

Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft

Technische Universität Darmstadt



**Analyse des Einflusses erhöhter Sedimentfrachten auf
Feinsedimentdynamik und Gewässergüte am Beispiel der Prüm**

**Analysis of the influence of increased sediment loads on fine sediment
dynamics and water quality using the example of the river Prüm**

Am Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften
der Technischen Universität Darmstadt angefertigte und
beim Fachgebiet für Wasserbau und Hydraulik vorgelegte

Masterthesis

von

Annika Scheidler

aus Aschaffenburg (Matrikelnummer 2974516)

Referent: Prof. Dr.-Ing. habil. B. Lehmann

Tag der Einreichung: 13.08.2021

Analyse des Einflusses erhöhter Sedimentfrachten auf Feinsedimentdynamik und Gewässergüte am Beispiel der Prüm

Analysis of the influence of increased sediment loads on fine sediment dynamics and water quality using the example of the river Prüm

Annika Scheidler
Matrikelnummer: 2974516
Studiengang: M.Sc. Umweltingenieurwissenschaften
annika.scheidler@gmail.com

Ansprechperson: Tobias Lohrey, M.Sc.
Referent: Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann
Fachgebiet Wasserbau und Hydraulik
Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft
Fachbereich 13: Bau – und Umweltingenieurwissenschaften

Technische Universität Darmstadt
Franziska-Braun-Straße 7
64287 Darmstadt

Veröffentlicht unter CC BY 4.0 International



Master-Arbeit für Frau Annika SCHEIDLER (Matr.-Nr. 2974516)

Analyse des Einflusses erhöhter Sedimentfrachten auf Feinsedimentdynamik und Gewässergüte am Beispiel der Prüm

Analysis of the influence of increased sediment loads on fine sediment dynamics and water quality using the example of the river Prüm

Veranlassung und Thema

Sowohl der Klimawandel als auch anthropogene Aktivitäten wie Abholzung von Vegetation, Flächenversiegelung, Landwirtschaft und Bergbau führen langfristig zu stetig steigenden Sedimentfrachten in Fließgewässern.

Eine Veränderung der Sedimentfrachten kann weitreichende Folgen haben, da insbesondere Feinsedimente elementarer Bestandteil funktionierender natürlicher Habitate und eng mit dem ökologisch bedeutsamen Kohlenstoffkreislauf verbunden sind. Zudem verschärft sich das Problem der Stauraumverlandung, welche ebenfalls hauptsächlich auf Feinsedimente zurückzuführen ist. Aktuelle Prognosen legen nahe, dass jährlich trotz Ausbau der Kapazitäten effektiv Stauraumvolumen verloren geht. Durch die Verlandung werden den Gewässern in großem Umfang Sedimente entnommen, sodass sich klimawandel- und anthropogen bedingt erhöhte Sedimentfrachten einer massiven Speicherung in Stauhaltungen gegenüberstehen.

In Fließgewässern kann sich sowohl ein Mangel als auch Überschuss insbesondere von Feinsedimenten nachteilig auf die Gewässergüte auswirken. Im Zuge der Thesis sollen daher Abfluss- und Trübungsdaten sowie die chemischen Parameter von Prüm und Enz auf Veränderungen von Feinsedimentdynamik und Gewässergüte untersucht werden. Hierfür stehen Messdaten von gewässerkundlichen Pegeln und Messstellen für chemische Parameter an Prüm und Enz an jeweils drei Standorten über den Zeitraum von 2000 bis 2019 zur Verfügung. Pegel und chemische Messstellen der Prüm schließen dabei jeweils einen Abschnitt oberhalb bzw. unterhalb des von der Prüm durchflossenen Stausees Bitburg ein, sodass auch die Möglichkeit zur Untersuchung der Auswirkungen von Stauhaltungen auf das nachfolgende Gewässer gegeben ist. Die Daten der in die Prüm mündenden Enz können vergleichsweise für von Stauhaltungen unbeeinflusste Gewässer herangezogen werden.

Aufgabenstellung

Zunächst ist im Zuge der Thesis die ökologische Bedeutung von Feinsedimenten in Fließgewässern zu recherchieren und darzustellen. Hierbei soll ebenfalls der Einfluss erhöhten Sedimenteintrags in Fließgewässer, als auch die entgegengesetzt wirkende Problematik der Stauraumverlandung Berücksichtigung finden. Anschließend sollen die an drei Standorten aufgezeichneten Trübungsmesswerte von Prüm und Enz aus den Jahren 2000 bis 2019 auf langfristige Veränderungen untersucht werden. Die Trübungswerte können dabei als Indikator zur Entwicklung von Feinsedimentfrachten betrachtet werden. Für die Analyse sind die aufgezeichneten Trübungswerte mit den jeweils vorherrschenden Abflussbedingungen in Beziehung zu setzen, sowie natürliche jahreszeitliche Schwankungen zu berücksichtigen. Daraufhin soll die langfristige Entwicklung der Gewässergüte anhand der Auswertung der vorliegenden chemischen Parameter untersucht und anhand der zuvor dargestellten Entwicklung der Trübungswerte interpretiert werden.

Abschließend ist auf Basis der erarbeiteten Ergebnisse zu diskutieren, inwieweit zeitliche und räumliche Auflösung sowie Art und Anzahl der erhobenen Parameter der Messkampagne zur Untersuchung von Feinsedimentdynamik und Gewässergüte geeignet sind. Sofern sich die Messkampagne als unzureichend herausstellt, sind Empfehlungen für zukünftige Kampagnen zu erarbeiten, um die Aussagekraft zu steigern.

Im Rahmen der Master-Thesis sind mindestens die nachfolgenden Arbeitspakete zu bearbeiten:

- Recherche und Erläuterung der ökologischen Bedeutung von Feinsedimenten in Fließgewässern, unter Beachtung des Einflusses von steigenden Sedimenteinträgen sowie der Problematik der Stauraumverlandung
- Untersuchung der vorliegenden Trübungsdaten der Prüm und Enz auf langfristige Veränderungen. Für die Analyse sind die aufgezeichneten Trübungswerte mit den jeweils vorherrschenden Abflussbedingungen in Beziehung zu setzen, sowie natürliche jahreszeitliche Schwankungen zu berücksichtigen.
- Analyse der langfristigen Entwicklung der Gewässergüte durch Auswertung der chemischen Parameter und Interpretation anhand der zuvor dargestellten Entwicklung der Trübungsdaten
- Diskussion der Tauglichkeit der Messkampagne in Bezug auf deren Aussagekraft hinsichtlich der langfristigen Entwicklung von Feinsedimentdynamik und Gewässergüte. Sofern sich die Messkampagne als unzureichend herausstellt, sind Empfehlungen für zukünftige Kampagnen zu erarbeiten, um die Aussagekraft zu steigern

Modalitäten

Grundsätzlich gelten die Bestimmungen zu Abschlussarbeiten in der Allgemeinen Prüfungsordnung der TU Darmstadt und in der Studienordnung des Fachbereiches 13. Diese Bestimmungen beziehen sich u.a. auf die Aspekte

- Betreuung und Bewertung von Abschlussarbeiten und
- besondere Regelungen bei externen Arbeiten

Der Kandidat hat dafür selbstständig Sorge zu tragen, dass diese Bestimmungen eingehalten werden. Darüber hinaus gelten folgende Randbedingungen:

Referent	Prof. Boris Lehmann FG Wasserbau und Hydraulik Lehmann@wb.tu-darmstadt.de	Empfohlene Kenntnisse	- Hydrometrie - Gewässerökologie
Ansprechpersonen	Tobias Lohrey, M.Sc. FG Wasserbau und Hydraulik t.lohrey@wb.tu-darmstadt.de		
Bearbeitungszeitraum	Auslösung nach Vereinbarung, Leistungszeitraum 6 Monate	Arbeitsbedingungen	Heimarbeit, ggf. Ortsbegehung

Darmstadt, 05.02.2021



Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann

Kurzfassung

Die Sedimentfracht hat eine Schlüsselposition im Verständnis von Gewässern, da sie die hydromorphologische Ausprägung und alle trophischen Ebenen des Ökosystems beeinflusst. Durch klimatische Veränderungen und menschliche Eingriffe variiert die Feinsedimentdynamik räumlich und zeitlich. Eine Erhöhung des Sedimenteintrags bei gleichzeitig steigendem Rückhalt in Stauseen führt zu einer rückläufigen globalen Schwebstofffracht zur Küste. Eine Analyse der Feinsedimente ist erforderlich, um die regionalen Unterschiede und Folgen der geänderten Dynamik zu identifizieren. Diese Arbeit analysiert beispielhaft den Fluss Prüm mit dem Bitburger Stausee und dessen Nebenfluss Enz in Rheinland-Pfalz. Anhand von Trübungsdaten werden Schwebstoffe hinsichtlich langfristiger Trends und Beziehungen zu Abfluss und chemischen Parametern untersucht. Die mittlere Trübung reduziert sich im Zeitraum von 2001 bis 2019 um 0,14 – 0,26 TE/F bzw. 1 – 3 % pro Jahr. Ein direkter Einfluss des Stausees ist aufgrund der räumlichen Verteilung der Messstationen nicht erkennbar. Zwischen Trübung und Abfluss wird ein exponentieller Zusammenhang nachgewiesen. Ebenfalls unterscheidet sich der Trend der Trübung je nach vorherrschendem Abfluss. Des Weiteren korreliert die Trübung signifikant mit den Gewässergüteparametern BSB5, TOC, Phosphor und Ammonium sowie den (Schwer-)Metallen Al, Fe, Mn und Pb. Somit beeinflusst die Feinsedimentdynamik sowohl das organische Material als auch die Nährstoff- und Schadstoffmenge im Gewässer und ist integraler Bestandteil zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands. Deshalb ist ein umfassendes Monitoring der Feinsedimente unerlässlich.

Abstract

Sediment load has a key position in the understanding of water bodies as it affects the hydromorphological shape and all trophic levels of the ecosystem. Due to climatic changes and human activities, fine sediment dynamics vary spatially and temporally. An increase in sediment input and contemporary increasing retention in reservoirs lead to a declining global suspended sediment load to the coast. An analysis of fine sediments is necessary to identify the regional differences and the impact of an altered dynamic. This thesis analyses exemplarily the river Prüm with the Bitburg Reservoir and its tributary Enz in Rhineland-Palatinate. Based on turbidity measuring data the suspended sediment is examined regarding its long-term trend and relation to discharge and chemical parameters. The average turbidity decreases by 0.14 – 0.26 TE/F or 1 – 3 % per year from 2001 to 2019. A direct impact of the reservoir is indistinguishable because of the spatial distribution of the measuring stations. Between turbidity and discharge an exponential relation is proved. Turbidity also differs depending on the prevalent discharge. Furthermore, turbidity correlates significantly with both water quality parameters BOD, TOC, phosphorus and ammonium and the (heavy) metals Al, Fe, Mn and Pb. Hence fine sediment dynamics affect the organic matter as well as the nutrient and pollutant level and is an integral component to achieve a good ecological status. Therefore, a comprehensive monitoring of fine sediments is essential.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Bedeutung von Feinsedimenten und deren Dynamik in Fließgewässern	2
2.1	Sedimentfracht und Feinsedimente: Definitionen und Entwicklungen	2
2.2	Einflussfaktoren auf die Feinsedimentdynamik	5
2.2.1	Kategorisierung von Einflussfaktoren	5
2.2.2	Klima und Klimawandel	7
2.2.3	Menschliche Aktivitäten	9
2.3	Folgen veränderter Feinsedimentdynamik	11
2.3.1	Hydromorphologische Auswirkungen	11
2.3.2	Ökologische Auswirkungen	13
3	Das Untersuchungsgebiet: Prüm und Enz	16
3.1	Lage und Einzugsgebiet	16
3.2	Landschaft und anthropogene Nutzungen	17
3.3	Klimatische Bedingungen und Entwicklungen	19
3.4	Fließgewässereigenschaften und Zustand nach WRRL	19
4	Methodik und Daten	22
4.1	Messstandorte und Daten	22
4.2	Analysemethoden für Feinsedimente und Abfluss	23
4.3	Auswahl und Analyse der Gewässergüteparameter	24
5	Feinsedimente und Abfluss	27
5.1	Analyse der Feinsedimente	27
5.2	Auswertung der Abflussdaten	30
5.3	Jahreszeitliche Betrachtung	34
5.4	Beziehung zwischen Trübung und Abfluss	37
6	Feinsedimente und Gewässergüte	41
6.1	Bewertung und Entwicklung der Gewässergüte	41
6.1.1	Allgemein physikalisch-chemische Grundparameter	41
6.1.2	(Schwer-)Metalle	43
6.2	Beziehung zwischen Gewässergüte und Feinsedimenten.....	44
7	Bewertung der Analysedaten und der Ergebnisse	49
7.1	Stärken der Analyse.....	49
7.2	Grenzen der Analyse	50
7.3	Empfehlungen für Verbesserungen und Erweiterungen für die Zukunft	52
8	Zusammenfassung, Empfehlung und Ausblick	53
	Literaturverzeichnis	55
	Anhangsverzeichnis	58

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Vertikale Verteilung der Sedimentfrachten	3
Abbildung 2:	Prozesse der Feinsedimentdynamik	3
Abbildung 3:	Einflussfaktoren auf die Sedimentdynamik	6
Abbildung 4:	Beziehung zwischen abflusswirksamem Niederschlag und Sedimentfracht.....	8
Abbildung 5:	Folgen veränderter Sedimentfrachten auf Morphologie und Ökologie .	11
Abbildung 6:	Wirkungen eines veränderten Sedimenteintrags auf die Ökologie	14
Abbildung 7:	Topografische Karte des Untersuchungsgebietes	16
Abbildung 8:	Einzugsgebiete nach WRRL und Messstationen des Untersuchungsgebietes.....	17
Abbildung 9:	Verteilung der Flächennutzungen der Einzugsgebiete	18
Abbildung 10:	Gewässeransichten	20
Abbildung 11:	Substrate der Prüm	20
Abbildung 12:	Stausee Bitburg	21
Abbildung 13:	Verteilung der Häufigkeit der Trübungsmesswerte	27
Abbildung 14:	Korrelations- und Regressionsanalyse zwischen Trübung und AFS.....	28
Abbildung 15:	Zeitreihe der Trübungsdaten an den Messstationen EH, IR, EM.....	29
Abbildung 16:	Zeitreihe der Pegelgangline an der Messstation IR.....	31
Abbildung 17:	Gleitende Jahresmittel von Q_P vor (EH) und nach (WI) dem Bitburger Stausee.	32
Abbildung 18:	Korrelation von Q_P und Q_G an den Messstationen.	32
Abbildung 19:	Zeitreihe von Q_P und Q_G an der Messstation IR.....	33
Abbildung 20:	Verlauf der Trübung getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahr.	34
Abbildung 21:	Verlauf von Q_P getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahr	35
Abbildung 22:	Verlauf der Trübung nach Monaten und Jahresperioden.	36
Abbildung 23:	Mittlere Jahresverläufe nach Monaten von Trübung und Q_P	37
Abbildung 24:	Korrelationsanalyse zwischen Q_G und Trübung bei IR.....	38
Abbildung 25:	Doppelsummenanalyse zwischen den Q_G -Messwerten und den Trübungsmesswerten.	40
Abbildung 26:	Auszug aus der Korrelationsanalyse der Gewässergüteparameter von IR.	46
Abbildung 27:	Scheinkorrelation von A_s durch ein Starkregenereignis bei IR	48
Abbildung 28:	Doppelsummenanalyse zwischen den Jahresmittelwerten der Trübung und Q_P bei IR.	51

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Einteilung der Sedimentfracht	2
Tabelle 2:	Moderne Schwebstofffracht zur Küste und Rückhalt in Vergleich zu vor-menschlichen Bedingungen.....	4
Tabelle 3:	Menschliche Eingriffe mit Einfluss auf die Sedimentdynamik	10
Tabelle 4:	Morphologische Auswirkungen von Staudämmen	12
Tabelle 5:	Ausgewählte Parameter und Analysezeitraum.....	22
Tabelle 6:	Anforderungen an chemische Parameter für die Bewertung des ökologischen Zustands nach OGewV.....	25
Tabelle 7:	Grenz- und Richtwerte für (Schwer-)Metallgehalte	26
Tabelle 8:	Statistische Werte der Trübung nach Messstationen.....	27
Tabelle 9:	Hauptwerte der Pegel nach Messstationen	30
Tabelle 10:	Bestimmtheitsmaße der Regressionsfunktionen zwischen Trübung und Q_G	38
Tabelle 11:	Ergebnisse der Trendanalyse der Trübung nach Abflussklassen	39
Tabelle 12:	Entwicklung der Gewässergüte bei EH	41
Tabelle 13:	Entwicklung der Gewässergüte bei IR	42
Tabelle 14:	Entwicklung der Gewässergüte bei EM.....	43
Tabelle 15:	Jahresmittelwerte der (Schwer-)Metalle.	44
Tabelle 16:	Ergebnisse der Korrelation zwischen Güteparametern und Trübung.....	45
Tabelle 17:	Ergebnisse der Korrelation zwischen (Schwer-)Metallen und Trübung im Vergleich zum Anteil des Stoffes im Sediment.....	47
Tabelle 18:	Mittelwerte von Q_P und Q_G im Untersuchungszeitraum der Trübung	50

Abkürzungsverzeichnis

AFS	<u>a</u> bfiltrierbare <u>S</u> toffe
Ag	Silber
Al	<u>A</u> luminium
As	<u>A</u> rsen
Ba	<u>B</u> arium
BG	<u>B</u> estimmungsgrenze
BSB5	<u>b</u> iochemischer <u>S</u> auerstoff <u>b</u> edarf in <u>5</u> Tagen
Cd	<u>C</u> admium
Cl	<u>C</u> hlorid
Co	<u>C</u> obalt
Cr	<u>C</u> hrom
Cu	Kupfer
EH	Messstandort <u>E</u> chters <u>h</u> ausen mit Pegel Echtershausen
EM	Messstandort <u>E</u> nz <u>M</u> ündung mit Pegel Sinspelt
EW	<u>E</u> inwohner <u>w</u> ert
Fe	Eisen
Ges-P	<u>G</u> esamt <u>p</u> hosphor
HQ	Hochwasserabfluss
IR	Messstandort <u>I</u> rrel mit Pegel Prümzurlay
K	Transport <u>k</u> apazität
k. A.	<u>k</u> eine <u>A</u> ngabe
MAX	<u>M</u> aximum
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluss
MIN	<u>M</u> inimum
Mn	<u>M</u> angan
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss
Mo	<u>M</u> olybdän
MQ	mittlerer Abfluss
MW	<u>M</u> ittel <u>w</u> ert
n	Anzahl

NH ₄ ⁺ -N	Ammonium-Stickstoff
Ni	<u>N</u> ickel
NO ₂ ⁻ -N	Nitrit-Stickstoff
NQ	Niedrigwasserabfluss
O ₂	Sauerstoffgehalt
OGewV	<u>O</u> berflächengewäss <u>e</u> r <u>o</u> rdnung
o-P	<u>o</u> rtho- <u>P</u> hosphat
p	p-Wert
Pb	Blei
pH	<u>p</u> H-Wert
Q _G	Abfluss an Gütemessstelle
Q _P	Abfluss am Pegel
R ²	Bestimmtheitsmaß
S	<u>S</u> edimentfracht
Se	<u>S</u> elen
Sed	<u>S</u> ediment
Sig.	<u>S</u> ignifikanz
SO ₄ ²⁻	Sulfat
T	<u>T</u> emperatur
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (engl. <u>t</u> otal <u>o</u> rganic <u>c</u> arbon)
U	<u>U</u> ran
WI	Pegel <u>W</u> iersdorf
WRRL	<u>W</u> asserrahmenricht <u>l</u> inie
Zn	<u>Z</u> ink

Symbolverzeichnis

\bar{c}_s	mittlere jährliche Schwebstoffkonzentration	[mg/L]
d_{50}	mittlerer Korndurchmesser	[mm]
f_0	Abtastfrequenz	[Hz]
f_{\max}	maximale Frequenz der Messgröße	[Hz]
I	Sohlgefälle	[‰]
Q	Durchfluss	[m ³ /s]
\overline{Q}_P	mittlerer jährlicher Durchfluss am Pegel	[m ³ /s]
Q_s	Sedimentfracht	[t/a]
\bar{S}	mittlere jährliche Schwebstofffracht	[t/a]

1 Einleitung

„It’s sedimentary, my dear Mr. Watson!“ – so beschreiben Wissenschaftler wie Gordon et al. (2004) humorvoll die Analyse von Sedimenten in Gewässern. Doch dieser Satz ist nicht nur ein Tribut an Sherlock Holmes, sondern er beschreibt die elementare Schlüsselrolle des Sedimenthaushalts für das Verständnis von Gewässerökosystemen.

Zusammen mit der Hydraulik und Hydrologie sowie der Ökologie ist die Sedimentdynamik eine wichtige Einflussgröße für die Beschaffenheit eines Gewässers. Vielfältige Faktoren wie klimatische Änderungen oder anthropogene Eingriffe steuern die Sedimente, sodass es insbesondere in den letzten Jahrzehnten zu Veränderungen in der Dynamik gegenüber der vormenschlichen Zeit gekommen ist. So stehen erhöhte Sedimentfrachten durch Landnutzungsänderungen und Klimawandel dem Rückhalt von Sedimenten in den Stauseen der Welt gegenüber. Sowohl eine Erhöhung als auch eine Reduzierung von Sedimentfrachten können weitreichende Auswirkungen auf die Ökologie und Gewässergüte haben. Deswegen ist es essenziell, die Veränderungen zu identifizieren und mögliche Einflüsse abzuschätzen, um negativen Folgen entgegenzutreten.

In dieser Arbeit werden die langfristigen Veränderungen der Feinsedimente anhand von Trübungs- und Abflussdaten in den Flüssen Prüm und Enz in Rheinland-Pfalz untersucht. Ziel ist es, den zeitlichen Trend der Trübung zu charakterisieren und mit der allgemeinen globalen Entwicklung zu vergleichen. Die Prüm fließt durch den Bitburger Stausee, während ihr Nebenfluss Enz davon unbeeinflusst ist, sodass dadurch die besondere Problematik des Sedimentrückhalts analysierbar ist. Ebenfalls soll anhand von chemischen Daten der Einfluss der Feinsedimente auf die Gewässergüte identifiziert werden.

Folgende Fragen werden beantwortet:

- Wie entwickeln sich die Schwebstoffe im Mittel über die Zeit? Gibt es Unterschiede im Untersuchungsgebiet bzw. Auswirkungen des Stausees?
- Können jahreszeitliche Schwankungen und Charakteristika identifiziert werden?
- Wie verändern sich die Abflussbedingungen und wie stehen sie mit der Trübung in Beziehung?
- Wie ist die langfristige Entwicklung der chemischen Gewässergüte?
- Inwieweit beeinflussen Feinsedimente die Gewässergüte? Welche Parameter reagieren besonders sensitiv auf die Trübung?

Nach dieser Einführung wird im zweiten Kapitel zunächst allgemein die Bedeutung der Feinsedimente für das Gewässersystem beschrieben. Dabei werden sowohl die Faktoren aufgezeigt, die die Sedimentdynamik beeinflussen, als auch diejenigen, die von den Sedimenten beeinflusst werden. Besondere Schwerpunkte liegen auf den klimatischen und anthropogenen Einflüssen und den Auswirkungen einer veränderten Dynamik auf die Ökologie. Im dritten Kapitel wird das Untersuchungsgebiet eingegrenzt und wichtige Charakteristika für die Analyse beschrieben. Darauf folgt die Erläuterung der Datenbasis und der angewendeten Analysemethoden. In Kapitel 5 und 6 werden die Ergebnisse der Arbeit hinsichtlich der Feinsedimente, Abfluss und Gewässergüte sowie deren gegenseitige Beziehung dargestellt. In Kapitel 7 wird die Analyse und die Messkampagne kritisch bewertet. Schließlich werden die Ergebnisse im letzten Kapitel zusammengefasst und ein Ausblick auf zukünftige Forschungen gegeben.

2 Bedeutung von Feinsedimenten und deren Dynamik in Fließgewässern

Um Sedimentfrachten und insbesondere die Feinsedimentdynamik zu analysieren, muss deren Bedeutung und Einflussbereich im fluvialen Gewässersystem berücksichtigt werden. Nur so können Veränderungen in einen größeren Zusammenhang gesetzt und mögliche Auswirkungen diskutiert werden. Deswegen wird zunächst auf die Einteilung von Sedimentfrachten und deren allgemeine Entwicklung eingegangen. Anschließend werden verschiedene Veränderungen sowie deren Ursachen und Folgen für das Gewässer beschrieben.

2.1 Sedimentfracht und Feinsedimente: Definitionen und Entwicklungen

In einem Fließgewässer wird nicht nur Wasser transportiert, sondern auch weitere Wasserinhaltsstoffe, die aus „gelösten und ungelösten organischen und anorganischen Stoffe[n]“ (DIN 4049-2, S. 4) bestehen. Zu den transportierten Feststoffen gehören nach DIN 4049-3, S. 47 Schwimmstoffe, Sinkstoffe, Geschiebe und Schwebstoffe, wobei letztere beiden die Sedimentfracht bilden.

Man kann die Sedimentfracht entweder nach Art der Quelle oder nach Art des Transportes unterteilen (Tabelle 1). Allerdings sind die Übergänge häufig fließend, da Material der gleichen Korngröße je nach Abfluss, Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Gefälle unterschiedlich transportiert werden kann (Patt und Gonsowski, S. 59).

Tabelle 1: Einteilung der Sedimentfracht (Allan und Castillo 2007, S. 45; Naumann et al. 2003, S. 9; Schemmer 1995, S. 3).

Korngröße [mm]	Frachtart		
	Nach Transportart	Nach Quelle	Gesamt
Ton/Schluff < 0,063	Schwebstofffracht suspended load	Spülfracht wash load	Gesamt- sedimentfracht total sediment load
Sand 0,063 – 2		Bettmaterial bed material load	
Kies 2 – 63	Geschiebefracht bed load		
Steine > 63			

Geschiebe bezeichnet den Transport an der Sohle, bei dem das Sediment rollt, gleitet oder springt (Charlton 2007, S. 53). Es besteht aus dem vorhandenen Bettmaterial im Fluss mit Korngrößen $> 0,625$ mm (Allan und Castillo 2007, S. 44). Schwebstoffe hingegen werden durch Auftrieb und Turbulenz in der Wassersäule in Suspension gehalten (Ahnert 2009, S. 150). Die Schwebstofffracht besteht sowohl aus kurzzeitig suspendiertem Bettmaterial als auch aus

der Spülfracht, die eingetragenes Feinmaterial von Korngrößen $\leq 0,625$ mm umfasst (Charlton 2007, S. 53). Feinsedimente sind nach Juez et al. (2017, S. 1) Partikel mit Korndurchmesser < 2 mm und folglich Tone, Schluffe und Sande. Sie werden als Schwebstofffracht in Suspension transportiert.

Der Transport von Schwebstoffen unterscheidet sich stark vom Geschiebe sowohl in Transportart und vertikalem Verteilungsmuster als auch in Transportmenge und -distanz. Abbildung 1 zeigt die schematische Darstellung der vertikalen Verteilung der Sedimentfrachten. Während die Spülfracht gleichmäßig über die gesamte Gewässertiefe transportiert wird, nimmt das suspendierte Bettmaterial und dadurch auch die gesamte Schwebstoffkonzentration mit der Tiefe zu. Das Geschiebe wird ausschließlich in unmittelbarer Bodennähe bewegt.

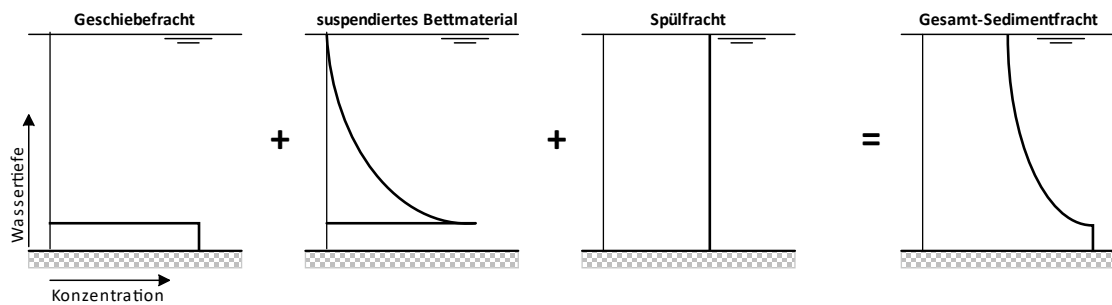


Abbildung 1: Vertikale Verteilung der Sedimentfrachten (Gordon et al. 2004, S. 172).

Des Weiteren können Feinsedimente über weite Distanzen im Fluss transportiert werden, wohingegen sich das Geschiebe stärker lokal mit geringeren Transportdistanzen bewegt (Charlton 2007, S. 6). Bei Hochwasserereignissen steigt die Geschiebefracht stark an und ist ein wichtiger Faktor bei der Bildung der Gewässerbettform (Allan und Castillo 2007, S. 46). Quantitativ haben jedoch Schwebstoffe einen deutlich größeren Anteil an der Gesamtsedimentfracht als das Geschiebe, in Stauseen sogar den Hauptanteil (Gordon et al. 2004, S. 172; Juez et al. 2017, S. 2). Deswegen betrachtet diese Arbeit nur die Schwebstofffracht und die daraus folgende Feinsedimentdynamik.

Insgesamt besteht die (Fein-)Sedimentdynamik aus drei Prozessen, die in verschiedenen zeitlichen und räumlichen Skalen auftreten und sich gegenseitig beeinflussen (Abbildung 2) (Weber et al. 2017, S. 1).

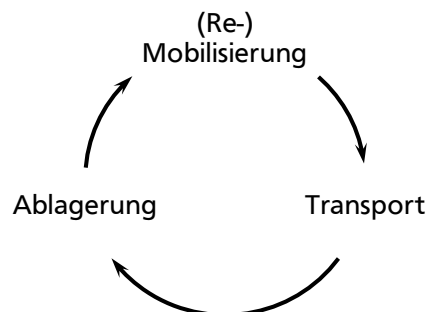


Abbildung 2: Prozesse der Feinsedimentdynamik (nach Weber et al. 2017, S. 1).

Zunächst werden die Feinsedimente mobilisiert bzw. in das Gewässer eingetragen. Sie können dem Gewässer entweder flächig (z.B. durch Bodenerosion), linear (z.B. durch Mobilisierung im Gewässerbett) oder aus punktförmigen Quellen zugeführt werden (Habersack et al. 2017, S. 8).

Allerdings ist eine genaue Zuordnung der Schwebstoffe zu ihren Quellen anhand der Schwebstoffeigenschaften im Nachhinein oft nicht möglich (Habersack et al. 2017, S. 8). Nach der Mobilisierung erfolgt der Transport als Schwebstofffracht. Je nach Fließbedingungen werden die Feinsedimente bis zur Küste transportiert oder vorher an Ufer, Sohle, Vorland und Aue abgelagert. Ändern sich die Bedingungen, so kann eine Remobilisierung bereits abgelagerter Sedimente und ein erneuter Transport erfolgen, sodass ein geschlossener dynamischer Kreislauf entsteht. Somit ist die Schwebstofffracht eine wichtige Größe, um die Dynamik des Transports von Feinsedimenten in Fließgewässern abzubilden.

Die Entwicklung der Schwebstofffracht im Vergleich zur vormenschlichen Zeit zeigt, dass sich der Eintrag von Sediment durch Bodenerosion in das Gewässer global um $2,3 \pm 0,6$ Mrd. t/a erhöht hat. Dagegen hat sich die globale Gesamt-Schwebstofffracht zur Küste um 10% verringert. In Tabelle 2 sind die prognostizierten Schwebstofffrachten gegenübergestellt. (Syvitski et al. 2005, S. 376)

Tabelle 2: Moderne Schwebstofffracht zur Küste und Rückhalt in Vergleich zu vormenschlichen Bedingungen (nach Syvitski et al. 2005, S. 377).

	vormenschl. Schwebstofffracht [Mrd. t/a]	moderne Schwebstofffracht				Änderung der Schwebstofffracht [%]	Rückhalt in Stauseen [%]	
		jährlich [Mrd. t/a]	Anteil Saison [%]					
			DJF	MAM	JJA	SON		
Landmasse								
Afrika	1,31	0,80	30	28	22	20	-39	25
Asien	5,45	4,74	8	12	49	31	-13	31
Australasien	0,42	0,39	26	27	26	21	-7	8
Europa	0,92	0,68	29	40	18	13	-26	12
Indonesien	0,90	1,63	31	28	19	21	+81	1
Nordamerika	2,35	1,91	15	24	33	28	-19	13
Ozeanische Inseln	0,04	0,08	25	13	38	25	+100	0
Südamerika	2,68	2,45	21	32	29	18	-9	13
Klimazone								
tropisch	1,69	2,22	22	17	29	32	+31	16
warmgemäßigt	9,07	8,03	18	22	35	25	-11	15
kaltgemäßigt	1,94	1,46	17	35	30	19	-25	47
polar	1,33	0,90	2	24	58	17	-32	6
Topologie								
Hochgebirge	5,12	4,10	11	18	44	27	-20	31
Gebirge	2,97	2,19	20	28	31	21	-26	22
Mittelgebirge	4,67	4,80	20	23	31	25	+3	12
Hochland	0,91	1,06	24	24	28	23	+16	4
Flachland	0,33	0,36	21	34	26	19	+9	2
Küstenebene	0,03	0,10	27	40	20	13	+233	0
Global	14,03	12,61	18	23	35	25	-10	20

Die Tabelle belegt, dass die Reduzierung der Schwebstofffracht auf die Retention in Stauseen zurückzuführen ist. Ohne den Rückhalt von 20% der Sedimentfracht in Stauseen beträgt die moderne globale Schwebstofffracht 16,2 Mrd. t/a und ist somit deutlich erhöht in Bezug auf vormenschliche Bedingungen.

Dies zeigt sich auch in den einzelnen Regionen der Erde. In Afrika und Asien findet der größte Rückhalt in Stauseen statt und die Schwebstofffracht verringert sich stark. In Regionen mit nur sehr geringem Rückhalt, wie den ozeanischen Inseln und Indonesien, kann eine steigende Tendenz beobachtet werden.

Allerdings wird auch deutlich, dass der Rückhalt in Stauseen nicht der einzige Faktor ist, der die Schwebstofffracht beeinflusst. Betrachtet man Regionen mit mäßigem Rückhalt, wie Europa bzw. Nord- und Südamerika, können keine derart eindeutigen Zusammenhänge zwischen Rückhalt und Schwebstofffrachtänderung festgestellt werden. Des Weiteren gibt es Unterschiede je nach Klimazone und Topologie.

Neben den regionalen Veränderungen werden in Tabelle 2 die zeitlichen Unterschiede in der Schwebstofffracht dargestellt. Besonders in den Polarregionen und in Regionen mit Hochgebirge gibt es starke Unterschiede in der saisonalen Verteilung. Dies bestätigt, dass sowohl die Sedimentzufuhr als auch der Transport episodisch und nicht linear sind (Wohl et al. 2015, S. 363). So schwankt die Schwebstofffracht bei Starkregenereignissen, aber auch saisonal und zwischen verschiedenen Jahren (Charlton 2007, S. 111).

Welche Einflussfaktoren sich auf die allgemeine Entwicklung sowie auf die räumliche und zeitliche Verteilung von Schwebstofffrachten auswirken, wird im folgenden Abschnitt 2.2 erläutert.

