassen mit einem Minimum von $90,7\mu\text{S}/\text{cm}$ und einem Maximum von $276,0\mu\text{S}/\text{cm}$ (höchster gemessener Wert im Wagensteigbach). Mittelwert und Median ähnelten mit $143,2\mu\text{S}/\text{cm}$ und $145,0\mu\text{S}/\text{cm}$ W2.

W4 verzeichnete ein Minimum von $106,4\mu\text{S}/\text{cm}$ und ein Maximum von $199,5\mu\text{S}/\text{cm}$. Der Median betrug $146,7\mu\text{S}/\text{cm}$ bei einem Mittelwert von $146,2\mu\text{S}/\text{cm}$.

K1 zeigte mit einem Minimum von $57,7\mu\text{S}/\text{cm}$ und einem Maximum von $115,1\mu\text{S}/\text{cm}$ für das Untersuchungsgebiet vergleichsweise niedrige eLf-Werte. Der Median lag bei $103,5\mu\text{S}/\text{cm}$, der Mittelwert bei $102,4\mu\text{S}/\text{cm}$.

Im Gegensatz dazu verzeichnete Re1 im Reichenbach abgesehen vom Eschbach die höchsten eLf-Werte im Untersuchungsgebiet mit einem Maximum von 309,3 μ S/cm, einem Median von 216,6 μ S/cm und einem Mittelwert von 213,6 μ S/cm. Dennoch lag das Minimum bei 85,2 μ S/cm.

B2, dessen EZG and das von Re1 angrenzt, verzeichnete geringere Werte mit einem Median von 128,5 μ S/cm und einem Mittelwert von 126,3 μ S/cm. Das Minimum lag bei 83,7 μ S/cm und das Maximum bei 151,1 μ S/cm.

RO_2A zeichnete ein Minimum von 69,1 μ S/cm und ein Maximum von 223,4 μ S/cm auf. Der Median betrug 174,8 μ S/cm und der Mittelwert 173,0 μ S/cm.

Der Zastlerbach führte die geringsten Leitfähigkeiten im Untersuchungsgebiet mit einem sehr geringen IQA von 4,7 μ S/cm. Das 25%-Quantil lag bei 78,5 μ S/cm und da 75%-Quantil bei 83,2 μ S/cm. Median (80,9 μ S/cm), Mittelwert (80,5 μ S/cm), Minimum(66,8 μ S/cm) und Maximum (88,8 μ S/cm) lagen dicht beieinander.

6. Diskussion

6.1 Bewertung der Kalibrierung

Die Kalibrierung erwies sich als essenziell für die Genauigkeit der aufgezeichneten eLf-Werte. Abbildung 5 und Abbildung 6 zeigen, wie deutlich die Werte der verschiedenen HOBOS voneinander abweichen. Eine spezifische Kalibrierfunktion für jeden einzelnen HOBOS ist daher unabdinglich für eine hohe Genauigkeit.

Ein Problem bei der Kalibrierung ist die Abweichung der eLf-Werte vom Nullpunkt. Aufgrund der c-Werte der Kalibrierfunktionen im Bereich von -4,4209 bis 36,403 ergeben sich aufgrund des Funktionsterms eLf von -4,4209 bis 36,403 für eigentliche Nullwerte. Um dies zu vermeiden müssen die Daten eines HOBOS der im Untersuchungszeitraum trockengefallen ist aufbereitet werden, um eine Verfälschung der eLf-Werte zu vermeiden. Dies erwies sich mittels einer Abfrage der Rohdaten der HOBOS in R-Studio als einfach durchzuführen. Dennoch besteht eine Fehleranfälligkeit durch Indizierungsfehler.

Des Weiteren erweist es sich als sinnvoll, den Bereich der Kalibrierung auf das Untersuchungsgebiet genauer abzustimmen. Bevor eine Kalibrierung stattfindet, sollte das Untersuchungsgebiet und die dort auftretenden elektrischen Leitfähigkeiten untersucht werden, um eine auf das Untersuchungsgebiet abgestimmte Kalibrierung durchführen zu können. Im Zartener Becken wäre vor allem im Bereich von 50 bis 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ eine genauere Kalibrierung von Vorteil. Dies könnte durch eine geringe Tropfgeschwindigkeit des Scheidetrichters im Bereich von 50 bis 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht werden, da so mehr Werte in diesem Bereich aufgezeichnet werden würden und somit dieses Leitfähigkeitsspektrum bei der Regressionsanalyse stärker berücksichtigt werden würde. Dadurch könnte die Genauigkeit der HOBOS gesteigert werden.

6.2 Beeinflussung der Messwerte durch Verschmutzung

Sedimente, Pflanzen und Lebewesen können sich an den Sensoren ablagern und wie durch Abbildung 7 veranschaulicht, die Messwerte deutlich beeinflussen. Bei der Deinstallation der HOBOS wurden keinen nennenswerten Verschmutzungen festgestellt. Bei einem kurzen Einsatz von nur einem Monat und in den Monaten Juni und Juli war dies jedoch zu erwarten. Bei einem Verbleib der Logger von über einem Jahr im Gewässer ist vor allem durch Hochwässer mit einem höheren Sedimenttransport zu rechnen und damit eine erhöhte

Verschmutzung/Verschüttung der Gehäuse. Auch mit einer erhöhten Verkrautung ist bei einer längeren Einsatzdauer zu rechnen. Der Lehm-Verschmutzungsversuch zeigte, nach dem wieder in Kontakt treten des Loggers mit Wasser, dass die eLf fast unmittelbar wieder auf einen Wert von über 1500 μ S/cm sprang. Ein solch extremer Peak oder ein vergleichbarer Anstieg wurde bei keinem der 21 in dies Arbeit verwendeten HOBOS festgestellt, auch nicht bei den drei Loggern die zeitweise trocken lagen. Dies lässt vermuten, dass sich eine vollständige Verschmutzung mit Schluff oder feinen Partikeln sich in den Messwerten in Form von extremen Ausreißern einfach und vor allem deutlich feststellen lassen müsste. Durch die Festsetzung von feuchtem Schluff und anderen Partikeln lässt sich nicht mehr feststellen, ab wann der Logger sich außerhalb des Wassers befand. In Abbildung 17 befand sich der Logger vor dem Erreichen der Nullwerte bereits den gesamten Zeitraum an der Luft. Daher kann die Verschmutzung nicht nur zur Interpretation falscher Leitfähigkeiten des Gewässers führen, sondern außerdem suggerieren, dass das Fließgewässer zu einem Zeitpunkt Wasser führte, obwohl bereits mehrere Stunden zuvor kein Wasser mehr geführt wurde.

Chapin et al 2014 beschrieb eine klare Unterscheidung der Luxwerte eines mit getrocknetem Sand verschmutzen HOBOS im Vergleich zum Signal der Elektroden an der Luft (siehe Abbildung 13). Bei dem Versuch mit Schluff ließ sich dies nicht feststellen, da der HOBOS trotz vollständig bedeckten Elektroden ein Signal von 0 Lux aufzeichnete (siehe Abbildung 17). Eine Unterscheidung ob der Logger an der Luft liegt oder mit trockenem, nichtleitendem Material bedeckt ist, lässt sich somit nicht treffen. Die potenziellen Störfaktoren könnten den Ergebnissen der Versuche nach sehr deutlich Ausfallen. Im Untersuchungszeitraum konnte eine derartig starke Beeinflussung der Messwerte jedoch nicht festgestellt werden.

