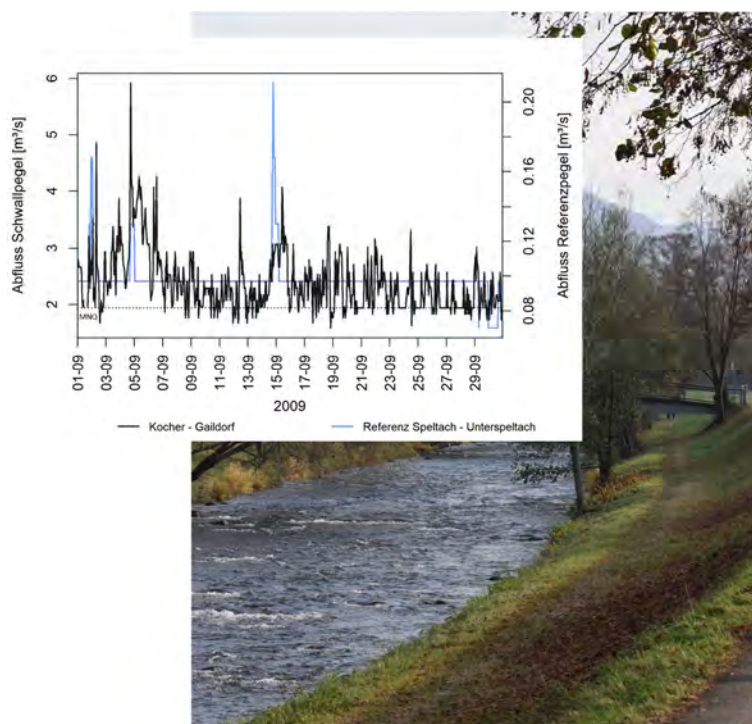


Professur für Hydrologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Alina Christine Domass

Schwall und Sunk an Fließgewässern
in Baden-Württemberg
Quantifizierung und gewässerökologische Auswirkungen



Masterarbeit unter Leitung von Dr. Michael Stölzle
Freiburg, i. Br., Februar 2019

Abbildung Titelseite:

Dreisam (eigene Aufnahme) und Ganglinien der Pegel Kocher-Gaildorf und Speltach-Unterspeltach

Professur für Hydrologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Alina Christine Domass

Schwall und Sunk an Fließgewässern
in Baden-Württemberg
Quantifizierung und gewässerökologische Auswirkungen

Referent: Dr. Michael Stölzle
Korreferentin: Prof. Dr. Kerstin Stahl

Masterarbeit unter Leitung von Dr. Michael Stölzle
Freiburg, i. Br., Februar 2019

Danksagung

Hiermit möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, welche mich bei der Anfertigung meiner Arbeit unterstützt haben.

An erster Stelle geht mein Dank an Herrn Dr. Stölzle für die Bereitstellung des Themas und die fachliche Betreuung der Arbeit. Ebenso danken möchte ich Frau Prof. Dr. Stahl für die Übernahme des Korreferats.

Ich bedanke mich bei dem Landratsamt Breisgau-Hochschwarzwald sowie bei Herrn Zoller für die Auskünfte über mögliche schwallbeeinflusste Fließgewässer in Baden-Württemberg.

Des Weiteren danke ich der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) und dem Bundesamt für Umwelt der Schweiz (BAFU) für die Bereitstellung der Pegeldaten.

Ein großer Dank gilt all denjenigen, welche bei dem Korrekturlesen dieser Arbeit geholfen haben. Besonders bedanke ich mich zudem bei meiner Familie, meinen Freunden und Kommilitonen für die wertvollen Unterstützungen während der Arbeit und während meines gesamten Studiums.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis.....	VIII
Abbildungsverzeichnis Anhang	X
Tabellenverzeichnis Anhang	XII
Zusammenfassung.....	XIII
Abstract	XV
1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund.....	1
1.2 Klassifizierung von Wasserkraftanlagen	3
1.2.1 Laufwasserkraftwerke.....	3
1.2.2 Speicherkraftwerke mit natürlichem Zufluss.....	4
1.3 Definition und Ursachen von Schwall und Sunk.....	5
1.4 Auswirkungen von Schwall und Sunk auf das Abflussregime.....	7
1.5 Auswirkungen von Schwall und Sunk auf Fließgewässerökosysteme	9
1.5.1 Hydraulik und Morphologie	10
1.5.2 Kolmation und Trübung	11
1.5.3 Temperatur.....	12
1.5.4 Makrophyten.....	13
1.5.5 Makrozoobenthos	14
1.5.6 Fischbiozönose	17
1.6 Auswirkungen von Schwall und Sunk in Niedrigwasserperioden.....	19
1.7 Schwall- und Sunk- Indikatoren	20
2 Fragestellungen und Zielsetzungen.....	24
3 Untersuchungsgebiete	26
4 Methoden und Vorgehensweise	28
4.1 Auswahl von Schwall- und Referenzpegeln.....	28
4.2 Datengrundlage und Datenaufbereitung	29
4.3 Vergleichbarkeit der Schwall- und Referenzpegel	30
4.4 Visuelle Analyse von kurzfristigen Abflussschwankungen	31
4.5 Berechnung von Indikatoren zur Analyse von Schwall und Sunk	32
4.5.1 Schwall- und Sunk- Indikatoren.....	32
4.5.2 Richards-Baker Flashiness Index und Coefficient of Diel Variation	35
4.6 Bewertung von Schwall- und Sunk- Indikatoren.....	36
4.6.1 Allgemeiner Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln	36