2.2 Einflussfaktoren auf die Feinsedimentdynamik

Bereits die Entwicklung der Schwebstofffrachten in Abschnitt 2.1 und insbesondere Tabelle 2 zeigen, dass die Feinsedimentdynamik von vielen unterschiedlichen Faktoren abhängt. Nun sollen die Einflussfaktoren kategorisiert und anthropogene Veränderungen näher erläutert werden.

2.2.1 Kategorisierung von Einflussfaktoren

Der Sedimenttransport wird durch zwei Größen bestimmt (Gordon et al. 2004, S. 173):

- zugeführte Sedimentmenge
- Transportkapazität des Gerinnes

Dabei hängt die Schwebstofffracht vor allem von der eingetragenen bzw. remobilisierten Sedimentmenge ab (Charlton 2007, S. 60). Wegen der geringen Korndurchmesser ist nur eine sehr geringe Energiemenge zum Transport nötig, die fast immer im Gewässer vorhanden ist (Charlton 2007, S. 60).

Durch das Zusammenspiel der beiden Größen entsteht im Gewässer ein Gleichgewicht zwischen Sedimentmenge und Strömungsleistung, das durch das Gesetz von Lane ausgedrückt werden kann (Gordon et al. 2004, S. 177):

$$Q_S \cdot d_{50} \sim Q \cdot I \quad (1)$$

mit

Q_S	= Sedimentfracht	[t/a]
d_{50}	= mittlerer Korndurchmesser	[mm]
Q	= Durchfluss	[m ³ /s]
I	= Sohlgefälle	[‰]

Zum besseren Verständnis wurden die SI-Einheiten der betrachteten Größen angegeben, obwohl das Gesetz rein qualitativ ist.

Das Gleichgewicht im Sedimenttransport wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst, die sich sowohl auf die Sedimentmenge als auch auf Durchfluss und Transportkapazität auswirken. Sie können vereinfacht in einem Wirkgefüge dargestellt werden (Abbildung 3).

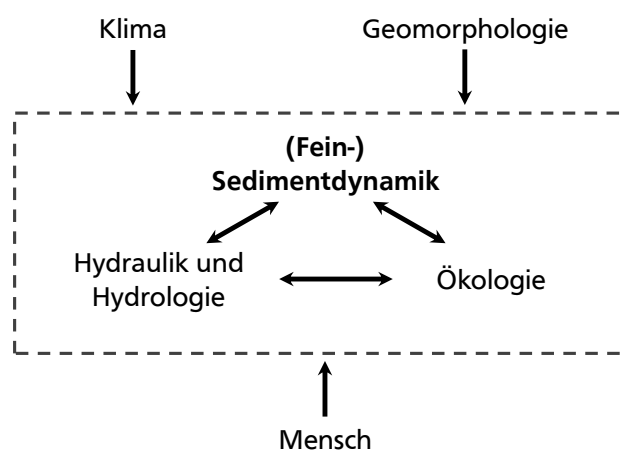


Abbildung 3: Einflussfaktoren auf die Sedimentdynamik (nach Charlton 2007, S. 56; Weber et al. 2017, S. 3).

Im fluvialen System steht die Sedimentdynamik in direkter Wechselwirkung mit der Ökologie. Flora und Fauna, wie Algen, Biber, Fische oder Insekten, beeinflussen die Erodierbarkeit von Ufer und Sohle (Weber et al. 2017, S. 3 f.). Auch die Hydraulik und Hydrologie bestimmen die Sedimentdynamik. Die Transportkapazität ist abhängig von Abfluss und Gefälle und deshalb auch von Gerinnestruktur, Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannung (Weber et al. 2017, S. 3).

Äußere Einflussfaktoren auf das System sind die Geomorphologie, das Klima, und der Mensch. Die geomorphologische Ausprägung des Einzugsgebietes hat Auswirkungen auf die Verfügbarkeit sowie Art und Korngröße der Sedimente (Weber et al. 2017, S. 3). Hierzu zählen der Gesteinstyp, der Verwitterungsgrad sowie die Topografie (Weber et al. 2017, S. 3). Ebenfalls beeinflusst die Geomorphologie indirekt die Hydraulik und Ökologie. In Tabelle 2 ist zu erkennen,

dass sich sowohl die absoluten Sedimentfrachten als auch die jahreszeitliche Verteilung und die Trends in der Entwicklung je nach topologischer Ausprägung des Gebietes unterscheiden. Die größten Frachten werden in Hoch- und Mittelgebirgen bei starkem Gefälle transportiert. Jahreszeitliche Schwankungen fallen besonders stark an der Küste und in den Hochgebirgen aus.

Klimatische Bedingungen wie Niederschlag, Temperatur, Wind und Bodensättigung wirken sich maßgeblich auf die Hydrologie und den Oberflächenabfluss aus (Habersack et al. 2017, S. 8; Weber et al. 2017, S. 3). Das Klima beeinflusst ebenso die Ökologie und die direkte Sedimentzufuhr. Saisonale Veränderungen wirken sich somit genauso wie der globale Klimawandel auf den Sedimenthaushalt aus. Nicht zuletzt greift der Mensch direkt oder indirekt durch vielfältige Aktivitäten in die Sedimentdynamik ein (Weber et al. 2017, S. 10).

Insgesamt zeigt das komplexe Wirkgefüge, dass die Sedimentdynamik von vielen Einflussfaktoren abhängig ist und diese wiederum selbst beeinflusst. Dabei gibt es natürliche räumliche und zeitliche Schwankungen, aber auch anthropogen verursachte Veränderungen und Trends. Letztere werden im Folgenden ausführlicher betrachtet.

2.2.2 Klima und Klimawandel

Nach dem fünften Assessment Report des IPCC (2013, S. 4) ist der Klimawandel eindeutig und durch vielfältige Veränderungen seit 1950 in Atmosphäre, Ozean, Kryosphäre sowie Konzentrationen von Treibhausgasen belegbar. Eine Veränderung zeigt sich dadurch, dass sich normale Verhaltensmuster der regionalen Bedingungen verschieben, z.B. jahreszeitliche Variationen, Häufigkeit und Länge von Extremereignissen oder Mittelwerte von Klimavariablen (Charlton 2007, S. 12).

In Europa wirkt sich der anthropogene Klimawandel vornehmlich auf die saisonale Verteilung von Temperatur und Niederschlag und auf Extremereignisse aus. Warme Tage und Nächte erhöhen sich genauso wie die Häufigkeit von Hitzewellen, wohingegen kalte Nächte und Frost einem fallenden Trend unterliegen. Zudem erhöht sich die Häufigkeit von Extremniederschlägen. (IPCC 2013, S. 211 f.)

Eine ähnliche Situation ergibt sich in Deutschland. Die Saisonalität erhöht sich dahingehend, dass die Niederschläge im Sommer ab- und im Winter zunehmen. Daneben steigt die Niederschlagsintensität. Dies führt einerseits zu erhöhter Wasserknappheit im Sommer und andererseits zu stärkeren Hochwasserextremen. (Hattermann 2008, S. 11)

Diese Veränderungen wirken sich ebenfalls auf die Feinsedimentdynamik aus, da diese über Erosion und Transportkapazität mit Klimavariablen wie Niederschlagsmenge, -intensität und -verteilung, Temperatur, Häufigkeit von Stürmen und daraus resultierendem Abfluss verknüpft ist (Charlton 2007, S. 56; Langbein und Schumm 1958, S. 1). Dabei wirkt sich das Klima in zweifacher Weise aus (Langbein und Schumm 1958, 4 f.):

- erhöhte Erosion und Sedimentzufuhr durch erhöhten Niederschlag
- verringerte Erodierbarkeit durch verbessertes Pflanzenwachstum

Die genauen Zusammenhänge sind bis heute Gegenstand der Forschung. So haben schon Langbein und Schumm (1958, S. 1076) die Auswirkungen eines veränderten abflusswirksamen

Niederschlags auf die Sedimentfracht an 100 Messstationen an Flüssen in unterschiedlichen Klimazonen im gesamten Gebiet der USA untersucht. Hierbei zeigt die Beziehung zwischen Niederschlag und Sedimentfracht in Abbildung 4, dass die größte Erosion und die höchste Sedimentfracht in Regionen mit einem jährlichen abflusswirksamen Niederschlag von ca. 300 mm auftreten (Langbein und Schumm 1958, S. 1079).

In den Berechnungen von Syvitski et al. (2005) lassen sich die Unterschiede in den einzelnen Klimazonen erkennen (Tabelle 2). In den warm-gemäßigten Zonen werden die höchsten Frachten transportiert, während in den Polarregionen kaum Sedimenttransport stattfindet. Auch die Entwicklung in der heutigen Zeit ist abhängig von der jeweiligen Klimazone, wobei die stärksten Änderungen im Vergleich zur vormenschlichen Zeit in den Tropen sowie den kaltgemäßigten Gebieten zu erkennen sind.

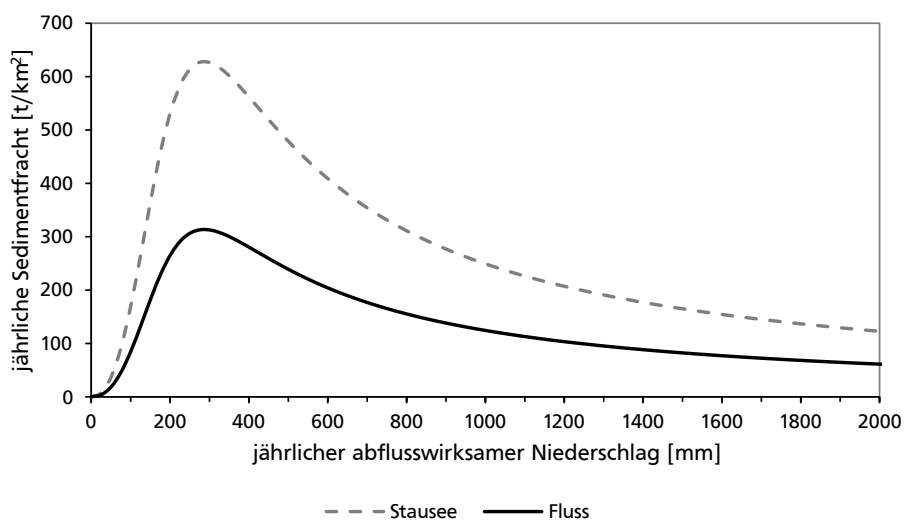


Abbildung 4: Beziehung zwischen abflusswirksamem Niederschlag und Sedimentfracht (nach Langbein und Schumm 1958, S. 1080).

Die Abhängigkeit der Veränderung von der Klimazone bestätigen Lu et al. (2013, S. 1) in der Studie zum Zusammenhang zwischen Klima und Sedimentfracht an acht großen chinesischen Flüssen. So führt ein verringerter Niederschlag mit erhöhten Temperaturen in semi-ariden und ariden Klimazonen zu einer Reduktion der Sedimentfracht von 4 – 61 %. Hingegen erhöht sich die Sedimentfracht durch wärmeres und feuchteres Klima in subtropischen Zonen um 0,4 – 11 %. (Lu et al. 2013, S. 12)

Bei einer klimatischen Veränderung ist der Einfluss auf die Sedimentfracht abhängig von den vorherigen Klimabedingungen. Trockene Klimate (jährlicher abflusswirksamer Niederschlag von 0 – 300 mm) sind aufgrund der geringen Vegetation sensitiv zu einer Klimaänderung, sodass durch eine Erhöhung des Niederschlags auch eine Erhöhung der Sedimentfracht zu erwarten ist und anders herum (Langbein und Schumm 1958, S. 1083 f.). In feuchteren Klimaten (jährlicher abflusswirksamer Niederschlag von 300 – 1150 mm) hingegen gleichen sich der Effekt der erhöhten Erosion durch den Niederschlag und die erhöhte Erosionsstabilität durch erhöhten Pflanzenbewuchs aus, sodass die Sedimentfracht geringer beeinflusst wird (Langbein und Schumm 1958, S. 1083 f.).

Insgesamt reagiert die Sedimentfracht empfindlicher auf Klimaänderungen als der Durchfluss und ist daher ein besserer Indikator für den Klimawandel (Lu et al. 2013, S. 12). Jedoch können je nach regionalen Bedingungen andere Faktoren die Sedimentdynamik stärker beeinflussen als das Klima (Abbildung 3). Walling und Webb (1996, S. 14 - 17) vergleichen drei europäische Flüsse, die aufgrund von unterschiedlich starken Einflüssen von insbesondere Klima und menschlichen Aktivitäten voneinander abweichende Trends in der Sedimentdynamik aufweisen. Deshalb ist nur eine ganzheitliche Betrachtung der Einflussfaktoren sinnvoll, um das regionale Wirkgefüge und die dominanten Einflussfaktoren zu identifizieren (Walling und Webb 1996, S. 17).

2.2.3 Menschliche Aktivitäten

Es ist allgemein anerkannt, dass menschliche Aktivitäten das Flussökosystem immer stärker beeinflussen und verändern (Allan und Castillo 2007, S. 321; Charlton 2007, S. 13; Gregory 2006, S. 187). Der Mensch greift entweder direkt in die Sedimentdynamik zur Nutzung des Sediments bzw. zur Gefahrenprävention ein oder beeinflusst sie als Nebenwirkung von anderen Maßnahmen (Weber et al. 2017, S. 10). Dabei erstrecken sich die Eingriffe sowohl auf das Einzugsgebiet, wo diffuse Einflüsse erfolgen, als auch direkt auf das Gewässer (Charlton 2007, S. 13). Je nach Eingriff kann so die Sedimentfracht erhöht oder verringert werden. Eine Übersicht ist in Tabelle 3 zusammengestellt.

Herrscht im Einzugsgebiet intensive Land- und Forstwirtschaft mit Ackerbau mit hoher Boden-erosion, Waldrodung oder Beweidung von Uferrandstreifen, so kann dies zu einer Erhöhung der Sedimentfracht im Fließgewässer führen. Dagegen kann durch Aufforstung und Verbesserung der landwirtschaftlichen Praktiken sowie Naturschutzmaßnahmen erhöhter Erosion und Sedimenteintrag entgegengewirkt werden. (Allan und Castillo 2007, S. 48; Gregory 2006, S. 177 f.)

Neben der Landnutzung kann die Industrie durch Freisetzung und Eintrag von Sedimenten aus Bergbau oder Baustellen für erhöhte Sedimentfrachten sorgen (Charlton 2007, S. 65; Juez et al. 2017, S. 4). Insgesamt erhöht die Urbanisierung und die damit einhergehende verstärkte Bodenversiegelung den Oberflächenabfluss und die Transportkapazität des Gewässers (Weber et al. 2017, S. 10). Allerdings misst Gregory (2006, S. 178) der Urbanisierung eine sedimentverringende Wirkung bei, sodass der Einfluss in der Literatur nicht eindeutig beschrieben ist.

Eine weitere Gruppe menschlicher Eingriffe stellen wasserbauliche Maßnahmen am Gewässer dar. Durch Eingriffe in die Hydraulik und Hydromorphologie des Gewässers findet eine Veränderung in den Abflussverhältnissen und Sedimentprozessen statt. Dies führt entweder zu verstärkter Erosion und einer Erhöhung der Feststofffracht oder zu einer Deposition von Feststoffen und einer Verringerung der Sedimentfracht. (Gregory 2006, S. 177 f.; Malcherek 2019, S. 569)

Tabelle 3: Menschliche Eingriffe mit Einfluss auf die Sedimentdynamik; S + bezeichnet eine Erhöhung der Sedimentfracht, S – bezeichnet eine Verringerung der Sedimentfracht (zusammengestellt nach Allan und Castillo 2007, S. 48; Charlton 2007, S. 13, 59, 65; Gregory 2006, S. 177 f.; Juez et al. 2017, S. 4; Malcherek 2019, S. 569; Weber et al. 2017, S. 10).

S +	S –
Einzugsgebiet	
Forstwirtschaft: Waldrodung	Forstwirtschaft: Aufforstung
intensive Landwirtschaft	Invasion Neophyten
Beweidung	Natur- /Bodenschutzmaßnahmen hinsichtlich Landnutzung
Bergbau	
Abbau von Sediment	
Zufuhr von Baggergut	
Bauarbeiten	
Brände	
Urbanisierung/Versiegelung	
Gewässer	
Flussbegradigung	Talsperre/Stausee
lokale Verengung	lokale Aufweitung
Laufverkürzung	Laufverlängerung
Ufererosion und Destabilisierung	Uferschutz und Stabilisierung
Kanalisation	Renaturierungsmaßnahmen
Eindeichung/Hochwasserschutz	
Räumung/Unterhaltung	
Gehölzentfernung	
Wehre/Aufstau	

Einen besonderen Einfluss auf die Sedimentdynamik haben Stauseen und Talsperren, wie bereits in Abschnitt 2.1, Tabelle 2 gezeigt. Durch den Rückhalt von Sedimenten und dem Ausgleich von Abflussschwankungen wird generell die Sedimentfracht verringert (Allan und Castillo 2007, S. 48; Malcherek 2019, S. 569). Durch den Aufstau erfolgen jedoch auch weitere Prozesse, die je nach regionalen Bedingungen unterschiedliche Folgen auf Sedimentdynamik und Morphologie des Gewässers vor und nach dem Aufstau haben. Eine genaue Erläuterung der Auswirkungen von menschlichen Aktivitäten sowie von weiteren Einflussfaktoren auf die Feinsedimentdynamik folgt in Abschnitt 2.3.

2.3 Folgen veränderter Feinsedimentdynamik

Bereits in Abbildung 3 wird ersichtlich, dass es nicht nur Faktoren gibt, die die Sedimentdynamik beeinflussen, sondern dass auch gegenseitige Wechselwirkungen bestehen. Durch eine Veränderung der Sedimentzufuhr wird demnach das Gleichgewicht im Fluss gestört und es kommt zu Änderungen in Hydrologie und Hydraulik sowie in der Ökologie. Abbildung 5 zeigt die möglichen Auswirkungen eines erhöhten oder verringerten Sedimentinputs auf das Gewässer.

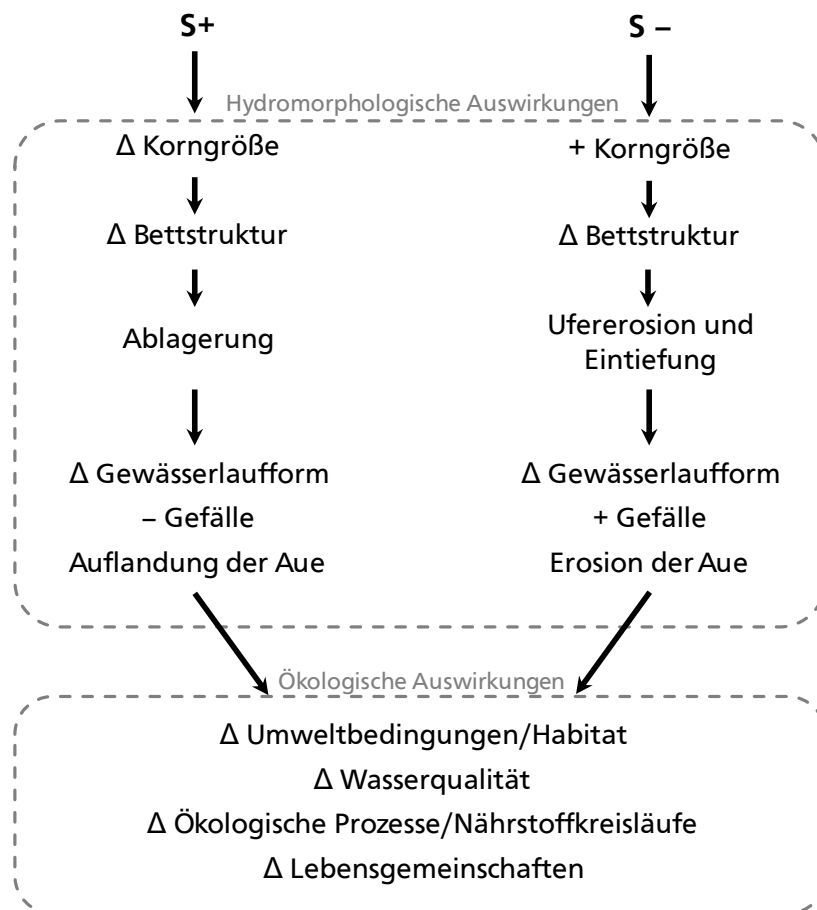


Abbildung 5: Folgen veränderter Sedimentfrachten auf Morphologie und Ökologie; + bezeichnet eine Erhöhung, – eine Verringerung, Δ eine Änderung mit unbestimmter Richtung (nach Weber et al. 2017, S. 5; Wohl et al. 2015, S. 365).

Es kann zwischen hydromorphologischen Auswirkungen und daraus resultierenden ökologischen Veränderungen von Habitat, Lebensgemeinschaften und Wasserqualität unterschieden werden.

2.3.1 Hydromorphologische Auswirkungen

Hydromorphologische Auswirkungen einer veränderten Sedimentdynamik lassen sich anhand des Zusammenhangs zwischen Sedimentmenge und Transportkapazität erklären, der durch das Gesetz von Lane in Formel (1) gegeben ist. Demnach steht der Fluss in einem Gleichgewicht zwischen der Sedimentdynamik und der Abflussdynamik.

Werden nun einzelne oder mehrere Komponenten verändert, so verschiebt sich das Gleichgewicht und es tritt eine Veränderung in der Morphologie des Gewässers ein. Wird die Sedimentfracht unter sonst gleichen Bedingungen erhöht, kann das Gewässer nicht das gesamte Sediment transportieren und es kommt zu Ablagerungen (Allan und Castillo 2007, S. 62). Somit verändern sich die Gewässerlauform und die Bettstruktur sowohl in Typ und Dimension als auch in der Mobilität (Abbildung 5). Das Gefälle verringert sich durch die Sedimentation und es kommt zu einer Auflandung der Aue. Daneben kann ein erhöhter Anteil von Feinsedimenten, die sich an der Sohle ablagern, zur Kolmation der Gewässersohle führen (Juez et al. 2017, S. 4).

Verringert man hingegen in der Formel (1) die Sedimentfracht, tritt der gegenteilige Effekt ein und Sohle und Ufer werden erodiert (Abbildung 5). Allerdings verändern sich in der Realität oft mehrere Größen gleichzeitig, sodass die Reaktionen komplexer ausfallen. So ist eine Durchflussänderung meist mit einer Sedimentänderung gekoppelt und umgekehrt (Gordon et al. 2004, S. 177 f.).

Unterhalb von Staudämmen entsteht durch den Rückhalt häufig ein Sedimentdefizit, sodass dort das Wasser besonders viel überschüssige Energie enthält, die es durch Erosion ausgleichen muss. Deswegen wird dieses Wasser „hungry water“ genannt, da es sedimentarm und nicht „gesättigt“/ausgeglichen ist. Brandt (2000, S. 382 f.) teilt die möglichen Auswirkungen von Staudämmen auf das Unterwasser in neun Typen auf, je nachdem wie sich der abgegebene Abfluss und die Sedimentfracht ändern (Tabelle 4). (Kondolf 1997, S. 535)

Tabelle 4: Morphologische Auswirkungen von Staudämmen in Abhängigkeit von Durchfluss Q , Sedimentfracht S und Transportkapazität K ; – bezeichnet eine Verringerung, + eine Vergrößerung, 0 keine Änderung (nach Brandt 2000, S. 382 f.).

	$S < K$	$S = K$	$S > K$
$Q -$	<p><i>Typ 1:</i></p> <p>Querschnittsfläche: – Breite: +/- Tiefe: +/- Sohlniveau: 0/-</p>	<p><i>Typ 2:</i></p> <p>Querschnittsfläche: – Breite: – Tiefe: – Sohlniveau: 0</p>	<p><i>Typ 3:</i></p> <p>Querschnittsfläche: – Breite: +/- Tiefe: +/- Sohlniveau: +</p>
$Q =$	<p><i>Typ 4:</i></p> <p>Querschnittsfläche: + Breite: +/- Tiefe: +/- Sohlniveau: –</p>	<p><i>Typ 5:</i></p> <p>Querschnittsfläche: 0 Breite: 0 Tiefe: 0 Sohlniveau: 0</p>	<p><i>Typ 6:</i></p> <p>Querschnittsfläche: – Breite: +/- Tiefe: +/- Sohlniveau: +</p>
$Q +$	<p><i>Typ 7:</i></p> <p>Querschnittsfläche: + Breite: +/- Tiefe: +/- Sohlniveau: –</p>	<p><i>Typ 8:</i></p> <p>Querschnittsfläche: + Breite: + Tiefe: + Sohlniveau: 0</p>	<p><i>Typ 9:</i></p> <p>Querschnittsfläche: + Breite: +/- Tiefe: +/- Sohlniveau: +</p>

Bei einer Sedimentabgabe unter der Transportkapazität des Wassers (Typ 1, 4, 7) tritt eine Erosion abhängig vom Grad des Sedimentdefizits, der Stabilität von Ufer und Bett und des Bettmaterials ein (Brandt 2000, S. 387 f.). Ebenfalls kann eine Abpflasterung der Sohle durch Ausschwemmen des Feinmaterials entstehen (Brandt 2000, S. 384 und 388; Kondolf 1997, S. 535). Dabei gleichen Staudämme für die Bewässerung eher Typ 1 und die der Energiegewinnung Typ 4 (Brandt 2000, S. 394). Sedimentfrachten größer als die Transportkapazität (Typ 3, 6, 9) sind eher unüblich, treten aber temporär während Hochwasser oder Staunraumspülungen auf (Brandt 2000, S. 368 - 389). Neben Durchfluss und Sedimentmenge haben Vegetation, Lage, Substrat, Bett- und Uferstabilität sowie die Eigenschaften der transportierten Sedimente einen Einfluss darauf, wie stark die morphologischen Auswirkungen sind (Brandt 2000, S. 396; Petts und Gurnell 2005, S. 43).

Weiter im Unterlauf von Staudämmen erfolgt bei geringerem Gefälle häufig eine Anlandung des oben erodierten Materials (Charlton 2007, S. 67). Mit ansteigender Entfernung und mit einmündenden Nebenflüssen verringert sich der Einfluss des Stausees auf das Unterwasser (Brandt 2000, S. 390 f.). Dadurch ergeben sich insbesondere für das Unterwasser eines Staudamms räumlich und zeitlich komplexe Wirkzusammenhänge mit unterschiedlichen Auswirkungen auf die Morphologie (Petts und Gurnell 2005, S. 43).

2.3.2 Ökologische Auswirkungen

Die Ökologie und die Diversität ist abhängig von der Variabilität der Eigenschaften von Flüssen sowohl in zeitlicher als auch in räumlicher Sicht (Allan und Castillo 2007, S. 33). Ein wichtiger Faktor ist die Feinsedimentdynamik. Sie wirkt sich in vielfacher Weise sowohl direkt physikalisch oder chemisch als auch indirekt über hydromorphologische Einflüsse auf die Habitatqualität und Lebensgemeinschaften im Ökosystem Fluss aus.

Abbildung 6 fasst wichtige Wirkpfade eines veränderten Sedimentinputs auf die Ökologie zusammen. Sowohl ein Überschuss an Feinsediment (obere Hälfte der Grafik) als auch ein Feinsedimentdefizit (untere Hälfte der Grafik) kann negative Folgen haben. Die Wirkungen setzen an verschiedenen Punkten in den abiotischen und biotischen Umweltfaktoren sowie im Nahrungsnetz (graue Kästen) ein, sodass eine Kettenreaktion ausgelöst wird (Juez et al. 2017, S. 11).

Zunächst wirkt sich eine erhöhte Schwebstofffracht durch eine Erhöhung der Trübung des Wassers negativ auf Pflanzen und Tiere aus. Dabei wird die Photosyntheseleistung von Algen und Wasserpflanzen und somit die Primärproduktion an Biomasse durch den reduzierten Lichteinfall verringert. Außerdem schädigt die erhöhte Fracht Pflanzen und Tiere durch Abrasion und Verletzung von Gewebe oder durch eine Verhinderung des Gas- und Nährstoffaustauschs durch anhaftende Partikel. (Juez et al. 2017, S. 7; Kemp et al. 2011, S. 1801; Wang et al. 2015, S. 24)

Neben diesen direkten Auswirkungen haben die mit veränderter Sedimentdynamik gekoppelten hydromorphologischen Veränderungen (vgl. Abschnitt 2.3.1) einen Einfluss auf die Ökologie. Erhöhte Deposition verändert die Gewässerbeschaffenheit und führt zur Kolmation der Sohle. Lücken im Schotterbett werden geschlossen und Pflanzen und Tiere mit Sedimenten überdeckt oder durch fehlenden Sauerstoffaustausch erstickt (Kemp et al. 2011, S. 1801; Weber et al. 2017, S. 5). Die Kolmation verhindert außerdem durch die Abdichtung der Sohle den Austausch

mit dem Grundwasser und reduziert die vertikale Vernetzung (Juez et al. 2017, S. 5). Der fehlende Austausch verändert das Temperaturregime, sodass tägliche Schwankungen weniger gepuffert werden und sich im Sommer die mittlere Wassertemperatur durch fehlendes kühles Grundwasser erhöht (Weber et al. 2017, S. 5). Durch diese Effekte verlieren viele Invertebraten wie z.B. Insektenlarven ihr Mikrohabitat im Lückensystem der Schotterflusssohle (Charlton 2007, S. 65; Weber et al. 2017, S. 5). Auch Laichplätze kieslaichender Fische wie Äsche, Forelle oder Lachs sind betroffen (Charlton 2007, S. 65; Weber et al. 2017, S. 5).

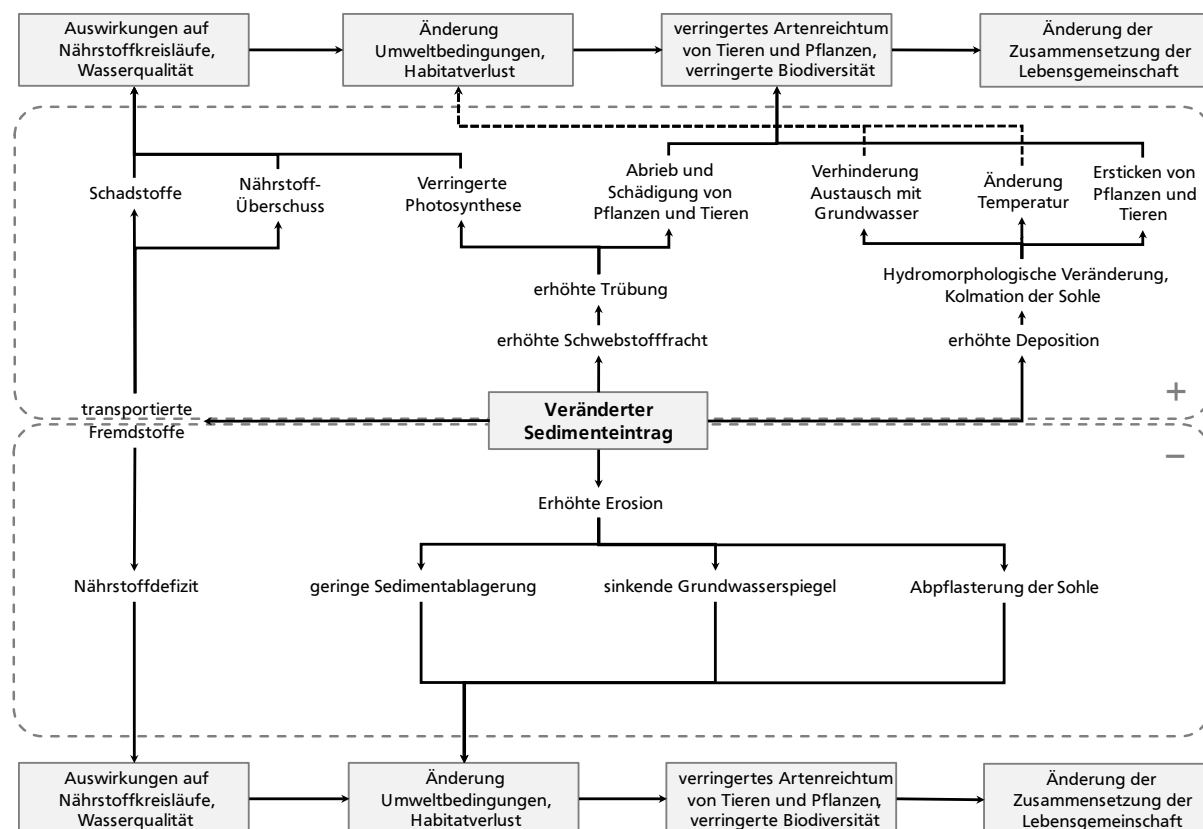


Abbildung 6: Wirkungen eines veränderten Sedimenteintrags auf die Ökologie (zusammengestellt nach Charlton 2007, S. 65 - 67; Juez et al. 2017, S. 5-11; Kemp et al. 2011, S. 1801; Wang et al. 2015, S. 24; Weber et al. 2017, S. 3-5).

Wird hingegen durch geringeren Sedimenteintrag die Erosion erhöht, so hat dies ebenso negative Auswirkungen auf die Habitatqualität. Ohne Feinsedimentablagerungen bilden sich keine Hartholzauen auf den Vorländern, sodass ein wichtiger Lebensraum entfällt (Juez et al. 2017, S. 5). Bei verstärkter Eintiefung und Vergrößerung der Flusssohle sinkt der Grundwasserspiegel, wodurch schon bestehende Auenhabitats wie Altarme oder Tümpel abgekoppelt werden und verschwinden (Juez et al. 2017, S. 10). Insgesamt ist mit einer Degradation der Habitats zu rechnen, die sich negativ auf die Lebensgemeinschaften und die Biodiversität auswirkt.

Nicht zuletzt beeinflussen vom Sediment mitgeführte Fremdstoffe die Wasserqualität und Nährstoffkreisläufe. Je höher der Sedimenteintrag, desto mehr Stoffe werden am Feinsediment adsorbiert transportiert. Hierzu zählen Nährstoffe und Schadstoffe. Letztere umfassen Schwermetalle wie Zink, Kupfer und Cadmium, synthetische Chemikalien wie Pestizide oder Herbizide sowie radioaktive Isotope (Allan und Castillo 2007, S. 339; Charlton 2007, S. 65; Wohl et al.

2015, S. 368). Diese Schadstoffe beeinflussen direkt die Wasserqualität, lagern sich aber ebenfalls mit dem Sediment ab, sodass es zu Akkumulation und Langzeitfolgen kommen kann (Charlton 2007, S. 65–67; Habersack et al. 2017, S. 9). Nährstoffe und particulate organic matter werden durch den Sedimentinput in das Gewässer eingetragen und können zu einem Nährstoffüberschuss bzw. bei nur sehr geringem Sedimentinput zu einem Nährstoffdefizit führen. Dabei wird vor allem Phosphat, aber auch Ammonium-N beeinflusst (Allan und Castillo 2007, S. 269).

Insgesamt zeigt Abbildung 6, dass sich ein veränderter Sedimenteintrag insbesondere durch den Klimawandel und menschliche Aktivitäten wie Stauseen auf verschiedenste Umweltfaktoren und alle trophischen Ebenen im Flussökosystem auswirkt. Somit ist eine natürliche Sedimentdynamik integraler Bestandteil eines guten ökologischen und chemischen Zustands des Gewässers.