Dennoch sollte bei einer längeren Verweilzeit der HOBOS im Untersuchungsgebiet

sichergestellt werden, dass es zu keiner derartigen Beeinflussung

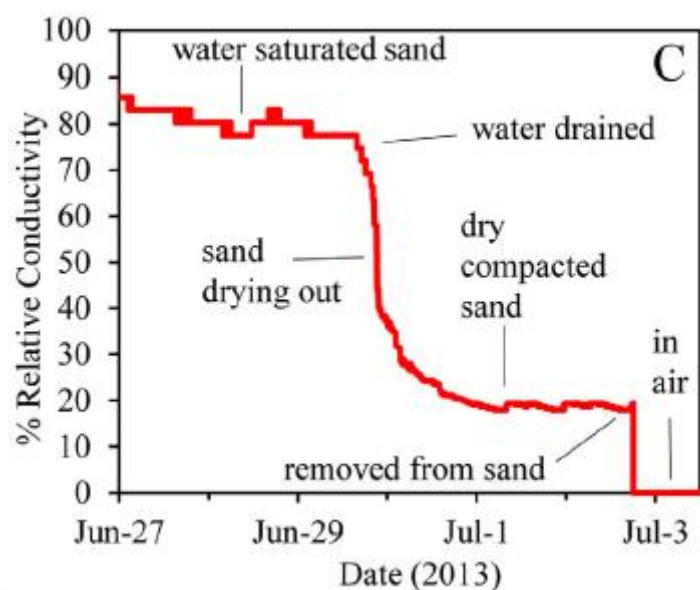


Abbildung 13, Signal der relativen elektrischen Leitfähigkeit der HOBOS bei Kontakt der Elektroden mit feuchtem und getrocknetem Sand sowie Luft (Chapin et al. 2014).

der Ergebnisse kommen kann. Zusätzlichen Schutz vor Verschmutzung könnte ein feinmaschiges Sieb oder Textilnetz bewirken, welches an der Öffnung der Aluminiumgehäuse angebracht werden könnte, um den Kontakt der Sensoren mit Fremdkörpern zu vermeiden. Dabei sollte jedoch zunächst sichergestellt werden, dass dennoch ausreichend Durchfluss im Gehäuse gewährleistet ist. Aber auch am Sieb könnten sich Partikel anlagern und dieses verstopfen. Eine regelmäßige Wartung der Logger sollte bei längeren Einsätzen erfolgen, um eine kontinuierlich aussagekräftige Datenaufzeichnung zu gewährleisten.

6.3 Temperaturkompensation

Die elektrische Leitfähigkeit ist stark temperaturabhängig (Hayashi 2004). Laut Hayashi 2004 kann diese Abhängigkeit im Bereich von 0 – 30° Celsius als linear angesehen werden und die daraus resultierende Abweichung beträgt etwa 2% pro 1°C. Daher ist eine Temperaturkompensation für den Vergleich von eLf-Werten aufgrund der verschiedenen Wassertemperaturen nötig, vor allem wenn man beachtet, dass die mittlere Temperatur im Untersuchungsgebiet im Untersuchungszeitraum von 12,1°C im Zastlerbach und 15,8°C im Wagensteigbach liegt. Dadurch würden die eLf-Werte um knapp 8% voneinander abweichen, trotz gleicher Konzentration von gelösten Ionen, wenn keine Kompensation vorgenommen werden würde. Abbildung 8 zeigt die Auswirkung der Temperaturkompensation innerhalb eines Standortes. Die Ganglinie der temperaturkompensierten eLf zeigt sich als deutlich angepasster an die Referenzmessungen als die unkompensierten Werte. Die Abweichung der kompensierten Werte von den unkompensierten lag bei etwa 30µS/cm bei Messstelle E9.

Auch für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse insgesamt ist eine Kompensierung der eLf auf 25°C notwendig, da in Literatur und Grenzwertangaben zumeist eine auf 25°C referierter eLf-Wert angegeben wird. Des Weiteren werden die tageszeitlich bedingten Anstiege der eLf aufgrund des täglichen An- und Abstiegs der Außentemperatur abgeflacht. Somit wird die eLf nicht mehr so stark durch die Wassertemperatur geprägt, sondern hauptsächlich durch die Anzahl von dissoziierten Ionen.

Insgesamt zeigte die Temperaturkompensation mit dem aus Hayashi 2004 verwendeten Wert von 0,019 für α eine gute Anpassung der Ergebnisse.

6.4 Genauigkeit der HOBOS

Die Genauigkeit der HOBOS stellt die Grundlage des Messnetzes und dieser Arbeit dar. Eine genaue Aufzeichnung der eLf ist daher die oberste Priorität, um aussagekräftige Daten erheben zu können. Tabelle 4 zeigt die Abweichungen der 52 Referenzmessungen von den mittels individueller Kalibrierfunktion berechneten eLf-Werten. Bei 11 von 13 HOBOS lag die mittlere Abweichung unter 10%. Zwei HOBOS lagen mit 11,8% und 11,9% knapp darüber. Als Empfehlung für die Genauigkeit von Leitfähigkeitsloggern kann eine Empfindlichkeit von $100\mu\text{S}/\text{cm}$ in einem Bereich von $0 - 1000\mu\text{S}/\text{cm}$ als ausreichend betrachtet werden (Lin, W.C. 2017). Die größte Abweichung, die bei den 52 Referenzmessungen festgestellt wurde, betrug $43,5\mu\text{S}/\text{cm}$. Auch Änderungen der eLf in kurzen Zeitabschnitten wurden von den HOBOS detektiert, wie beispielsweise der kurze erhöhte Austritt von mehr Salzlösung aus dem Scheidetrichter, zu sehen in Abbildung 6. Daher lässt sich feststellen, dass die modifizierten HOBOS mit individueller Kalibrierfunktion und Temperaturkompensation in der Lage sind, aussagekräftige Werte für die eLf aufzuzeichnen.

Des Weiteren sollte bei der Betrachtung der Genauigkeit der Messwerte die Skala der Auswirkung von minimalen eLf Abweichungen und des Einsatzzwecks der HOBOS miteinbezogen werden. Mit dem Messnetzwerk soll für das Zartener Becken und dessen EZG ein Monitoringnetz der elektrischen Leitfähigkeit unter anderem zur Überwachung der Wasserqualität installiert werden. Laut Deutscher Trinkwasserordnung liegt der Grenzwert für Trinkwasser bei einer eLf von $2790\mu\text{S}/\text{cm}$. Eine negative Auswirkung auf aquatische Gemeinschaften tritt laut Schneider et al. 2003 erst ab einer eLf von $700\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Eine Abweichung von $43,5\mu\text{S}/\text{cm}$ stellt zwar eine Ungenauigkeit dar, jedoch ist diese Größe der Abweichung in Relation zu den Grenzwerten von $700\mu\text{S}/\text{cm}$ für die Sicherheit der Flussflora und Fauna und bei Betrachtung des Trinkwassergrenzwertes von $2790\mu\text{S}/\text{cm}$ als akzeptabel zu betrachten. Vor allem unter der Annahme, dass eine rasante Steigerung der eLf höchstwahrscheinlich auf anthropogen bedingte Faktoren zurückzuschließen ist und dabei die eLf um mehrere hundert $\mu\text{S}/\text{cm}$ ansteigt, ist die Genauigkeit der HOBOS, deren mittlere Abweichung $11,4\mu\text{S}/\text{cm}$ betrug, als durchaus auszureichend einzuschätzen.

Die hohe zeitliche Auflösung der HOBOS konnte durch einen eLf-Peak-Ereignis am 20.06. an der Messstelle Re1 nachgewiesen werden. Im Rahmen von Abflussmessungen mit der Salzverdünnungsmethode wurden in unmittelbarer Nähe oberhalb von Re1 Salzlösung eingespeist. Die Einspeisung erfolgte gegen 11:30 Uhr, vermutlich früher, da die eLf um 11:15 Uhr innerhalb von einer viertel Stunde von $204,6\mu\text{S}/\text{cm}$ auf $309,3\mu\text{S}/\text{cm}$ anstieg und in

der darauffolgenden viertel Stunde wieder auf $203,7\mu\text{S}/\text{cm}$ sank. Dadurch zeigt sich, dass die HOBOS auch in der Lage sind, sensibel auf kurzfristige Änderungen der eLf reagieren und somit fähig sind anthropogene Einträge zu detektieren.

Jedoch ist zu beachten, dass im Rahmen dieser Arbeit keine HOBOS oder Gehäuse einer starken Verschmutzung ausgesetzt war. Bei starker Verschlammung, Verkrautung oder Sedimentablagerung könnte die Genauigkeit stark negativ beeinflusst werden.

6.5 Elektrische Leitfähigkeit und Haptionenkonzentration

Die Referenzmessungen zeigten, dass die HOBOS in der Lage sind, eLf-Werte in einer für den Zweck eines Monitoringnetzes angepassten Auflösung aufzuzeichnen. Weiterführend stellt sich die Frage, wie die unterschiedlichen eLf der neun untersuchten Gewässer entstehen und inwiefern diese Werte natürlich oder anthropogen geprägt sind.