4.6.2	Bewertung von Pegel Einzugsgebieten nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten.....	37
4.6.3	Einhaltung von Mindestabflüssen.....	38
4.6.4	Schwall und Sunk in der Niedrigwasserperiode Sommer 2018	39
4.6.5	Trendanalyse von Schwall- und Sunk- Indikatorwerten	39
4.6.6	Veränderung von Schwall und Sunk im Gewässerlängsverlauf.....	42
4.7	Zusammenhang zwischen Schwall und Sunk und der Fließgewässerökologie.....	43
4.7.1	Datengrundlage zur Gewässerökologie	43
4.7.2	Kruskal-Wallis-Test.....	44
5	Ergebnisse	45
5.1	Übersicht über die ausgewählten Schwall- und Referenzpegel.....	45
5.2	Vergleichbarkeit der Schwall- und Referenzpegel	48
5.3	Visuelle Analyse von kurzfristigen Abflussschwankungen	49
5.4	Bewertung von Schwall- und Sunk- Indikatoren.....	52
5.4.1	Allgemeiner Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln	52
5.4.2	Bewertung von Pegel Einzugsgebieten nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten.....	58
5.4.3	Einhaltung von Mindestabflüssen.....	62
5.4.4	Monatliche Werte von Schwall- und Sunk- Indikatoren	65
5.4.5	Schwall und Sunk in der Niedrigwasserperiode Sommer 2018	69
5.4.6	Trendanalyse von Schwall- und Sunk- Indikatorwerten	70
5.4.7	Veränderung von Schwall und Sunk im Gewässerlängsverlauf.....	73
5.4.8	Zusammenhang zwischen Schwall und Sunk und der Fließgewässerökologie	74
6	Diskussion	78
6.1	Auswahl und Vergleichbarkeit von Schwall- und Referenzpegeln	78
6.2	Datengrundlage und Datenqualität	78
6.3	Allgemeiner Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln	79
6.3.1	Unterschiede zwischen Indikatorwerten von Schwall- und Referenzpegeln ..	79
6.3.2	Eignung der berechneten Indikatoren zur Erfassung von Schwall und Sunk	82
6.4	Hintergründe von Schwall und Sunk in Baden-Württemberg.....	83
6.5	Bewertung von Pegel Einzugsgebieten nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten.....	84
6.5.1	Diskussion der angewendeten Methoden	84
6.5.2	Diskussion der Ergebnisse.....	86
6.6	Einhaltung von Mindestabflüssen.....	87

6.7	Zeitliche Unterschiede im Auftreten von Schwall und Sunk	87
6.7.1	Monatliche Werte von Schwall- und Sunk- Indikatoren	87
6.7.2	Schwall und Sunk in der Niedrigwasserperiode Sommer 2018	88
6.8	Trendanalyse von Schwall- und Sunk- Indikatorwerten.....	90
6.8.1	Diskussion der angewendeten Methoden	90
6.8.2	Diskussion der Ergebnisse.....	90
6.9	Veränderungen von Schwall und Sunk im Gewässerlängsverlauf	91
6.10	Zusammenhang zwischen Schwall und Sunk und der Fließgewässerökologie	92
6.10.1	Abzuleitende ökologische Auswirkungen für Baden-Württemberg.....	92
6.10.2	Diskussion der Datengrundlage und angewendeten Methoden.....	93
6.10.3	Diskussion der Ergebnisse	94
7	Schlussfolgerungen	96
	Literaturverzeichnis.....	98
	Rechtsquellenverzeichnis	110
Anhang A	Karten	XVII
Anhang B	Tabellen	XX
Anhang C	Abbildungen	XXVII
Anhang D	Abkürzungs- und Symbolverzeichnis.....	XXXIV

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1 Schematische Darstellung eines Flusskraftwerks (Aufleger et al., 2014).....	4
Abb. 1-2 Schematische Darstellung eines Niederdruck-Ausleitungskraftwerks (Aufleger et al., 2014).....	4
Abb. 1-3 Schema eines Talsperren-Speicherkraftwerks (Aufleger et al., 2014).....	4
Abb. 1-4 Schema eines Speicher-Ausleitungskraftwerks (Aufleger et al., 2014).....	4
Abb. 1-5 Ganglinie mit Schwall hoher Intensität und Häufigkeit (Greimel et al., 2016).....	5
Abb. 1-6 Ganglinie mit Schwall mittlerer Intensität und Häufigkeit (Greimel et al., 2016)	5
Abb. 1-7 Ganglinie mit „Hydro Fibrillationen“ (Greimel et al., 2016)	6
Abb. 1-8 Ganglinie, welche den periodischen Betrieb („Cycling“) einer WKA zeigt (Hunter, 1992).....	6
Abb. 1-9 Fünf Komponenten des Abflussregimes und ihre direkten und indirekten Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers (verändert nach Poff et al. (1997))	9
Abb. 1-10 Direkte und indirekte Auswirkungen von Schwall und Sunk auf Makrophyten in Fließgewässern (eigene Darstellung)	14
Abb. 1-11 Direkte und indirekte Auswirkungen von Schwall und Sunk auf das Makrozoobenthos in Fließgewässern (eigene Darstellung)	17
Abb. 1-12 Direkte und indirekte Auswirkungen von Schwall und Sunk auf Fischbiozönosen in Fließgewässern (eigene Darstellung)	19
Abb. 4-1 Ereignisdefinition und abgeleitete Schwall- und Sunk- Indikatoren am Beispiel der Ganglinie des Pegels Bühler-Bühlertann; für den 30.06.2016 sind drei zum Teil unvollständige Abstiegsereignisse sowie zwei Anstiegsereignisse und vier Abflussumkehrungen zu verzeichnen	33
Abb. 4-2 Laufzeit einer Niederschlagswelle am Beispiel des Pegels Bühler-Bühlertann bis zum unterliegenden Pegel Bühler-Geislingen. Die Laufzeit beträgt etwa 12 Stunden. Für Schwallereignisse wird eine ähnliche Größenordnung angenommen	42
Abb. 5-1 Einzugsgebiete der ausgewählten Schwall-, Referenzpegel und unterliegenden Pegel (Datengrundlage: Fließgewässer (AWGN), Schummerungskarte 30 Meter <Umweltinformationssystem (UIS) der LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg>)	45
Abb. 5-2 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 3 mit dem Referenzpegel Linach-Unterlinach	49
Abb. 5-3 Zugeordnete Typen kurzfristiger anthropogener Abflussschwankungen an den Schwallpegeln (Datengrundlage: Fließgewässer (AWGN), Schummerungskarte 30 Meter <Umweltinformationssystem (UIS) der LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg>)	50
Abb. 5-4 Ganglinien vom Oktober 2016 des Schwallpegels Murg-Bad Rotenfels und des Referenzpegels Oos-Baden-Baden; der MNQ entspricht dem MNQ des Schwallpegels.....	51