3 Das Untersuchungsgebiet: Prüm und Enz

Die zuvor allgemein beschriebenen Einflüsse der Feinsedimentdynamik sollen anhand der Flüsse Prüm und Enz analysiert werden. Es werden zunächst die geologischen, klimatischen und anthropogenen Eigenschaften des Einzugsgebietes erläutert. Danach folgt eine Charakterisierung der Fließgewässer.

3.1 Lage und Einzugsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in Rheinland-Pfalz im Landkreis Eifelkreis Bitburg-Prüm. Westlich der Stadt Bitburg fließen die Prüm und ihr Nebenfluss Enz (Abbildung 7).



Abbildung 7: Topografische Karte des Untersuchungsgebietes (nicht maßstäblich) (nach MUEEF RP 2020).

Die Prüm entspringt im Norden des Landkreises im Forst Ahrenberg und fließt dann auf einer Länge von 94,6 km Richtung Süden, bis sie bei Minden in die Sauer mündet und von dort aus im Flusssystem weiter über Mosel und Rhein in die Nordsee. Zwischen Eichtershausen und Wiersdorf erstreckt sich der Bitburger Stausee. Die 37,6 km lange Enz entspringt bei Lichtenborn und mündet weiter unterhalb des Bitburger Stausees bei Holsthum in die Prüm. (MKUEM RP o.J.)

Zur genaueren Betrachtung können die Einzugsgebiete der Oberflächengewässerkörper nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) herangezogen werden. Demnach umfasst das Untersuchungsgebiet die Einzugsgebiete „Untere Enz“, „Stausee Bitburg“, „Untere Prüm“ sowie Teile der Einzugsgebiete „Obere Enz“ und „Mittlere Prüm“ (Abbildung 8). Die Einzugsgebiete „Mittlere Prüm“ und „Obere Enz“ wurden nur zum Teil dargestellt, da sich diese noch weit in den Norden erstrecken.

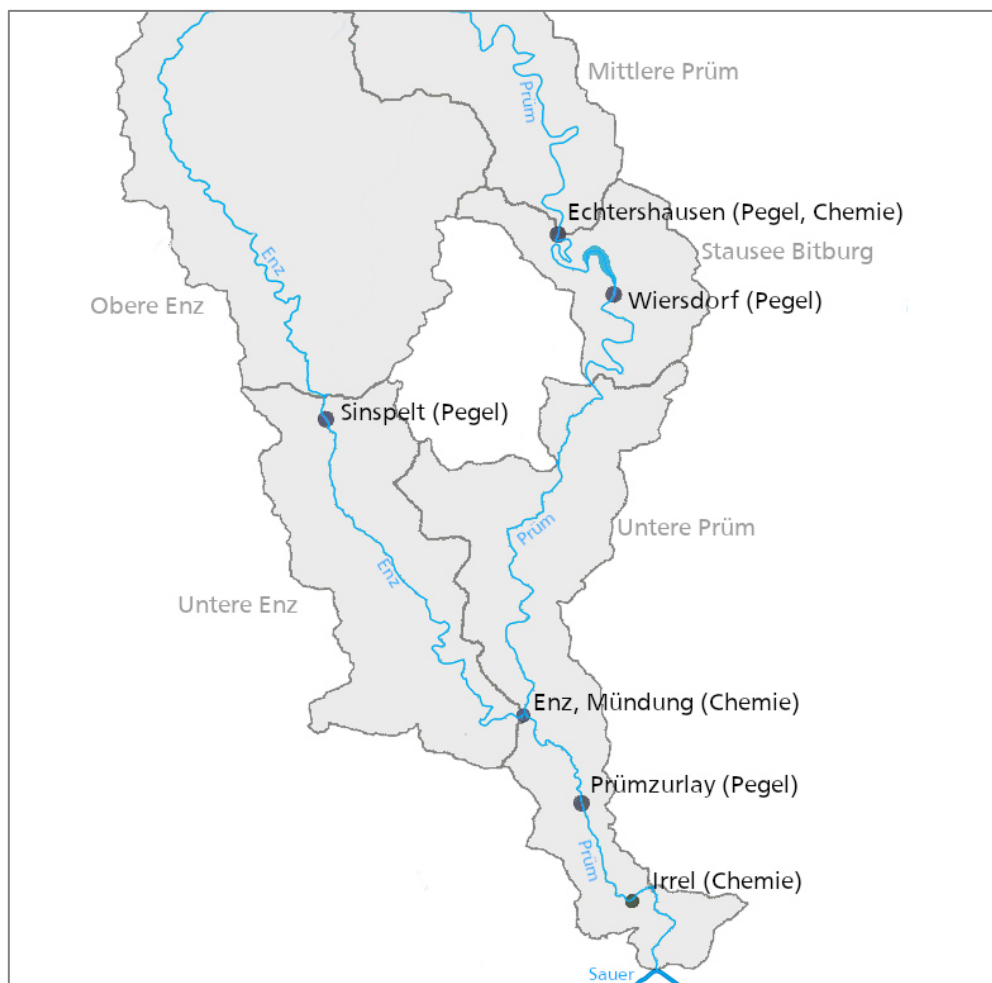


Abbildung 8: Einzugsgebiete nach WRRL und Messstationen des Untersuchungsgebietes (nicht maßstäblich) (verändert nach MKUEM RP o.J.).

3.2 Landschaft und anthropogene Nutzungen

Prüm und Enz liegen in den beiden Großlandschaften Gutland und Westeifel und durchfließen verschiedene Landschaftsräume. Das Mittlere Prümatal erstreckt sich im Norden des Untersuchungsgebietes entlang der Prüm bis zum Stausee Bitburg. Es ist ein über 100 m tiefes, stark gewundenes Gebirgstal mit tief eingekerbten Seitentälern. Die feuchten Schwemmböden in der Talau dienen der Grünlandnutzung, während die Steilhänge vornehmlich bewaldet sind. (MUEEF RP o.J.)

Nach dem Stausee fließt die Prüm durch das Mettendorfer Stufenland, das sich bis nördlich von Pfeffingen erstreckt und ebenfalls einen Teil der Unteren Enz bis Mettendorf einschließt. Das Prümatal weitet sich auf in eine stufenartige Landschaft, die durch fruchtbare tonige und mergelige Keuper- und Muschelkalkschichten geprägt ist. Deswegen findet hier intensive Landwirtschaft und Ackerbau statt. Im Anschluss an das Stufenland folgt das Holsthumer Prümatal, das den Mündungsbereich der Enz bis nach Irrel umfasst. Es bilden sich Terrassen am Fluss entlang aus, die durch unterschiedliche Nutzungen geprägt sind: von Bewaldung an den Oberhängen über extensiver Bewirtschaftung als Streuobstwiesen und Magerwiesen in den Hanglagen bis zu intensivem Ackerbau in den Talauen. (MUEEF RP o.J.)

Insgesamt ist das Untersuchungsgebiet stark ländlich geprägt mit kleinen Haufen- und Straßendörfern, Weilern und Einzelhöfen (MUEEF RP o.J.). Dieses Landschaftsbild zeigt sich auch in der Flächenverteilung in den einzelnen WRRL-Einzugsgebieten (Abbildung 9).

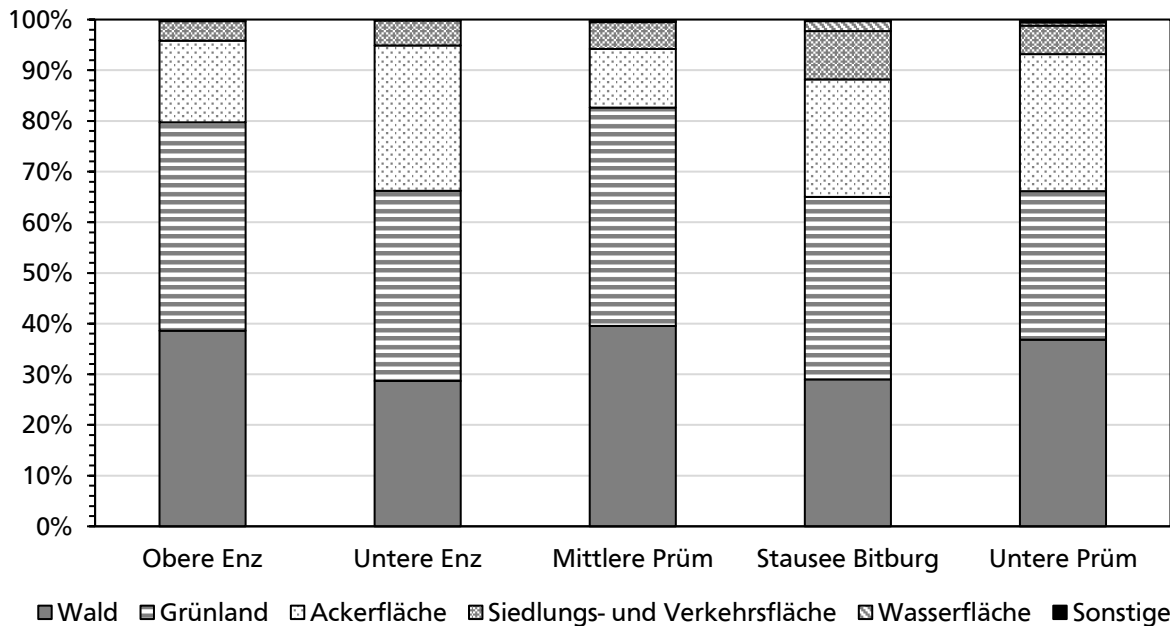


Abbildung 9: Verteilung der Flächennutzungen der Einzugsgebiete (Daten aus MKUEM RP o.J.).

Die nördlicheren Gebiete weisen einen erhöhten Anteil an Grünland und Wald auf, während weiter im Unterlauf ein höherer Anteil an Ackerfläche zu verzeichnen ist. Insgesamt ist der Anteil an Siedlungs- und Verkehrsfläche sehr gering. Zusätzlich liegen die Mittlere Prüm bis zum Stausee sowie Enz und Prüm nach der Mündung der Enz im Schutzgebiet Naturpark Südeifel (MUEEF RP o.J.). Daneben sind die Enz sowie Teile der Unteren Prüm Fauna-Flora-Habitat-Gebiete (MUEEF RP o.J.). Deshalb ist eine intensive Nutzung bis ans Gewässer in diesen Bereichen nicht anzunehmen.

Neben der Flächennutzung treten direkte Eingriffe in das Fließgewässer auf. So existieren in den Einzugsgebieten von Mittlerer und Unterer Prüm einschließlich des Stausees insgesamt 25 kommunale Kläranlagen, an Oberer und Unterer Enz sind es 14. Die meisten Kläranlagen haben eine Ausbaugröße von < 2000 Einwohnerwerten (EW). Einige Anlagen haben eine Größe von bis zu 5000 EW, wie in Waxweiler, Wiersdorf, Oberweis und Irrel an der Prüm oder in Metten-dorf an der Enz. Am nördlichen Rand des Untersuchungsgebietes liegt die Kläranlage Oberes Prüm-tal GKA bei Watzerath mit einer Ausbaugröße von 19.000 EW. Zu den kommunalen Kläranlagen kommen drei industrielle Einleiter an der Prüm. (MKUEM RP o.J.)

Des Weiteren wird das Energiepotenzial der Prüm an sieben Wasserkraftanlagen im Untersuchungsgebiet genutzt. Hierzu zählen mehrere kleine Mühlen mit einer Wehranlage, wie in Bettingen oder Pfeffingen, aber auch der Stausee Bitburg selbst. (MKUEM RP o.J.)

3.3 Klimatische Bedingungen und Entwicklungen

Die klimatischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet können anhand der Klimastation Olsdorf abgebildet werden, die in der Nähe von Bettingen und so in der Mitte des Untersuchungsgebietes liegt (vgl. Abbildung 7). Demnach herrscht eine Jahresmitteltemperatur von 8,7 °C und eine jährliche mittlere Gesamtniederschlagshöhe von 842 mm bezogen auf die Jahre 1971 – 2000 (MKUEM RP 2012). Eine regionalisierte Niederschlagsverteilung zeigt, dass im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes geringere Niederschlagshöhen (700 – 850 mm/a) auftreten als weiter im Norden (850 – 1000 mm/a) (MKUEM RP o.J.).

Die gesamte Mosel-Sieg-Region, zu der das Untersuchungsgebiet gehört, unterliegt seit 1930 einem steigenden Trend in den Durchschnittstemperaturen, sowohl bezogen auf ein gesamtes Jahr als auch aufgeteilt nach hydrologischem Sommer- und Winterhalbjahr. Von 1931 – 2015 steigt die Temperatur im Jahresmittel um +1,2 °C mit einer Signifikanz von $\geq 99\%$. Hierbei ist ein stärkerer Anstieg im Winterhalbjahr (+1,4 °C) als im Sommerhalbjahr (+0,9 °C) zu erkennen. Insbesondere die Monate Dezember, Januar, Februar sowie Juli weisen starke positive Trends auf. (Arbeitskreis KLIWA 2016a, S. 8, 9, 18)

Neben der Temperatur verändert sich auch der Niederschlag im Untersuchungsgebiet mit einem positiven Trend. Die mittlere Gebietsniederschlagshöhe steigt von 1931 – 2015 um +15,3 % im Winterhalbjahr und +1,8 % im Sommerhalbjahr, allerdings mit einer geringen Signifikanz von $< 80\%$. Betrachtet man die monatlichen Gebietsniederschlagshöhen, so zeigt sich eine Verringerung in den Sommermonaten Juli und August während sich die Niederschlagshöhe im Herbst und Winter erhöht. Ein ähnliches Ergebnis ist in den Starkregenereignissen zu erkennen, die ebenso sowohl im Winterhalbjahr (+10,2 %) als auch leicht im Sommerhalbjahr (+0,9 %) zunehmen. (Arbeitskreis KLIWA 2016b, S. 9, 10, 37)

3.4 Fließgewässereigenschaften und Zustand nach WRRL

Sowohl Prüm als auch Enz entsprechen dem Fließgewässertyp 9, der silikatischen, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüsse (MKUEM RP o.J.). Die Prüm ist nach Pottgiesser (2018, S. 90) sogar ein Beispielgewässer dieses Typs für Morphologie und Makrozoobenthos, sodass eine Charakterisierung der Gewässer anhand der Eigenschaften des Typs sinnvoll ist. Abbildung 10 zeigt einige charakteristische Ansichten der Prüm.

Demnach sind Prüm und Enz Mittelgebirgsflüsse mit einem flachen Querprofil und ausgeprägten Schotter- und Kiesbänken, wie beispielweise an der Prüm bei Oberweis. Das Strömungsbild ist turbulent mit einer riffle-pool-Struktur und einer hohen Strömungsvielfalt. Der Gewässerlauf ist gewunden bis mäandrierend. Zusätzlich stauen zahlreiche kleine Wehre und Sohlenbauwerke die Prüm zwischenzeitlich leicht auf, sodass strömungsberuhigtere Bereiche wie in Prümzurlay entstehen. Das Substrat besteht hauptsächlich aus Schotter und Steinen bzw. Kies, wobei sich Feinsedimente in den strömungsberuhigten Bereichen bzw. im Uferbereich ablagern (Abbildung 11). Zwischen Prümzurlay und Irrel befinden sich die Irreler Wasserfälle, die aus großen glazialen Felsen bestehen (Abbildung 10). (Pottgiesser 2018, S. 85)



Abbildung 10: Gewässersichten; a: Prüm in der Nähe von Echtershausen; b: Prüm bei Oberweis; c: Prüm bei Prümzurlay; d: Irreler Wasserfälle (eigene Aufnahmen).

Im Gegensatz zur Enz wird die Prüm zwischen Echtershausen und Wiersdorf durch den Bitburger Stausee beeinflusst. Der 30,86 ha große und bis zu 9 m tiefe Stausee wurde 1973 durch den Zweckverband Stausee Bitburg künstlich geschaffen und dient der Niedrigwasserregulierung, Energiegewinnung, Hochwasserschutz und Naherholung (MKUEM RP o.J.).

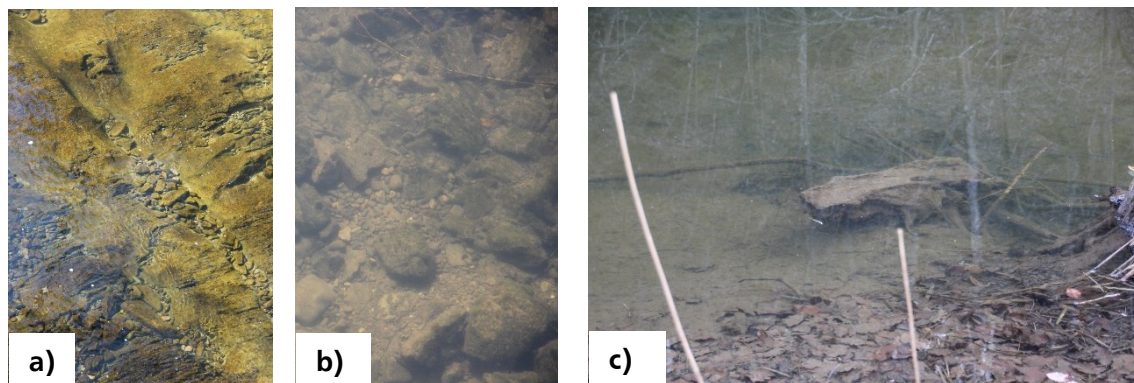


Abbildung 11: Substrate der Prüm; a: bei Echtershausen; b: bei Prümzurlay; c: Feinsedimente am Ufer kurz vor dem Stausee (eigene Aufnahmen).

Ein Absperrbauwerk mit zwei Segmentschützen und einer Wehrkrone als Grundablass staut das Wasser am See auf und reguliert den Wasserstand. Im Unterwasser ist ein Tosbecken mit seitlichem Auslauf und Schlitzpass als Fischaufstieg angeordnet.

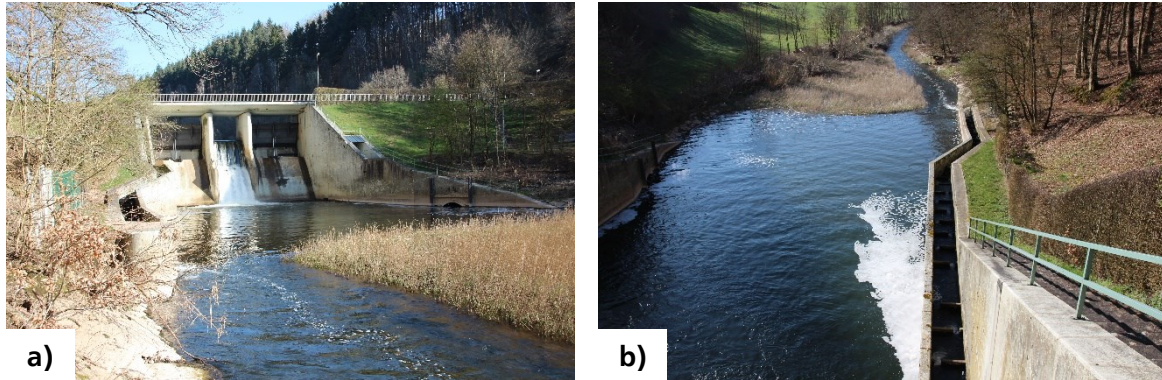


Abbildung 12: Stausee Bitburg; a: Absperrbauwerk; b: Unterwasser (eigene Aufnahmen).

Der ökologische Zustand nach WRRL ist in allen Einzugsgebieten außer der Oberen Enz als „mäßig“ einzustufen. Sowohl die Makrophyten/Phytobenthos als auch die Fische sind mit „mäßig“ bewertet, wobei es für diese beiden Parameter in der Oberen Enz keine Messstellen gibt. Einzig das Makrozoobenthos erhält in allen Teilgebieten ein „gut“. Der chemische Zustand ist in allen Teileinzugsgebieten mit „gut“ bewertet und die Umweltqualitätsnormen werden überall eingehalten. (MKUEM RP o.J.)

4 Methodik und Daten

In diesem Kapitel wird die Datenbasis vorgestellt sowie die Methoden, Annahmen und Randbedingungen für die Analyse der Gewässerparameter definiert, bevor in den nächsten beiden Kapiteln die Ergebnisse dargestellt werden.

4.1 Messstandorte und Daten

Grundlage für diese Arbeit sind Analysedaten von chemischen Parametern aus den Jahren 2001 – 2019 sowie Pegeldata von 1972 – 2019, die vom Landesamt für Umwelt RP zur Verfügung gestellt wurden. In Tabelle 5 sind die Parameter mit der Datenbasis je Messstation zusammengefasst.

Tabelle 5: Ausgewählte Parameter und Analysezeitraum.

	Echtershausen (EH)	Irrel / Prümzurley (IR)	Enz Mündung / Sinspelt (EM)	Wiersdorf (WI)
Feinsedimente				
Parameter	Trübung, abfiltrierbare Stoffe (AFS)			
Zeitraum	2006 – 2019	2001 – 2019	2001 – 2019	–
Abfluss an Pegel (Q_P)				
Zeitraum	1972 – 2020	1990 – 2020	1990 – 2020	1972 – 2020
Abfluss an Gütemessstelle (Q_G)				
Zeitraum	2006 – 2019	2001 – 2019	2001 – 2019	–
Physikalisch-chemische Grundparameter				
Parameter	Wassertemperatur (T), Sauerstoff-Gehalt (O_2), biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB5), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Chlorid (Cl ⁻), Sulfat (SO_4^{2-}), pH-Wert (pH), Eisen (Fe), Gesamtphosphor (Ges-P), ortho-Phosphat (o-P), Nitrit-Stickstoff (NO_2 -N), Ammonium-Stickstoff (NH_4^+ -N)			
Zeitraum	2006 – 2019	2002 – 2019	2002 – 2019	–
Schwermetalle				
Parameter	Aluminium (Al), Arsen (As), Barium (Ba), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Cobalt (Co), Eisen (Fe), Kupfer (Cu), Mangan (Mn), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Selen (Se), Silber (Ag), Uran (U), Zink (Zn)			
Zeitraum	2019	2018 - 2019	2018 - 2019	

In Abschnitt 3.1 wurde bereits das Untersuchungsgebiet festgelegt, wobei die für das darüber liegende Einzugsgebiet repräsentativen Messstandorte dargestellt sind (Abbildung 8). An den Messstationen Echtershausen (EH), Irrel (IR) und Enz Mündung (EM) liegen chemische Güteparameter inklusive Trübungsdaten vor. Die chemischen Parameter wurden in allgemein physikalisch-chemische Grundparameter und (Schwer-)Metalle aufgeteilt. Die Messstationen wurden als Stichprobe in einem Intervall von zwei Monaten bzw. ab 2006 monatlich durch die Regionalstelle Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft, Bodenschutz Trier der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord beprobt. Bei jeder Beprobung wurde der Abfluss an der Gütemessstelle (Q_G) gemessen.

Zu diesen chemischen Messstellen können zusätzlich Abflussdaten von vier Pegeln ausgewertet werden (Q_P). Die Pegel wurden viertelstündlich aufgezeichnet und liegen so als hochaufgelöste Daten vor. In Echtershausen gibt es sowohl chemische Daten als auch Pegelauswertungen. Für die Messstation Irrel wird Prümzurly als korrespondierender Pegel zugewiesen und für Enz Mündung der Pegel Sinspelt. An der Messstation Wiersdorf (WI) liegen ebenfalls Pegeldaten vor, sodass der Einfluss des Stausees auf den Abfluss analysiert werden kann.

Die Auswertungsmethoden werden in den nächsten Abschnitten erläutert. Im Folgenden werden die Messstationen als EH, IR, EM und WI bezeichnet, wobei darunter sowohl die Gütemessstelle als auch der Bezugspegel zu verstehen ist.

4.2 Analysemethoden für Feinsedimente und Abfluss

Es ist allgemein anerkannt, dass die Schwebstoffe in einem Gewässer anhand der Trübung quantitativ bestimmt werden können, da diese beiden Größen korrelieren (Allan und Castillo 2007, S. 45; Charlton 2007, S. 54; Gordon et al. 2004, S. 110; Habersack et al. 2017, S. 26). Deswegen wurde auch in dieser Arbeit die Feinsedimentdynamik durch die Trübungsdaten analysiert. Die Trübung, die als „optische Eigenschaft eines Wasserkörpers, eingestrahktes Licht zu streuen“ (DIN 4049-2, S. 8) definiert wird, kann mithilfe von Trübungssonden gemessen werden. Sie wird in der Einheit TE/F (Trübungseinheiten bezogen auf eine Formazin-Suspension) angegeben (Schemmer 1995, S. 78). Zusätzlich stehen wenige Einzelmessungen von AFS zur Verfügung, die eine direkte Messung der Schwebstoffkonzentration in mg/L darstellen. Diese wurden zur Überprüfung der Korrelation verwendet.

Zur quantitativen Analyse der Feinsedimente wurde nach Habersack et al. (2017, S. 47) durch lineare Regression eine Schätzfunktion zwischen Trübung und Schwebstoffkonzentration gefunden. Der y-Achsenabschnitt wurde auf 0 gesetzt, da keine negativen Sedimentkonzentrationen existieren. Anhand dieser Funktion ließ sich die Schwebstoffkonzentration zu jedem Trübungsmesswert ermitteln. Aus diesen Konzentrationen wurde mit folgender Formel die mittlere jährliche Schwebstofffracht abgeschätzt (Habersack et al. 2017, S. 49; Naumann et al. 2003, S. 44):

$$\bar{S} = 365 \cdot 0,0864 \cdot \bar{c}_s \cdot \bar{Q}_P \quad (2)$$

mit

\bar{S}	= mittlere jährliche Schwebstofffracht	[t/a]
\bar{c}_s	= mittlere jährliche Schwebstoffkonzentration	[mg/L]
\bar{Q}_P	= mittlerer jährlicher Durchfluss am Pegel	[m ³ /s]

Die Schwebstofffracht ist das Produkt aus der Schwebstoffkonzentration und dem Durchfluss an 365 Tagen pro Jahr. Der Faktor 0,0864 dient der Einheitenrechnung. Dies lässt eine grobe Einordnung der quantitativen Schwebstofffracht zu, ist allerdings durch die starke Mittelung der Parameter für eine detaillierte Analyse mit zu vielen Unsicherheiten behaftet. Deshalb wurden alle weiteren Analysen qualitativ anhand der Trübung weitergeführt.

Um langfristige Veränderungen in der Feinsedimentdynamik zu ermitteln, wurde die Trübung einer Zeitreihenanalyse unterzogen und die Trends anhand von gleitenden Mittelwerten und linearer Regression ermittelt. Zur Identifikation von Abhängigkeiten zwischen Trübung und Abfluss wurden die Pegel ausgewertet und der Trend des Abflusses ermittelt. Danach wurden Abfluss und Trübung in Beziehung zueinander gesetzt.

Da die Trübung, wie bereits in Abschnitt 2.1 erläutert, zeitlich stark variabel ist und von Abfluss und Klima abhängt, wurden die saisonalen Unterschiede ausgewertet. Die Trübung wurde sowohl monatlich als auch nach hydrologischen Sommer- und Winterhalbjahren getrennt analysiert und mit der Abflusscharakteristik verglichen.

Zur Korrelation zwischen Abfluss und Trübung wurden die Abflussdaten an der Gütemessstelle verwendet, da diese die exakten korrespondierenden Abflussbedingungen ohne zeitlichen oder räumlichen Versatz widerspiegeln. Ebenfalls wurden Trends der Trübung je nach Abflusshöhe ermittelt. Es wurden Abflussklassen anhand der Dauerlinie der jeweiligen Pegelstation gebildet und die Trübungswerte diesen nach dem korrespondierenden Q_G zugeordnet. Die Grenzen der Abflussklassen wurden in Anlehnung an Naumann et al. (2003, S. 47) anhand der Dauerlinie und der Unterschreitungsdauer in Tagen festgesetzt (Anhang A.3). Zusätzlich wurde ermittelt, ob sich Trübung und Abfluss unabhängig voneinander verändern. Dazu wurde eine Doppelsummenanalyse nach Walling und Fang (2003) durchgeführt. Es wurden kumulierte Werte von Trübung und Q_G gegeneinander aufgetragen, um Änderungen in der Steigung und somit Änderungen im Verhältnis der beiden Größen zueinander zu identifizieren.

Bei der Trend- und Korrelationsanalyse wurde durch (lineare) Regression der Korrelationskoeffizient bestimmt und mittels eines t-Tests auf statistische Signifikanz geprüft. Das Signifikanzniveau wurde mit $\alpha = 0,05$ festgelegt, was einer statistischen Wahrscheinlichkeit von mindestens 95 % entspricht. Durch fehlende Normalverteilung bzw. negativer Korrelation von Größen kann es hier zu Ungenauigkeiten kommen, die allerdings in dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt werden.

Alle Analysen von Trübung und Abfluss beziehen sich jeweils auf das hydrologische Jahr.

4.3 Auswahl und Analyse der Gewässergüteparameter

Im zweiten Teil der Analyse wurde die Gewässergüte anhand chemischer Parameter bewertet und zeitliche Veränderungen ermittelt. Die Gewässergüte ist die „[n]ach vorgegebenen Kriterien bewertete Gewässerbeschaffenheit“ (DIN 4049-2, S. 3), die die Eigenschaften eines Gewässers „durch physikalische, chemische und biologische Kenngrößen“ (DIN 4049-2, S. 3) beschreibt. Bereits in Abschnitt 2.3.2 wurden die verschiedenen Einflüsse der Feinsedimentdynamik auf den ökologischen Zustand des Gewässers zusammengefasst. Anhand der Ergebnisse der Gewässergüte- und Trübungsanalyse können so Auswirkungen und Abhängigkeiten aufgezeigt werden.

Nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV), die zur Umsetzung der WRRL dient, wird der ökologische Zustand eines Gewässers anhand folgender Qualitätskomponenten ermittelt (OGewV, Anlage 3):

- Biologische Qualitätskomponenten: Makrophyten/Phytobenthos, Phytoplankton, benthische wirbellose Fauna, Fischfauna

- Hydromorphologische Qualitätskomponenten: Wasserhaushalt, Durchgängigkeit, Morphologie
- Chemische und allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten: flussgebietspezifische Schadstoffe, allgemeine physikalisch-chemische Komponenten

Aufgrund der vorliegenden Daten beschränkte sich die Auswertung auf die chemische und allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten. Die erforderlichen Parameter wurden für die einzelnen Messstationen ermittelt und nach den Grenzwerten für den passenden Fließgewässertyp bewertet (OGewV, Anlage 7 Nr. 1.1 und 2.1), die in Tabelle 6 dargestellt sind. Dabei wurden die unterschiedlichen Parameter je nach Eigenschaften anhand verschiedener statistischer Werte wie Mittelwert, Maximum und Minimum oder Perzentilen innerhalb einer 3-Jahresperiode ausgewertet. Für Ammoniak-N existieren keine Messwerte, sodass dieser Parameter unberücksichtigt blieb. Danach wurde anhand der Einzelparameter die Gesamt-Gewässergüte der Periode bestimmt, indem das schlechteste Ergebnis der Parameter gewählt wurde. Die Ergebnisse wurden dann mit dem Trend der Trübung verglichen.

Tabelle 6: Anforderungen an chemische Parameter für die Bewertung des ökologischen Zustands nach OGewV; MAX bezeichnet den Maximalwert in der 3-Jahresperiode; MIN/a bzw. MAX/a den Mittelwert der Minimal- bzw. Maximalwerte pro Jahr, MW/a den Mittelwert aus den Jahresmitteln und 90 percentil/a den Mittelwert der 90. Perzentile der drei Jahre (nach OGewV, Anlage 7 Nr. 1.1 und 2.1).

Parameter	Einheit	statistische Kenngröße	Grenzwert „sehr gut“	Grenzwert „gut“
T _{max} Sommer	°C	MAX (Apr – Nov)	< 18	< 20
T _{max} Winter	°C	MAX (Dez – Mrz)	≤ 10	≤ 10
O ₂	mg/L	MIN/a	> 9	> 7
BSB5	mg/L	MW/a	< 3	< 3
TOC	mg/L	MW/a	< 7	< 7
Cl ⁻	mg/l	90 percentil /a	≤ 50	≤ 200
SO ₄ ²⁻	mg/L	MW/a	≤ 25	≤ 75
pH	-	MIN/a – MAX/a	-	7,0 – 8,5
Fe	mg/L	MW/a	-	≤ 0,7
o-P	mg/L	MW/a	≤ 0,02	≤ 0,07
Ges-P	mg/L	MW/a	≤ 0,05	≤ 0,10
NH ₄ ⁺ -N	mg/L	MW/a	≤ 0,04	≤ 0,1
Ammoniak-N	mg/L	MW/a	< 0,001	< 0,001
NO ₂ ⁻ -N	mg/L	MW/a	< 0,01	< 0,03

Neben den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern wurden die Konzentrationen verschiedener (Schwer-)Metalle analysiert (Tabelle 5). Durch die in Abschnitt 2.3.2 beschriebene Adsorption von Schadstoffen an Sediment sind Abhängigkeiten zu erwarten. Deshalb wurden die (Schwer-)Metalle wie auch in verschiedenen bisherigen Studien zusätzlich betrachtet (Bölscher et al. 2017; Heininger und Pelzer 1998; Höfler et al. 2018). Die Daten liegen allerdings nur aus den Jahren 2018 und 2019 vor, sodass keine Aussage über langfristige Entwicklungen möglich ist.

Nicht alle (Schwer-)Metalle sind nach OGeV mit Grenzwerten zur Überwachung vorgeschrieben. Ebenfalls wird von einigen dieser Parameter die Konzentration im Sediment in mg/kg gefordert. Eine derartige Auswertung ist aufgrund der unzureichend genauen Sedimentdaten durch AFS nicht möglich. Deshalb erfolgte eine Abschätzung anhand von Literaturwerten für die Gesamtkonzentration im Gewässer in µg/L. Dabei wurden Grenz- und Richtwerte aus verschiedenen Quellen berücksichtigt (Tabelle 7).

Tabelle 7: Grenz- und Richtwerte für (Schwer-)Metallgehalte im Gewässer aus der Literatur in µg/L.

	Grenzwerte nach Höfler et al. (2018, S. 96 f.)	Grenzwerte nach TrinkwV, Anlage 2 und 3	Richtwerte nach DVWK (1998)
Al	-	200	-
Ag	0,1	-	0,2
As	24	10	0,15 - 0,45
Ba	-	-	≤ 200
Cd	0,26	3	< 0,1
Co	-	-	0,19
Cr	9	50	1
Cu	9,3	2000	1 - 7
Fe	-	200	-
Mn	-	50	-
Mo	-	-	0,5
Ni	20,3	20	4 - 14
Pb	7,4	10	2,5 - 4
Se	5,3	10	0,06
U	15	10	1 - 3
Zn	53	-	< 10

Bei einzelnen Messwerten in den Analyseparametern, die unter der Bestimmungsgrenze (BG) liegen, wurde nach OGeV, Anlage 9 Nr. 3.1.1 dieser Wert mit der Hälfte der BG festgelegt. Lag durch diese Methode „ein [...] berechneter Jahresdurchschnitt unter der [höchsten, Anm. der Verf.] Bestimmungsgrenze, so [wurde] [...] dieser Wert als ‚kleiner Bestimmungsgrenze‘ bezeichnet“ (OGeV, Anlage 9 Nr. 3.1.2).

Die Trend- und Korrelationsanalyse wurde analog zu Trübung und Abfluss durchgeführt (vgl. Abschnitt 4.2). So wurde eine differenzierte Aussage darüber getroffen, welche einzelnen Parameter der Gewässergüte von Feinsedimenten beeinflusst werden.