Grundlegend wird die eLf von Fließgewässern durch geogen bedingte Faktoren, vor allem durch Auflösen des Umgebungsgesteins, geprägt (Schneider et al. 2003). Im Zartener Becken finden sich vor allem silikatische Grundgesteine, meist Granite und Gneise. Schneider et al. 2003 gibt für Gewässer mit dieser Art von Ausgangsgestein eine natürliche eLf von unter $300\mu\text{S}/\text{cm}$ an (90-Perzentil). Nur drei Messwerte im Untersuchungsgebiet im Untersuchungszeitraum lagen über dieser Grenze. Insgesamt wurden von den 20 Loggern 53980 eLf-Werte aufgezeichnet. E1 und E2 verzeichneten am 16.06 jeweils eine eLf von $>300\mu\text{S}/\text{cm}$. Dabei trat der maximal Wert bei E1 um 12:15 Uhr auf und bei E2 1:15h später um 13:30 Uhr. Zuvor und nach dem jeweiligen Erreichen des Maximums lagen die Werte der beiden HOBOS jeweils deutlich unter $300\mu\text{S}/\text{cm}$. Dieser rasante Anstieg könnte durch einen anthropogen bedingten Eintrag verursacht worden sein. Die Ursache dieses Anstiegs konnte jedoch nicht geklärt werden.

Bei Re1 im Reichenbach wurde der $300\mu\text{S}/\text{cm}$ Wert am 20.06 um 11:30 Uhr mit einem Wert von $309,3\mu\text{S}/\text{cm}$ überschritten. Dieser Peak konnte direkt auf einen anthropogenen Eintrag zurückgeführt werden, da bestätigt werden konnte, dass eine Bachelorstudentin im Rahmen ihrer Bachelorarbeit mittels Salzverdünnungsmethode Abflussmessungen zu diesem Zeitpunkt in der unmittelbaren Nähe der Messstelle durchführte.

Insgesamt betrachtet kann also festgestellt werden, dass die Summe der gelösten Ionen in den Hauptgewässern des Zartener Beckens den geogen bedingten Konzentrationen entspricht und keine übermäßigen anthropogenen Einflüsse, abgesehen von den zwei zuvor genannten Ereignissen am Eschbach und Reichenbach, im Untersuchungszeitraum festgestellt wurden. Auch die Grenzwerte der untersuchten Haptionen wurden bei keiner der gezogenen Wasserproben überschritten. Des Weiteren spiegeln die Ionenkonzentrationen der untersuchten Wasserproben die Leitfähigkeiten der untersuchten Gewässer wider. Vergleicht man Abbildung 12 mit Abbildung 14 wird dieser Zusammenhang veranschaulicht.

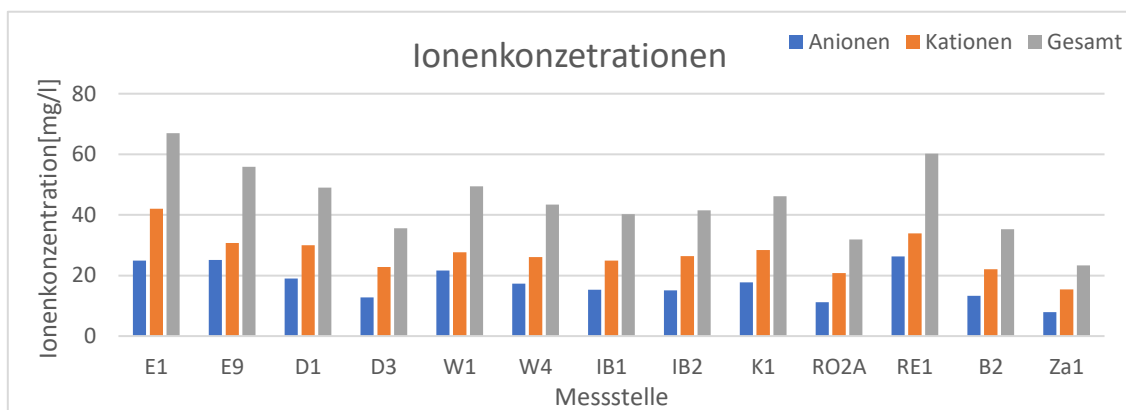


Abbildung 14, Mittelwerte der Anionen-, Kationen und Gesamtionenkonzentration aus den vier Referenzmessungen im wöchentlichen Abstand an den 13 Referenzmessstellen.

Im Folgenden soll auf die unterschiedlichen Leitfähigkeiten der neun untersuchten Gewässer eingegangen werden.

6.5.1 Eschbach

Der Eschbach wies im Mittel die höchsten Leitfähigkeiten im Untersuchungsgebiet auf. Dabei nahm die eLf vom Oberlauf bei E1 hin zu E9 im Unterlauf ab. E1 verzeichnet zudem deutlich höhere Abflussmengen als E9. Auch die Ionenkonzentration nimmt vom Oberlauf hin zum Unterlauf ab und verzeichnete die höchsten Konzentrationen im Untersuchungsgebiet. Betting et al. 2006 gibt als Grund hierfür einerseits die ausgeprägte Acker- und Weidewirtschaft im Bereich des Eschbachs und andererseits die mächtigeren Niederterassenschotter im Norden des Zartener Beckens, welche zu einer stärkeren Mineralisation führen, an.

Zwischen E1 und E9 fließen der Rechtenbach, Attentaler Bach und der Welchentalbach in den Eschbach. E1 und E2 unterscheiden sich auf die eLf bezogen kaum voneinander, trotz Zuflusses des Rechtenbachs vor der Messstelle E2. Die Leitfähigkeit fällt jedoch stark bei E4 nach Zufluss

des Attentaler Bachs in den Eschbach. Da der Attentalerbach ein EZG und ein Durchflussgebiet besitzt, welches sich wie auf Abbildung 3 dargestellt ausschließlich auf Wald- und Grünland befindet, ist anzunehmen, dass der Attentaler Bach einen verdünnenden Effekt auf die Leitfähigkeit des Eschbachs besitzt. Nach Zufluss des Welchentalbachs steigt die eLf wieder auf ein ähnliches Niveau wie bei E1 und E2. Damit könnte der Welchentalbach die eLf im Eschbach erhöhen. Das Ausgangsgestein im Bereich des Welchentalbachs unterscheidet sich jedoch nicht vom übrigen EZG des Eschbachs, daher ist eine derart höhere geogen bedingte Hintergrundmineralisation des Welchentalbachs fragwürdig. E6 liegt auch inmitten von stark landwirtschaftlich genutztem Gebiet. In Anbetracht der erhöhten Natriumwerte bei E9 im Vergleich zu E1 könnten die erhöhten Werte bereits bei E6 eingetragen werden und durch die erhöhten eLf-Werte zum Ausdruck kommen. Dies könnte auf den kumulativen Einfluss der starken landwirtschaftlichen Nutzung entlang des Unterlaufes des Eschbachs zurückzuführen sein. Bei E8 fällt die elektrische Leitfähigkeit erneut ab und behält ein ähnliches Niveau bis E9. Nach dem Welchentalbach gibt es jedoch keinen weiteren Zufluss in den Eschbach, welcher über Verdünnung einen Abfall der eLf erklären könnte. Auch stellt sich die Frage, wo der Eschbach zwischen E8 und E9 eine Wasserzufuhr besitzt, da E8 häufig trockenfiel (vgl. Abbildung 18), E9 jedoch bis auf wenige Stunden durchgängig Wasser führte. Aufgrund der räumlichen Nähe von E9 zur Dreisam kann auch hier die Infiltration von Grundwasser für die konstant geringe Abflussmenge bei E9 als Erklärung in Betracht gezogen werden.

Der Eschbach war das einzige untersuchte Gewässer, welches im Untersuchungszeitraum stellenweise kein Wasser führte.