Abb. 5-5 Ganglinien vom November 2016 des Schwallpegels Bühler-Bühlertann und des Referenzpegels Speltach-Unterspeltach; der MQ und MNQ entsprechen dem MQ und MNQ des Schwallpegels.....	51
Abb. 5-6 Ganglinien vom November 2008 der Pegel Kirnach-Maria-Tann und Linach-Unterlinach mit deutlichem Schwall und Sunk an der Kirnach; der MQ und MNQ entsprechen dem MQ und MNQ des Schwallpegels	52
Abb. 5-7 80 %-Quantile von täglichen standardisierten Amplituden $A_{std}(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018 von Schwall- und Referenzpegeln	53
Abb. 5-8 Dauerkurven der täglichen standardisierten Amplituden des Referenzpegels Oos-Baden-Baden und des Schwallpegels Murg-Bad Rotenfels für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018.....	54
Abb. 5-9 Dauerkurven des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für den Referenzpegel Linach-Unterlinach und die Schwallpegel Breg-Hammereisenbach und Kirnach-Maria-Tann für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018	55
Abb. 5-10 80 %-Quantile der täglichen Anzahl an Abflussumkehrungen $U(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018 von Schwall- und Referenzpegeln ...	56
Abb. 5-11 80%-Quantile der täglichen standardisierten Abflussänderungsraten $RQ_{std}(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018 von Schwall- und Referenzpegeln, getrennt für An- und Abstiegsereignisse.....	56
Abb. 5-12 Zusammenhang zwischen dem standardisierten täglichen Abfluss ($Q_{std}(d)$) und der Anzahl täglicher Abflussumkehrungen $U(d)$ am Beispiel des Schwallpegels Wutach-Oberlauchringen und des Referenzpegels Steina-Illmühle	57
Abb. 5-13 Zusammenhang zwischen dem standardisierten täglichen Abfluss ($Q_{std}(d)$) und der täglichen standardisierten Amplitude ($A_{std}(d)$) am Beispiel des Schwallpegels Kirnach-Maria-Tann und des Referenzpegels Linach-Unterlinach	58
Abb. 5-14 Pegelbewertung anhand der Überschreitung von Schwellenwerten für das Schwall/Sunk-Verhältnis V ; die tägliche maximale Pegeländerungsrate $RW(d)$, die Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag $U(d)$ und den Richards-Baker Flashiness Index RBF; Einstufung in die jeweilige Kategorie, wenn mindestens an 15 % der Tage unter MNQ(m) Schwellenwertüberschreitungen auftreten.....	59
Abb. 5-15 Anzahl an Schwallpegeln, unterliegenden Pegeln (linke Abb.) und Referenzpegeln (rechte Abb.) in der jeweiligen Kategorie (A, B, C, D) der Pegelbewertung für die Indikatoren maximales tägliches Schwall/Sunk-Verhältnis V , maximale tägliche Pegeländerungsrate $RW(d)$ und Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag $U(d)$; Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018	60
Abb. 5-16 Anzahl an Schwallpegeln, unterliegenden Pegeln (linke Abb.) und Referenzpegeln (rechte Abb.) in der jeweiligen Kategorie (A, B) der Pegelbewertung für die Indikatoren RBF und CDV; Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018.....	61
Abb. 5-17 Ganglinie des Pegels Breg-Hammereisenbach im September 2009; farblich gekennzeichnet sind Tage unter MNQ(m), an denen Schwellenwertüberschreitungen auftreten	61