Eine weitere Bewertung des chemischen Zustands war aufgrund der vorliegenden Daten nicht möglich, da die gemessenen Parameter wie Industriechemikalien, Pestizide und Herbizide sowie Arzneimittel unter der BG liegen. Durch die geringe Menge und die eingehaltenen Umweltqualitätsnormen (vgl. Abschnitt 3.4) sind diese Stoffe für die Interpretation hinsichtlich der Feinsedimentdynamik von untergeordneter Rolle und wurden deshalb in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

5 Feinsedimente und Abfluss

Um die Feinsedimentdynamik und die langfristigen Trends im Untersuchungsgebiet zu charakterisieren, werden in diesem Kapitel die Ergebnisse der Trübungs- und Abflussanalyse dargestellt. Es werden der zeitliche und räumliche Verlauf der Trübung sowie deren Beziehung zum Abflussgeschehen aufgezeigt.

5.1 Analyse der Feinsedimente

Einen allgemeinen Überblick über die Datengrundlage gibt die statistische Auswertung der Trübungsdaten der einzelnen Messstationen (Tabelle 8). Ausführliche Datenblätter zur Trübung sind in Anhang A.1 gegeben.

Tabelle 8: Statistische Werte der Trübung nach Messstationen.

Trübung [TE/F]	EH	IR	EM
Maximum	120,0	250,0	268,0
Minimum	0,7	1,4	0,9
Mittelwert	8,3	12,8	13,1
Median	4,0	5,1	5,5

Demnach wird deutlich, dass EH eine geringere Trübung aufweist als IR und EM. Insgesamt haben die Werte eine sehr große Spannweite, was auf starke Einzelereignisse hindeutet. Dies belegt auch die Abweichung von Mittelwert und Median sowie die unsymmetrische Verteilung im Balkendiagramm in Abbildung 13. Somit ist von einer geringeren Grundtrübung und vielen Trübungsspitzen auszugehen.

Die Korrelationsanalyse zwischen Trübung und AFS bestätigt, dass die Trübung zur qualitativen Abbildung der Feinsedimentdynamik geeignet ist (Abbildung 14). An allen drei Messstationen weisen die beiden Größen eine hohe Korrelation von $R^2 > 0,90$ und eine hohe Signifikanz auf. Die ausführlichen Ergebnisse sind in Anhang A.7 zusammengefasst.

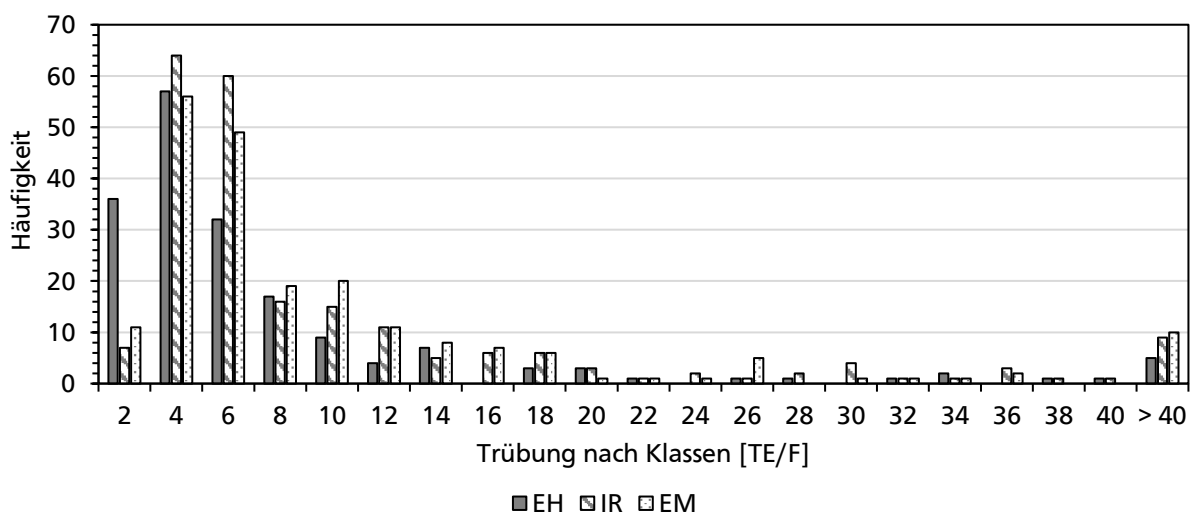


Abbildung 13: Verteilung der Häufigkeit der Trübungsmesswerte für die Messstationen EH, IR und EM.

Zu beachten ist, dass die Trübung keine direkte Aussage über die absolut transportierte Schwebstoffmenge ermöglicht, da diese vom Verdünnungsgrad und folglich von Größe und Abflussmenge des Gewässers abhängt. Daher ist kein direkter Vergleich zwischen Gewässern mit unterschiedlichen Abflusswerten möglich. Deshalb wurden zur besseren Vergleichbarkeit mittlere Jahresfrachten nach der in Abschnitt 4.2 erläuterten Methode anhand der zuvor durchgeführten Korrelation mit AFS berechnet (Abbildung 14 und Anhang A.1). Daraus wird deutlich, dass die Enz zwar die höchste Trübung, aber durch ihre geringere Abflussmenge nur die geringste mittlere jährliche Schwebstofffracht von 532 t/a hat. Hingegen hat EH eine mittlere Fracht von 1130 t/a und IR die höchste Fracht mit 2646 t/a. Somit nimmt die Fracht wie erwartet mit der Lauflänge des Flusses und der Einmündung von Nebenflüssen zu. Hinzu kommt die verstärkte landwirtschaftliche Nutzung mit Lauflänge der Prüm (vgl. Abschnitt 3.2).

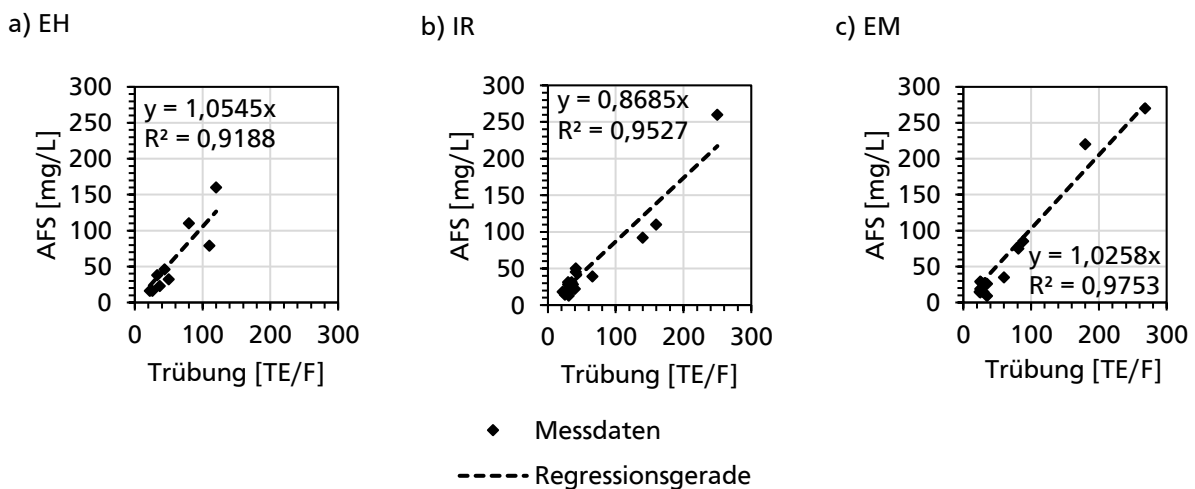


Abbildung 14: Korrelations- und Regressionsanalyse zwischen Trübung und AFS.

Anhand der Schwebstofffrachtdaten kann kein Einfluss des Stausees nach der Station EH festgestellt werden. Die Schwebstofffracht nach dem Stausee bei IR ist größer als die vor dem Stausee, selbst wenn der größte einmündende Nebenfluss (EM) davon abgezogen wird. Dies schließt allerdings nicht aus, dass der Stausee Feinsedimente zurückhält. Vielmehr wird dessen Einfluss lediglich durch die lange Fließlänge und die weiteren einmündenden Nebenflüsse bis zur Messstation IR kompensiert, wie in Abschnitt 2.3.1 beschrieben.

Zur Ermittlung von Veränderungen und Trends in der Feinsedimentdynamik ist in Abbildung 15 der zeitliche Verlauf der Trübungsmesswerte sowie des gleitenden Mittelwertes über ein Jahr dargestellt. Erkennbar ist die Variabilität und die Aufteilung in eine Grundtrübung und Trübungsspitzen zu Einzelereignissen, was sich auch in den statistischen Werten widerspiegelt. Die Trübungsspitzen sind unregelmäßig ohne ersichtliches Muster über die Zeit verteilt. Der gleitende Mittelwert schwankt bei allen Messstationen zwischen Perioden mit niedrigerer und höherer Trübung, wobei letztere zumeist aus einem sehr starken Einzelereignis resultieren. Bei allen drei Messstationen zeigt sich ein leicht negativer linearer Trend in der Trübung, bei EH und IR ist dieser im Gegensatz zu EM sogar signifikant (vgl. Anhang A.7). Umgerechnet ist das eine Abnahme pro Jahr von ca. 0,22 TE/F bei EH, 0,26 TE/F bei IR und 0,14 TE/F bei EM. Dies entspricht bezogen auf den Mittelwert einer jährlichen prozentualen Änderung von 1 – 3 %, sodass die Veränderung als sehr gering einzustufen ist.

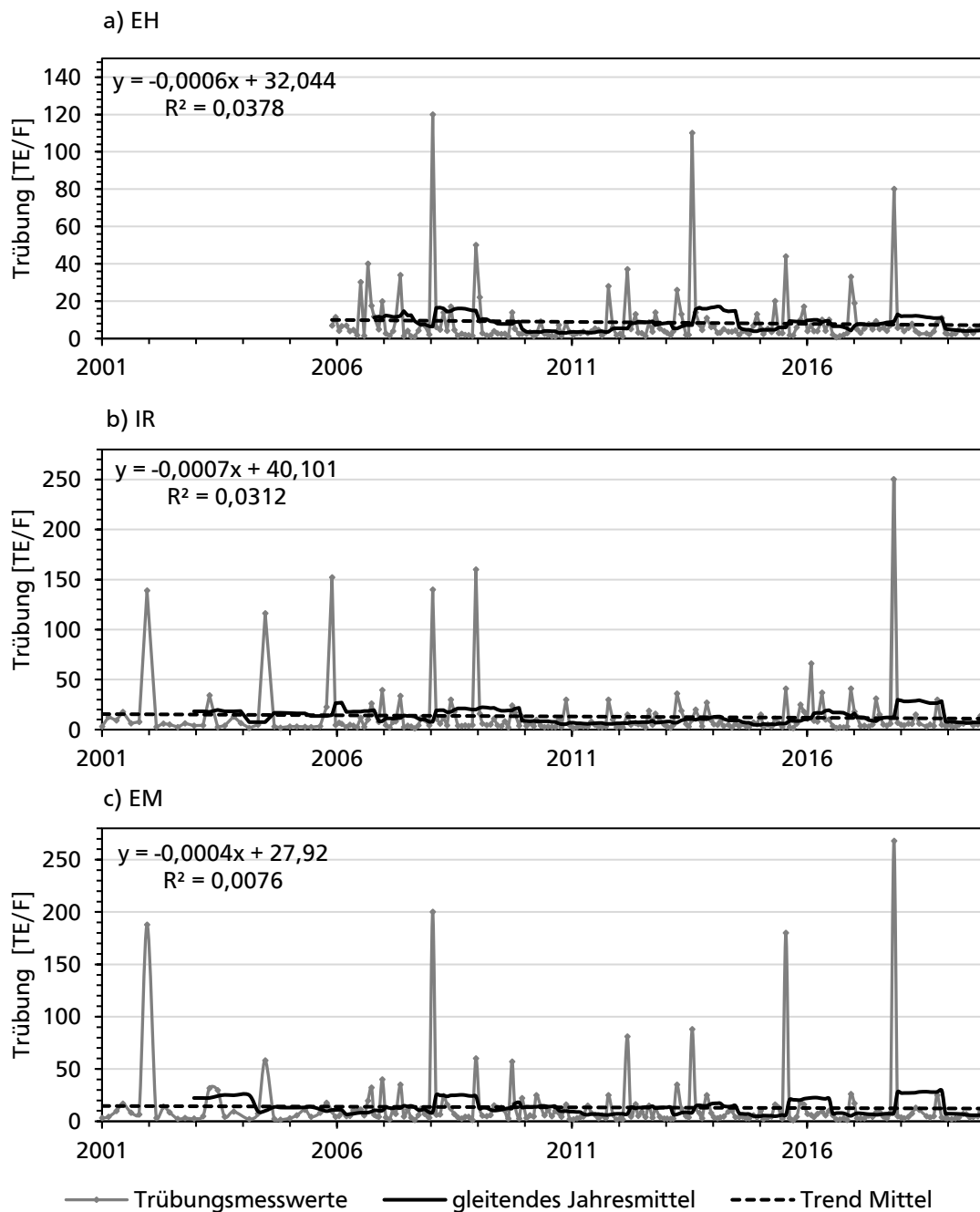


Abbildung 15: Zeitreihe der Trübungsdaten an den Messstationen EH, IR, EM; gleitender Mittelwert sowie dessen Trend; zu beachten ist der abweichende Achsenbereich der Trübung bei EH.

Die Zeitreihen der drei Messstationen stimmen häufig gut überein. Qualitativ sind einige Einzelereignisse mit hohen Trübungsraten in allen drei Stationen zu erkennen, wie z.B. 2002, 2004, 2008, 2009 oder 2018. In den Jahren 2012, 2013 und 2015 treten die Ereignisse ausschließlich bei EH und leicht bei EM auf, wohingegen ein Ausschlag bei IR fehlt. Auch die gleitenden Mittel haben einen ähnlichen Kurvenverlauf, bei dem die trübungsreichen und trübungsarmen Perioden in der Abfolge übereinstimmen. Lediglich die Länge und Intensität der Perioden unterscheiden sich leicht. Die qualitative Ähnlichkeit der Trübungszeitreihen ist durch das zusammenhängende Flusssystem und die örtliche Nähe zu erklären. Die Trübungen von EH

und EM bilden die Trübung bei IR, wobei Verdünnungseffekte, Erosion und Ablagerung entlang der weiteren Fließstrecke hinzukommen. Durch die geographische Nähe von Enz und Prüm sind ähnliche klimatische Randbedingungen gegeben, weshalb der Feinsedimenteintrag durch klimatische Änderungen vergleichbar ist (vgl. Abschnitt 3.3).

Insgesamt wird anhand der Daten die hohe Variabilität der Schwebstofffracht bestätigt, die in der Literatur beschrieben wird (vgl. Abschnitt 2.1). Allerdings ist der leicht negative Trend gegensätzlich zur globalen Entwicklung mit steigenden anthropogen beeinflussten Einträgen, abgesehen von dem Rückhalt in Stauseen. Nach Tabelle 2 sind die Frachten in Mittelgebirgen bis Hochland und in der kaltgemäßigten Zone, dem das Untersuchungsgebiet entspricht, in Bezug auf die vormenschliche Zeit eher erhöht. Dagegen ist allgemein in Europa eine Reduktion der Schwebstofffracht sichtbar, die über die Retention der Stauseen hinaus reicht. Prüm und Enz sind demnach zwischen den beiden Entwicklungen einzuordnen. Dies bestätigt, dass die Schwebstoffentwicklung sehr heterogen ist und Gewässer ohne eine Analyse der Feinsedimente nur schwer eingeordnet werden können.

Ein Grund für den Trend der Schwebstofffracht in Prüm und Enz kann in dem stark ländlich geprägten und wenig versiegelten Einzugsgebiet liegen (vgl. Abschnitt 3.2). Durch die weitgehend naturnahe Ausprägung und die Schutzgebiete ist bei Prüm und Enz mit Ausnahme der Landwirtschaft nur eine geringe anthropogene Beeinflussung zu erkennen. Gewässer- und Bodenschutzmaßnahmen, wie z.B. nach WRRL gefordert, können sogar einen gegenteiligen Effekt haben und die Schwebstofffracht leicht verringern. Die Einflüsse des Stausees oder lokaler morphologischer Veränderungen, wie Wehre, sind durch die Datenbasis nicht nachweisbar. Des Weiteren kann anhand der Datenbasis keine Aussage zur vormenschlichen Zeit getroffen werden, wofür weitere Modellberechnungen notwendig wären. So kann lediglich der heutige langjährige Trend wiedergegeben werden.

5.2 Auswertung der Abflussdaten

Wie in Abschnitt 2.2.1 erläutert, hängt die Trübung maßgeblich vom Abflussgeschehen und somit indirekt von Klimavariablen wie dem Niederschlag ab. Um den Einfluss im Untersuchungsgebiet genauer zu charakterisieren, werden zunächst die Hauptwerte des Abflusses sowie der zeitliche Verlauf der Pegel betrachtet und mit der Trübung und Sedimentfracht verglichen (Tabelle 9, Abbildung 16).

Tabelle 9: Hauptwerte der Pegel nach Messstationen; HQ – Hochwasserabfluss, MHQ – mittlerer Hochwasserabfluss, MQ – mittlerer Abfluss, MNQ – mittlerer Niedrigwasserabfluss, NQ - Niedrigwasserabfluss (nach MKUEM RP o.J.).

Q [m ³ /s]	EH	IR	EM	WI
HQ	222,0	252,0	76,0	218,0
MHQ	76,3	110,0	27,0	79,8
MQ	4,92	7,78	1,31	4,96
MNQ	0,203	0,856	0,038	0,232
NQ	0,007	0,272	0,006	0,042

Im Mittel ergibt sich eine ähnliche Staffelung der Hauptwerte an den Messstationen wie bei der Sedimentfracht: IR hat den größten mittleren Abfluss sowie die größten Hochwasserspitzen, dagegen hat EM die deutlich geringsten Werte sowohl im Mittel als auch bei HQ und NQ. EH und WI liegen im Mittelfeld und unterscheiden sich in den Hauptwerten nur geringfügig. Ebenso ist die Spannweite zwischen NQ und HQ sehr groß, was analog zur Trübung auf starke Einzelereignisse hindeutet.

Die Zeitreihen der Pegel, die für EH und WI seit 1972 und für IR und EM seit 1990 aufgezeichnet wurden, zeigen ein regelmäßiges periodisches Bild der Maxima und Minima (Abbildung 16, vgl. Anhang A.2). Sowohl die Ganglinien als auch die gleitenden Jahresmittel ähneln sich zwischen den vier Stationen. Dies ist wie bei der Trübung auf das gleiche Fließgewässersystem und der sich fortpflanzenden Abflusswellen zurückzuführen. In den gleitenden Mitteln wechseln sich abflussarme und abflussreiche Intervalle ab. Insgesamt sind in allen Stationen statistisch signifikante negative Trends im mittleren Abfluss zu verzeichnen (vgl. Anhang A.7). Allerdings sind die Reduktionsraten pro Jahr mit $< 0,04 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $< 1 \%$ des MQ sehr gering, sodass von einem gleichbleibenden Abfluss über die Zeit gesprochen werden kann.

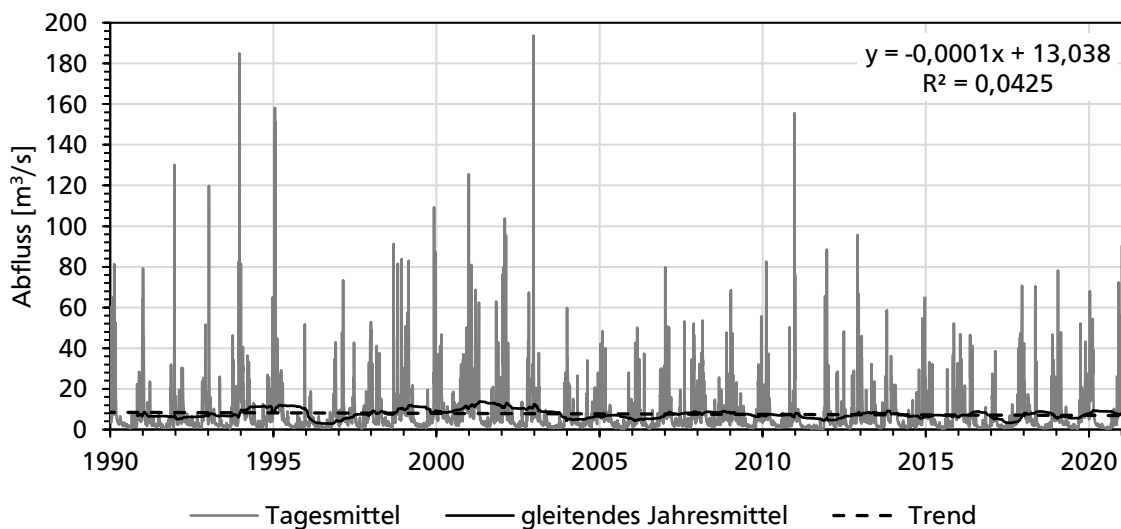


Abbildung 16: Zeitreihe der Pegelgangline an der Messstation IR; gleitender Mittelwert sowie dessen Trend.

Die erhöhten mittleren Niederschlagshöhen, wie in Abschnitt 3.3 beschrieben, scheinen keine Auswirkungen auf die mittlere Abflusshöhe zu haben. Zum einen gleichen sich Trockenperioden mit Starkregenereignissen im Mittel wieder aus, zum anderen kann das Einzugsgebiet als Puffer mit einem hohen Rückhalt in der Fläche wirken.

Um den Einfluss des Bitburger Stausees auf die Abflusshöhe zu untersuchen, wurden die Messstationen EH und WI gegenübergestellt. Abbildung 17 zeigt, dass die Mittel sehr gut übereinstimmen und weder eine Erhöhung noch eine Verringerung des mittleren Abflusses durch den Stausee erfolgt. Vergleicht man die beiden Ganglinien der Zeitreihen, ist keine Verringerung der Abflussmaxima oder Veränderung der zeitlichen Verteilung zu erkennen (vgl. Anhang A.2). Somit wird der Abfluss durch den Stausee nicht weiter beeinflusst. Deshalb ist der Stausee unter Einbezug einer verringerten Sedimentfracht dem Typ 4 nach Tabelle 4 zuzuordnen. Dies deckt sich mit der Nutzung zur Energiegewinnung, bei der dieser Typ dominiert (vgl. Abschnitt 2.3.1 und Abschnitt 3.4).

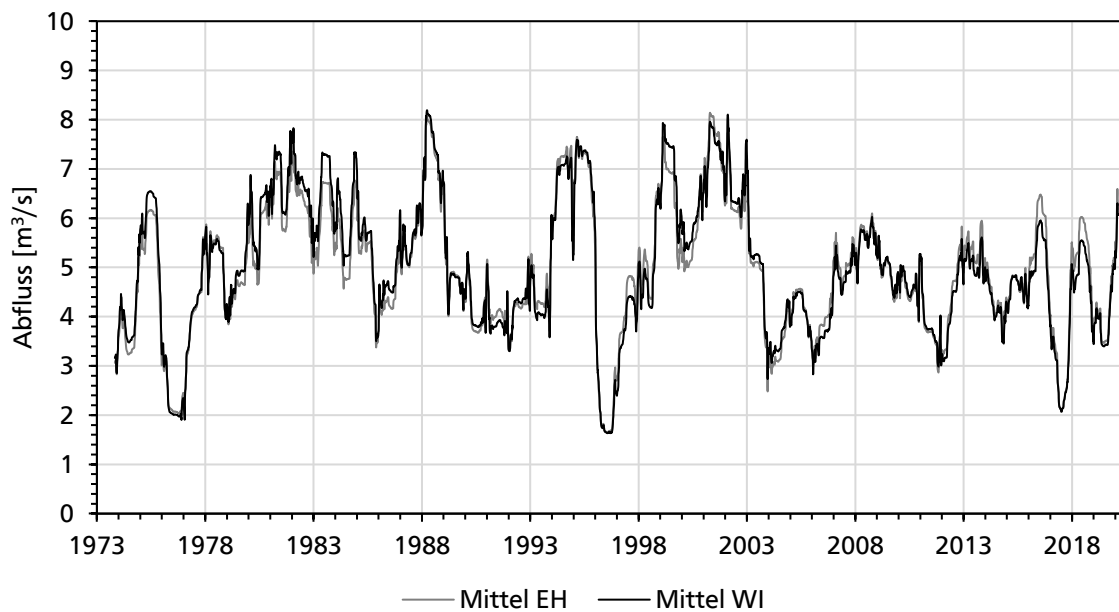


Abbildung 17: Gleitende Jahresmittel von Q_P vor (EH) und nach (WI) dem Bitburger Stausee.

Neben den Pegeldata standen Daten für die Abflussbedingungen an der Gütemessstelle zur Verfügung. Diese wurden anhand der Pegeldata plausibilisiert. Die Korrelation von Q_P und Q_G zeigt eine sehr gute Übereinstimmung der zeitlich korrespondierenden Werte mit $R^2 > 0,98$ und einer sehr hohen statistischen Signifikanz (Abbildung 18, Anhang A.7). Zudem ist die Steigung der Korrelationsgeraden nahe bei 1, was die Genauigkeit der Werte bestätigt. Lediglich bei EM liegt die Steigung bei 1,4 und folglich leicht höher, was an der starken räumlichen Distanz zwischen der chemischen Messstation und dem korrespondierenden Pegel liegen kann.

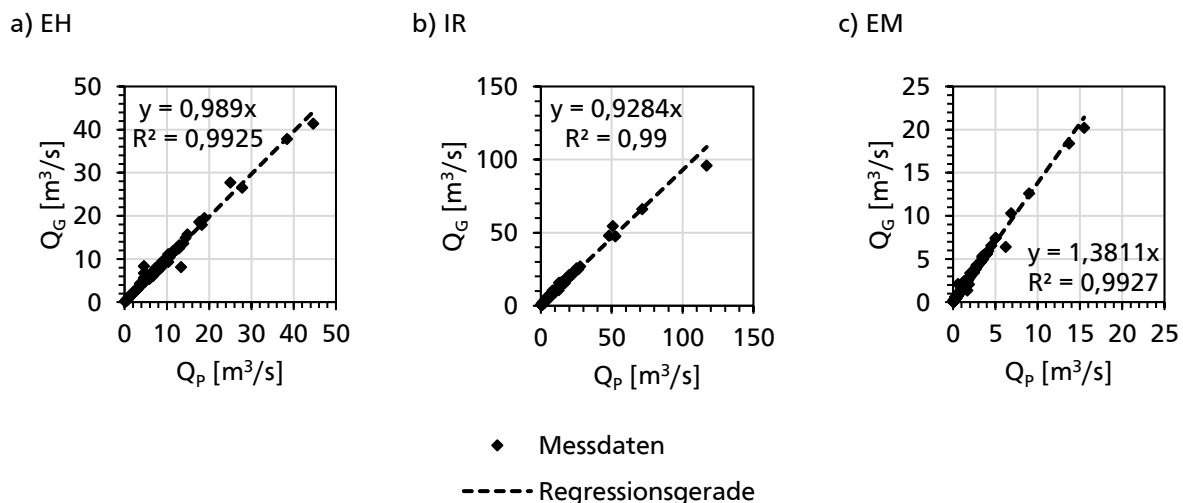


Abbildung 18: Korrelation von Q_P und Q_G an den Messstationen.

Durch den Vergleich der zeitlichen Verläufe von Q_P und Q_G lässt sich die Übereinstimmung aus der Korrelation bestätigen (Abbildung 19, Anhang A.2). Allerdings wird auch deutlich, dass durch die monatliche Messung einige Spitzen nicht oder nur unvollständig abgebildet werden.

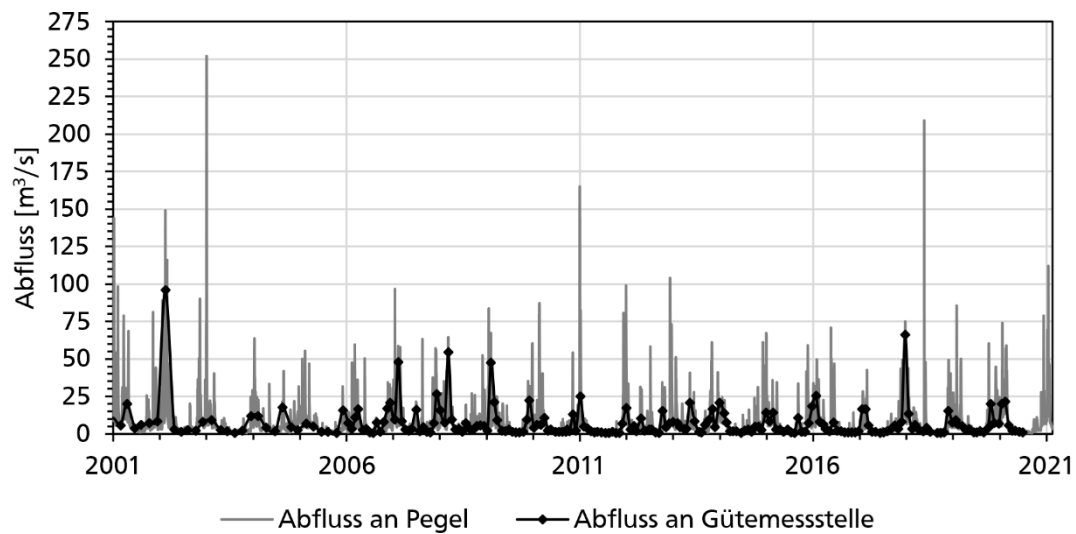


Abbildung 19: Zeitreihe von Q_P und Q_G an der Messstation IR.

So ist z.B. das Hochwasser im Januar 2003 oder im Juni 2018 in den Werten von Q_G nicht zu erkennen. Dies zeigt, dass eventuelle korrespondierende Trübungsspitzen mit monatlichen Messungen fehlen. Deshalb ist es sinnvoll eine direkte Korrelation zwischen Abfluss und Trübung mit den Werten von Q_G durchzuführen. Weiterhin ist dies von Vorteil, da Q_G und die Trübung immer zur selben Zeit aufgezeichnet werden und so systematische Fehler in der Korrelation vermieden werden.

5.3 Jahreszeitliche Betrachtung

Sowohl die Trübung als auch der Abfluss unterliegen starken periodischen und jahreszeitlichen Schwankungen (vgl. Abschnitt 2.1). Betrachtet man die Trübung gemittelt nach hydrologischen Halbjahren, liegen allgemein im Winterhalbjahr etwas höhere Werte vor als im Sommerhalbjahr (Abbildung 20). Durch die hohe Variabilität und unregelmäßige Starkregenereignisse gibt es allerdings zwischen den Jahren deutliche Unterschiede, sodass dies nur im Mittel zutrifft.

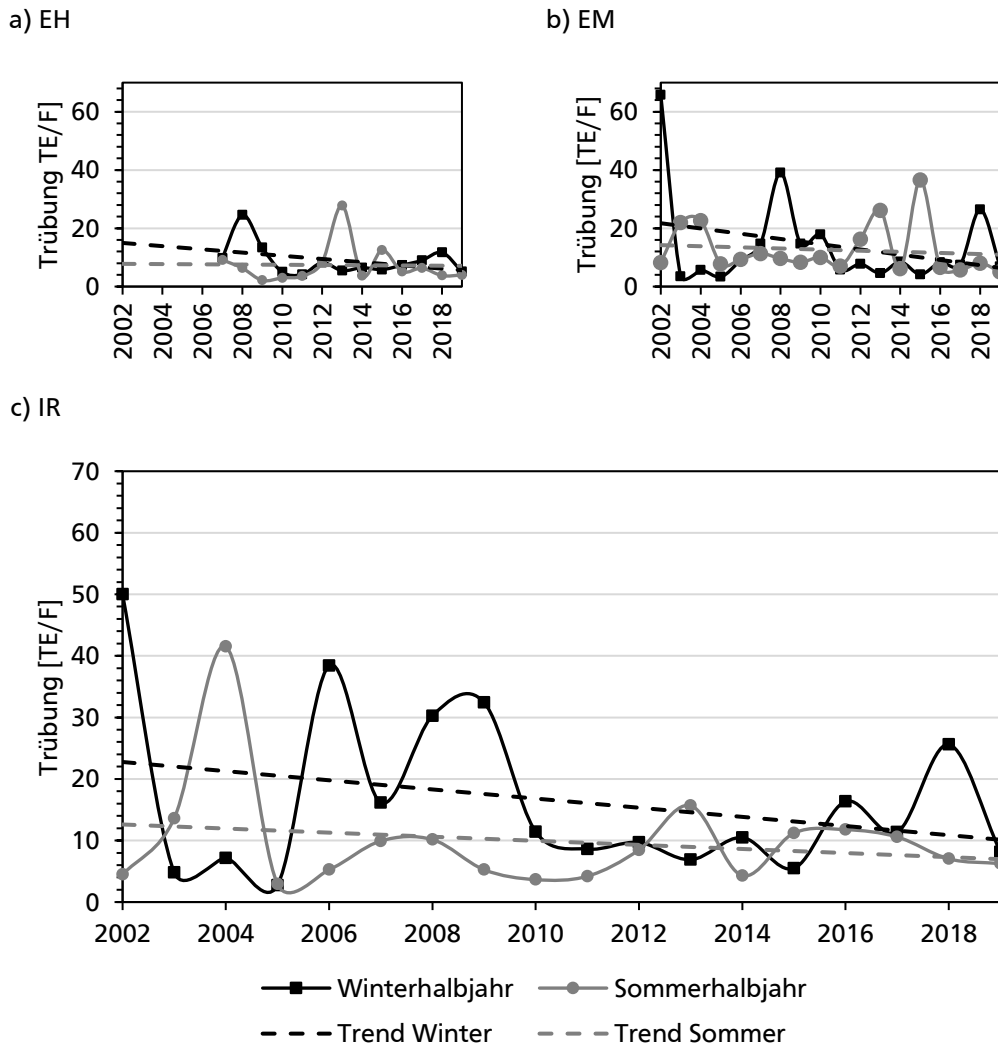


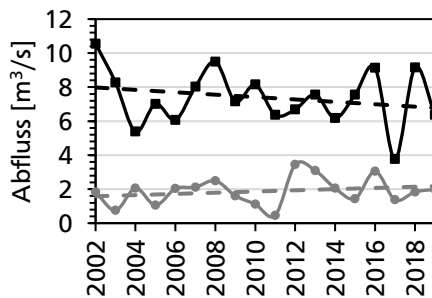
Abbildung 20: Verlauf der Trübung getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahr.

Insgesamt ist nach Halbjahren getrennt in allen Trends eine Verringerung der Feinsedimente über die Zeit sichtbar. Allerdings sind diese Trends nicht statistisch signifikant (vgl. Anhang A.7). Das Winterhalbjahr weist eine stärkere negative Steigung auf, sodass sich im Zeitverlauf die beiden Halbjahre annähern. Besonders bei EH und EM ist in den letzten Jahren kein nennenswerter Unterschied mehr zu verzeichnen.