6.5.2 Dreisam

Die Dreisam liegt mit einer mittleren Leitfähigkeit von etwa $210\mu\text{S}/\text{cm}$ bei D1 und etwa $135\mu\text{S}/\text{cm}$ bei D3 und D3.5 in einem mäßig mineralisierten Bereich der elektrischen Leitfähigkeit. Betrachtet man Abbildung 12 zeigen sich die sehr ähnlichen mittleren Leitfähigkeiten von RO_2A und D1. Dies lässt vermuten, dass der Rotbach diesen Bereich der Dreisam in Bezug auf die eLf stärker prägt als der Wagensteigbach. Im weiteren Verlauf fällt die eLf nach Zufluss des Krummbachs und Zastler deutlich ab. D3 befindet sich jedoch noch vor Zufluss der Brugga, wodurch dieser Abfall der eLf allein auf Zastler und Krummbach zurückzuführen ist. Nachfolgend fließen Brugga und der Reichenbach in die Dreisam. Dadurch sinkt die mittlere eLf bei D3.5 um ca. $5\mu\text{S}/\text{cm}$ im Vergleich zu D3, obwohl an Re1 im Mittel eine eLf von $213,6\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen wurde. Betrachtet man Abbildung 11 wird jedoch klar, dass die Brugga mit deutlich höheren Abflusswerten und einer mittleren eLf von $126,3\mu\text{S}/\text{cm}$ die

Ionenkonzentration im Wasser der Dreisam überprägt. Lange 2007 verdeutlicht diesen Einfluss der Brugga mit einem MQ von $1,522\text{m}^3/\text{s}$ im Vergleich zum MQ der Dreisam von $5,769\text{m}^3/\text{s}$ beim Pegel in Ebnet. In den Sommermonaten wird dieser Einfluss aufgrund des im Vergleich zu den anderen Zuflüssen der Dreisam hohen MNQ der Brugga noch verstärkt.

Die Anionen- und Kationenkonzentrationen der Wasserproben bei D1 und D3 wiesen keine Besonderheiten auf.

6.5.3 Wagensteigbach

Der Wagensteigbach zeichnet sich durch eine sehr konsistente eLf von Ober- bis Unterlauf aus. Die höchste eLf wird im Schnitt im Oberlauf bei W1 gemessen. Dort liegen die eLf-Werte etwa $5\mu\text{S}/\text{cm}$ höher als im Rest des Wagensteigbachs. Auch die Konzentration der Hauptionen liegt bei W1 am höchsten, wobei die Chlorid-Werte sehr hoch ausfallen, wie in Abbildung 10 zu sehen. Entlang des Wagensteigbachs gibt es diverse Zuflüsse. Eine signifikante Beeinflussung der eLf konnte jedoch an keiner der vier Messstellen des Wagensteigbachs festgestellt werden. Betrachtet man Abbildung 3 und Abbildung 4, lassen sich im EZG des Wagensteigbachs hauptsächlich bewaldete Gebiete sowie Grünland feststellen. Das homogene Bild des EZG spiegelt die ähnlichen Leitfähigkeiten der einzelnen Messstellen entlang des Wagensteigbachs wider.

Nicht zu erklären ist ein rasanter Anstieg der eLf bei W4 am 13.06 gegen 13:15 Uhr. Anders als bei Peaks von Abflussmessungen mit Salztracern, bei denen die Logger meistens nur einen beeinflussten Wert aufzeichnen (bedingt durch das 15min Loggerintervall), stieg die eLf hier über einen Zeitraum von 2:45h auf $199\mu\text{S}/\text{cm}$ und nahm dann über einen Zeitraum von 2:30h wieder auf den Normalwert von etwa $149\mu\text{S}/\text{cm}$ ab. Abbildung 15 verdeutlicht diesen langsameren Anstieg der eLf am 13.06 im Vergleich zum einmaligen kurzen Eintrag bei der Salztracereinspeisung am 25.06. Auch gut zu beobachten ist der Verdünnungseffekt von Regenereignissen auf die eLf in Abbildung 15, welches sich gut mit den Niederschlagsdaten in Abbildung 19 im Anhang deckt.

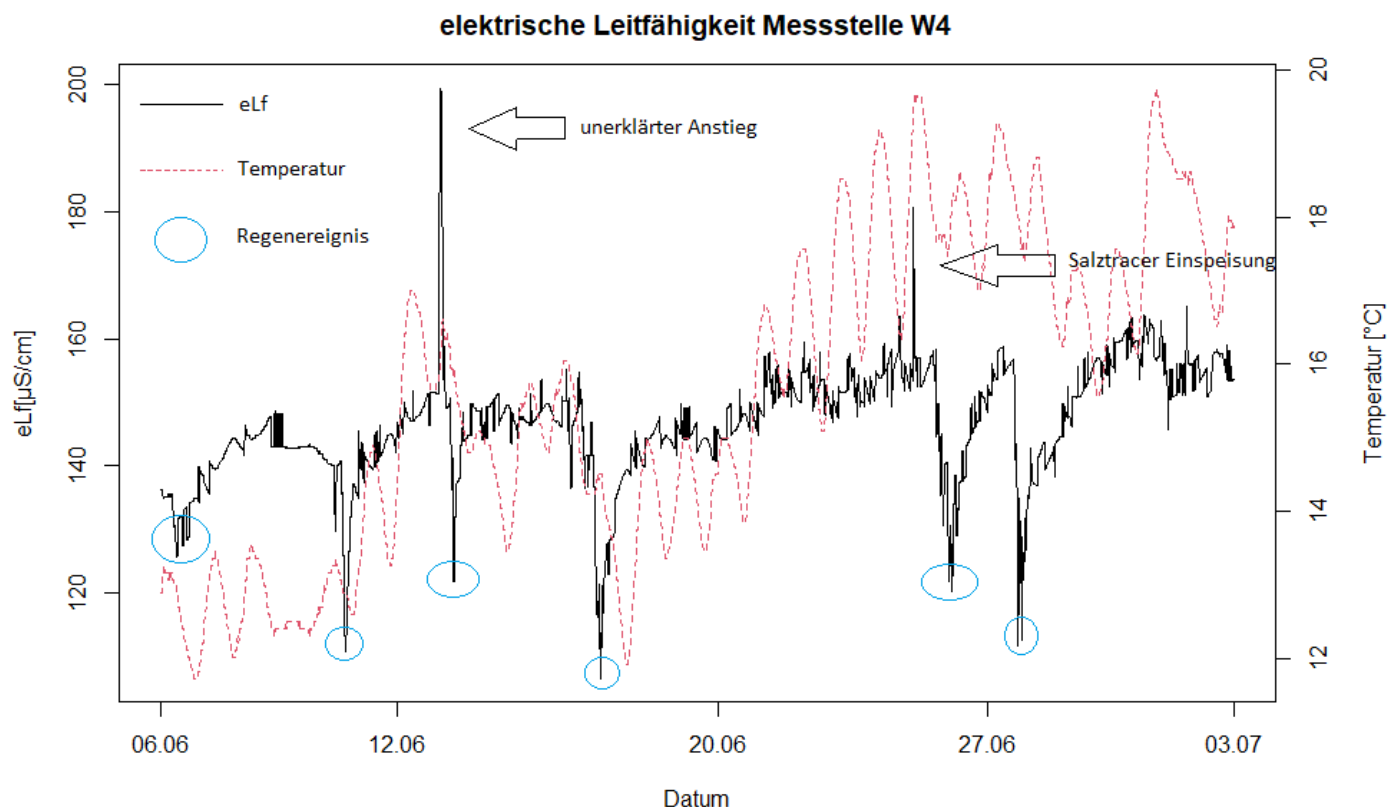


Abbildung 15, berechneten und temperaturkompensierten eLf-Werte der Messstelle W4. Hervorhebung von zwei Peaks der eLf sowie Identifikation von Regenereignissen durch starken Abfall der eLf.

6.5.4 Ibenbach

Der Ibenbach ist im Vergleich zum Untersuchungsgebiet schwach bis mäßig mineralisiert mit einer mittleren eLf von $123,3\mu\text{S}/\text{cm}$ im Oberlauf bei IB1 und einer geringfügig höheren mittleren eLf von $132,6\mu\text{S}/\text{cm}$ im Unterlauf bei IB2. Im EZG finden sich ähnlich wie beim Wagensteigbach fast ausschließlich Wald- und Grünlandflächen ohne intensive Landwirtschaftliche Nutzung. Betrachtet man die Hauptionenanalysen lässt sich eine leicht erhöhte Konzentration von Calcium und Sulfat bei IB2 im Vergleich zu IB1 feststellen, woraus sich die leicht erhöhte mittlere Leitfähigkeit im Unterlauf erklären lässt. Auch beim Ibenbach wurden Abflussmessungen durchgeführt. Bei Betrachtung von Abbildung 12 lassen sich je einen Ausreißer bei IB1 und IB2 feststellen, welche beide auf die durch die Abflussmessung bedingten Salzeinspeisungen zurück zu führen sind. Der Ibenbach zeigt sich auf die eLf bezogen als natürlicher Fluss ohne starke anthropogene Beeinflussung und liegt mit seiner geringen mittleren eLf von etwa $130\mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich unter den maximal $300\mu\text{S}/\text{cm}$ welche nach Betting et al 2006 aufgrund des silikatischen Ausgangsgesteines für den Ibenbach in Frage kommen würden.