Abb. 5-18 Ganglinie des Pegels Dreisam-Ebnet mit einzelnen Schwellenwertüberschreitungen während Niederschlagsereignissen im Dezember 2015; farblich gekennzeichnet sind Tage unter MQ(m), an denen Schwellenwertüberschreitungen auftreten	62
Abb. 5-19 Regelmäßige Unterschreitungen des $Q_{\min O}$ infolge des Kraftwerksbetriebs am Pegel Kirnach-Maria-Tann im August 2018.....	63
Abb. 5-20 Einmalige Unterschreitung des $Q_{\min O}$ im September 2016 am Pegel Murg-Bad Rotenfels in Verbindung mit kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen.....	63
Abb. 5-21 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für Tage unter MNQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018; die schwarze Linie gibt den niedrigsten Schwellenwert (1,5:1) für das Schwall/Sunk-Verhältnis an	65
Abb. 5-22 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für Tage unter MNQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel im Nordschwarzwald und der Großlandschaft Neckar- und Tauber- Gäuplatten; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018; die schwarze Linie gibt den niedrigsten Schwellenwert (1,5:1) für das Schwall/Sunk-Verhältnis an	66
Abb. 5-23 Verteilung von Indikatorwerten der täglichen Anzahl an Abflussumkehrungen U(d) für Tage unter MNQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel im Nordschwarzwald und der Großlandschaft Neckar-und Tauber-Gäuplatten; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018; die schwarze Linie gibt den niedrigsten Schwellenwert für die Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag an	67
Abb. 5-24 Gesamtanzahl an Abflussumkehrungen der ersten und letzten Woche sowie der Woche des NM ₇ Qs in der zusammenhängenden Niedrigwasserperiode Sommer 2018	69
Abb. 5-25 Wöchentlicher RBF der ersten und letzten Woche sowie der Woche des NM ₇ Qs in der zusammenhängenden Niedrigwasserperiode Sommer 2018	70
Abb. 5-26 Ergebnisse der Trendanalyse von jährlichen 80 %-Quantilen der Indikatoren Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag und Dauer konstante Abflüsse pro Tag für Tage unter MNQ(m) über den Zeitraum hydrologisches Jahr 1986 bis hydrologisches Jahr 2018	71
Abb. 5-27 Trendsteigungen am Beispiel des Pegels Brettach-Neuenstadt für den monatlich mittleren täglichen RBF für Tage unter MQ(m) der Monate Juli und November im Zeitraum hydrologisches Jahr 1990 bis hydrologisches Jahr 2018...	72
Abb. 5-28 Kurzfristige Abflussschwankungen am oberliegenden Pegel Bühler-Bühlertann und unterliegenden Pegel Bühler-Geislingen; dunkelgrau hinterlegt: Analysierte Schwallwelle; hellgrau: Zugeordnete Welle am unterliegenden Pegel; mittleres grau: Zeitliche Überschneidung beider Wellen.....	73
Abb. 5-29 Anzahl an Pegeln in den Kategorien der Pegelbewertung nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten für den Indikator Anzahl Umkehrungen pro Tag für Tage unter MNQ(m) der hydrologischen Jahre 2003 bis einschließlich 2012; farblich dargestellt sind die ökologischen Qualitätsklassen der biologischen Qualitätskomponente Fische an den Pegeln	75

Abb. 5-30 Anzahl an Pegeln in den Kategorien der Pegelbewertung nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten für den Indikator tägliches Schwall/Sunk-Verhältnis für Tage unter MNQ(m) der hydrologischen Jahre 2003 bis einschließlich 2012; farblich dargestellt sind die ökologischen Qualitätsklassen der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos an den Pegeln	75
Abb. 5-31 Zusammenhang zwischen dem prozentualen Anteil an Überschreitungstagen des niedrigsten Schwellenwertes für den Indikator Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag und den ökologischen Qualitätsklassen für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos; der Anteil an Überschreitungstagen bezieht sich auf Tage unterhalb MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2003 bis einschließlich hydrologisches Jahr 2012	76
Abb. 5-32 Zusammenhang zwischen 80 %-Quantilwerten des Indikators Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag und den ökologischen Qualitätsklassen für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten; die 80 %-Quantilwerte beziehen sich auf Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2003 bis einschließlich hydrologisches Jahr 2012	77
Abb. 6-1 Indikatorwerte für die standardisierte mittlere tägliche Amplitude gegenüber dem standardisierten mittleren täglichen Abfluss für Schwall- und Referenzpegel an den Flüssen Vindel und Ume (Bejarano et al., 2017)	82
Abb. 6-2 Wasserstand-Abfluss-Beziehung (P-Q-Beziehung) für den Pegel Schussen-Durlesbach für den Zeitraum April 2000 bis April 2009.....	85
Abb. 6-3 Erste zwei Wochen der Niedrigwasserperiode (oben) und zwei Wochen um den NM ₇ Q (unten) der Niedrigwasserperiode Sommer 2018 am Beispiel des Pegels Enz – Höfen; farblich gekennzeichnet sind Tage mit Schwellenwertüberschreitungen	89