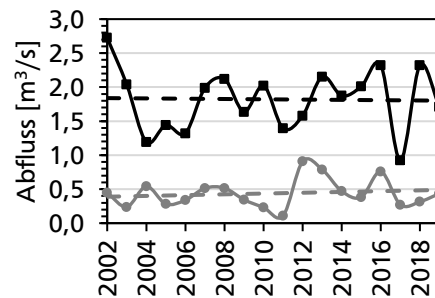
Im Verhältnis zur Trübung ist der Abfluss innerhalb der hydrologischen Halbjahre weniger variabel (Abbildung 22). Des Weiteren besteht eine deutliche Diskrepanz zwischen den Halbjahren, wobei die Abflüsse im Winter im Mittel mehr als das Dreifache des Sommers messen. Qualitativ ähneln sich die Halbjahresverläufe der Abflüsse zwischen den Messstationen. Allerdings

gibt es starke quantitative Unterschiede in der Abflusshöhe, wie bereits in den Hauptwerten und der Ganglinie ersichtlich (vgl. Abschnitt 5.2). Der Winterabfluss hat in allen Messstationen einen negativen Trend, während der Sommerabfluss steigt. Dabei erfährt EM nur eine geringe Veränderung, während die Steigung der Trendgeraden bei EH und IR stärker ist. Alle Trends der Halbjahre sind wie bei der Trübung statistisch nicht signifikant (vgl. Anhang A.7). Somit zeigt sich, dass die Trübung im Winterhalbjahr stärker mit dem Abfluss in Beziehung steht als im Sommer, wo sie sich unabhängig vom Abflusstrend entwickelt.

a) EH



b) EM



c) IR

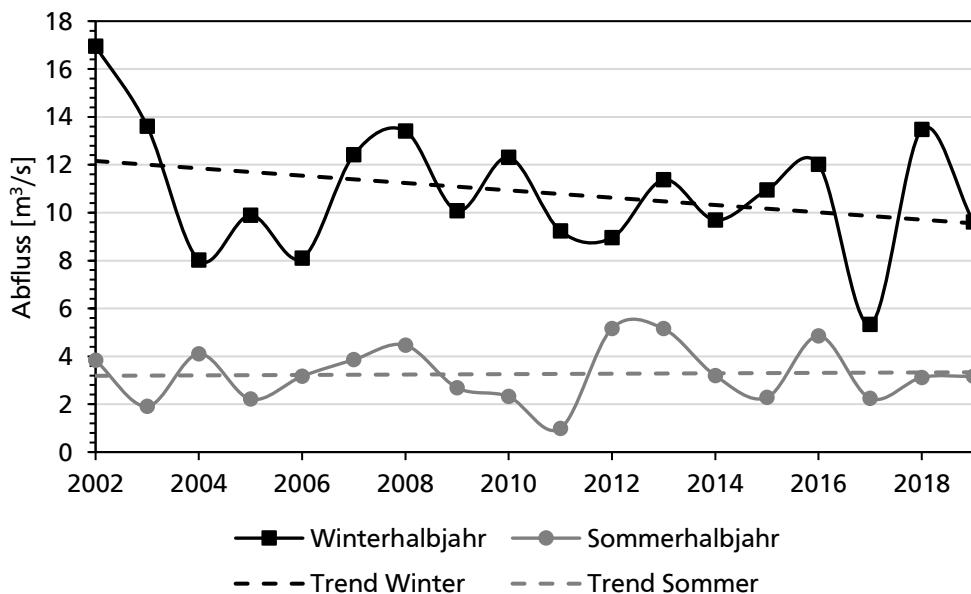


Abbildung 21: Verlauf von Q_F getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahr; zu beachten sind die abweichenden Achsenbereiche des Abflusses.

Neben der Aufteilung nach Halbjahren wurde der Jahresverlauf von Trübung und Abfluss betrachtet. Abbildung 22 stellt die Monatsmittel nach Zeitperioden aus den Trübungsmesswerten dar. Allgemein ist bei allen Messstationen ein Maximum im Frühjahr (Jan – Mrz) zu erkennen und ein bis zwei etwas geringere Spitzen im Sommer bis Herbst (Jun – Sep). Die überproportionale Spitze bei EH und EM in der Periode 2011 – 2015 im September lässt sich auf zwei Einzelereignisse 2013 und 2015 zurückführen, die im Mittelwert sehr stark gewichtet sind. Eine eindeutige Tendenz zu einer Verringerung oder Erhöhung der Trübung nach Monaten über die Zeit ist nicht feststellbar, allerdings gibt es starke Schwankungen zwischen den Jahresperioden.

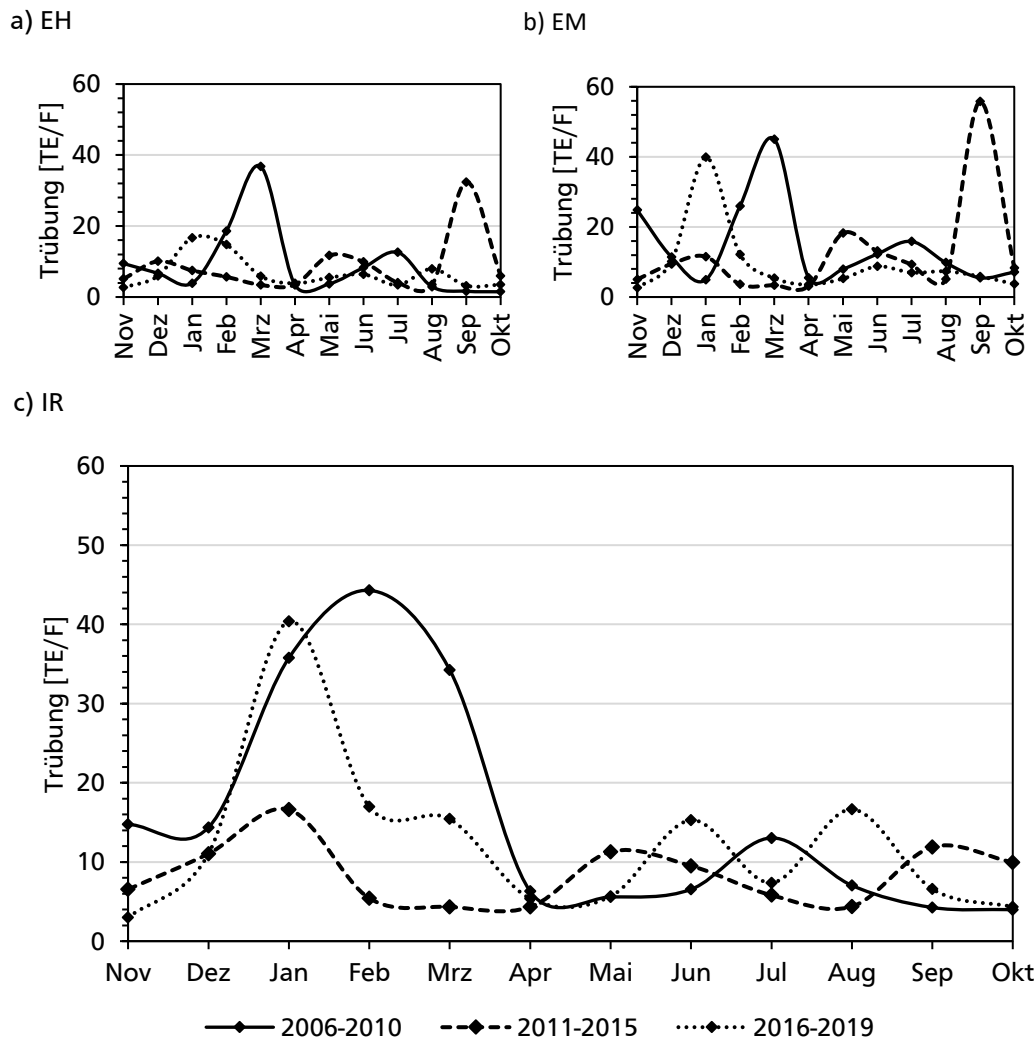


Abbildung 22: Verlauf der Trübung nach Monaten und Jahresperioden.

Ein Vergleich des mittleren Jahresverlaufs der Trübung mit dem des Abflusses für den Untersuchungszeitraum bekräftigt die Beziehung aus der halbjährlichen Analyse. Besonders in den hydrologischen Wintermonaten folgt die mittlere Trübung dem Abflussverlauf (Abbildung 23). Der Abflussverlauf zeigt die starke jährliche Schwankung zwischen Minimum im Sommer und Maximum im Winterhalbjahr. Dagegen hat die Trübung auch im Sommer Trübungsspitzen, die nicht direkt mit dem Abfluss in Verbindung gebracht werden können. Eine Erklärung hierfür liefern Naumann et al. (2003), die zwei unterschiedliche Schwebstoff-Jahresgang-Typen unterscheiden: einen abflussabhängigen Typ mit „Maximum [...] im abflussreichsten Monat und einem Minimum in den Sommermonaten“ (Naumann et al. 2003, S. 196) sowie einen Typ, der von der Bioproduktivität und der Phytoplanktonentwicklung abhängt und ein Maximum im Frühjahr und Hochsommer aufweist. In diesem Fall liegt eine Kombination beider Abflusstypen vor. Dies tritt im Unterlauf von Flüssen und bei erhöhtem Nährstoffeintrag sowie bei gestauten Abschnitten auf. Allerdings kann im Sommer auch eine fehlende Verdünnung der Einleitung der Kläranlagen die Spitzen erzeugen. (Naumann et al. 2003, S. 196–198)

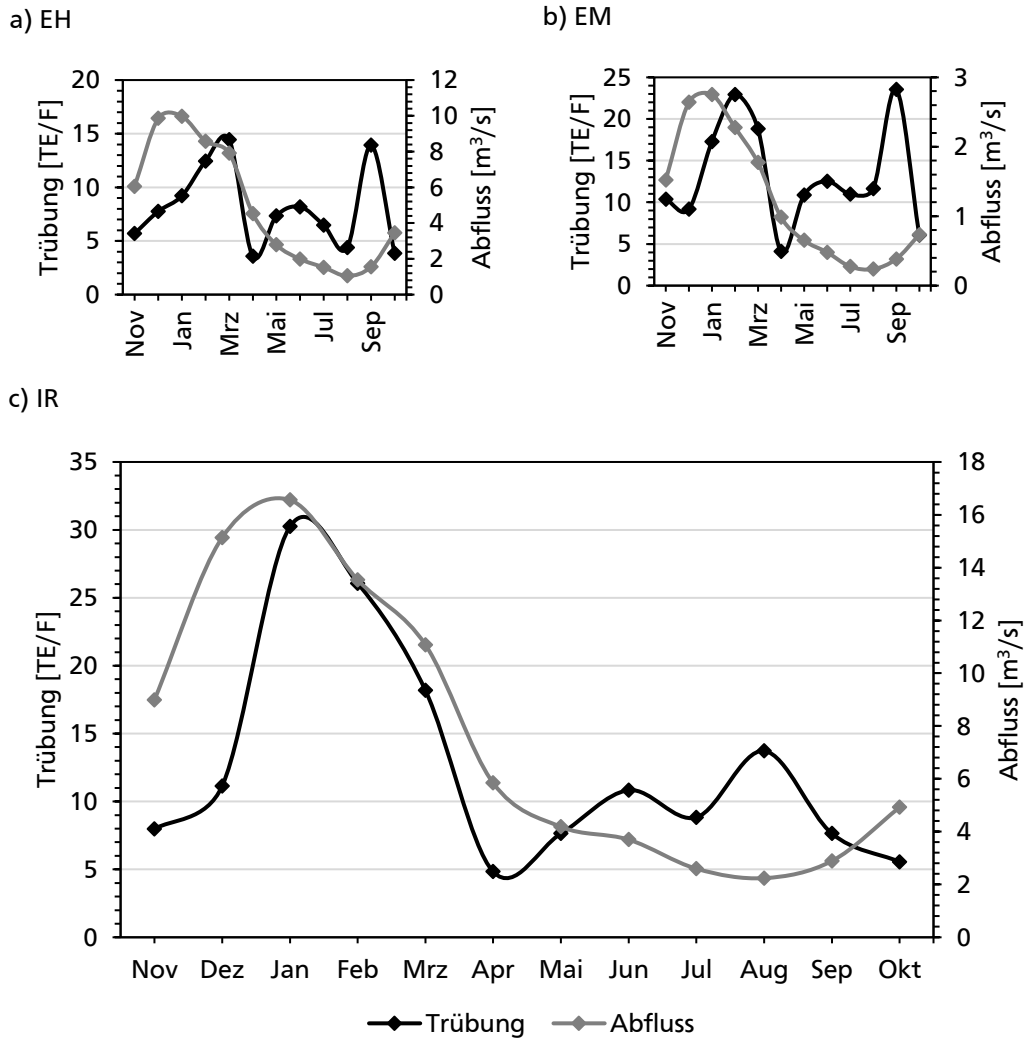


Abbildung 23: Mittlere Jahresverläufe nach Monaten von Trübung und Q_p ; zu beachten sind die abweichenden Achsenbereiche.

5.4 Beziehung zwischen Trübung und Abfluss

Die bisherigen Analysen haben belegt, dass Trübung und Abfluss miteinander in Verbindung stehen und ähnliche Charakteristika aufweisen. Nun werden die beiden Größen direkt miteinander korreliert, um die Beziehung im Detail zu erörtern. Tabelle 10 fasst die Ergebnisse für verschiedene Regressionsfunktionen bei der Korrelation zwischen Trübung und Q_G zusammen. Es werden sowohl die Messwerte an sich als auch die Trübung bei den in Abschnitt 4.2 beschriebenen Abflussklassen betrachtet (vgl. Anhang A.3).

Patt und Gonsowski (2011, S. 62) beschreiben eine Potenz-Beziehung zwischen Schwebstofffracht und Abfluss. Dies lässt sich in der Korrelation zwischen Trübungsdaten und Q_G verifizieren (Tabelle 10). Des Weiteren besteht ein signifikanter linearer Zusammenhang zwischen den Größen (vgl. Anhang A.7). Die besten Ergebnisse werden allerdings meist mit einer exponentiellen Funktion erzielt. Die Korrelation ist noch deutlicher, wenn Mittelwerte der Trübung

über die Abflussklassen mit dem Abfluss korreliert werden. Es werden sehr hohe Bestimmtheitsmaße von $R^2 > 0,98$ bei der exponentiellen Korrelation erreicht. Die beste Regressionsfunktion für die jeweilige Messstation ist in Abbildung 24 bzw. Anhang A.4 dargestellt.

Tabelle 10: Bestimmtheitsmaße der Regressionsfunktionen zwischen Trübung und Q_G ; das höchste Bestimmtheitsmaß je Messstation und Korrelationsmethode ist jeweils hervorgehoben.

		Linear	Potenz	Exponentiell
EH	Messwert	0,449	0,328	0,451
	Abflussklasse	0,899	0,774	0,982
IR	Messwert	0,548	0,447	0,215
	Abflussklasse	0,960	0,903	0,996
EM	Messwert	0,600	0,235	0,620
	Abflussklasse	0,965	0,717	0,994

Je größer der Abfluss, desto größer ist im Mittel auch die Trübung und die Schwebstoffkonzentration. Dabei haben EH und IR ein ähnliches Verhältnis zwischen Trübung und Abfluss, was sich in einer ähnlichen Steigung des linearen Trends widerspiegelt. EM hat dagegen eine größere Steigung und daher im Verhältnis zum Abfluss höhere Trübungswerte.

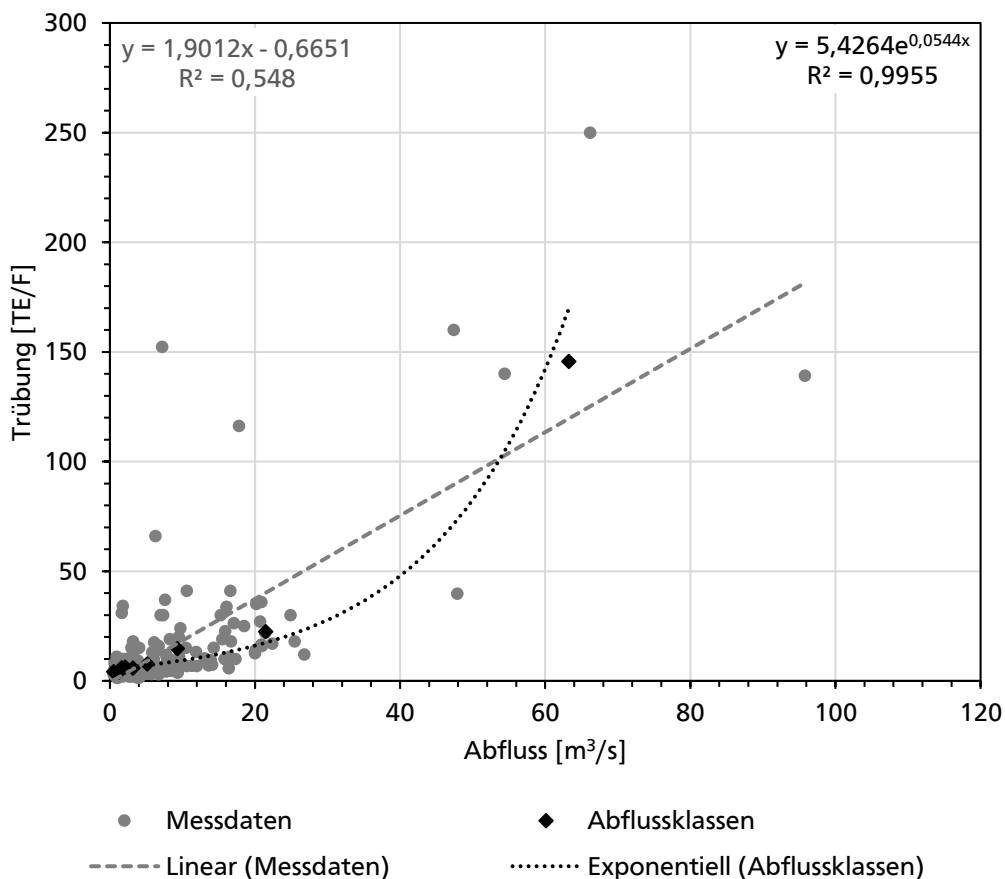


Abbildung 24: Korrelationsanalyse zwischen Q_G und Trübung bei IR; lineare und exponentielle Regression sowohl der Messdaten als auch der Trübungsmittelwerte nach Abflussklassen.

In Anhang A.3 sind neben den Mittelwerten die Maxima und Minima der Trübung nach Abflussklassen gegeben. In den Abflussklassen existiert eine große Spannweite an Trübungswerten. Dies zeigt, dass zwar im Mittel mit größerem Abfluss auch die Trübung steigt. Allerdings können auch bei höheren Abflüssen im Einzelfall geringe Trübungswerte auftreten und umgekehrt. Somit hängt die Trübung und Feinsedimentdynamik nicht allein von der Abflussmenge ab, sondern auch von der zeitlichen Abfolge der Starkregenereignisse und anderen Einflussfaktoren.

Es wurde ebenso der zeitliche Trend der Trübung innerhalb der Abflussklassen betrachtet, um Unterschiede in der Entwicklung nach Abflussmenge zu erkennen (vgl. Anhang A.7). Tabelle 11 fasst die Ergebnisse der Trendanalyse nach Abflussklassen sowie deren Signifikanz zusammen. Demnach ist die Veränderung der Trübung je nach Abfluss und je nach Messtelle sehr inhomogen. Während EH und IR überwiegend positive Trends in den Abflussklassen aufweisen, sind bei EM fast alle Trends negativ. Insgesamt verringert sich bei höheren Abflüssen mit 240 – 350 Unterschreitungstagen die Trübung. Dagegen erhöht sich die Trübung tendenziell bei niedrigeren Abflüssen mit 60 – 90 Unterschreitungstagen. Allerdings sind die meisten Trends nicht statistisch signifikant. Da im Mittel die hohen Trübungsspitzen stärker ins Gewicht fallen als die geringere Grundtrübung, ist der allgemeine Trend der Trübung insgesamt negativ (vgl. Abschnitt 5.1).

Tabelle 11: Ergebnisse der Trendanalyse der Trübung nach Abflussklassen; + bezeichnet einen positiven, – einen negativen Trend über die Zeit; Klammern bezeichnen eine fehlende statistische Signifikanz; zur besseren Lesbarkeit sind positive Trends hervorgehoben.

Abflussklasse	EH	IR	EM
< Q30	(-)	(+)	-
Q30 – Q60	(+)	(+)	-
Q60 – Q90	+	(+)	(+)
Q90 – Q120	(+)	(-)	(-)
Q120 – Q183	(+)	(+)	(-)
Q183 – Q240	(+)	(+)	(-)
Q240 – Q300	(-)	(-)	(-)
Q300 – Q350	(-)	(-)	(-)
> Q350	(+)	(+)	(-)

Neben der Analyse anhand von Abflussklassen kann die Beziehung zwischen Trübung und Abfluss durch eine Doppelsummenanalyse beschrieben werden (vgl. Abschnitt 4.2). Abbildung 25 zeigt, dass die Verläufe der Doppelsummen in allen Messtationen geradlinig ohne eine Änderung der Steigung sind. Demnach verändern sich Q_G und die Trübung gleichartig. Ebenfalls sind die unterschiedlichen Trübung-Abfluss-Verhältnisse bei EH und IR im Gegensatz zu EM an der abweichenden Steigung der Geraden sichtbar, die bereits bei der Korrelationsanalyse beschrieben wurden. Des Weiteren sind Sprünge in den Geraden, bei denen die Trübung und der Abfluss

stark ansteigen. Dies entspricht den gemessenen hohen Einzelereignissen in den Messdaten. Bei diesen erhöht sich die Trübung stärker als der Abfluss, sodass die Linie der Doppelsumme leicht verschoben wird.

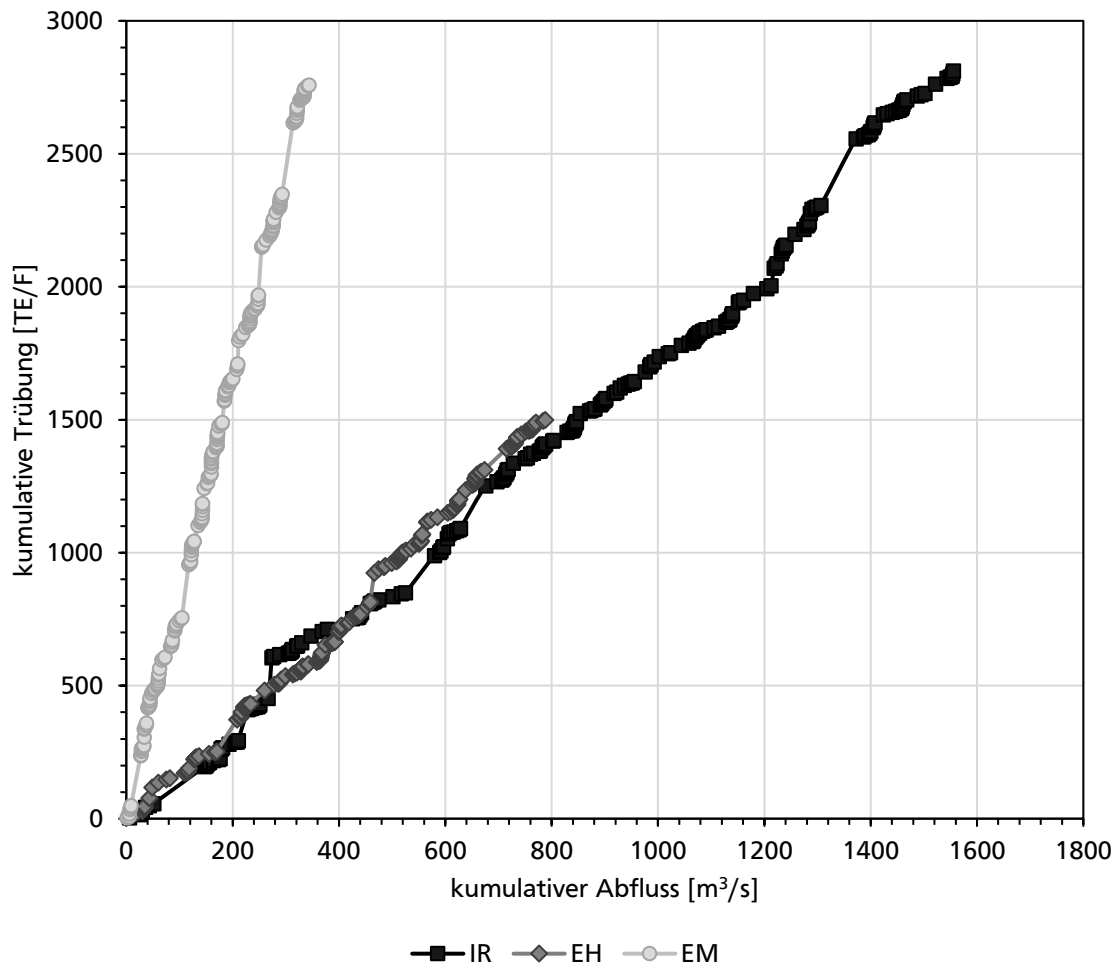


Abbildung 25: Doppelsummenanalyse zwischen den Q_G -Messwerten und den Trübungsmesswerten.

Die geradlinigen Verläufe der Doppelsummenkurven können zum einen bedeuten, dass sich Trübung und Abfluss in gleichem Maße verändern und keine weiteren Größen, wie Klima oder menschliche Aktivitäten, eine der beiden Variablen unabhängig von der anderen beeinflussen. Zum anderen kann dies aber auch durch eine starke Pufferwirkung des Gewässers gegen weitere Einflüsse entstehen oder das Resultat von sich überlagernden gegensätzlichen Einflüssen sein (vgl. Abschnitt 2.2). (Walling und Fang 2003, S. 121)

Da sich schon der Abfluss im Vergleich zum Niederschlag nur in geringem Maße verändert (vgl. Abschnitt 5.2), spricht dies für eine erhöhte Pufferwirkung des Einzugsgebietes. Dies kann ebenso für den Sedimenthaushalt bei hohem Pflanzenbewuchs und humidem Klima gelten, wie in Abschnitt 2.2.2 erläutert. Daneben können gute landwirtschaftliche Praktiken und Gewässerschutzmaßnahmen gegensätzlich zu den klimatischen Veränderungen stehen und so den Schwebstoffeintrag ausgleichen.

6 Feinsedimente und Gewässergüte

Nach der allgemeinen Betrachtung der Feinsedimente und deren Beziehung zum Abflussgeschehen, stellt dieses Kapitel die Ergebnisse der Gewässergütebewertung an Prüm und Enz zusammen und zeigt Abhängigkeiten von der Feinsedimentdynamik auf.

6.1 Bewertung und Entwicklung der Gewässergüte

Zunächst wurde die Güte der beiden Gewässer unabhängig von der Trübung bewertet und die zeitliche Veränderung identifiziert. Dabei wurden sowohl allgemeine physikalisch-chemische Grundparameter als auch (Schwer-)Metalle zur Bewertung des ökologischen Zustands berücksichtigt.

6.1.1 Allgemein physikalisch-chemische Grundparameter

Bereits in Abschnitt 4.3 wurde die Methode zur Analyse der Gewässergüte erläutert und die Grenzwerte für die einzelnen Parameter definiert (Tabelle 6). Es wurden für jede Messstation die Daten von 2002 – 2019 analysiert und bewertet. Der zeitliche Verlauf der Gewässergüte der Messstation EH ist in Tabelle 12 dargestellt, für die beiden anderen Messstationen in Tabelle 13 und Tabelle 14. Insgesamt ist an allen drei Messstationen die Gewässergüte als „mäßig“ einzustufen mit Ausnahme der Perioden 2008 – 2010 und 2014 – 2016 bei IR, die als „gut“ bewertet wurden.

Tabelle 12: Entwicklung der Gewässergüte bei EH; eine weiße Füllung bedeutet die Einstufung als „sehr gut“, eine hellgraue Füllung als „gut“ und eine dunkelgraue als „mäßig“; k.A. bezeichnet keine Angaben zur Wertung aufgrund fehlender Daten.

Echtershausen		2002 – 2004	2005 – 2007	2008 – 2010	2011 – 2013	2014 – 2016	2016 – 2019
T Winter	[°C]	k.A.	6,0	6,1	8,3	8,3	7,7
T Sommer	[°C]	k.A.	20,6	20,7	20,8	23,1	24,5
O ₂	[mg/L]	k.A.	10,5	8,4	9,4	9,7	9,6
BSB5	[mg/L]	k.A.	4,2	1,8	1,9	1,8	1,9
TOC	[mg/L]	k.A.	4,9	3,7	3,7	3,8	3,3
Cl ⁻	[mg/L]	k.A.	39,2	40,4	42,0	38,1	48,3
SO ₄ ²⁻	[mg/L]	k.A.	15,8	17,4	18,2	19,6	21,3
pH _{min}	[–]	k.A.	7,6	7,5	7,5	7,7	7,4
pH _{max}	[–]	k.A.	9,4	8,9	9,6	9,2	9,2
Fe	[mg/L]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,16
o-P	[mg/L]	k.A.	0,05	0,05	0,06	0,07	0,05
Ges-P	[mg/L]	k.A.	0,08	0,08	0,09	0,10	0,08
NH ₄ ⁺ -N	[mg/L]	k.A.	0,06	0,04	0,09	0,08	0,07
NO ₂ -N	[mg/L]	k.A.	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Gesamt		k.A.	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig

Bei der Prüm bei EH ist dies insbesondere auf die erhöhte Temperatur und den erhöhten pH-Wert des Gewässers zurückzuführen. Die Sommertemperaturen sind hier mit Abstand am

höchsten im Vergleich zu den anderen Messstationen und erfahren in der zeitlichen Entwicklung einen Anstieg um 3,9 °C. Ebenfalls ist der pH-Wert stark basisch und über dem Grenzwert für einen guten Zustand. Auch Cl⁻ liegt bei EH im Mittel am höchsten. Bei BSB5 und TOC ist ein negativer Trend in der Entwicklung zu erkennen, sodass die Belastung reduziert wurde und heute im sehr guten Bereich liegt. Im Gegensatz dazu ist bei den Nährstoffen keine Reduktion zu sehen. Die Werte von o-P, Ges-P sowie Ammonium und Nitrit sind auf gleichbleibendem Niveau bei „gut“, allerdings nahe am Grenzwert zu „mäßig“.

Tabelle 13: Entwicklung der Gewässergüte bei IR; eine weiße Füllung bedeutet die Einstufung als „sehr gut“, eine hellgraue Füllung als „gut“ und eine dunkelgraue als „mäßig“; k.A. bezeichnet keine Angaben zur Wertung aufgrund fehlender Daten.

Irrel		2002 – 2004	2005 – 2007	2008 – 2010	2011 – 2013	2014 – 2016	2016 – 2019
T _{Winter}	[°C]	6,8	5,3	6,6	7,4	8,4	7,8
T _{Sommer}	[°C]	19,2	18,5	18,6	19,1	19,2	20,0
O ₂	[mg/L]	9,6	9,2	9,1	8,9	9,1	8,7
BSB5	[mg/L]	4,0	4,2	2,0	1,9	1,6	1,9
TOC	[mg/L]	3,5	4,3	3,2	3,0	2,9	2,6
Cl ⁻	[mg/L]	30,3	44,4	30,5	30,4	25,5	32,6
SO ₄ ²⁻	[mg/L]	53,6	48,9	53,9	51,8	60,1	62,2
pH _{min}	[–]	7,8	7,8	7,5	7,8	7,9	7,7
pH _{max}	[–]	8,5	8,3	8,3	8,5	8,3	8,3
Fe	[mg/L]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,70
o-P	[mg/L]	k.A.	0,07	0,06	0,07	0,07	0,06
Ges-P	[mg/L]	0,12	0,10	0,10	0,10	0,10	0,11
NH ₄ ⁺ -N	[mg/L]	0,05	0,06	0,05	0,07	0,09	0,08
NO ₂ -N	[mg/L]	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
Gesamt		mäßig	mäßig	gut	mäßig	gut	mäßig

An der Messstation IR hängt der Zustand von unterschiedlichen Parametern in den Jahresperioden ab, die den Grenzwert für einen guten Zustand überschreiten. In den früheren Jahresperioden können erhöhte BSB5-Werte registriert werden. Sowohl diese als auch der TOC haben sich jedoch wie in EH bis heute stark verbessert. Auch der pH-Wert ist im Normbereich mit Ausnahme der ersten Periode 2002 – 2004. Die Temperatur erfährt analog zu EH einen Anstieg über die Jahre, wenn auch nicht so stark. In der letzten Jahresperiode wird aber auch hier der Grenzwert für einen guten Zustand in der Sommertemperatur überschritten. Auch der O₂-Gehalt hat sich in der zeitlichen Entwicklung leicht verschlechtert. Anders als in EH überschreiten die Nährstoffe und insbesondere Ges-P und NO₂-N in einigen Jahresperioden den Grenzwert für den guten Zustand und führen so zu einer schlechteren Gewässergüte. Ein klarer Trend in der Entwicklung ist nicht erkennbar. Während der Cl⁻-Gehalt etwas geringer ist als in EH, ist SO₄²⁻ leicht erhöht.

Ein anderes Bild ergibt sich wiederum an der Enz bei der Messstation EM. Hier wird der mäßige Zustand vornehmlich durch erhöhtes o-P und Ges-P ausgelöst. Die Stickstoff-Verbindungen sind ähnlich wie bei IR leicht erhöht. Analog zu EH ist der pH-Wert leicht über dem Grenzwert zum basischen Bereich. Anders als an den anderen beiden Messstationen ist die Temperatur noch sehr viel geringer, erfährt aber auch einen geringeren Anstieg über die Zeit. Die Verringerung

von BSB5 und TOC ist sichtbar. Der Cl-Gehalt ist deutlich geringer als bei EH und IR. Beim SO_4^{2-} liegt der Wert im Bereich von EH.

Tabelle 14: Entwicklung der Gewässergüte bei EM; eine weiße Füllung bedeutet die Einstufung als „sehr gut“, eine hellgraue Füllung als „gut“ und eine dunkelgraue als „mäßig“; k.A. bezeichnet keine Angaben zur Wertung aufgrund fehlender Daten.

Enz Mündung	2002 – 2004	2005 – 2007	2008 – 2010	2011 – 2013	2014 – 2016	2016 – 2019
T _{Winter} [°C]	7,0	5,5	6,9	7,4	8,3	7,3
T _{Sommer} [°C]	18,4	16,7	16,9	17,8	18,4	18,7
O ₂ [mg/L]	9,3	9,4	9,6	9,0	9,2	8,9
BSB5 [mg/L]	4,2	4,2	2,0	2,1	2,0	1,7
TOC [mg/L]	3,9	3,9	2,9	3,2	3,1	1,9
Cl [mg/L]	15,6	15,7	14,1	14,9	13,4	12,8
SO ₄ ²⁻ [mg/L]	21,4	20,7	20,4	18,8	19,9	20,1
pH _{min} [-]	7,8	7,8	7,6	7,7	7,6	7,5
pH _{max} [-]	8,8	8,4	8,6	8,7	8,6	8,6
Fe [mg/L]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,60
o-P [mg/L]	k.A.	0,08	0,10	0,11	0,09	0,08
Ges-P [mg/L]	0,15	0,10	0,13	0,14	0,13	0,12
NH ₄ ⁺ -N [mg/L]	0,05	0,05	0,05	0,07	0,08	0,07
NO ₂ -N [mg/L]	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02
Gesamt	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig

Insgesamt lässt sich feststellen, dass es in der Gesamt-Gewässergüte keine starken Veränderungen an den Messstationen über die Zeit gibt. Die Einstufung nach den chemischen Parametern stimmt zudem mit den biologischen Untersuchungen nach WRRL überein (vgl. Abschnitt 3.4). Jedoch gibt es bei den einzelnen Parametern in Abhängigkeit der Messstation und der Zeit deutliche Unterschiede. Einige Parameter, wie T_{Winter}, TOC, Cl, SO₄²⁻ und pH_{min} sind durchgängig im guten bis sehr guten Bereich. Bei einigen Parametern wie dem BSB5 und dem TOC wird an allen Messstationen über die Zeit die Belastung reduziert. Allerdings gibt es auch einige Parameter, bei denen keine Verbesserung, sondern eher ein Trend zur stärkeren Belastung zu ist, wie bei T_{Sommer}, pH_{max} sowie den Nährstoffen. Welche Ursachen hierfür bestehen und welchen Einfluss die Schwebstofffracht und Feinsedimentdynamik hat, wird in Abschnitt 6.2 diskutiert. Zuvor wird die Belastung durch (Schwer-)Metalle dargestellt, sodass auch diese in die Korrelation zur Feinsedimentdynamik einbezogen werden können.