6.5.5 Krummbach

Der Krummbach verzeichnet neben dem Zastlerbach, welcher als Oberlauf des Krummbachs angesehen werden kann, die niedrigsten Leitfähigkeiten und Ionenkonzentrationen im Untersuchungsgebiet. Als Grund für den leichten Anstieg der eLf im Krummbach im Vergleich zum Zastlerbach können die landwirtschaftlich genutzten Flächen im Umfeld des Krummbachs genannt werden (siehe Abbildung 3). Zudem durchfließt der Zastlerbach vor der Gabelung in Krummbach und Hagenbach das Siedlungsgebiet der Gemeinde Kirchzarten. Somit liegt die Wahrscheinlichkeit einer anthropogen bedingten Erhöhung der eLf-Werte nahe. Dies wird durch die leicht erhöhten Chloridkonzentrationen bei K1 im Vergleich zu Za1 bestärkt (siehe Abbildung 10). Mit einer mittleren eLf von $102,4\mu\text{S}/\text{cm}$ liegen die Werte aber deutlich unter den Durchschnittswerten im Rest des Untersuchungsgebiets.

6.5.6 Rotbach

Der Rotbach besitzt im Zartener Becken bei RO_2A mit einer mittleren eLf von $173,0\mu\text{S}/\text{cm}$ eine relativ hohe Leitfähigkeit. Abbildung 2 zeigt neben kristallinen Ausgangsgestein auch quartäre Becken- und Moränensedimente im EZG des Rotbachs. Im EZG des Rotbachs findet keine intensive landwirtschaftliche Nutzung statt. Waldgebiete und Grünland prägen das EZG. Daher lässt sich die Leitfähigkeit des Rotbachs vermutlich auf eine erhöhte geogen bedingte Hintergrundkonzentration zurückführen. Starke rasante Anstiege der eLf wurden bei RO_2A nicht festgestellt.

6.5.7 Reichenbach

Der Reichenbach weist im Mittel die zweithöchsten eLf-Wert im Untersuchungsgebiet auf. Im Mittel liegen die eLf-Werte bei Messstelle Re1 bei $213,6\mu\text{S}/\text{cm}$. Anders als der Eschbach, mit einer vergleichbar hohen eLf, liegt der Reichenbach außerhalb landwirtschaftlich genutzter Gebiete. Die Messstelle Re1 lag jedoch inmitten der Gemeinde Kappel. Die hohen Sulfatwerte im Reichenbach unterscheiden sich deutlich vom Rest des Zartener Beckens. Die Konzentration liegt etwa um ein dreifaches höher als in den übrigen untersuchten Bächen. Um einen Einfluss des Siedlungsgebiets auf die eLf des Reichenbachs zu quantisieren, wäre eine zusätzliche Anbringung eines HOBOS im Oberlauf des Reichenbachs sinnvoll. Ein starker Anstieg der eLf auf über $300\mu\text{S}/\text{cm}$ erfolgte am 20.06, welcher als Ausreißer in Abbildung 12 zu sehen ist. Dieser Anstieg lässt sich erneut auf eine der Abflussmessungen und die dadurch bedingte Salzeinspeisung zurückführen.

6.5.8 Brugga

Die Brugga zeichnet sich durch relativ hohe Abflussmengen und eine niedrige eLf aus. Im Mittel liegen die eLf-Werte bei B2 bei $126,3\mu\text{S}/\text{cm}$. Auch hier liegt ähnlich wie beim Reichenbach die Messtelle im Siedlungsgebiet und der Oberlauf und EZG befinden sich Wald- und Grünlandgebieten. Unterschiedlich ist jedoch das Vorkommen von quartären Becken- und Moränensedimenten im EZG der Brugga, welche eine Erklärung für die stark unterschiedlichen Leitfähigkeiten der benachbarten Fließgewässer sein könnten. Betrachtet man die Kationen- und Anionenkonzentrationen unterscheidet sich die Brugga vom Reichenbach durch deutlich niedrigere Sulfat- und Calciumkonzentrationen, was zu einer niedrigeren eLf führt. Auch hier würde sich für das weitere Monitoring eine zusätzliche Messstelle im Oberlauf empfehlen.

6.5.9 Zastlerbach

Der Zastlerbach zeichnet sich durch die geringsten Leitfähigkeiten im Untersuchungsgebiet aus. Mit einer mittleren Leitfähigkeit von $80,5\mu\text{S}/\text{cm}$ ist das Wasser des Zastlerbachs nur sehr schwach mineralisiert. Die geringe Streuung der eLf-Werte, welche auf Abbildung 12 zu sehen ist, lässt auf eine sehr geringe bzw. nicht vorhandenen anthropogene Beeinflussung schließen. Plötzliche Anstiege der eLf wurden nicht festgestellt und der Zastlerbach lässt sich in Anbetracht von eLf und Temperatur als sehr homogen einstufen.

6.6 HOBOS als Validierer

Neben der Fähigkeit eLf-Werte im Gewässer aufzuzeichnen beschrieb Chapin et al 2014 bereits die Möglichkeit mit den Loggerwerten Aussagen über die Wasserführung zu machen. Dadurch kann einerseits das Trockenfallen von Fließgewässern festgestellt werden und andererseits sichergestellt werden ob der Logger Wasser- oder Lufttemperatur misst, da die Elektroden an der Luft bei einem unterbrochenen Stromkreis ein Signal von 0 Lux ausgeben. So ließ sich das Trockenfallen des Eschbachs an den Standorten E4, E8 und E9 feststellen. Vor allem in den Sommermonaten und Wintermonaten kann so das Trockenfallen von Fließgewässern bei einer Einsatzzeit der Logger von über einem Jahr auf einer Auflösung von einer halben Stunde genau detektiert werden. Chapin et. al 2014 beschreibt des Weiteren auch die Möglichkeit mittels der relativen Leitfähigkeit und der Temperatur zwischen Trockenfallen und Einfrieren des Gewässers unterscheiden zu können. Auch Regenereignisse können detektiert werden, da die dadurch bedingt erhöhten Abflussmengen zu einem Verdünnungseffekt führen und die eLf stark abnimmt (siehe Abbildung 15). Somit bieten die HOBOS für das Gewässermonitoring neben der Aufzeichnung von eLf und Temperatur vielfältige Einsatzmöglichkeiten.

7. Schlussfolgerungen

Diese Arbeit befasste sich mit der Planung, Installation und Durchführung eines Messnetzwerkes für die elektrische Leitfähigkeit im Zartener Becken mithilfe von modifizierten Datenloggern. Durch die individuelle Kalibrierung der HOBOS konnten eLf-Werte im Gewässer mit einer guten Genauigkeit bestimmt werden. Dies wurde durch die vorgenommenen Referenzmessungen an den 13 Referenzstandorten bestätigt. Für eine höhere Genauigkeit der Kalibrierung empfiehlt es sich, die Kalibrierung auf die eLf-Werte des Untersuchungsgebietes zu spezialisieren. Vor allem dem unteren Leitfähigkeitsbereich von 0 bis $300\mu\text{S}/\text{cm}$ sollte bei der Gewichtung der Kalibrierung ein größerer Stellenwert zufallen, um den durch die Regressionsanalyse gewonnen Funktionsterm auf dieses Leitfähigkeitsspektrum stärker zu fokussieren.

Die gemessenen Ionenkonzentrationen spiegelten die eLf-Werte der Referenzstandorte wider. Der lineare Zusammenhang zwischen Ionenkonzentration und eLf konnte klar nachgewiesen werden. Die Entnahme von Wasserproben erwies sich als probates Mittel, um Unterschiede der Leitfähigkeiten der unterschiedlichen Fließgewässer zu erklären und sollte bei weiteren Messungen ebenfalls in periodischen Abständen getätigt werden, um die eLf-Werte zu komplementieren.