Tabellenverzeichnis

Tab. 1-1 Klassifizierung kurzfristiger anthropogener Abflussschwankungen in Fließgewässern	7
Tab. 1-2 Schwall- und Sunk- Indikatoren und ihre Relevanz für physikalische, chemische und biologische Fließgewässerkomponenten	22
Tab. 1-3 In der Literatur genannte Schwellenwerte für Schwall- und Sunk- Indikatoren	23
Tab. 3-1 Eigenschaften von Großlandschaften und Naturräumen, in welchen die in dieser Arbeit betrachteten schwallbeeinflussten Pegel liegen; die Großlandschaft Schwarzwald ist unterteilt in Nord- und Südschwarzwald (Naturräume von Referenzpegeln und unterliegenden Pegeln sind nicht berücksichtigt)	27
Tab. 4-1 Bestimmung der Datenqualität von Abfluss- und Wasserstandszeitreihen entsprechend der Anzahl und Länge von Datenlücken	30
Tab. 4-2 Bewertung der Vergleichbarkeit von berechneten Kennwerten für Schwall- und Referenzpegel entsprechend absoluter Abweichungen der Kennwerte; die Zahlenwerte geben die absolute Abweichung der Kennwerte an	31
Tab. 4-3 Unterschiedliche Typen von Abflussschwankungen und ihre Charakterisierung nach Amplitude, Häufigkeit und Regelmäßigkeit (verändert und ergänzt nach Greimel et al. (2016))	32
Tab. 4-4 Berechnete Schwall- und Sunk- Indikatoren; $Q_{\max}$ maximaler Abfluss eines Ereignisses; $Q_{\min}$ minimaler Abfluss eines Ereignisses; $Q_{\max(d)}$ maximaler Abfluss eines Tages; $Q_{\min(d)}$ minimaler Abfluss eines Tages; t_{beg} Zeitpunkt zu Beginn eines Ereignisses; t_{end} Zeitpunkt am Ende eines Ereignisses; W Wasserstand; Q Abfluss	34
Tab. 4-5 Ableitung von Tageswerten aus den für einzelne Ereignisse berechneten Indikatoren	36
Tab. 4-6 Schwellenwerte von Schwall- und Sunk- Indikatoren für die Einstufung von Pegeln in die Kategorien mäßige (B), hohe (C) und sehr hohe (D) Beeinträchtigung	37
Tab. 4-7 Schwellenwerte der Indikatoren RBF und CDV für die Einstufung von Pegeln in die Kategorie beeinträchtigt (B)	38
Tab. 4-8 Verwendete Signifikanzniveaus für die Bewertung der Signifikanz der Mann-Kendall-Testgröße	41
Tab. 4-9 Ökologische Qualitätsklassen für die Fließgewässerbewertung nach der WRRL	43
Tab. 4-10 Verwendete Daten für die Bewertung des ökologischen Zustandes biologischer Qualitätskomponenten	43
Tab. 5-1 Für die weitere Analyse verwendete Schwallpegel, unterliegende Pegel und Referenzpegel; MQ entspricht dem berechneten MQ; bei der Pegel-ID handelt es sich um eine eigene Nummerierung der Pegel; die Anzahl an Talsperren (TSP), Hochwasserrückhaltebecken (HRB) und WKAs entspricht jeweils der kumulierten Anzahl der TSP, HRB, und WKAs am Haupt- und an den Nebengewässern oberhalb des Pegels	46

Tab. 5-2 Einzugsgebietsgrößen und berechnete Kennwerte für Referenz- und Schwallpegel; die Werte für den RBF entsprechen den maximalen und minimalen Werten des jährlichen RBFs der gesamten Zeitreihenlänge; die farbliche Abstufung gibt die Vergleichbarkeit der Kennwerte zwischen Schwall- und Referenzpegeln an; hellblau: sehr gut, dunkelblau: gut, hellrot: mäßig (vgl. Kapitel 4.3)	48
Tab. 5-3 Anzahl Tage mit Unterschreitungen des $Q_{\min O}$; in Klammern Unterschreitungen des $Q_{\min G}$; blau hinterlegt: Auftreten von kurzfristigen Abflussschwankungen an Tagen mit Unterschreitungen des Mindestabflusses; aufgeführt sind nur Pegel, an denen Unterschreitungen von Mindestabflüssen festgestellt wurden.....	64
Tab. 5-4 Anteil Tage mit Überschreitungen von Schwellenwerten an der Gesamtanzahl an Tagen unter MNQ(m) für jeden Monat in Prozent (Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018); in fett gedruckt: Schwellenwertüberschreitungen, welche vorwiegend nicht auf Kraftwerksbetrieb zurückgeführt werden können.....	68
Tab. 6-1 Beispielwerte für das Schwall/Sunk-Verhältnis schwallbelasteter Flüsse; teilweise wurden die Werte unmittelbar unterhalb von Kraftwerkszentralen ermittelt	81

Abbildungsverzeichnis Anhang

Abb. C1 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 4	XXVII
Abb. C2 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 5	XXVII
Abb. C3 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 7	XXVII
Abb. C4 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 8	XXVII
Abb. C5 Deutliche „Hydro Fibrillationen“ am Pegel Röhlinger Sechta- Dalkingen im Februar 2016; MQ entspricht MQ des Schwallpegels	XXVIII
Abb. C6 Deutliche „Hydro Fibrillationen“ am Pegel Kleine Wiese-Tegernau im August 2016; MNQ entspricht MNQ des Schwallpegels	XXVIII
Abb. C7 Deutliche „Hydro Fibrillationen“ am Pegel Kocher-Gaildorf im August 2009; MQ und MNQ entsprechen MQ und MNQ des Schwallpegels	XXVIII
Abb. C8 Keine deutlichen kurzfristigen Abflussschwankungen am Pegel Dreisam-Ebnet im Dezember 2015; MQ entspricht MQ des Schwallpegels	XXVIII
Abb. C9 80 %-Quantile der täglichen Dauer konstanter Abflüsse $D(d)_{kn}$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018	XXIX
Abb. C10 80 %-Quantile der täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisse $V(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018	XXIX
Abb. C11 80 %-Quantile der täglichen maximalen Abflussänderungsraten $RQ(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018	XXIX
Abb. C12 Dauerkurven des täglichen RBFs der Pegelgruppe 4 für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018	XXX
Abb. C13 Dauerkurven des täglichen RBFs der Pegelgruppe 3 für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018	XXX
Abb. C14 Dauerkurven täglicher maximaler standardisierter Pegeländerungsraten der Pegelgruppe 8 für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008- 2018	XXX
Abb. C15 Dauerkurven der täglichen Anzahl an Anstiegsereignissen der Pegelgruppe 5 für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018	XXX
Abb. C16 Anzahl an Schwallpegeln, unterliegenden Pegeln (linke Abb.) und Referenzpegeln (rechte Abb.) in der jeweiligen Kategorie (A,B,C,D) der Pegelbewertung für die Indikatoren maximales tägliches Schwall/Sunk- Verhältnis V , maximale tägliche Pegeländerungsrate $RW(d)$ und Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag $U(d)$; Tage unter MQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018	XXXI
Abb. C17 Anzahl an Schwallpegeln, unterliegenden Pegeln (linke Abb.) und Referenzpegeln (rechte Abb.) in der jeweiligen Kategorie (A,B) der Pegelbewertung für die Indikatoren RBF und CDV; Tage unter MQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018	XXXI
Abb. C18 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen RBFs für Tage unter MNQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel im Nordschwarzwald und der Großlandschaft Neckar-Tauber-Gäuplatten; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018	XXXII