6.1.2 (Schwer-)Metalle

Da die Messung der (Schwer-)Metalle nur aus den Jahren 2018 und 2019 vorliegen, wurde lediglich die aktuelle Belastung in Form der Jahresmittelwerte betrachtet. Diese sind in Tabelle 15 für die einzelnen Messstationen zusammengefasst, wobei für EH nur Daten aus dem Jahr 2019 existieren.

Insgesamt liegen die meisten Parameter bei einer sehr geringen Konzentration von < 1 mg/L. Cd, Se und Ag sind konstant unter der BG, und auch As, Pb, Cr, Co, Mo und U haben eine

Konzentration von $< 1 \mu\text{g/L}$, sodass diese nach DIN 4049-2, S. 6 als Spurenbestandteil bezeichnet werden. Es sind nur geringe Unterschiede zwischen den drei Messstationen zu verzeichnen.

Deutlich zu sehen ist, dass 2018 fast alle Parameter einen höheren Wert annehmen als 2019. Dies ist weniger auf eine allgemeine Reduktion zurückzuführen als auf ein Starkregenereignis Anfang Januar 2018 mit einer erhöhten Abflusshöhe und stark erhöhten (Schwer-)Metallkonzentrationen. Im weiteren Jahresverlauf gleichen die Werte denen aus 2019, sodass lediglich durch die starke Gewichtung dieser Abflussspitze ein erhöhter Jahresmittelwert entsteht.

Tabelle 15: Jahresmittelwerte der (Schwer-)Metalle in $\mu\text{g/L}$.

	EH		IR		EM	
	2018	2019	2018	2019	2018	2019
Ag	–	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$
Al	–	138,75	1188,75	197,15	922,5	154,38
As	–	$< 0,5$	0,77	0,56	0,68	$< 0,5$
Ba	–	44	86	76,67	105,58	92,69
Cd	–	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$
Co	–	0,8	0,63	0,31	0,49	$< 0,1$
Cr	–	$< 0,5$	1,65	$< 0,5$	1,55	$< 0,5$
Cu	–	1,63	1,78	2,35	1,69	1,23
Fe	–	159,17	1151,42	242,8	1057,92	135,38
Mn	–	16,74	58,25	25,75	52,24	7,52
Mo	–	0,12	0,41	0,33	0,27	0,22
Ni	–	2,98	3,33	1,92	2,74	1,27
Pb	–	0,82	1,3	0,49	$< 0,1$	0,18
Se	–	$< 0,5$	$< 0,5$	$< 0,5$	$< 0,5$	$< 0,5$
U	–	$< 0,1$	0,64	0,42	0,5	0,37
Zn	–	5,49	8,5	7,03	6,94	< 5

Vergleicht man die Messwerte mit den Grenz- und Richtwerten aus Tabelle 7 in Abschnitt 4.3, so liegen die meisten Parameter im Normbereich. Die Fe-Konzentration sowie die Al- und Mn-Konzentration bei IR und EM im Jahr 2018 liegen leicht über dem Richtwert der TrinkwV. Bereits in Abschnitt 6.1.1 wurde das Fe zur Gütebewertung mit einbezogen und lag bei allen Stationen nur im Bereich „gut“ bis „mäßig“. Co und As liegen leicht über dem mittleren Richtwert für Oberflächengewässer. Alle übrigen Parameter unterschreiten die Grenzwerte bzw. liegen im oder unter dem Richtwertebereich für Gewässer. Insgesamt ist die (Schwer-)Metallbelastung demnach als gering einzustufen.

6.2 Beziehung zwischen Gewässergüte und Feinsedimenten

Der Zustand von Prüm und Enz hinsichtlich der Gewässergüte und der Schwermetallbelastung wurde mit den Charakteristika und Trends der Feinsedimente aus Kapitel 5 verglichen. So konnte analysiert werden, inwieweit die Feinsedimentdynamik die Ökologie in diesen Gewässern beeinflusst bzw. welche anderen Faktoren eine größere Rolle spielen.

Betrachtet man die Gesamt-Gewässergüte, kann nur eine geringe Ähnlichkeit mit dem Trend in der Trübung festgestellt werden. Während die Güte über die Zeit konstant bleibt, reduziert sich die Trübung im Mittel. Dies liegt insbesondere daran, dass diverse Randbedingungen und Parameter an unterschiedlichen Stellen auf den ökologischen Zustand eines Flusses einwirken. Um eine differenziertere Aussage über die Auswirkungen der Feinsedimente zu treffen, wurden die einzelnen Güteparameter und (Schwer-)Metalle direkt mit der Trübung in Beziehung gesetzt. So wurden Parameter identifiziert, die von der Trübung abhängig sind und solche, die sich unabhängig davon verändern. Durch die Abhängigkeit der Trübung vom Abfluss (vgl. Abschnitt 5.4) wurde durch diese Korrelation ebenfalls eine indirekte Abhängigkeit vom Abflussgeschehen nachgewiesen.

Zunächst wird der Zusammenhang zwischen den Güteparametern aus Abschnitt 6.1.1 und der Trübung dargestellt. Tabelle 16 fasst die Ergebnisse der Korrelationsanalyse zusammen. Die genauen Korrelationsparameter sind in Anhang A.7 zu finden.

Tabelle 16: Ergebnisse der Korrelation zwischen Güteparametern und Trübung; „ja“ bezeichnet eine bestehende Korrelation, „nein“ keine Korrelation, Klammern bezeichnen eine mögliche Scheinkorrelation; zur besseren Lesbarkeit sind bestehende Korrelationen hervorgehoben.

	EH	IR	EM
T	nein	nein	nein
O ₂	(ja)	nein	nein
BSB5	nein	ja	ja
TOC	ja	ja	ja
Cl ⁻	(ja)	nein	nein
SO₄²⁻	(ja)	(ja)	(ja)
pH	(ja)	(ja)	(ja)
o-P	nein	nein	nein
Ges-P	ja	ja	ja
NH₄⁺-N	ja	ja	ja
NO ₂ -N	nein	nein	nein

Es zeigt sich ein heterogenes Bild, wobei einige Parameter stark von der Trübung abhängen, andere wiederum wenig bis gar nicht beeinflusst werden. Insgesamt werden aufgrund der hohen Anzahl von ca. 200 Messpunkten und der starken Streuung der Werte nur geringe Bestimmtheitsmaße von $R^2 < 0,4$ erreicht, die aber zum Teil trotzdem signifikant sind. Anhand der grafischen Darstellung der Korrelationen lassen sich die Zusammenhänge deutlicher unterscheiden. Es konnten auch Scheinkorrelationen, bei denen ein hohes Bestimmtheitsmaß ohne kausalen Zusammenhang erreicht wird, identifiziert werden (Maniak 2016, S. 262). Ein Auszug davon ist in Abbildung 26 dargestellt, die gesamten Ergebnisse finden sich in Anhang A.5.

Die Temperatur korreliert nicht mit der Trübung. Die Messpunkte sind im Diagramm unregelmäßig verteilt und streuen weit von der Regressionsgeraden. Diese selbst hat eine negative Steigung, was für den Zusammenhang nicht sinnvoll ist. Somit hängt die Temperatur an den Messstationen stärker von anderen Einflüssen wie dem Klima und der Beschattung durch Ufervegetation ab. Die Erhöhung der Wassertemperatur durch Kolmation der Sohle und folglich

verhindertem Austausch mit dem Grundwasser hat eine untergeordnete und eher lokale Rolle (vgl. Abschnitt 2.3.2). Ebenso verhält es sich mit dem O_2 -Gehalt im Gewässer.

Auch das Cl^- , $o-P$ und NO_2^- -N ist von der Trübung unabhängig. Das SO_4^{2-} ist nur durch einige wenige höhere Datenpunkte negativ mit der Trübung korreliert, sodass eine Scheinkorrelation vorliegt. Diese Ionen sind in der Wasserphase gelöst und nicht durch das Feinsediment beeinflusst. Hier sind das geologische Einzugsgebiet sowie die Einleitung von Abwässern von größerer Relevanz (Pohling 2015, S. 93, 217, 243, 325). Der pH-Wert hat zwar eine statistische Korrelation mit der Trübung, aber diese wird vielmehr von dem geringen Schwankungsbereich des pH als von dem kausalen Zusammenhang erzeugt.

Eine deutliche Verbindung gibt es zwischen der Trübung und dem TOC ($R^2 = 0,20 - 0,40$) sowie dem BSB5 ($R^2 = 0,02 - 0,08$). Der BSB5 bei EH ist nur schwach entfernt von einem signifikanten Zusammenhang mit einem p-Wert von 0,07. Diese beiden Parameter treffen eine Aussage über die Menge an organischem Material im Wasser, sodass eine Korrelation mit den Schwebstoffen im Wasser zu erwarten ist. Dieser Zusammenhang wird ebenso daran deutlich, dass beide Parameter wie die Trübung über die Zeit abnehmen (vgl. Abschnitt 6.1.1), da bei geringerer Schwebstofffracht auch weniger organisches Material im Wasser ist.

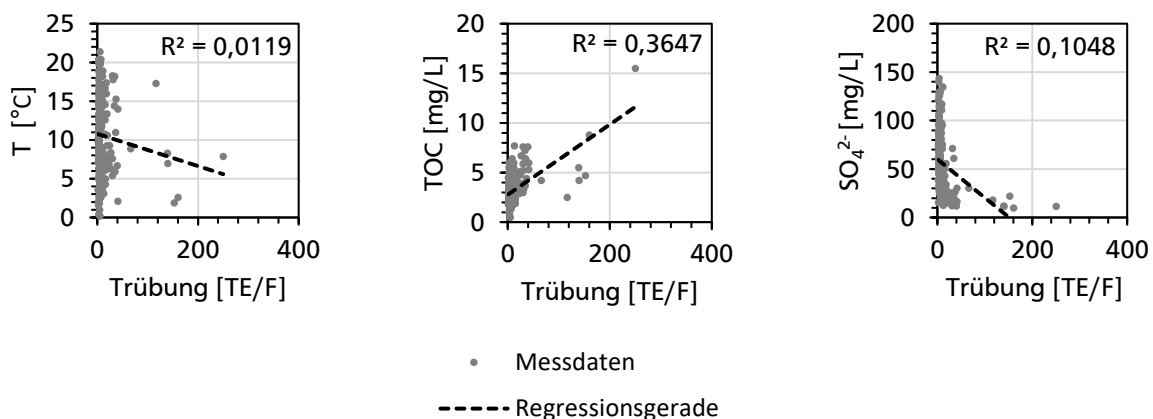


Abbildung 26: Auszug aus der Korrelationsanalyse der Gewässergüteparameter von IR.

Neben dem organischen Kohlenstoff sind die Nährstoffgehalte Ges-P und NH_4^+ -N mit der Trübung korreliert. Dabei hat der Ges-P im Mittel etwas höhere Bestimmtheitsmaße ($R^2 = 0,04 - 0,35$) und eine höhere Abhängigkeit als das NH_4^+ -N ($R^2 = 0,08 - 0,20$). Demnach wird die Literatur aus Abschnitt 2.3.2 bestätigt. Anders als bei TOC und BSB5 verringert sich die Nährstoffbelastung über die Zeit nicht, sondern hat eher einen positiven Trend (vgl. Abschnitt 6.1.1). Dies kann zum einen durch die erhöhten Sedimentfrachten bei geringeren Durchflüssen liegen, wie bei der Analyse nach Abflussklassen in Abschnitt 5.4 erläutert, da so an vielen Tagen im Jahr die Trübung höher ist. Zum anderen ist nicht nur die Menge, sondern auch die Zusammensetzung des Sediments ausschlaggebend, da geringere Feinsedimentfrachten nicht automatisch geringere Nährstoffbelastungen aufweisen müssen.

Als Zweites wurden die (Schwer-)Metalle mit der Trübung in Beziehung gesetzt. Tabelle 17 zeigt die Ergebnisse der Korrelationsanalyse. Zudem ist der jeweilige mittlere Anteil des (Schwer-)Metalls im Sediment angegeben, der die Differenz aus dem Mittelwert des Parameters

und dessen mittleren Wert im Filtrat darstellt. Es konnten nur Parameter bei der Analyse berücksichtigt werden, die über der BG liegen, sodass Cd, Cr, Se und Ag aus Abschnitt 6.1.2 und einige Parameter bei EH und EM unberücksichtigt blieben. Außerdem sind bei einigen Parametern bei EM die Filtrat-Werte unter der BG, sodass kein Sedimentanteil ermittelt werden konnte. Die Korrelationsparameter sind in Anhang A.7 aufgelistet.

Es zeigt sich, dass einige (Schwer-)Metalle mit der Trübung signifikant korrelieren und sich in Abhängigkeit der Schwebstoffmenge verändern. Es werden höhere Bestimmtheitsmaße als bei den Güteparametern erreicht, was auf die geringere Anzahl an Messdaten und die daraus resultierende geringere Streuung zurückzuführen ist. Eine sehr gute Korrelation haben Al ($R^2 = 0,40 - 0,99$), Fe ($R^2 = 0,70 - 0,99$), Mn ($R^2 = 0,42 - 0,99$) und Pb ($R^2 = 0,85 - 0,99$). Dagegen haben Ba, Mo und U keine Übereinstimmung. As, Co, Cu, Ni und Zn sind weniger eindeutig aufgrund der fehlenden Daten bzw. der möglichen Scheinkorrelation.

Tabelle 17: Ergebnisse der Korrelation zwischen (Schwer-)Metallen und Trübung im Vergleich zum Anteil des Stoffes im Sediment (% Sed); „ja“ bezeichnet eine bestehende Korrelation, „nein“ keine Korrelation, Klammern bezeichnen eine mögliche Scheinkorrelation, / bezeichnet fehlende Messwerte; zur besseren Lesbarkeit sind bestehende Korrelationen hervorgehoben.

	EH		IR		EM	
	Korrelation	% Sed	Korrelation	% Sed	Korrelation	% Sed
Al	ja	76,60%	ja	91,10%	ja	89,90%
As	/	/	(ja)	22,80%	(ja)	/
Ba	nein	4,20%	(ja)	7,00%	nein	6,60%
Co	nein	16,50%	(ja)	47,80%	ja	/
Cu	nein	12,90%	(ja)	41,60%	ja	31,70%
Fe	ja	64,00%	ja	86,80%	ja	90,60%
Mn	ja	65,10%	ja	77,20%	ja	74,90%
Mo	/	/	nein	12,30%	nein	7,50%
Ni	nein	13,90%	(ja)	30,10%	ja	44,40%
Pb	ja	55,00%	ja	68,10%	ja	/
U	/	/	nein	9,60%	nein	2,20%
Zn	/	/	(ja)	55,50%	/	/

Auch bei den (Schwer-)Metallen lassen sich Scheinkorrelationen anhand der graphischen Darstellung identifizieren. Diese sind insbesondere durch das Starkregenereignis im Januar 2018 bedingt, wie bereits in Abschnitt 6.1.2 erwähnt, da dies der einzige sehr hohe Trübungswert in den Messreihen von IR und EM ist (Abbildung 27). Werden die beiden Größen, wie z.B. Arsen und die Trübung, ohne den ausreißenden Messwert korreliert, so verringert sich deutlich das Bestimmtheitsmaß und die Signifikanz. Dies ist bei einigen Parametern zu erkennen, sodass von keinem kausalen Zusammenhang ausgegangen werden kann. Anhang A.6 zeigt die graphische Darstellung aller Regressionsgeraden.

Im Allgemeinen haben (Schwer-)Metalle an allen drei Stationen eine stärkere Korrelation zu den Schwebstoffen je höher der Sedimentanteil ist. Dies lässt sich mit der in Abschnitt 2.3.2 erläuterten Adsorption der Stoffe an das Sediment begründen. Dabei werden bei EH leicht geringere Sedimentanteile als bei IR und EM erreicht, was entweder durch die kürzere Lauflänge und somit der geringeren Adsorptionszeit oder durch die allgemein niedrigere Schwebstofffracht zustande kommt.

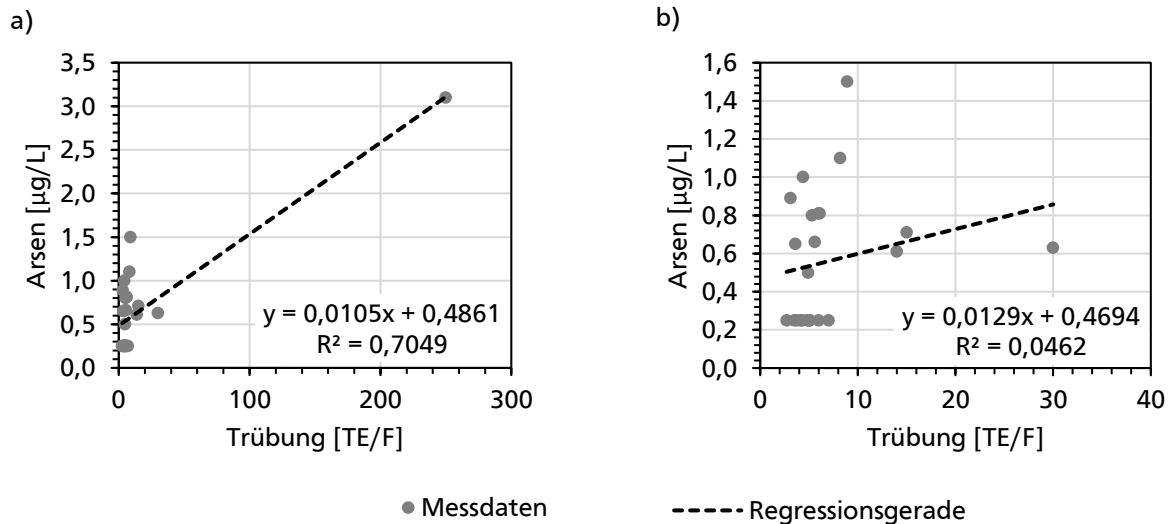


Abbildung 27: Scheinkorrelation von As durch ein Starkregenereignis bei IR; a: Korrelation mit der Trübung mit dem Starkregenereignis vom 3.1.2018; b: Korrelation ohne das Starkregenereignis.

Zusammenfassend lässt sich der Einfluss der Feinsedimente auf die Ökologie von Prüm und Enz deutlich erkennen und abgrenzen. Durch die Menge und die Zusammensetzung des eingetragenen Materials wird die Menge an organischem Material sowie die Nährstoffbelastung im Fluss verändert. Insbesondere bei der Erosion von Acker- und Grünlandflächen, die im Einzugsgebiet stark vertreten sind (vgl. Abschnitt 3.2), können so Nähr- und Schadstoffe in das Wasser gelangen. Auch einige (Schwer-)Metalle wie Al, Fe, Mn und Pb sind von der Trübung abhängig und werden so in ihrer Konzentration von veränderten Schwebstofffrachten beeinflusst. Durch die Abhängigkeit der Schwebstofffracht vom Abflussgeschehen ist die Güte ebenfalls mindestens indirekt von der Abflussmenge abhängig. Neben den Feinsedimenten und dem Abfluss können weitere Einflussfaktoren identifiziert werden. So wirken sich die vielen Kläranlagen, die in an beiden Flüssen einleiten, sowie die Gewässerstruktur, wie die Ufervegetation, auf die Wasserqualität aus. Damit werden die von Westermann et al. (2011, S. 157) beschriebenen Ursachen für Gütedefizite bestätigt.

7 Bewertung der Analysedaten und der Ergebnisse

Abschließend werden die Ergebnisse aus den vorherigen Kapiteln zu Feinsedimenten, Abfluss und Gewässergüte hinsichtlich ihrer Aussagekraft zur langfristigen Entwicklung bewertet. Dabei werden sowohl die Art und Anzahl der Parameter als auch die räumliche und zeitliche Auflösung der Daten einbezogen. Schließlich werden mögliche Verbesserungen bzw. Erweiterungen zukünftiger Messkampagnen aufgezeigt.

7.1 Stärken der Analyse

Für die Analyse von Feinsedimenten und Abfluss an Prüm und Enz standen Parameter in ausreichender Art und Anzahl zur Verfügung. Anhand von Trübung und AFS können die Schwebstoffe und Feinsedimente durch die Korrelation und Regression sehr gut über die Zeit bestimmt werden. Auch für die Analyse des Abflusses stehen zwei unterschiedliche Abflussmessungen Q_P und Q_G zur Verfügung, sodass eine gegenseitige Validierung möglich ist. Ähnliches gilt für die Analyse der Gewässergüte. Die vorhandenen Parameter entsprechen den Anforderungen nach OGeWV für die Bewertung der allgemeinen physikalisch-chemischen Komponente. Des Weiteren liegen Messungen zu (Schwer-)Metallen vor. Damit kann anhand der gegebenen Parameter der ökologische Zustand der Gewässer sehr gut bestimmt werden. Die räumliche Verteilung der Messstationen ist repräsentativ und deckt die großräumigen Einzugsgebiete im Untersuchungsgebiet ab. Durch die korrespondierenden Pegel können chemische und hydrometrische Daten verbunden werden, was zu einer höheren Genauigkeit führt.

Durch die langen Datenreihen von ca. 50 Jahren beim Abfluss und ca. 20 Jahren bei Schwebstoffen und Güteparametern können langfristige Veränderungen identifiziert werden. Der Abfluss liegt als kontinuierliche viertelstündliche Datenreihe vor, was bei der hohen Variabilität der Ganglinie für eine sehr gute zeitliche Auflösung sorgt. Bei der Trübung können durch die Berechnung gleitender Jahresmittel anhand der monatlichen Stichproben aussagekräftige mittlere Trends ermittelt werden. Die zeitliche Auflösung der chemischen Daten entspricht den allgemeinen Vorgaben der OGeWV, Anlage 10, Punkt 4. Durch die Mittelung der Parameter auf 3-Jahresperioden werden ausreichend genaue Ergebnisse erzielt. Eine jährliche Auflösung der Güte bringt keine weiteren Informationen hinsichtlich der langfristigen Entwicklung. An den Messstationen werden die Proben der chemischen und physikalischen Parameter sowie Q_G monatlich gesammelt zur selben Uhrzeit aufgenommen. Dies ermöglicht eine umfassende Korrelationsanalyse, da die Daten zeitlich exakt übereinstimmen.

Insgesamt sind die erhobenen Daten sowohl in Art als auch in Raum und Zeit zweckmäßig für die Ermittlung langfristiger Trends. Somit liegen zusammengefasst die Stärken dieser Analyse insbesondere in

- der Vielzahl der vorhandenen chemischen und physikalischen Parameter,
- den langen konsistenten Datenreihen von 20 bis 50 Jahren,
- der aussagekräftigen Darstellung von mittleren Werten über die Zeit sowie
- der sehr guten Korrelationsanalyse durch zeitgleich erhobene Parameter.

Jedoch ergeben sich auch Grenzen in der Aussagekraft der Analysen, die im folgenden Abschnitt erörtert werden.

7.2 Grenzen der Analyse

Durch die Datenbasis und die Messstandorte ergeben sich für die Analyse bestimmte Grenzen, über welche hinaus diese Arbeit keine gesicherten Aussagen treffen kann. Im Folgenden wird erörtert, welche Punkte in der Analyse der langfristigen Trends unberücksichtigt bleiben bzw. nicht exakt belegbar sind.

In dieser Arbeit liegt der Schwerpunkt auf der Auswertung der Trübungsdaten. Ebenfalls wurde aufgezeigt, wie aus den Trübungsdaten mithilfe einer Korrelation mit den AFS auf Schwebstofffrachten geschlossen werden kann. Um mehr Datenpunkte für eine aussagekräftige Korrelation zu erhalten und die Frachten mit einer höheren Genauigkeit zu ermitteln, sollte jedoch die Probenahmefrequenz für AFS erhöht werden. Zudem sollten die Proben der AFS möglichst viele Abflusszustände erfassen.

Zur Beurteilung inwieweit eine Probenahmefrequenz zur Erfassung einer Messgröße ausreicht, kann das Shannon'sche Abtasttheorem, auch WKS-Theorem genannt, herangezogen werden (Lange und Lange 2019, S. 25 f.; Tränkler und Fischerauer 2014, S. 81):

$$f_0 > 2 \cdot f_{max} \quad (3)$$

mit

f_0	= Abtastfrequenz	[Hz]
f_{max}	= maximale Frequenz der Messgröße	[Hz]

Dieses beschreibt, wie häufig eine Größe abgetastet bzw. in diesem Fall beprobt werden muss, damit sie (vollständig) rekonstruiert werden kann (Tränkler und Fischerauer 2014, S. 81). Durch die hohe Variabilität von Trübung und Abfluss sind die Frequenzen der beiden Größen mit mindestens $f_{max} = 1/d$ abzuschätzen, sodass sich eine Überwachungsfrequenz von mindestens 2 Proben pro Tag ergibt. Deshalb ist die monatliche Messung nicht ausreichend für eine exakte Abbildung aller Minima und Maxima der Trübung bzw. des Abflusses. Der Vergleich der langjährigen Mittelwerte von Q_P , bei dem das WKS-Theorem eingehalten wird, und Q_G mit einer monatlichen Probenahmefrequenz ist in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: Mittelwerte von Q_P und Q_G im Untersuchungszeitraum der Trübung in m^3/s .

	EH	IR	EM
Mittelwert Q_P	4,80	7,41	1,20
Mittelwert Q_G	4,36	6,99	1,65

Der Unterschied in der Genauigkeit ist durch die abweichenden Mittelwerte zu erkennen, jedoch liegen die beiden Werte im Vergleich mit den Hauptwerten noch nahe beieinander (vgl. Abschnitt 5.2, Tabelle 9). Daher ist eine monatliche Messung für eine aussagekräftige langjährige Mittelung dennoch zweckmäßig. Dies kann auf die Trübung, die eine ähnliche Variabilität wie der Abfluss hat, übertragen werden.

Ein direkter Vergleich von Q_P und der Trübung liefert keine genaueren Ergebnisse und ist nicht zielführend. Dies zeigt Abbildung 28, die die Doppelsummenanalyse zwischen den Jahresmitteln von Q_P und der Trübung darstellt. Durch die unterschiedlichen Messintervalle entstehen systematische Fehler in der Korrelation der beiden Größen, sodass ein Knick in der Kurve als Messartefakt auftritt. Wie bereits in Abschnitt 5.4 analysiert, verändern sich jedoch Trübung und Abfluss gleichartig über die Zeit (Abbildung 25). Deshalb ist es nur sinnvoll, Größen miteinander zu vergleichen, die entweder beide unterhalb der Grenze des WKS-Theorems liegen oder mit derselben Abstrategie und zum selben Zeitpunkt aufgenommen werden, sodass sich die systematischen Fehler gegenseitig aufheben. Sollen dennoch genauere Ergebnisse erzielt werden, so ist eine Anpassung der Überwachungsfrequenz der Trübung an die kontinuierliche 15-minütige Rate des Abflusses zu empfehlen.

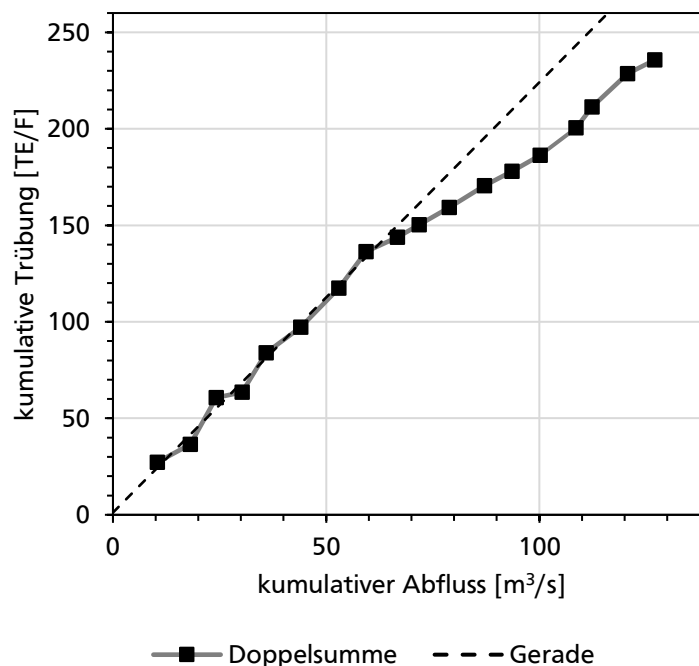


Abbildung 28: Doppelsummenanalyse zwischen den Jahresmittelwerten der Trübung und Q_P bei IR.

Die Messstationen im Untersuchungsgebiet sind, wie in Abschnitt 7.1 beschrieben, repräsentativ und decken alle Einzugsgebiete ab. Allerdings liegen die chemischen Messstationen nicht immer in direkter Nähe zu den Pegelstellen (vgl. Abschnitt 3.1 Abbildung 8). Dies betrifft insbesondere die Enz, bei der die Chemie und der Abfluss an unterschiedlichen Einzugsgebieten gemessen werden und nicht zwingend korrespondieren müssen, wie die Korrelationsanalyse in Abschnitt 5.2 zeigt.

Des Weiteren fehlt eine chemische Messstation für den Pegel WI, sodass die Auswirkungen des Stausees hinsichtlich des Rückhalts von Sedimenten nicht abgebildet werden können. Wie in Abschnitt 5.1 beschrieben, ist bei IR kein Einfluss zu erkennen, da die Fließstrecke unterhalb des Stausees bis zur Messstation zu lang ist.

Auch bei der Gewässergütebewertung können Grenzen festgestellt werden. Die Datenbasis beinhaltet zwar umfassende chemische Daten zur Wasserqualität, jedoch fehlt der Einbezug von biologischen bzw. morphologischen Gewässeruntersuchungen. So können einige Einflüsse der

Feinsedimente, die direkt die Biozönose oder das Habitat betreffen, nicht abgebildet werden. Schädigungsmechanismen, die nicht von der chemischen Wasserqualität abhängen, wie die direkte Schädigung von Pflanzen und Tieren durch erhöhte Trübung, Abrasion und Kolmation (vgl. Abschnitt 2.3.2), bleiben unberücksichtigt. Um lokale Phänomene wie Kolmation oder Abpflasterung und deren Auswirkungen zu erfassen, bedarf es mehr Messstationen in geringeren Abständen, sodass eine kleinere räumliche Auflösung erzielt werden kann.

Zusammenfassend war es aufgrund der Datenbasis bei dieser Arbeit nicht möglich im Detail

- die Schwebstofffracht mit guter Genauigkeit zu ermitteln,
- Trübungsmaxima und -minima exakt abzubilden,
- die chemischen und sedimentologischen Auswirkungen des Stausees zu charakterisieren sowie
- direkte biologische und hydromorphologische Auswirkungen der Trübung aufzuzeigen.

Da der Fokus dieser Arbeit auf der Ermittlung langfristiger Trends liegt und einen Gesamtüberblick über eine veränderte Feinsedimentdynamik geben soll, sind diese Punkte nur von untergeordneter Bedeutung. Dennoch wird im folgenden Abschnitt aufgezeigt, wie eine zukünftige Messkampagne verbessert bzw. erweitert werden kann, um noch aussagekräftigere Ergebnisse zu erzielen.

7.3 Empfehlungen für Verbesserungen und Erweiterungen für die Zukunft

Für einen allgemeinen Überblick über den mittleren Trend der Schwebstoffe in Prüm und Enz sowie deren Einflüsse auf die Wasserqualität ist der Umfang der Messkampagne vollkommen ausreichend. Um eine umfassendere Auswertung zu ermöglichen, werden folgende Erweiterungen empfohlen:

- Einrichtung einer weiteren chemischen Messstelle in der Nähe von WI
- Kontinuierliche 15-minütige Beprobung der Trübung an den Messstationen
- Monatliche Probenahme der AFS zusammen mit den chemischen Parametern
- Einbezug von biologischen und morphologischen Untersuchungen im Einzugsgebiet

Durch diese Maßnahmen kann die Aussagekraft des langfristigen Trends der Feinsedimentdynamik erhöht und deren Auswirkungen auf die Gewässergüte detaillierter wiedergegeben werden. Die zusätzliche Messstelle direkt unterhalb des Stausees ermöglicht eine Analyse des Sedimentrückhalts und dessen Auswirkungen auf die Ökologie. Eine erhöhte Überwachungsfrequenz der Trübung trägt zu einer verbesserten Abbildung der Feinsedimentdynamik bei. In Verbindung mit einer regelmäßigen Kalibrierung anhand der AFS kann so die Schwebstofffracht der Gewässer mit einer guten Genauigkeit abgeschätzt werden. Durch äquidistante Zeitintervalle zwischen den Probenahmen kann eine systematischere Analyse erzielt werden. Zurzeit werden die Parameter in unregelmäßigen Abständen von ca. einem Monat beprobt, was zu Fehlern führen kann. Eine differenzierte Bewertung der Auswirkungen der Feinsedimente auf die Ökologie kann durch die Kombination von chemischen und biologischen Parametern erzielt werden, da so die unterschiedlichen Wirkmechanismen berücksichtigt werden.

8 Zusammenfassung, Empfehlung und Ausblick

Die Schwebstofffracht bildet mengenmäßig den Hauptanteil der Sedimentfracht und transportiert Feinsedimente als Spülfracht oder suspendiertes Bettmaterial über weite Distanzen im Fluss. Die Dynamik aus Mobilisierung, Transport und Ablagerung von Feinsedimenten ist sehr variabel und eine wichtige Einflussgröße auf das Flussökosystem. Es ist wichtig, die Schwebstofffracht zu überwachen, da sich Veränderungen auf die Morphologie und Ökologie auswirken. Globale Messungen und Modellierungen stellen einen steigenden Sedimenteintrag im Vergleich zur vormenschlichen Zeit fest. Dagegen sinkt die transportierte Schwebstofffracht zur Küste, da nicht zuletzt durch den Rückhalt in Stauseen große Mengen an Sediment dem Kreislauf entzogen werden. Allerdings sind die Veränderungen regional deutlich unterschiedlich je nach Randbedingungen und Einflussfaktoren, sodass eine individuelle Untersuchung der Flüsse nötig ist.

Vielfältige Faktoren wirken sich auf die Schwebstoffmenge, die Zusammensetzung und die zeitliche Verteilung im Flusssystem aus. Durch Wechselbeziehungen zwischen der Hydraulik, Hydrologie und Ökologie sowie durch äußere Faktoren, wie der Geomorphologie des Einzugsgebietes, dem Klima und der menschlichen Aktivitäten, wird die Sedimentfracht entweder erhöht oder verringert. Insbesondere greift der Mensch direkt durch wasserbauliche Maßnahmen, wie z.B. Stauseen, oder indirekt durch Aktivitäten im Einzugsgebiet, wie der Landnutzung, Forstwirtschaft oder Bergbau, in das Gewässer ein und verändert die Feinsedimentdynamik.