Die erfassten eLf-Werte im Zartener Becken erwiesen sich als dem Umgebungsgestein angepasst und wiesen auf keine immense anthropogene Beeinflussung hin. Bis auf wenige Ausnahmen konnte alle Peaks in den Ganglinien der einzelnen HOBOS auf anthropogene Stoffeinträge zurückgeführt werden, zumeist Salzeinspeisungen infolge von Abflussmessungen. In drei Einzelfällen überstiegen die eLf-Werte $300\mu\text{S}/\text{cm}$, weit entfernt vom für aquatische Gemeinschaften bedrohlichem Wert von $700\mu\text{S}/\text{cm}$ oder dem Trinkwassergrenzwert von $2790\mu\text{S}/\text{cm}$. Auch die gemessenen Ionenkonzentrationen der Hauptionenanalyse lagen alle unterhalb der amtlichen Grenzwerte. Nach Wasserrahmenrichtlinie befinden sich die Gewässer im Zartener Becken überwiegend in der Güteklasse I bzw. Güteklasse I-II. Diese gewässerchemische Einstufung spiegeln die erhobenen Daten im Untersuchungsgebiet aufgrund der geringen Leitfähigkeitswerte und Ionenkonzentration im Wasser wider. Eine Gewässergüteklassifizierung oder eindeutige Aussagen über die Wasserqualität lassen sich aufgrund der eLf alleine zwar nicht machen, jedoch können unnatürliche Stoffeinträge und eine damit verbundene Verschlechterung der Wasserqualität eindeutig nachgewiesen werden und mithilfe der Datenlogger zeitlich sehr genau

festgehalten werden. Mit einer durchschnittlichen Abweichung von $11,4\mu\text{S}/\text{cm}$ zu den Referenzmessungen zeigten sich die HOBOS als mehr als ausreichend sensibel genug.

Die geringen Abweichungen der HOBOS-Werte zu den Referenzmessungen zeigen zudem, dass die Annahme einer linearen Temperaturkompensation im Bereich von $0\text{-}30^\circ\text{C}$ ausreichend genau ist. Somit kann eine komplexe nichtlineare Temperaturkompensation in diesem Temperaturbereich vermieden werden. Die „händische“ Temperaturkompensation der Loggerwerte ist somit einfach und schnell durchzuführen.

Die Verschmutzung der Elektroden der HOBOS mit verschiedenen Materialien im Labor zeigte eine klare Beeinträchtigung der Messergebnisse. Im Untersuchungszeitraum im Untersuchungsgebiet wurden jedoch keine derartigen Verschmutzungen der HOBOS festgestellt. Eine Anfälligkeit für eine starke potenzielle Beeinträchtigung bleibt jedoch bestehen und lässt sich vor allem bei längerer Einsatzdauer nicht ausschließen. Regelmäßige Kontrollen der Gehäuse sollten bei längerer Verweilzeit der HOBOS im Gelände erfolgen, um eine einwandfreie Datenaufzeichnung zu gewährleisten.

Neben den zuvor genannten Qualitäten der HOBOS können diese außerdem für weitere Einsatzmöglichkeiten genutzt werden. So ließ sich das Trockenfallen einzelner Fließgewässerabschnitte feststellen, die Wassertemperatur kann validiert werden, Regenereignisse können detektiert werden, Verschüttung/Verschmutzung der Sensoren kann über die relative Leitfähigkeit erkannt werden und es kann ebenfalls über die relative Leitfähigkeit erkannt werden, ob das Fließgewässer gefroren ist oder fließt.

Für weitere Installationen von Messnetzwerken empfiehlt es sich diese in den Sommermonaten durchzuführen. Der in diesem Zeitraum niedrigere Wasserstand ermöglicht eine Anbringung der Gehäuse nahe am Flussbett, um bis zum Trockenfallen des Gewässers eine Aufzeichnung von Leitfähigkeitswerten zu gewährleisten. Außerdem ist die Zugänglichkeit der Messstellen erleichtert und die Feldarbeit weniger körperlich belastend.

Insgesamt betrachtet eignen sich die HOBOS als kosteneffektive Möglichkeit für ein räumlich und zeitlich hochauflösendes Messnetzwerk für die elektrische Leitfähigkeit und als probates Mittel zur Überwachung der Wasserqualität.

Literaturverzeichnis

Betting, D., Selz, M., Morhard, A., Kern, F. J., Schrempp, S., (2006). *Nitrathaushalt und Eintragspotentiale der Trinkwassergewinnungsgebiete, Abschlussbericht, badenova AG & Co. KG*

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), (2010). *Die Wasserrahmenrichtlinie, Auf dem Weg zu guten Gewässern – Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland*

Chapin, T. P., Todd, A. S., & Zeigler, M. P. (2014). *Robust, low-cost data loggers for stream temperature, flow intermittency, and relative conductivity monitoring. Water Resources Research, 50(8), 6542-6548.*

Dunham, J., Chandler, G., Rieman, B., Martin, D. (2005). *Measuring Stream Temperature with Digital Data Loggers: A User's Guide*

Fohrer, N. (Hrsg.), Bormann, H., Miegel, K., Casper, M., Bronstert, A., Schuhmann, A., Weiler, M. (2016). *Hydrologie, 1. Auflage, Bern: Haupt*

Hayashi M. (2004). *Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion, Environmental Monitoring and Assessment 96, 121-130*

Koelle, W. (2017), *Wasseranalysen - Richtig Beurteilt: Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, 1517 pp., John Wiley & Sons Incorporated, Newark.*

Lange, J. (2007). *Die Dreisam: Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft., Freiburg: Lavori*

Lin, W. C., Brondum, K., Monroe, C., & Burns, M. (2017). *Multifunctional Water Sensors for pH, ORP, and Conductivity Using Only Microfabricated Platinum Electrodes. Sensors, 17(7), 1655.*

Baden-Württemberg, Regierungspräsidium Freiburg, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (2020), Kartendienst der LGRB, <https://maps.lgrb-bw.de>. Zuletzt abgerufen am 02.08.2020

Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), (2020), Kartendienst der LUBW, <http://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/>. Zuletzt abgerufen am 11.08.2020

Schneider, P., Neitzel, P. L., Schaffrath, M., & Schlumprecht, H. (2002). *Leitbildorientierte physikalisch chemische Gewässerbewertung-Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben des Umweltbundesamtes (FKZ 200 24 226), Chemnitz.*

Stoelzle, M. Blauhut, V. Kohn, I. Weiler, M. Stahl, K. (2018): *Niedrigwasser in Süddeutschland. Analysen, Szenarien und Handlungsempfehlungen, KLIWA-Berichte Heft 23*

Wetterkontor (2019): *Wetterrückblick* Freiburg
<https://www.wetterkontor.de/de/wetter/deutschland/rueckblick.asp?id=60> zuletzt
abgerufen am 19.03.2019

Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit bestätige ich, dass die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der
Angewiesenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Ort, Datum

Unterschrift

Anhang

Abkürzungsverzeichnis

<u>Abkürzung</u>		<u>Einheit</u>
eLf	elektrische Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$
IQA	Interquartilsabstand	
EZG	Einzugsgebiet	km^2
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie	
HOBO	HOBO Pendant Temperatur- und Lichtintensitätsdatenlogger	
MQ	mittlerer Abfluss	m^3/s
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss	m^3/s