- Abb. C19 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen RBFs für Tage unter MNQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018.....XXXII
- Abb. C20 Verteilung von Indikatorwerten der täglichen Anzahl an Abflussumkehrungen U(d) für Tage unter MQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel im Nordschwarzwald und der Großlandschaft Neckar-Tauber– Gäuplatten; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018.....XXXII
- Abb. C21 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für Tage unter MQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018;.....XXXII
- Abb. C22 Ergebnisse der monatlichen Trendanalyse für die Monate Juli und Februar und die Indikatoren Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag (oben) und RBF (unten) für Tage unter MQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 1990 bis hydrologisches Jahr 2018..... XXXIII

Tabellenverzeichnis Anhang

Tab. B1 Pegeldaten für Referenzpegel und unterliegende Pegel mit Angabe der verwendeten Zeitreihenlänge, der ermittelten Datenqualität der Zeitreihen, berechnetem MQ und MNQ und von der LUBW angegebenem MQ und MNQ (LUBW, 2018a); die weiteren Pegeldaten wurden den Pegelinformationsdaten der HVZ entnommen (HVZ BW, 2018)	XX
Tab. B2 Pegeldaten für Schwallpegel mit Angabe der verwendeten Zeitreihenlänge, der ermittelten Datenqualität der Zeitreihen, berechnetem MQ und MNQ und von der LUBW angegebenem MQ und MNQ (LUBW, 2018a); die weiteren Pegeldaten wurden den Pegelinformationsdaten der HVZ entnommen (HVZ BW, 2018)	XXI
Tab. B3 Quantile täglicher Indikatorwerte für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018.....	XXII
Tab. B4 Beginn, Ende und NM ₇ Q der längsten zusammenhängenden Niedrigwasserperiode im Sommer 2018	XXIII
Tab. B5 Anzahl an Tagen mit Überschreitungen von Schwellenwerten in der zusammenhängenden Niedrigwasserperiode Sommer 2018 (in Klammern Anteil an Tagen mit Überschreitungen in %); in fett gedruckt: Überschreitungen von Schwellenwerten vorwiegend auf Niederschlagsereignisse zurückzuführen	XXIV
Tab. B6 Einbezug hydroklimatisch bedingter Trends in die Sen-Steigungen der Schwallpegel durch Differenzenbildung der Sen-Steigungen von Schwall- und Referenzpegeln; die angegebenen Steigungen beziehen sich auf die ermittelten Trendstärken für die jährlichen 80 %-Quantile.....	XXV
Tab. B7 Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests auf Unterschiede zwischen dem prozentualen Anteil an Überschreitungstagen von Schwellenwerten an Tagen unter MQ(m) und den ökologischen Qualitätsklassen der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten	XXVI
Tab. B8 Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests auf Unterschiede zwischen dem prozentualen Anteil an Überschreitungstagen von Schwellenwerten an Tagen unter MNQ(m) und den ökologischen Qualitätsklassen der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten	XXVI
Tab B9 Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests auf Unterschiede zwischen dem 80 %-Quantil von Indikatorwerten an Tagen unter MNQ und den ökologischen Qualitätsklassen der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten	XXVI

Zusammenfassung

Der Betrieb von Wasserkraftanlagen kann unnatürliche, abrupte Anstiege und Absenkungen von Abflüssen in Fließgewässern hervorrufen, welche als Schwall und Sunk bezeichnet werden. Diese kurzfristig auftretenden anthropogenen Abflussschwankungen führen zu Veränderungen im Abflussregime betroffener Fließgewässer und können physikalische, chemische und biologische Fließgewässerkomponenten beeinträchtigen.

Das Ziel dieser Arbeit besteht darin, kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen für ausgewählte Pegeleinzugsgebiete in unterschiedlichen Großlandschaften Baden-Württembergs zu quantifizieren. Des Weiteren werden Auswirkungen der Abflussschwankungen auf die betroffenen Fließgewässerökosysteme beurteilt. Für 22 Pegel an schwallbelasteten Gewässern und für 8 Pegel an unbeeinflussten Referenzgewässern werden Schwall- und Sunk- Indikatoren bestimmt. Als Datengrundlage dienen langjährige Wasserstands- und Abflusszeitreihen mit einer stündlichen Auflösung. Die Pegel werden entsprechend der Höhe ihrer Beeinträchtigung durch kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen in verschiedene Kategorien eingestuft. Ökologische Auswirkungen der kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen werden mittels Überwachungsergebnissen der Wasserrahmenrichtlinie überprüft.