Eine veränderte Sedimentdynamik hat negative Folgen für Morphologie und Ökologie, die sich über alle Skalen und Komponenten erstrecken. Durch die Änderung der Gewässer- und Bettstruktur, Kolmation oder Abpflasterung der Sohle insbesondere im Unterwasser von Stauseen sowie Schädigung durch erhöhte Trübung oder durch mitgeführte Fremdstoffe, werden Kettenreaktionen im Flussökosystem ausgelöst. Folglich wird von der Wasserqualität, über die Nährstoffkreisläufe und das Habitat die gesamte Lebensgemeinschaft beeinflusst. Dabei wirken sich erhöhte Sedimentfrachten ebenso schädlich aus wie eine Reduktion dieser. Um solche Einflüsse zu erkennen und diesen entgegenzusteuern, ist ein Monitoring der Gewässergüte in Kombination mit Schwebstoffmessungen unerlässlich.

Aus diesem Grund wurde die Schwebstofffracht an den Flüssen Prüm und Enz analysiert und langfristige Trends ermittelt, sowie Einflüsse auf die Gewässergüte aufgezeigt.

Die Trübung, die ein Maß für die Schwebstoffkonzentration ist, beträgt im Untersuchungsgebiet im Mittel 8-13 TE/F, wobei die Enz leicht höhere Werte als die Prüm aufweist. Aufgrund des deutlich geringeren Abflusses der Enz ist die Fracht an Schwebstoffen jedoch deutlich geringer als an der Prüm. An der Prüm ist eine Erhöhung der Trübung und Fracht mit der Lauflänge zu beobachten. Im Mittel kann eine geringe Abnahme der Trübung von 0,14 - 0,26 TE/F bzw. 1 - 3 % pro Jahr im Zeitraum von 2001 - 2019 ermittelt werden. Dies ist gegensätzlich zum globalen Trend der erhöhten Sedimenteinträge und kann zum einen auf das natürliche Einzugsgebiet und die daraus resultierende Pufferwirkung, zum anderen auf Gewässer- und Bodenschutzmaßnahmen zurückgeführt werden. Ein direkter Einfluss des Bitburger Stausees ist aufgrund der langen Fließstrecke und einmündender Nebenflüsse bis zur nächsten Messstation nicht quantifizierbar.

Insgesamt ist die Trübung hoch variabel und verläuft zeitlich auf geringem Grundniveau mit vielen Trübungsspitzen. Betrachtet man hydrologische Halbjahre ist sie noch stärkeren Schwankungen unterlegen als der Abfluss. Auch zwischen den Jahren herrschen starke Schwankungen an den Messstationen mit unterschiedlich verteilten Spitzen, jedoch fällt im Mittel im Frühjahr das Trübungsmaximum mit dem Abflussmaximum zusammen. Des Weiteren existieren kleinere Spitzen im Sommer, die durch hohe Abwasseranteile und Phytoplanktonentwicklung auftreten.

Es konnte eine signifikante exponentielle Abhängigkeit der Trübung vom Abflussgeschehen an allen Messstationen nachgewiesen werden, auch wenn die Abflussmenge im langjährigen Trend nur sehr gering bis gar nicht sinkt. Weiterhin unterscheidet sich die Trübung je nach Abflussmenge in ihrem zeitlichen Trend. Es sind keine starken Änderungen der Trübung unabhängig vom Abfluss zu erkennen, was entweder durch die Pufferwirkung des Gewässers gegen Veränderungen oder durch gegensätzliche Einflüsse entstehen kann.

Zur Einschätzung des Einflusses der Feinsedimente auf die Gewässergüte wurde diese für den Untersuchungszeitraum 2002 – 2019 anhand der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponente nach OGeV bestimmt. Die Güte liegt durchgehend im mäßigen Bereich mit Ausnahme von wenigen Jahren an der unteren Prüm, wo ein guter Zustand erreicht wird. Zurückzuführen ist dies auf einen starken Anstieg in der Sommermaximaltemperatur und des maximalen pH-Wertes sowie auf die Nährstoffbelastung mit Phosphor und Stickstoff-Verbindungen. Die TOC-Belastung sowie der BSB5 konnten im Untersuchungszeitraum reduziert werden. Die (Schwer-)Metallbelastung ist an allen Messstationen gering.

Die Auswertung ergab, dass sich die Feinsedimente in Prüm und Enz besonders auf die Menge des organischen Materials gemessen durch TOC und BSB5 sowie auf die Nährstoffe Phosphor und Ammonium auswirken. Hier wurden signifikante Abhängigkeiten ermittelt. Ebenfalls korrelieren die (Schwer-)Metalle, die zu einem hohen Anteil am Sediment adsorbiert transportiert werden, wie Al, Fe, Mn und Pb mit der Trübung. Somit ist die Feinsedimentdynamik ein wichtiger Faktor, der bei der Erreichung eines guten Zustands der Gewässer berücksichtigt werden muss.

Weiterhin ist es erforderlich auch in Zukunft die Schwebstoffe an den Flüssen und insbesondere an Stauseen zu untersuchen und die Messkampagnen eventuell sogar auszuweiten. Durch eine Erhöhung der Probenahmefrequenz der Trübung und der AFS, einer weiteren Messstelle für die Trübung unterhalb des Stausees und durch Einbezug von morphologischen und biologischen Daten können detailliertere Ergebnisse erzielt werden. Nur so können zielführend Maßnahmen gefunden werden, um die Erhöhung oder Reduktion der Frachten zu vermeiden bzw. umzukehren.

Literaturverzeichnis

- Ahnert, F. (2009): Einführung in die Geomorphologie. 4. Aufl. Stuttgart.
- Allan, J. D.; Castillo, M. M. (2007): Stream ecology: Structure and Function of Running Waters: Springer Science & Business Media.
- Arbeitskreis Klimawandel und Wasserwirtschaft (Arbeitskreis KLIWA) (2016a): Monitoringbericht 2016. Lufttemperatur. Zusätzliche Auswertungen für die KLIWA-Regionen. Klimawandel in Süddeutschland. Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen. Klimamonitoring im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA.
- Arbeitskreis Klimawandel und Wasserwirtschaft (Arbeitskreis KLIWA) (2016b): Monitoringbericht 2016. Niederschlag. Zusätzliche Auswertungen für die KLIWA-Untersuchungsgebiete. Klimawandel in Süddeutschland. Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen. Klimamonitoring im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA.
- Bölscher, Je.; Dumm, M.; Suthfeldt, R.; Vogt, B.; Bölscher, Ju.; Terytze, K.; Schulte, A. (2017): Dynamik, Schadstoffbelastung und Ökotoxizität der Sedimente in der Rummelsburger Bucht–Berliner Spree: Endbericht des Forschungsprojektes RuBuS. Freie Universität Berlin.
- Brandt, S. A. (2000): Classification of Geomorphological Effects Downstream of Dams. In: *Catena* 40 (4), S. 375–401.
- Charlton, R. (2007): Fundamentals of Fluvial Geomorphology: Routledge.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (Hg.) (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme. Teil II. Unter Mitarbeit von B. Merkel und B. Sperling. Bonn (Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., 117).
- Gordon, N. D.; McMahon, T. A.; Finlayson, B. L.; Gippel, Ch. J.; Nathan, R. J. (2004): Stream Hydrology. An Introduction for Ecologists: John Wiley and Sons.
- Gregory, K. J. (2006): The Human Role in Changing River Channels. In: *Geomorphology* 79 (3-4), S. 172–191.
- Habersack, H.; Haimann, M.; Kerschbaumsteiner, W.; Lalk, P. (2017): Schwebstoffe im Fließgewässer: Leitfaden zur Erfassung des Schwebstofftransportes. 2. Aufl. Wien.
- Hattermann, F. F. (2008): Klimawandel und Wasserressourcen. In: J. Pinnekamp (Hg.): 41. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft: vom 2.4. - 4.4.2008 in der Messe Essen Ost. Aachen.
- Heininger, P.; Pelzer, J. (1998): Trends und Verteilungsmuster in der Schadstoffbelastung von Sedimenten aus östlichen Bundeswasserstraßen. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 26 (4), S. 218–225.
- Höfler, S.; Piberhofer, B.; Pichler-Scheder, C.; Gumpinger, C. (2018): Feinsediment in den Flüssen Oberösterreichs. Wels.
- DIN 4049-2, 1990: Hydrologie Teil 2: Begriffe der Gewässerbeschaffenheit.
- DIN 4049-3, 1994: Hydrologie Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie.

- TrinkwV (2001): in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 99 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist. Fundstelle: https://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2001/TrinkwV.pdf.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013): Climate change 2013: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Unter Mitarbeit von Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge university press.
- Juez, C.; Franca, M. J., Fink, S., Scheidegger, Ch., Siviglia, N., Stähly, S.; Trautwein, C.; Weber, Ch., Schleiss, A. (2017): Bedeutung und Einflussfaktoren der Feinsedimentdynamik. In: Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Hg.): Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bern, Merkblatt 3.
- Kemp, P.; Sear, D.; Collins, A.; Naden, P.; Jones, I. (2011): The Impacts of Fine Sediment on Riverine Fish. In: *Hydrological processes* 25 (11), S. 1800–1821.
- Kondolf, G. M. (1997): Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. In: *Environmental management* 21 (4), S. 533–551.
- Langbein, W. B.; Schumm, S. A. (1958): Yield of Sediment in Relation to Mean Annual Precipitation. In: *Eos, Transactions American Geophysical Union* 39 (6), S. 1076–1084.
- Lange, J.; Lange, T. (2019): Mathematische Grundlagen der Digitalisierung: Kompakt, visuell, intuitiv verständlich. 1. Aufl. Wiesbaden.
- Lu, X. X.; Ran, L. S.; Liu, S.; Jiang, T.; Zhang, S. R.; Wang, J. J. (2013): Sediment Loads Response to Climate Change: A Preliminary Study of Eight Large Chinese Rivers. In: *International Journal of Sediment Research* 28 (1), S. 1–14.
- Malcherek, A. (2019): Fließgewässer: Hydraulik, Hydrologie, Morphologie und Wasserbau. 1. Aufl. Wiesbaden.
- Maniak, Ulrich (2016): Hydrologie und Wasserwirtschaft: Eine Einführung für Ingenieure. 7. Aufl. Berlin, Heidelberg.
- Ministerium für Klima, Umwelt, Energie und Mobilität Rheinland-Pfalz (MKUEM RP) (o.J.): Auskunftssysteme. Online verfügbar unter <https://wasserportal.rlp-umwelt.de/servelet/is/2024/>, zuletzt geprüft am 30.06.2021.
- Ministerium für Klima, Umwelt, Energie und Mobilität Rheinland-Pfalz (MKUEM RP) (2012): Klimawandelinformationssystem. Anpassungsportal. Regionale Informationen. Gutland. Online verfügbar unter <https://www.kwis-rlp.de/index.php?id=12368>, zuletzt geprüft am 12.08.2021.
- Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz (MUEEF RP) (o.J.): Großlandschaften in Rheinland-Pfalz. Online verfügbar unter https://geodaten.naturschutz.rlp.de/landschaften_rlp/, zuletzt geprüft am 04.06.2021.
- Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz (MUEEF RP) (2020): Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz. Online verfügbar unter <https://geodaten.naturschutz.rlp.de/>, zuletzt geprüft am 04.06.2021.

- Naumann, S.; Schriever, S.; Möhling, M.; Hansen, O. (2003): Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. Abschlussbericht. Band 1. Koblenz.
- Patt, H.; Gonsowski, P. (2011): Wasserbau: Grundlagen, Gestaltung von wasserbaulichen Bauwerken und Anlagen. 7. Aufl. Berlin, Heidelberg.
- Petts, G. E.; Gurnell, A. M. (2005): Dams and Geomorphology: Research Progress and Future Directions. In: *Geomorphology* 71 (1-2), S. 27–47.
- Pohling, Rolf (2015): Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse. 1. Aufl. Berlin, Heidelberg.
- Pottgiesser, t. (2018): Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen.
- Schemmer, J. (1995): Meßgeräte zur Bestimmung des Schwebstoffgehalts: Beginn des Feststofftransports - Eine zusammenfassende Betrachtung. Neubiberg (54).
- Syvitski, J. P. M.; Vörösmarty, C. J.; Kettner, A. J.; Green, P. (2005): Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. In: *science* 308 (5720), S. 376–380.
- Tränkler, H.-R.; Fischerauer, G. (2014): Das Ingenieurwissen: Messtechnik. Berlin Heidelberg.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung).
- Walling, D. E.; Fang, D. (2003): Recent Trends in the Suspended Sediment Loads of the World's Rivers. In: *Global and planetary change* 39 (1-2), S. 111–126.
- Walling, D. E.; Webb, B. W. (1996): Erosion and Sediment Yield: A Global Overview. In: *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences* 236, S. 3–20.
- Wang, C.; Zheng, S.; Wang, P.; Hou, J. (2015): Interactions between Vegetation, Water Flow and Sediment Transport: A Review. In: *Journal of Hydrodynamics* 27 (1), S. 24–37.
- Weber, Ch.; Döring, M.; Fink, S.; Martin Sanz, E.; Robinson, Ch. T.; Scheidegger, Ch. et al. (2017): Sedimentdynamik im Gewässernetz. In: Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Hg.): Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bern, Merkblatt 1.
- Westermann, F.; Fischer, J.; Ehlscheid, T. Wanner, S.; Prawitt, O.; Loch, P.; Wendling, K. (2011): Gewässerzustandsbericht 2010. Ökologische Bilanz zur Biologie, Chemie und Biodiversität der Fließgewässer und Seen in Rheinland-Pfalz. Mainz.
- Wohl, E.; Bledsoe, B. P.; Jacobson, R. B.; Poff, N. LeRoy; Rathburn, S. L.; Walters, D. M.; Wilcox, A. C. (2015): The Natural Sediment Regime in Rivers: Broadening the Foundation for Ecosystem Management. In: *BioScience* 65 (4), S. 358–371.

Anhangsverzeichnis

A.1 Datenblätter zum Feinsediment nach Messstationen	1
A.2 Zeitreihenanalyse des Abflusses	4
A.3 Trübung nach Abflussklassen	6
A.4 Korrelation zwischen Q_G und Trübung	7
A.5 Korrelationsgrafiken Gewässergüte.....	8
A.6 Korrelationsgrafiken (Schwer-)Metalle	11
A.7 Korrelationstabelle.....	14

A.1 Datenblätter zum Feinsediment nach Messstationen

Datenblatt Echtershausen

Allgemeine Angaben (MKUEM RP o.J.)

Messstation: Echtershausen
 Gewässer: Prüm
 Bezugspegel: Echtershausen
 Einzugsgebiet: mittlere Prüm (108,53 km²)

Angaben zur Datenerhebung

Parameter	Zeitraum	Anzahl Messwerte
Trübung [TE/F]	01/2006 - 06/2020	181
AFS [mg/L]	03/2008 - 01/2018	18

Statistik der Parameter

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Trübung [TE/F]	8,3	4,0	0,7	120,0
AFS [mg/L]	57,8	38,0	16,0	160,0

Monatsmittel Trübung [TE/F]

Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
5,7	7,8	9,2	12,4	14,4	3,6	7,3	8,2	6,5	4,4	13,9	3,8

Hydrologische Jahreswerte

Jahr	Q _P [m ³ /s]	Q _G [m ³ /s]	Trübung [TE/F]			\bar{S} [t/a]
			Mittel	Mittel Winter	Mittel Sommer	
2007	5,1	6,1	9,4	9,7	9,1	1590
2008	6,0	6,0	15,4	24,6	6,3	3082
2009	4,4	6,2	7,7	13,3	2,1	1126
2010	4,6	2,3	4,0	5,0	3,0	610
2011	3,4	2,4	3,9	4,2	3,6	438
2012	5,1	3,8	8,3	8,2	8,4	1396
2013	5,3	4,8	16,6	5,5	27,8	2946
2014	4,1	3,0	5,1	6,5	3,7	697
2015	4,5	3,6	9,2	5,8	12,5	1372
2016	6,1	4,1	6,3	7,4	5,2	1266
2017	2,6	3,7	7,7	9,0	6,3	654
2018	5,5	5,8	8,1	11,7	3,8	1478
2019	4,2	3,5	4,5	5,1	4,0	630

Datenblatt Irrel**Allgemeine Angaben (MKUEM RP o.J.)**

Messstation: Irrel
 Gewässer: Prüm
 Bezugspegel: Prümzurlay
 Einzugsgebiet: untere Prüm (63,42 km²)

Angaben zur Datenerhebung

Parameter	Zeitraum	Anzahl Messwerte
Trübung [TE/F]	01/2001 - 06/2020	219
AFS [mg/L]	02/2007 - 02/2020	18

Statistik der Messwerte

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Trübung [TE/F]	12,8	5,1	1,4	250,0
AFS [mg/L]	48,4	28,0	13,0	260,0

Monatsmittel Trübung [TE/F]

Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
8,0	11,1	30,2	26,1	18,2	4,8	7,6	10,8	8,8	13,7	7,6	5,6

Hydrologische Jahreswerte

Jahr	Q _P [m ³ /s]	Q _G [m ³ /s]	Trübung [TE/F]			\bar{S} [t/a]
			Mittel	Mittel Winter	Mittel Sommer	
2002	10,4	18,8	27,2	50,0	4,5	7751
2003	7,8	4,8	9,2	4,8	13,6	1958
2004	6,1	7,1	24,3	7,2	41,5	4040
2005	6,1	5,2	2,8	2,7	2,9	468
2006	5,6	7,8	20,3	38,4	5,3	3137
2007	8,1	10,3	13,3	16,2	9,9	2970
2008	8,9	9,6	20,2	30,3	10,2	4944
2009	6,4	9,5	18,8	32,4	5,3	3296
2010	7,3	4,2	7,5	11,4	3,6	1508
2011	5,1	3,8	6,4	8,6	4,2	896
2012	7,1	5,8	9,1	9,7	8,5	1753
2013	8,3	7,3	11,3	6,9	15,7	2551
2014	6,4	5,2	7,4	10,5	4,3	1305
2015	6,6	5,3	8,3	5,5	11,2	1510
2016	8,4	6,0	14,1	16,4	11,8	3247
2017	3,8	5,2	11,0	11,3	10,6	1136
2018	8,3	9,8	17,2	25,6	7,0	3898
2019	6,4	5,5	7,2	8,1	6,3	1259

Datenblatt Enz Mündung**Allgemeine Angaben (MKUEM RP o.J.)**

Messstation: Enz Mündung
 Gewässer: Enz
 Bezugspegel: Sinspelt
 Einzugsgebiet: untere Enz (49,86 km²)

Angaben zur Datenerhebung

Parameter	Zeitraum	Anzahl Messwerte
Trübung [TE/F]	02/2001 - 12/2019	210
AFS [mg/L]	08/2003 - 12/2018	13

Statistik der Messwerte

	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Trübung [TE/F]	13,1	5,5	0,9	268,0
AFS [mg/L]	64,6	28,0	9,2	270,0

Monatsmittel Trübung [TE/F]

Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt
10,4	9,2	17,3	22,9	18,8	4,1	10,9	12,5	11,0	11,6	23,6	6,0

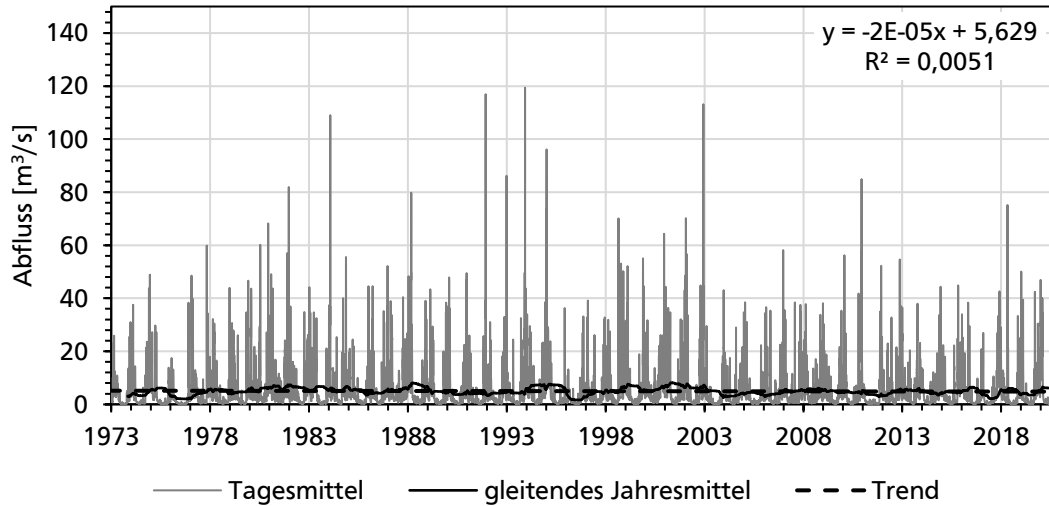
Hydrologische Jahreswerte

Jahr	Q _P [m ³ /s]	Q _G [m ³ /s]	Trübung [TE/F]			\bar{S} [t/a]
			Mittel	Mittel Winter	Mittel Sommer	
2002	1,6	3,6	37,0	65,8	8,3	1901
2003	1,1	1,0	12,7	3,5	22,0	469
2004	0,9	1,1	15,8	5,6	22,6	444
2005	0,9	0,9	5,6	3,3	7,8	155
2006	0,8	1,7	9,2	9,0	9,4	247
2007	1,3	2,2	13,2	14,7	11,3	534
2008	1,3	2,1	24,3	39,1	9,6	1038
2009	1,0	1,9	11,5	14,7	8,4	369
2010	1,1	0,9	14,0	17,9	10,0	508
2011	0,8	0,8	6,4	5,8	7,0	156
2012	1,2	1,6	12,0	7,7	16,3	483
2013	1,5	1,9	15,3	4,6	26,1	730
2014	1,2	1,4	7,3	8,5	6,1	276
2015	1,2	1,6	20,3	4,2	36,5	787
2016	1,5	1,5	7,4	8,3	6,6	371
2017	0,6	1,3	6,6	7,5	5,7	127
2018	1,3	2,8	18,1	26,4	8,0	769
2019	1,1	1,3	6,0	6,9	5,1	207

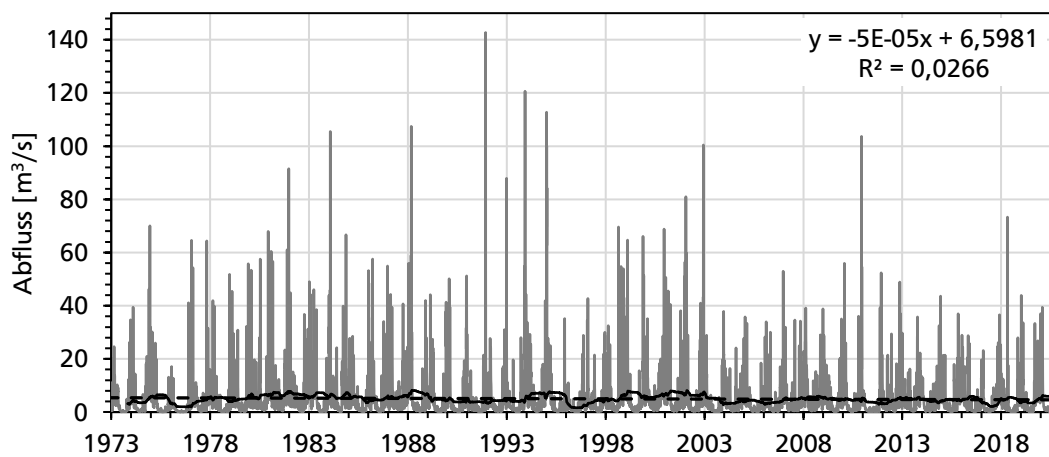
A.2 Zeitreihenanalyse des Abflusses

Pegeldaten und gleitendes Mittel

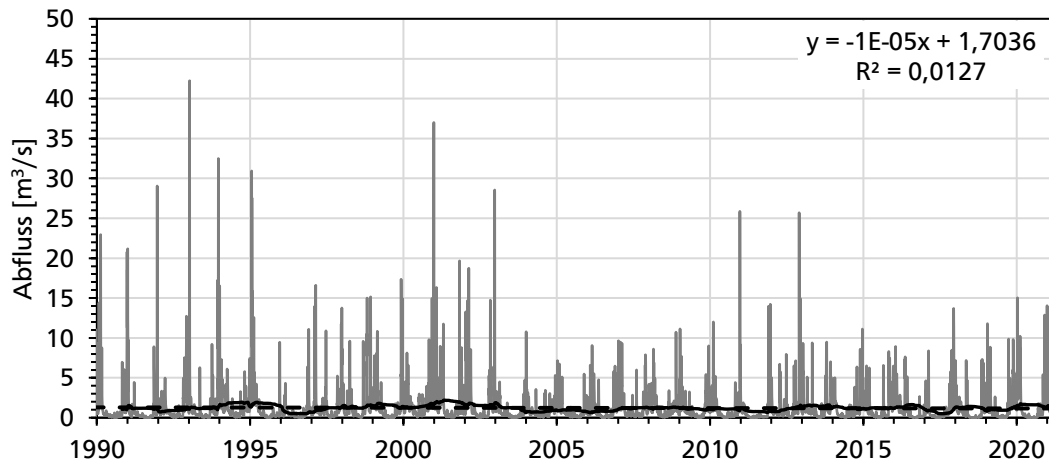
a) Echtershausen



b) Wiersdorf

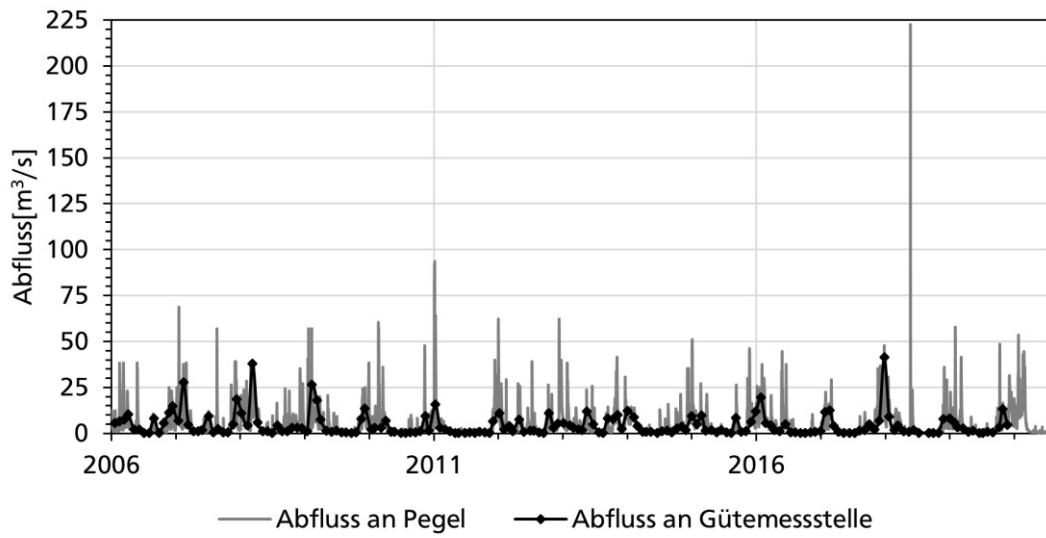


c) Enz Mündung

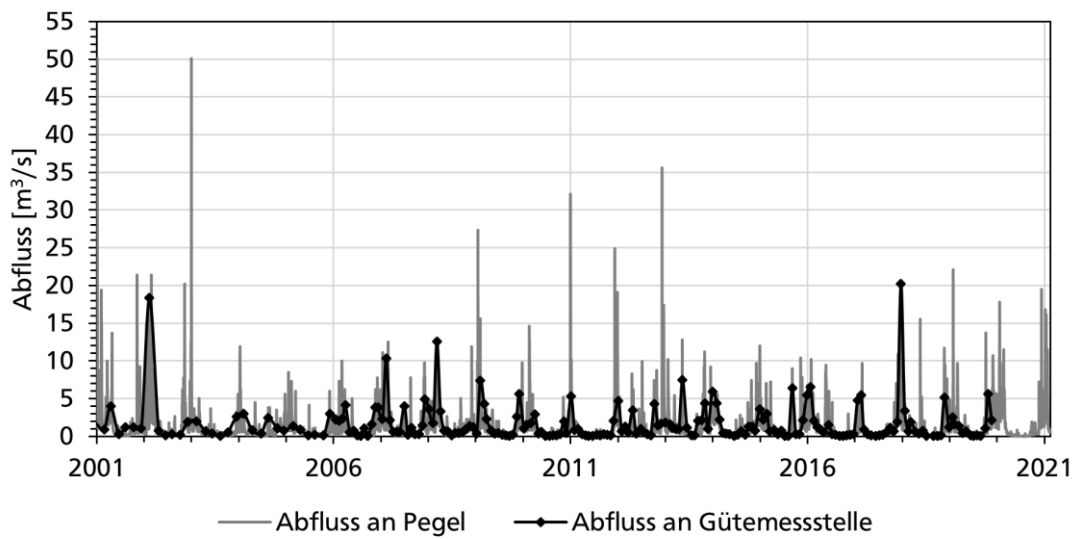


Vergleich von Q_P und Q_G

a) Echtershausen



b) Enz Mündung



A.3 Trübung nach Abflussklassen

Echtershausen

Abflussklasse Unterschreitungs- häufigkeit in d	Q [m ³ /s]		Trübung [TE/F]		
	untere Grenze	obere Grenze	Mittel	Maximum	Minimum
< Q30	0	0,318	3,3	9,1	0,7
Q30 - Q60	0,318	0,500	3,2	5,4	1,48
Q60 - Q90	0,500	0,722	2,7	10,0	1,0
Q90 - Q120	0,722	1,07	3,5	7,8	1,3
Q120 - Q183	1,07	2,05	4,8	20,0	1,2
Q183 - Q240	2,05	3,88	3,1	5,6	1,7
Q240 - Q300	3,88	8,37	13,7	110,0	2,0
Q300 - Q350	8,37	21,7	12,3	34,0	5,2
> Q350	21,7	41,4	67,5	120,0	19,9

Irrel

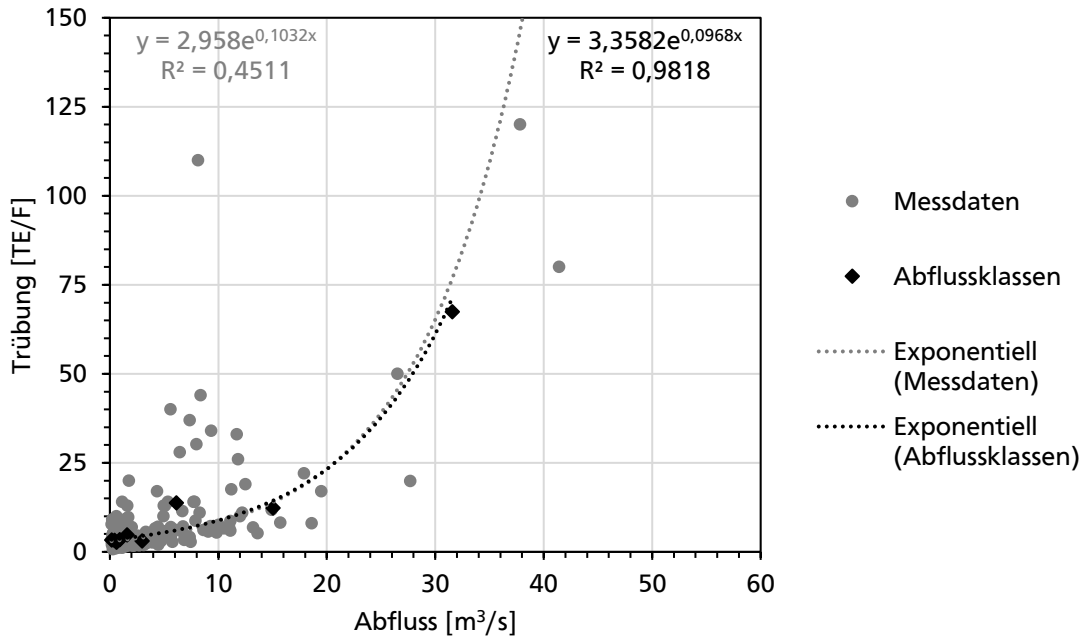
Abflussklasse Unterschreitungs- häufigkeit in d	Q [m ³ /s]		Trübung [TE/F]		
	untere Grenze	obere Grenze	Mittel	Maximum	Minimum
< Q30	0	1,05	4,3	11,0	1,4
Q30 - Q60	1,05	1,41	4,0	8,0	1,6
Q60 - Q90	1,41	1,81	6,0	31,0	2,1
Q90 - Q120	1,81	2,34	6,3	34,2	2,1
Q120 - Q183	2,34	3,94	5,8	18,0	1,4
Q183 - Q240	3,94	6,35	7,8	66,0	1,7
Q240 - Q300	6,35	12,2	14,7	152,3	3,0
Q300 - Q350	12,2	30,7	22,5	116,3	5,8
> Q350	30,7	95,8	145,8	250,0	39,7

Enz Mündung

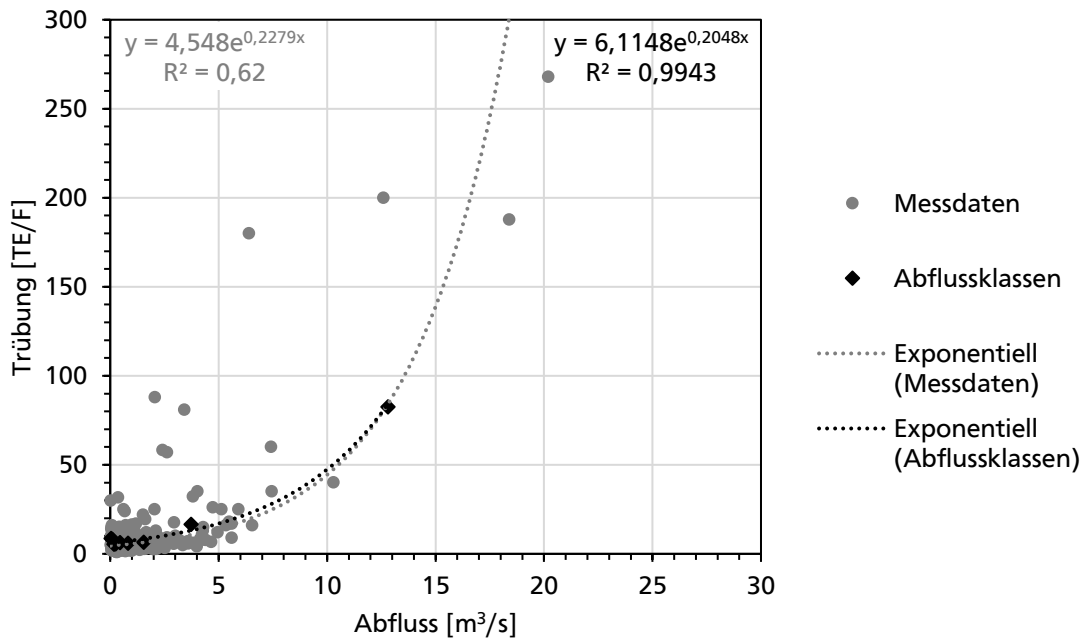
Abflussklasse Unterschreitungs- häufigkeit in d	Q [m ³ /s]		Trübung [TE/F]		
	untere Grenze	obere Grenze	Mittel	Maximum	Minimum
< Q30	0	0,071	8,7	29,8	1,9
Q30 - Q60	0,071	0,134	8,0	16,0	2,6
Q60 - Q90	0,134	0,212	5,4	13,0	1,8
Q90 - Q120	0,212	0,295	5,6	13,0	1,2
Q120 - Q183	0,295	0,603	6,3	31,7	0,9
Q183 - Q240	0,603	1,04	6,0	25,0	1,5
Q240 - Q300	1,04	2,05	6,4	22,0	2,1
Q300 - Q350	2,05	5,4	16,5	88,0	2,8
> Q350	5,4	20,2	82,5	268,0	9,0