Abbildungen

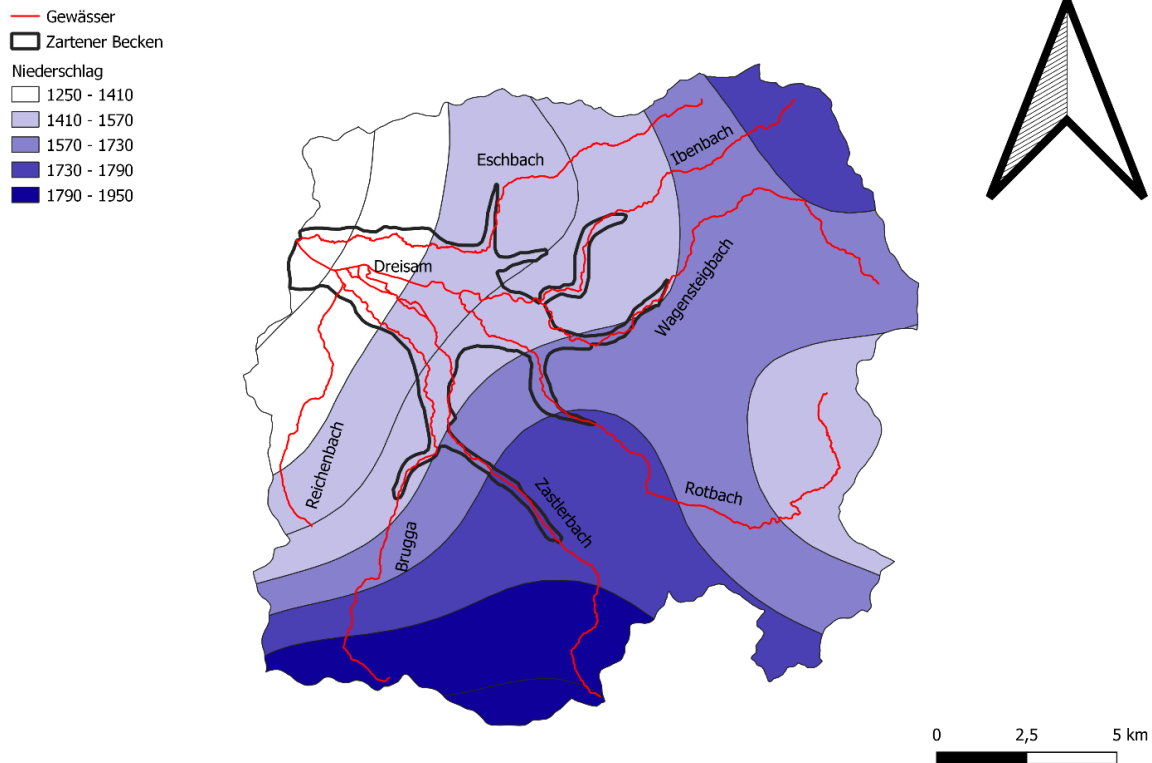


Abbildung 16, jährliche Niederschlagsmengen im Untersuchungsgebiet in mm.

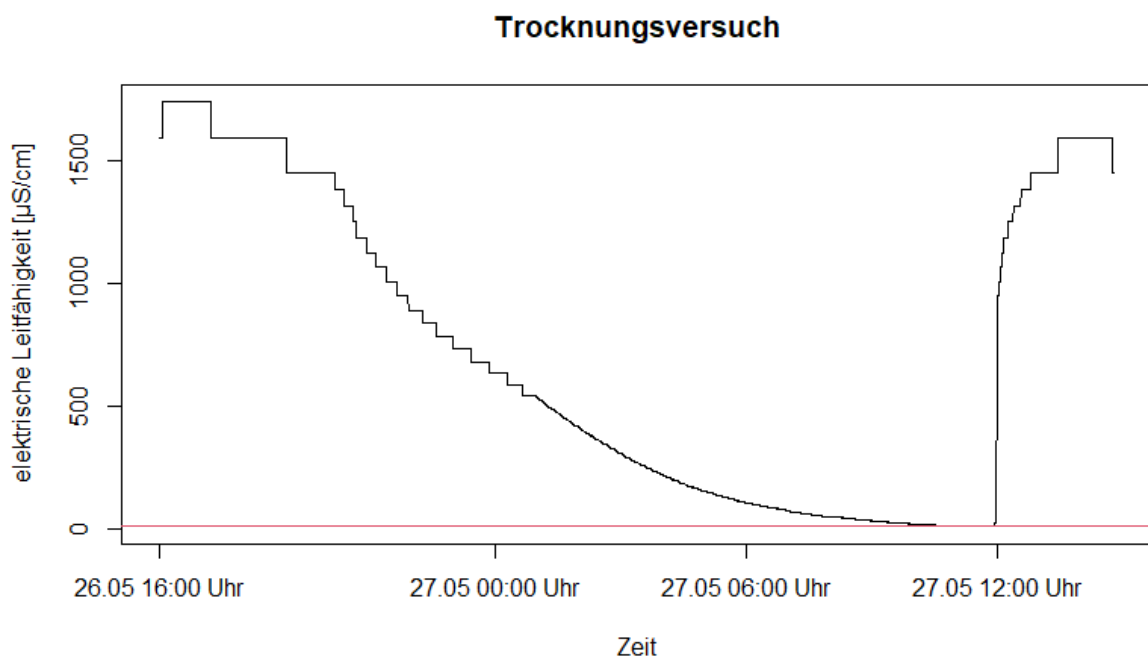


Abbildung 17, eLf-Werte eines mit feuchtem Schluff verschmutzten HOBOS. Trocknung über Nacht. Starker Anstieg bedingt durch Einsetzen des HOBOS in Wasser. Rote eingefügte Linie markiert eine eLf von $12,925\mu\text{S}/\text{cm}$, welche für den HOBOS einem Signal von 0 Lux entspricht.

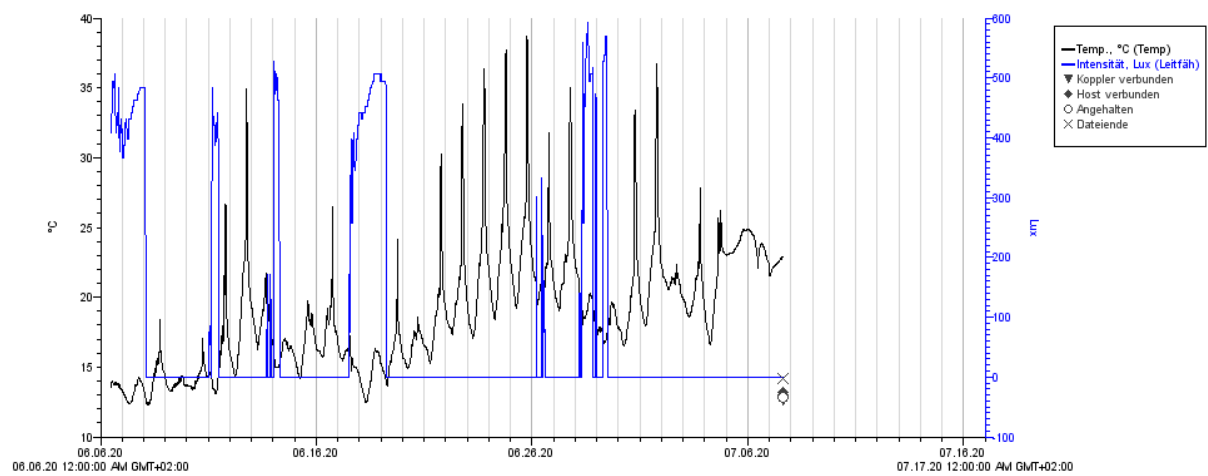
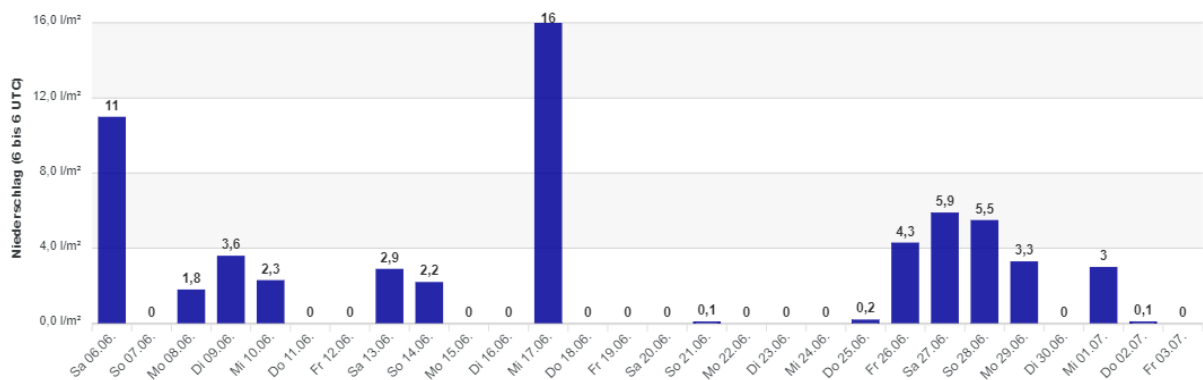


Abbildung 18, Rohdaten des HOBOWARE an Messstelle E8. Erstellt mit HOBOWARE.