Die Ergebnisse zeigen, dass an dem größten Anteil der analysierten Schwallpegel kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen festzustellen sind. Diese treten vorwiegend bei niedrigen und mittleren Abflüssen hervor. Die größten Unterschiede zwischen Schwall- und Referenzpegeln liegen für Indikatoren vor, welche die Häufigkeit von Abflussschwankungen beschreiben. An 20 % der analysierten Niedrigwassertage treten an den Schwallpegeln zwischen drei und zehn *Abflussumkehrungen* auf. Die ermittelten *Schwall/Sunk-Verhältnisse* an 20 % der Niedrigwassertage liegen für die Schwallpegel zwischen 1,3:1 und 11:1. Die geringste Bedeutung für die Quantifizierung von Schwall und Sunk in Baden-Württemberg weist der Indikator *maximale Abflussänderungsrate* auf.

An einem großen Anteil der Schwallpegel liegen regelmäßige Überschreitungen festgelegter Schwellenwerte von Schwall- und Sunk- Indikatoren vor. An vereinzelten Tagen treten Unterschreitungen von Mindestabflüssen in Verbindung mit kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen auf. Die höchste Beeinträchtigung durch kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen weist mit Abstand der Pegel Kirnach-Maria-Tann auf.

In den Werten von Schwall- und Sunk- Indikatoren sind monatliche Unterschiede feststellbar, welche je nach betrachtetem Pegel und betrachteter Großlandschaft unterschiedlich deutlich ausgeprägt sind. Für einzelne Schwallpegel sind langjährige signifikante Trends von Indikatorwerten für die Indikatoren *Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag* und *Gesamtdauer*

konstante Abflüsse pro Tag zu verzeichnen. Von diesen Pegeln weist der größte Anteil eine Zunahme an kurzfristigen Abflussschwankungen auf.

Ökologische Auswirkungen als Folge der anthropogenen Abflussschwankungen können für die Fließgewässer in Baden-Württemberg nicht ausgeschlossen werden. Negativ zu bewerten ist das Auftreten von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen während niedriger Abflüsse, da Fließgewässerökosysteme in der Regel in Niedrigwasserperioden am empfindlichsten auf Abflussschwankungen reagieren. Ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Intensität von Schwall und Sunk und dem ökologischen Zustand des Fließgewässers kann jedoch nicht festgestellt werden.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen aus Wasserkraftanlagen zu einer Beeinflussung des Abflussregimes von Fließgewässern in Baden-Württemberg führen. Für die Zukunft ist eine stärkere Berücksichtigung von Schwall und Sunk in der Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg empfehlenswert.

Stichworte:

Wasserkraft; Schwall und Sunk; kurzfristige Abflussschwankungen; Abflussregime; anthropogener Einfluss; Schwall- und Sunk- Indikatoren; Richards-Baker Flashiness Index; Fließgewässerökosysteme; guter ökologischer Zustand; Baden-Württemberg;

Abstract

The operation of hydropower plants can cause unnatural fluctuations of water levels in rivers. These short-term anthropogenic fluctuations in river flow are called hydropeaking. Hydropeaking alters the natural flow regime of rivers and affects chemical, physical and biological characteristics of river systems.

The aim of this thesis is to quantify short-term flow fluctuations in different catchments and landscapes in Baden-Württemberg, Germany. Furthermore, ecological effects of flow fluctuations on river systems are assessed. Using hourly flow data, hydropeaking indicators are determined for 22 impacted rivers and 8 unimpacted rivers. The study sites are classified into different categories according to the magnitude of impact by short-term flow fluctuations. Effects of hydropeaking on river ecosystems are analyzed using monitoring results of the Water Framework Directive.

Most of the impacted rivers show short-term flow fluctuations. The flow fluctuations are most present during medium and low flows. The largest differences between impacted study sites and unimpacted study sites exist for indicators describing the frequency of flow fluctuations. At the impacted sites, under low-flow conditions, 20 % of the identified days show between three and ten hourly *flow reversals* and the *hydropeaking ratios* lie between 1.3:1 and 11:1. As a hydropeaking indicator, the *maximum ramping rate* is less important for Baden-Württemberg. For most of the impacted study sites hydropeaking indicators frequently exceed thresholds. On a few days the river flows fall below minimum flows in connection with short-term flow fluctuations. Most affected by short-term flow fluctuations is the study site Kirnach-Maria-Tann.

Hydropeaking indicator values differ from month to month to varying degrees depending on the considered study site and landscape. For some impacted study sites long-term significant trends for the indicator *number of reversals per day* and the indicator *total duration of constant flows per day* can be observed. Most of these study sites show an increase in short-term flow fluctuations.

It can not be ruled out that short-term flow fluctuations have ecological effects on river systems in Baden-Württemberg. A negative result is the occurrence of short-term flow fluctuations during low flows, as river ecosystems are usually most sensitive to flow fluctuations during low-flow conditions. However, there is no statistically significant connection between the hydropeaking intensity and the ecological status of the river systems at the study sites.

Overall, the results of this thesis show that short-term flow fluctuations affect the flow regime of rivers downstream from hydropower plants in Baden-Württemberg. For the future, a stronger

consideration of hydropeaking in the river management in Baden-Württemberg is recommended.