A.4 Korrelation zwischen Q_G und Trübung

a) Echtershausen

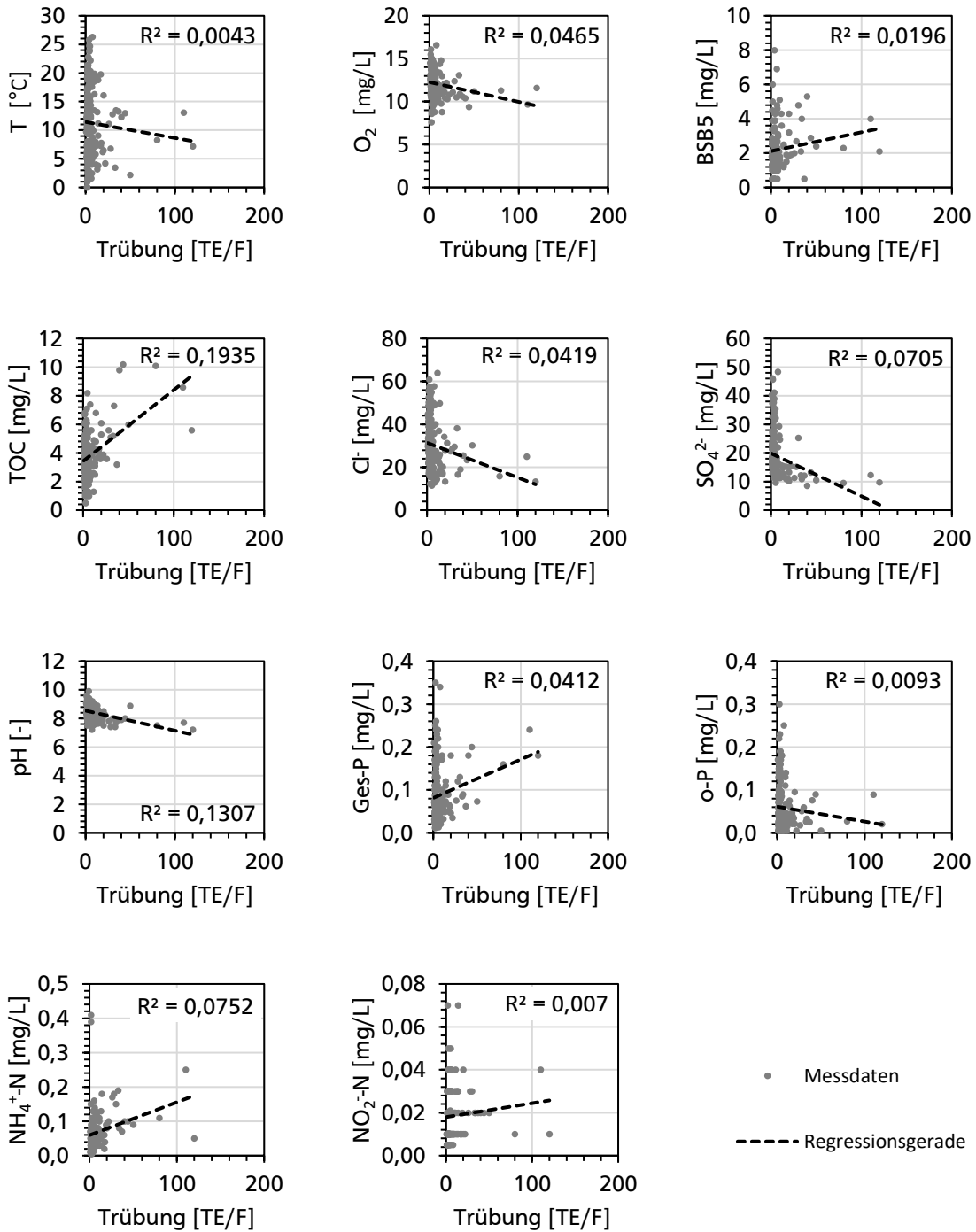


b) Enz Mündung

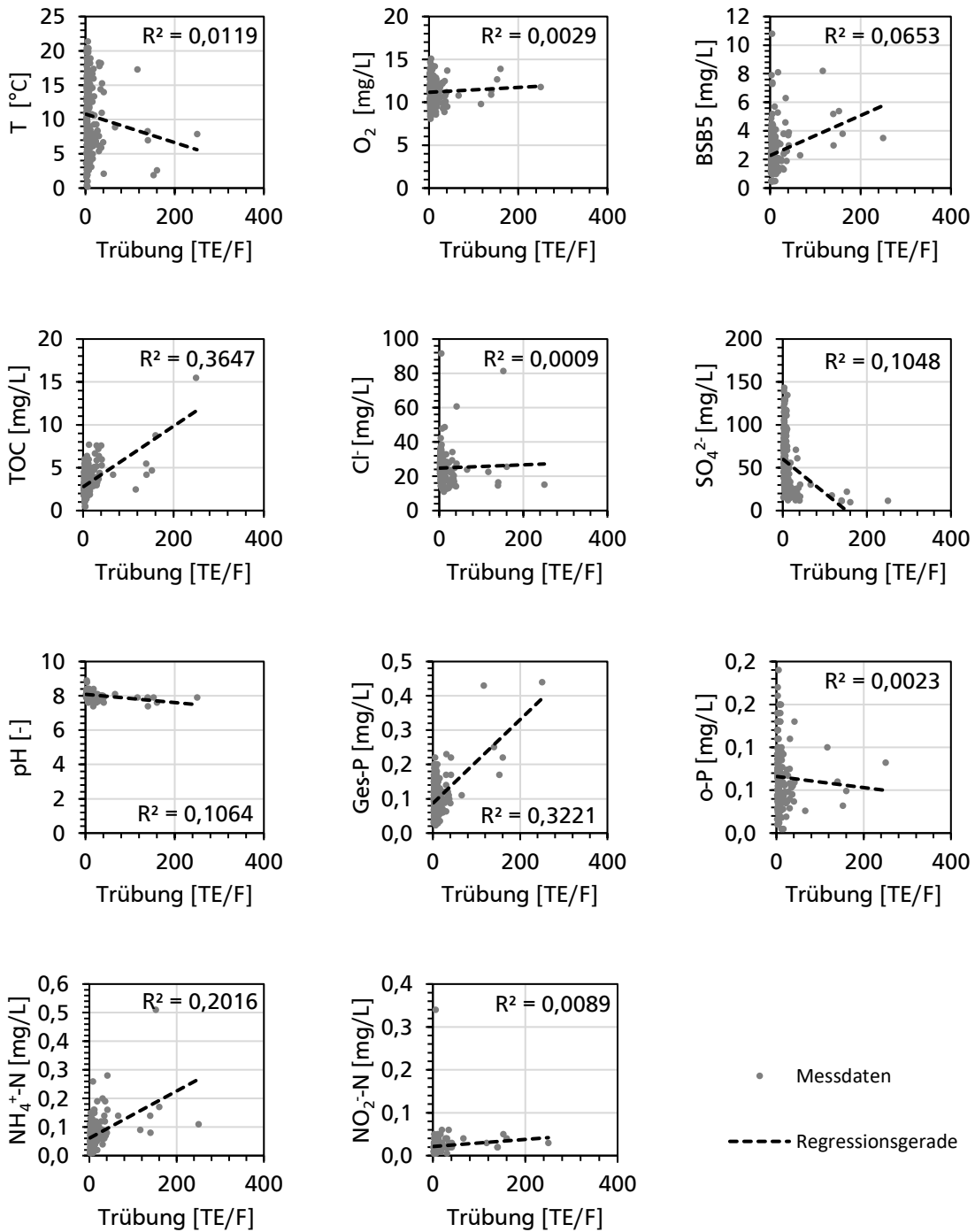


A.5 Korrelationsgrafiken Gewässergüte

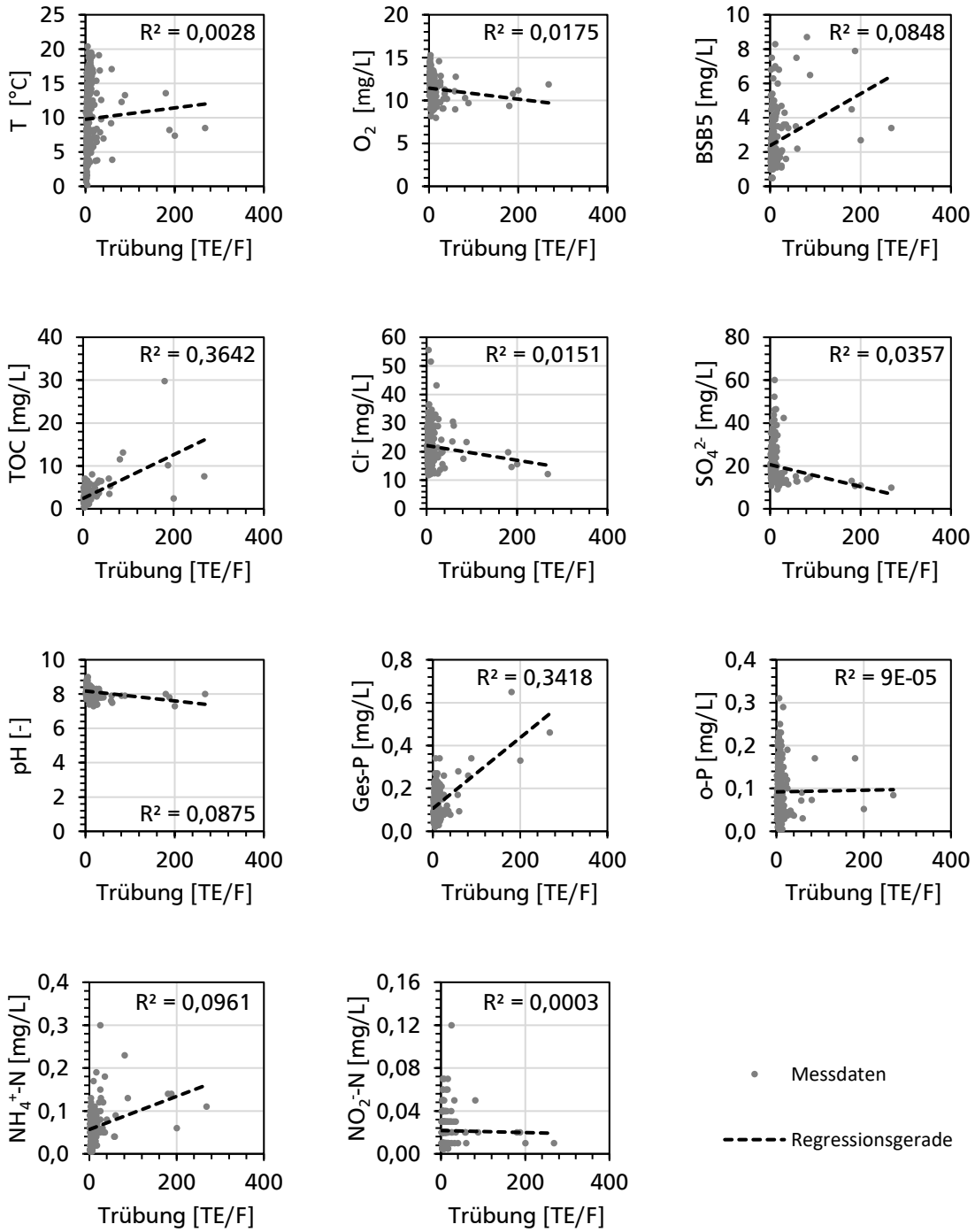
a) Echtershausen



b) Irrel

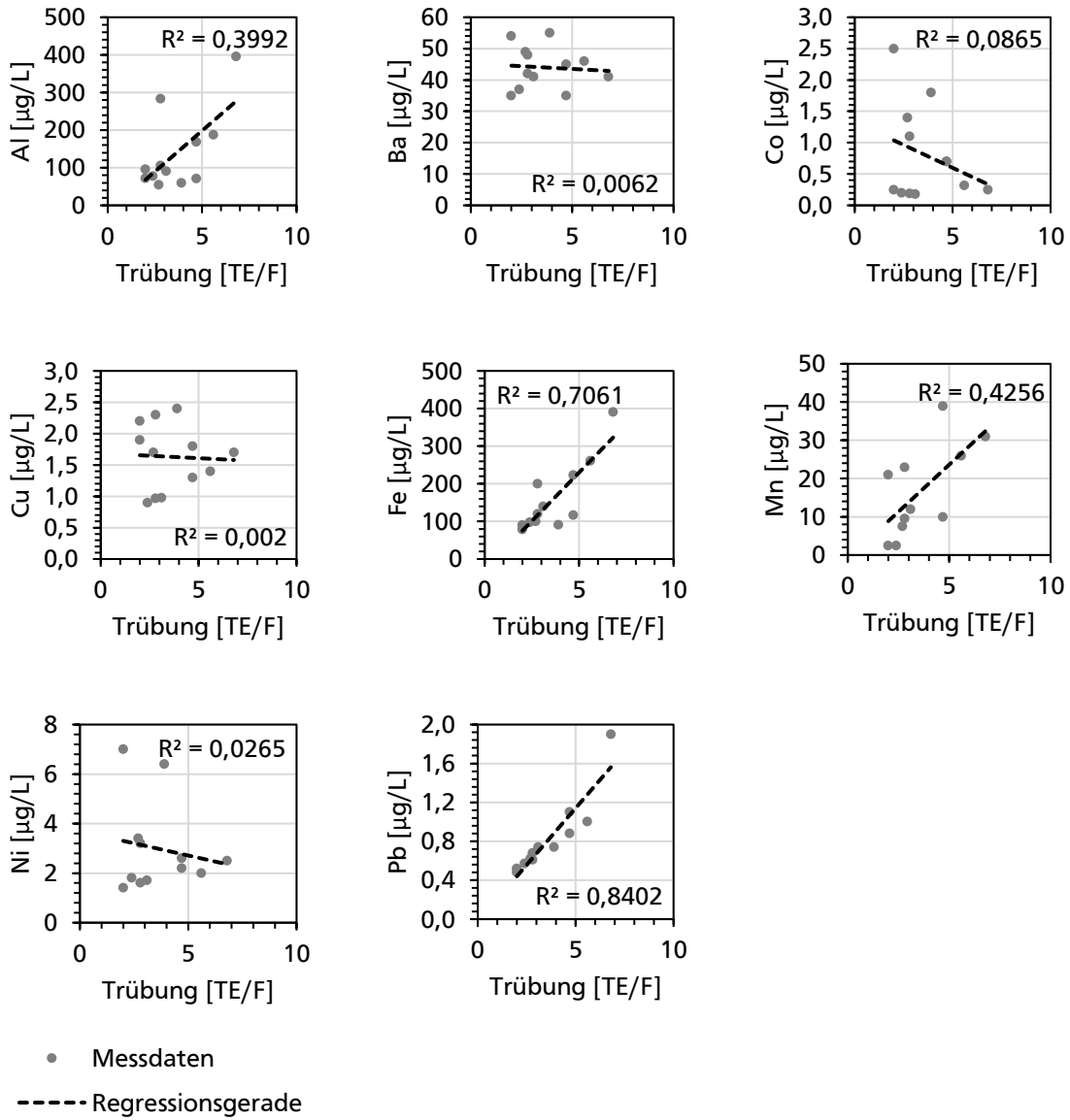


c) Enz Mündung

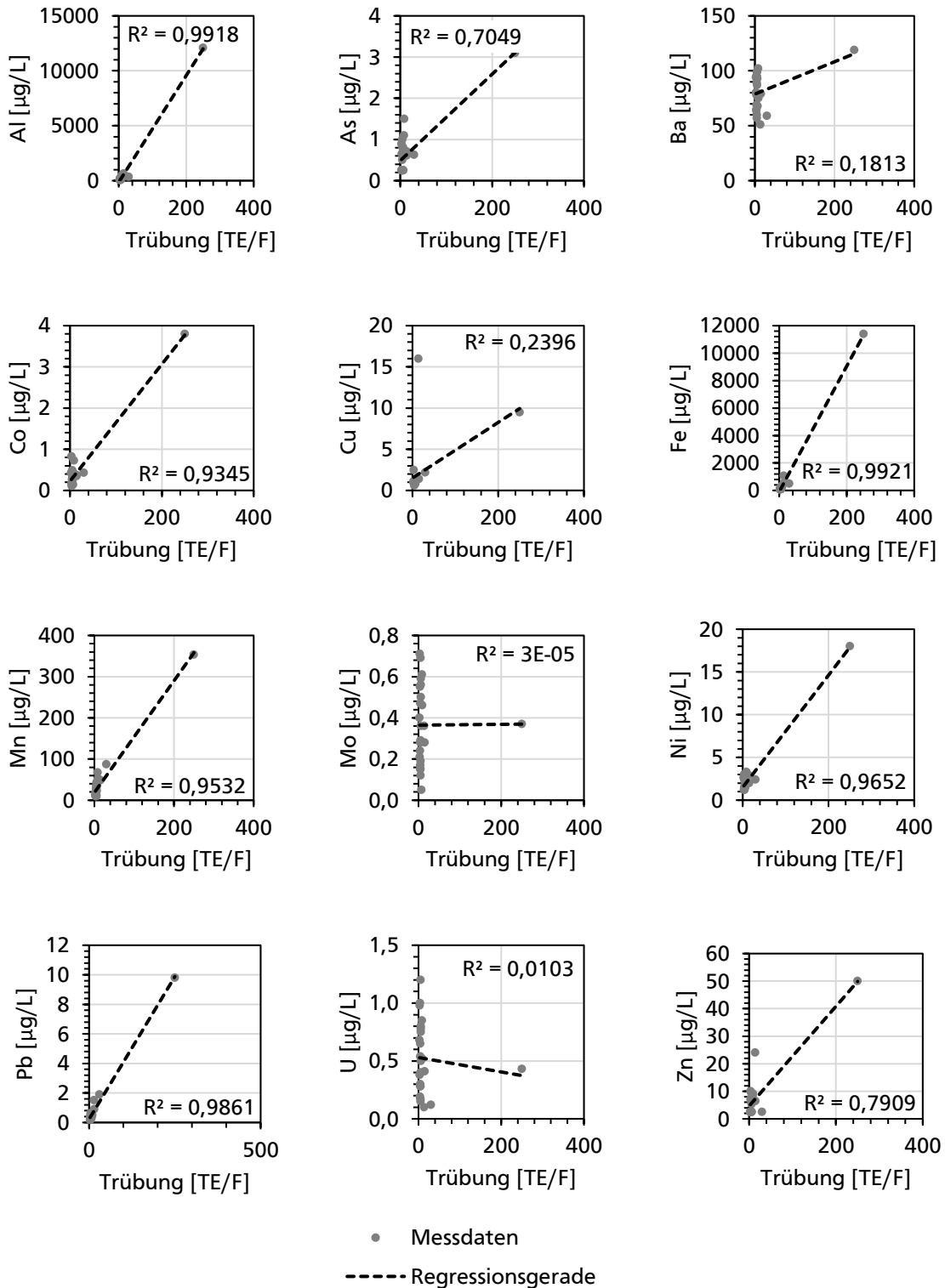


A.6 Korrelationsgrafiken (Schwer-)Metalle

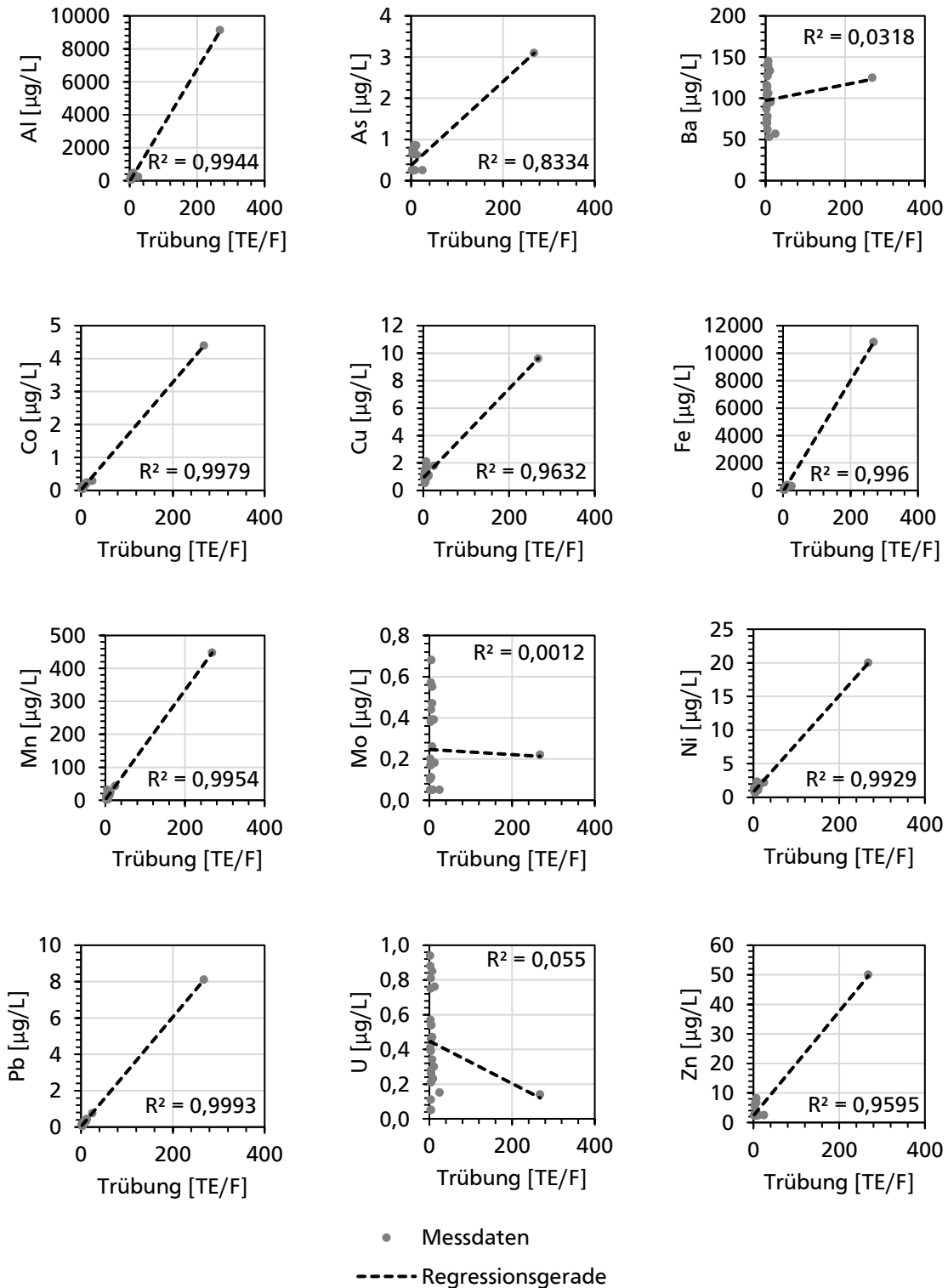
a) Echtershausen



b) Irrel



c) Enz Mündung



A.7 Korrelationstabelle

Die durchgeführten linearen Korrelationen zwischen den Parametern (P) werden in dieser Tabelle für die jeweilige Station aufgelistet und sowohl die Anzahl der Messpunkte (n) als auch der Trend bzw. die Steigung der Regressionsgeraden, das Bestimmtheitsmaß (R^2) und der p-Wert (p) des Signifikanz-Tests angegeben. Es wurde zum Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$ bestimmt, ob die Korrelation signifikant ist (Sig.). Der Trend wurde in den jeweiligen SI-Einheiten der Parameter berechnet.

P y-Achse	P x-Achse	Station	n	Trend	R^2	p	Sig.
Feinsedimente							
AFS	Trübung	EH	9	1,055	0,8141	0,0009	ja
		IR	18	0,869	0,9262	$1,8 \cdot 10^{-10}$	ja
		EM	13	1,026	0,9724	$6,4 \cdot 10^{-10}$	ja
Trübung (gleitendes Mittel)	Tage	EH	169	-0,001	0,0378	0,0113	ja
		IR	207	-0,001	0,0312	0,0109	ja
		EM	198	$-3,6 \cdot 10^{-4}$	0,0076	0,2218	nein
Trübung Winterhalbjahr	Jahre	EH	13	-0,002	0,1554	0,1826	nein
		IR	18	-0,002	0,0885	0,2306	nein
		EM	18	-0,002	0,0923	0,2204	nein
Trübung Sommerhalbjahr	Jahre	EH	13	0,000	0,0005	0,9411	nein
		IR	18	-0,001	0,0410	0,4203	nein
		EM	18	-0,001	0,0139	0,6408	nein
Abfluss							
Q_P (gleitendes Mittel)	Tage	EH	17078	$-1,9 \cdot 10^{-5}$	0,0051	$1,2 \cdot 10^{-20}$	ja
		IR	11083	$-1,4 \cdot 10^{-4}$	0,0425	$1,5 \cdot 10^{-106}$	ja
		EM	11083	$-1,2 \cdot 10^{-5}$	0,0127	$1,2 \cdot 10^{-32}$	ja
		WI	17078	$-4,5 \cdot 10^{-5}$	0,0266	$3,7 \cdot 10^{-102}$	ja
Q_P Winterhalbjahr	Jahre	EH	13	$-3,1 \cdot 10^{-4}$	0,0797	0,3499	nein
		IR	18	$-4,2 \cdot 10^{-4}$	0,0939	0,2163	nein
		EM	18	$-5,9 \cdot 10^{-6}$	0,0006	0,9206	nein
Q_P Sommerhalbjahr	Jahre	EH	13	$2,1 \cdot 10^{-5}$	0,0012	0,9108	nein
		IR	18	$2,4 \cdot 10^{-5}$	0,0015	0,8776	nein
		EM	18	$1,6 \cdot 10^{-5}$	0,0220	0,5572	nein
Q_G	Q_P	EH	182	0,979	0,9890	$4,1 \cdot 10^{-178}$	ja
		IR	223	0,904	0,9881	$1,1 \cdot 10^{-214}$	ja
		EM	211	1,360	0,9905	$2,4 \cdot 10^{-213}$	ja
Trübung	Q_G	EH	181	1,640	0,4488	$6,2 \cdot 10^{-25}$	ja
		IR	219	1,901	0,5480	$2,8 \cdot 10^{-39}$	ja
		EM	210	9,153	0,6000	$3,0 \cdot 10^{-43}$	ja
Abflussklassen							
Trübung	Zeit						
< Q30		EH	19	$-8,0 \cdot 10^{-5}$	0,0033	0,8144	nein
		IR	26	0,001	0,1312	0,0690	nein
		EM	12	-0,003	0,5800	0,0040	ja

P y-Achse	P x-Achse	Station	n	Trend	R ²	p	Sig.
Q30 - Q60		EH	12	$9,0 \cdot 10^{-5}$	0,0146	0,7080	nein
		IR	21	$2,0 \cdot 10^{-4}$	0,0345	0,4201	nein
		EM	20	-0,001	0,2559	0,0229	ja
Q60 - Q90		EH	18	0,001	0,2275	0,0454	ja
		IR	18	0,002	0,2161	0,0519	nein
		EM	12	$3,0 \cdot 10^{-4}$	0,0215	0,6492	nein
Q90 - Q120		EH	14	$3,0 \cdot 10^{-4}$	0,0453	0,4649	nein
		IR	16	-0,001	0,1343	0,1627	nein
		EM	16	-0,001	0,0643	0,3433	nein
Q120 - Q183		EH	34	$3,0 \cdot 10^{-4}$	0,0097	0,5790	nein
		IR	36	$3,0 \cdot 10^{-5}$	0,0002	0,9310	nein
		EM	28	-0,001	0,1304	0,0591	nein
Q183 - Q240		EH	18	$3,0 \cdot 10^{-4}$	0,1284	0,1443	nein
		IR	28	0,001	0,0253	0,4184	nein
		EM	33	$-4,0 \cdot 10^{-5}$	0,0001	0,9495	nein
Q240 - Q300		EH	38	-0,001	0,0021	0,7861	nein
		IR	39	-0,001	0,0074	0,6032	nein
		EM	36	-0,001	0,0572	0,1602	nein
Q300 - Q350		EH	24	-0,003	0,0018	0,8419	nein
		IR	30	-0,002	0,0224	0,4304	nein
		EM	40	$-3,0 \cdot 10^{-4}$	0,0006	0,8821	nein
> Q350		EH	4	0,006	0,0606	0,7538	nein
		IR	5	0,025	0,4765	0,1970	nein
		EM	13	-0,011	0,0484	0,4701	nein
Gewässergüte							
Temperatur	Trübung	EH	181	-0,028	0,0043	0,3814	nein
		IR	219	-0,021	0,0119	0,1074	nein
		EM	210	0,008	0,0028	0,4427	nein
O ₂	Trübung	EH	181	-0,023	0,0465	0,0036	ja
		IR	219	0,003	0,0029	0,4301	nein
		EM	210	-0,006	0,0175	0,0553	nein
BSB5	Trübung	EH	165	0,011	0,0196	0,0731	nein
		IR	194	0,014	0,0653	0,0003	ja
		EM	193	0,015	0,0848	$4,0 \cdot 10^{-5}$	ja
TOC	Trübung	EH	165	0,050	0,1935	$5,8 \cdot 10^{-10}$	ja
		IR	213	0,035	0,3647	$1,5 \cdot 10^{-22}$	ja
		EM	204	0,051	0,3642	$1,3 \cdot 10^{-21}$	ja
Cl ⁻	Trübung	EH	0	-0,162	0,0419	0,0056	ja
		IR	218	0,010	0,0009	0,6644	nein
		EM	211	-0,026	0,0151	0,0749	nein
SO ₄ ²⁻	Trübung	EH	0	-0,150	0,0705	0,0003	ja
		IR	218	-0,397	0,1048	$9,2 \cdot 10^{-07}$	ja
		EM	210	-0,051	0,0357	0,0061	ja

P y-Achse	P x-Achse	Station	n	Trend	R ²	p	Sig.
pH	Trübung	EH	181	-0,014	0,1307	5,7·10 ⁻⁰⁷	ja
		IR	219	-0,002	0,1064	8,0·10 ⁻⁰⁷	ja
		EM	210	-0,003	0,0875	1,3·10 ⁻⁰⁵	ja
o-P	Trübung	EH	181	-3,0·10 ⁻⁴	0,0093	0,1973	nein
		IR	198	-6,0·10 ⁻⁵	0,0023	0,5037	nein
		EM	190	2,0·10 ⁻⁵	0,0001	0,8943	nein
Ges-P	Trübung	EH	181	0,001	0,0412	0,0061	ja
		IR	198	0,001	0,3221	2,8·10 ⁻¹⁸	ja
		EM	190	0,002	0,3418	8,3·10 ⁻¹⁹	ja
NH ₄ ⁺ -N	Trübung	EH	181	0,001	0,0752	1,9·10 ⁻⁰⁴	ja
		IR	219	0,001	0,2016	2,9·10 ⁻¹²	ja
		EM	210	4,0·10 ⁻⁴	0,0961	4,7·10 ⁻⁶	ja
NO ₂ -N	Trübung	EH	181	6,0·10 ⁻⁵	0,0070	0,2629	nein
		IR	220	8,0·10 ⁻⁵	0,0089	0,1637	nein
		EM	211	-1,0·10 ⁻⁵	0,0003	0,7939	nein
(Schwer-)Metalle							
Aluminium	Trübung	EH	12	43,482	0,3992	0,0275	ja
		IR	25	48,533	0,9918	1,7·10 ⁻²⁵	ja
		EM	25	34,033	0,9944	1,9·10 ⁻²⁷	ja
Arsen	Trübung	EH	/	/	/	/	/
		IR	25	0,011	0,7049	1,6·10 ⁻⁷	ja
		EM	25	0,010	0,8334	2,1·10 ⁻¹⁰	ja
Barium	Trübung	EH	12	-0,347	0,0062	0,8082	nein
		IR	24	0,147	0,1813	0,0380	ja
		EM	25	0,096	0,0318	0,3939	nein
Blei	Trübung	EH	12	0,234	0,8402	2,8·10 ⁻⁵	ja
		IR	25	0,039	0,9861	7,0·10 ⁻²³	ja
		EM	25	0,030	0,9993	1,4·10 ⁻³⁷	ja
Cobalt	Trübung	EH	12	-0,146	0,0865	0,3534	nein
		IR	25	0,014	0,9345	4,1·10 ⁻¹⁵	ja
		EM	25	0,016	0,9979	2,1·10 ⁻³²	ja
Eisen	Trübung	EH	12	51,584	0,7061	6,2·10 ⁻⁴	ja
		IR	25	45,670	0,9921	1,1·10 ⁻²⁵	ja
		EM	25	40,430	0,9960	3,9·10 ⁻²⁹	ja
Kupfer	Trübung	EH	12	-0,015	0,0020	0,8901	nein
		IR	25	0,034	0,2396	0,0130	ja
		EM	25	0,032	0,9632	5,4·10 ⁻¹⁸	ja
Mangan	Trübung	EH	11	4,917	0,4256	0,0296	ja
		IR	25	1,358	0,9532	8,6·10 ⁻¹⁷	ja
		EM	25	1,662	0,9954	2,5·10 ⁻²⁸	ja
Molybdän	Trübung	EH	/	/	/	/	/
		IR	24	0,000	0,0000	0,9813	nein
		EM	25	0,000	0,0012	0,8674	nein

P y-Achse	P x-Achse	Station	n	Trend	R ²	p	Sig.
Nickel	Trübung	EH	12	-0,197	0,0265	0,6132	nein
		IR	25	0,066	0,9652	$2,8 \cdot 10^{-18}$	ja
		EM	25	0,072	0,9929	$3,0 \cdot 10^{-26}$	ja
Uran	Trübung	EH	/	/	/	/	/
		IR	24	-0,001	0,0103	0,6376	nein
		EM	25	-0,001	0,0550	0,2591	nein
Zink	Trübung	EH	/	/	/	/	/
		IR	24	0,181	0,7909	$6,3 \cdot 10^{-9}$	ja
		EM	25	0,177	0,9595	$1,6 \cdot 10^{-17}$	ja

Abschlussarbeit von Annika Scheidler

Erklärung zur Abschlussarbeit gemäß § 22, Abs. 7 APB der TU Darmstadt

Hiermit versichere ich, die vorliegende Abschlussarbeit ohne Hilfe Dritter nur mit den angegebenen Quellen und Hilfsmitteln angefertigt zu haben.

Alle Stellen, die aus den Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht worden.

Diese Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen.

Mir ist bekannt, dass im Falle eines Plagiats (§38 Abs. 2 APB) ein Täuschungsversuch vorliegt, der dazu führt, dass die Arbeit mit 5,0 bewertet und damit ein Prüfungsversuch verbraucht wird.

Abschlussarbeiten dürfen nur einmal wiederholt werden.

Darmstadt, den 13.08.2021



Annika Scheidler