Niederschlag Freiburg (06.06.2020 bis 03.07.2020)



(c) Wetterkontor, Datenquelle: DWD

Abbildung 19, Niederschlagswerte im Raum Freiburg im Untersuchungszeitraum (Wetterkontor)

Tabellen

Tabelle 5, Kationenkonzentrationen der Referenzmessstellen aus den jeweils vier Wasserproben pro Messstelle

Messstelle	Natrium	NH4	Kalium	Magnesium	Calcium
E1 12.06	11,37	0,2	2,87	2,91	22,12
E9 12.06	8,85	0,18	1,99	3,26	16,32
D1 12.06	8,38	0,15	1,57	2,31	15,75
D3 14.06	5,4	0,1	1,04	1,91	13,32
W1 12.06	9,32	0,18	2,15	2,28	13,92
W4 12.06	7,45	0,15	1,69	2,32	13,97
IB1 12.06	6,12	0,11	1,56	2,27	14,21
IB2 12.06	6,1	0,11	1,59	2,35	14,85
K1 14.06	3,58	n.a.	0,65	1,65	11,55
RO2A 12.06	8,9	n.a.	1,4	2,33	16,75
RE1 14.06	6,85	0,11	1,14	4,02	21,08
B2 14.06	6,82	0,13	0,88	1,95	12,87
Za1 12.06	2,81	0,06	0,45	1,41	9,78
E1 20.06	11,9	0,2	2,95	3,08	23,66
E9 20.06	8,88	0,2	1,98	3,25	16,3
D1 20.06	7,6	0,13	1,56	2,29	14,58
D3 20.06	5,82	0,1	1,03	1,92	13,62
W1 20.06	8,77	0,15	1,87	2,24	13,52
W4 20.06	7,33	0,14	1,57	2,32	13,61
IB1 20.06	6,15	0,12	1,44	2,3	14,44
IB2 20.06	6,51	0,25	1,82	2,38	14,98
RO2A 20.06	8,12	0,14	1,4	2,18	15,81
K1 20.06	3,64	0,06	0,61	1,66	11,55
RE1 20.06	6,47	n.a.	0,94	3,84	20,39
B2 20.06	6,2	0,13	0,84	1,98	13,02
Za1 20.06	3,01	0,07	0,46	1,44	9,79
E1 27.06	12,93	0,27	3,27	3,16	23,96
E9 27.06	8,72	0,16	2,01	3,15	17,16
D1 27.06	9,75	n.a.	1,71	2,45	17,23
D3 26.06	7	0,2	1,88	1,86	14,69
W1 24.06	9,4	0,17	1,98	2,3	14,36
W4 27.06	7,58	0,17	1,9	2,43	14,67
IB1 24.06	6,19	n.a.	1,29	2,36	14,83
IB2 24.06	6,48	0,42	2,91	2,55	16,09
RO2A 27.06	9,99	n.a.	1,66	2,49	18,24
K1 27.06	3,66	n.a.	0,66	1,69	11,74
RE1 27.06	7,24	n.a.	1,22	4,34	22,35
B2 27.06	5,07	n.a.	0,72	1,78	12,38
Za1 25.06	3,41	n.a.	0,46	1,55	11,1
E1 01.07	12,87	0,19	3,2	3,15	24,09
E9 04.07	8,92	n.a.	2	3,16	16,13
D1 03.07	10,12	n.a.	1,82	2,7	19,52
D3 03.07	5,12	0,11	0,99	1,92	13,28
W1 02.07	9,4	n.a.	1,86	2,29	14,5
W4 03.07	7,67	n.a.	1,77	2,45	14,82
IB1 01.07	6,9	0,13	2,19	2,54	14,58
IB2 01.07	6,51	0,1	1,65	2,44	15,65
RO2 A03.07	12,11	n.a.	2	2,68	18,91
K1 03.07	3,79	0,06	0,62	1,75	12,1
RE1 03.07	7,04	n.a.	1	4,47	22,65
B2 03.07	6,24	n.a.	0,83	2,14	13,82
Za1 03.07	3,17	n.a.	0,44	1,51	10,4

Tabelle 6, Anionenkonzentrationen der Referenzmessstellen aus den jeweils vier Wasserproben pro Messstelle

Messstelle	Chlorid	Nitrit	Bromid	Nitrat	Sulfat
E1 12.06	10,09	n.a.	n.a.	3,21	7,74
E9 12.06	9,96	n.a.	n.a.	8,03	6,49
D1 12.06	8,55	n.a.	n.a.	3,3	5,05
D3 14.06	4,51	n.a.	n.a.	2,5	4,28
W1 12.06	11,33	n.a.	n.a.	3,59	6,1
W4 12.06	7,89	n.a.	n.a.	3,37	5,24
IB1 12.06	5,62	n.a.	n.a.	4,45	4,36
IB2 12.06	5,13	0,08	n.a.	3,68	4,94
K1 14.06	2,3	n.a.	n.a.	1,93	3,87
RO2A 12.06	9,63	n.a.	n.a.	3,53	5,38
RE1 14.06	6,23	n.a.	n.a.	2,45	15,61
B2 14.06	8,45	n.a.	n.a.	2,19	3,08
Za1 12.06	1,82	n.a.	n.a.	1,71	3,61
E1 20.06	11,75	n.a.	n.a.	3,67	8,62
E9 20.06	10,76	n.a.	n.a.	7,85	7,04
D1 20.06	8,22	n.a.	n.a.	3,29	5,44
D3 20.06	5,41	n.a.	n.a.	2,74	4,64
W1 20.06	10,77	n.a.	n.a.	3,57	6,17
W4 20.06	8,04	n.a.	n.a.	3,44	5,53
IB1 20.06	6,23	n.a.	n.a.	4,29	4,66
IB2 20.06	6,08	n.a.	n.a.	3,73	5,2
RO2A 20.06	8,81	n.a.	n.a.	3,34	5,18
K1 20.06	2,4	n.a.	n.a.	2,06	4,04
RE1 20.06	6,03	n.a.	n.a.	2,6	14,86
B2 20.06	7,97	n.a.	n.a.	2,38	3,31
Za1 20.06	2	n.a.	n.a.	1,79	3,89
E1 27.06	13,05	n.a.	n.a.	4,27	9,79
E9 27.06	10,67	n.a.	n.a.	7,5	7,05
D1 27.06	10,71	n.a.	n.a.	3,44	6,08
D3 26.06	7,44	n.a.	n.a.	3,23	4,56
W1 24.06	11,96	n.a.	n.a.	4,14	6,88
W4 27.06	8,59	n.a.	n.a.	3,3	5,79
IB1 24.06	6,1	n.a.	n.a.	4,88	4,91
IB2 24.06	6,22	n.a.	n.a.	4,51	5,52
RO2A 27.06	11,06	n.a.	n.a.	3,42	6,22
K1 27.06	2,39	n.a.	n.a.	1,82	4,16
RE1 27.06	6,85	n.a.	n.a.	2,4	18,82
B2 27.06	6,1	n.a.	n.a.	2,21	3,02
Za1 25.06	2,32	n.a.	n.a.	2	4,47
E1 01.07	13,13	n.a.	n.a.	4,42	9,75
E9 04.07	10,98	n.a.	n.a.	7,1	7,21
D1 03.07	11,2	n.a.	n.a.	4	6,68
D3 03.07	4,46	n.a.	n.a.	2,46	4,78
W1 02.07	11,72	n.a.	n.a.	3,64	6,87
W4 03.07	8,46	n.a.	n.a.	3,82	5,89
IB1 01.07	6,51	n.a.	n.a.	4,44	4,84
IB2 01.07	6,17	n.a.	n.a.	3,78	5,24
RO2A 03.07	13,96	n.a.	n.a.	4,39	6,38
K1 03.07	2,57	n.a.	n.a.	2,15	4,43
RE1 03.07	7,04	n.a.	n.a.	2,62	19,69
B2 03.07	8,18	n.a.	n.a.	2,72	3,58
Za1 03.07	2,16	n.a.	n.a.	1,74	4,28