Key words:

hydropower; hydropeaking; short-term flow fluctuations; flow regime; anthropogenic influence; hydropeaking indicators; Richards-Baker Flashiness Index; river ecosystems; good ecological status; Baden-Württemberg;

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Wasserkraft besitzt eine große Bedeutung als erneuerbare Energiequelle. Insbesondere in den Alpen spielt die Wasserkraft für die Stromerzeugung eine große Rolle. So nimmt die Wasserkraft in Österreich und der Schweiz jeweils etwa einen Anteil von 60 % an der jährlichen Gesamtstromproduktion ein (BFE, 2017; BMNT, 2017). Der Anteil des in Deutschland jährlich durch Wasserkraft erzeugten Bruttostroms liegt mit etwa 20 000 GWh bei 3,0 % (BMWi, 2018). Die geschätzte Anzahl an Wasserkraftanlagen (WKAs) in Deutschland beläuft sich auf etwa 7 400. Ohne Berücksichtigung von Pumpspeicherkraftwerken, weisen diese eine installierte Leistung von etwa 4 GW auf (Anderer et al., 2010; Anderer et al., 2012). Die Mehrzahl an WKAs in Deutschland befindet sich in Süddeutschland. Der größte Anteil des in Deutschland erzeugten Stroms aus Wasserkraft stammt aus den Bundesländern Bayern und Baden-Württemberg (Anderer et al., 2012).

In Baden-Württemberg nimmt die Stromerzeugung aus Wasserkraft etwa einen Anteil von einem Drittel an der Bruttostromerzeugung aus erneuerbaren Energien ein. Im Jahr 2016 lag der Anteil der Wasserkraft an der jährlichen Gesamtbruttostromerzeugung, mit 4 850 GWh bei 7,7 % (UM BW & Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 2018). Die Anzahl vorhandener WKAs in Baden-Württemberg beläuft sich auf etwa 65 Anlagen mit einer Leistung über 1 MW und auf geschätzte 1 681 betriebsfähige Kleinwasserkraftanlagen mit einer Leistung unter 1 MW (LUBW, 2018b; Anderer et al., 2012).

Das Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz EEG 2017) hat zum Ziel, erneuerbare Energien in Deutschland zu fördern. Der Anteil des aus erneuerbaren Energien erzeugten Stroms am Bruttostromverbrauch soll bis zum Jahr 2035 auf 55 bis 60 % gesteigert werden (§ 1 Abs. 1 und Abs. 2 EEG 2017). Eingeschlossen ist auch eine Förderung der Stromerzeugung aus Wasserkraft. Die Landesregierung Baden-Württemberg hat im Energiekonzept für Baden-Württemberg das Ziel festgelegt, den Anteil erneuerbarer Energien an der Stromerzeugung, bis zum Jahr 2020 auf mindestens 20 % zu steigern. Hierfür soll die jährliche Stromerzeugung aus Wasserkraft auf 5 500 GWh erhöht werden (WM BW, 2009). Technische Modernisierungen und Revitalisierungen von Kleinwasserkraftanlagen werden durch das Land Baden-Württemberg gezielt gefördert (UM BW, 2017). Eine in den Jahren 2015 und 2016 in Baden-Württemberg durchgeführte Potentialanalyse für Wasserkraftanlagen bis 1 MW ergab für 429 Standorte ein Neubaupotential für Kleinwasserkraftanlagen sowie für 808 Standorte ein Ausbaupotential für bestehende WKAs (LUBW, 2018). Es ist daher davon

auszugehen, dass die Wasserkraft in Baden-Württemberg auch zukünftig ein bedeutender Bestandteil der Energiegewinnung bleiben wird.

WKAs können im Schwall- oder Schwellbetrieb gefahren werden, um Spitzenstrom zu produzieren und Schwankungen im Stromnetz auszugleichen (Giesecke et al., 2014). Diese Betriebsweise führt zu einem regelmäßigen Wechsel von hohen und niedrigen Abflüssen, bezeichnet als Schwall und Sunk (vgl. Kapitel 1.3), und zu einer Veränderung des natürlichen Abflussregimes (Poff et al., 1997; Meile et al., 2005; Young et al., 2011). Daraus sich ergebende Auswirkungen auf die Abflussdynamik und das Fließgewässerökosystem sind insbesondere hinsichtlich der Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) von Bedeutung. Gemäß der Richtlinie 2000/60/EG sollen für die Oberflächengewässer in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union bis spätestens 2027 gute ökologische und gute chemische Zustände erreicht werden (Anhang V Abs. 1 Richtlinie 2000/60/EG). Die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie sind in Baden-Württemberg im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) als Bewirtschaftungsziele verankert. Gemäß § 27 Abs.1 WHG sind oberirdische Gewässer so zu bewirtschaften, dass „eine Verschlechterung ihres ökologischen und ihres chemischen Zustands vermieden wird und ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden“ (§ 27 Abs.1 WHG).

In den meisten Bundesländern in Deutschland ist der Schwellbetrieb von WKAs grundsätzlich verboten, außer es liegt eine Zulassung im Erlaubnisbescheid vor. Häufig handelt es sich dabei um Altrechte (Keuneke et al., 2011). Baden-Württemberg ist das einzige deutsche Bundesland, welches im Wassergesetz (WG) explizit auf Schwall und Sunk, im Zusammenhang mit der Wasserkraftnutzung, verweist. So sind gemäß § 23 Abs. 2 WG Schwall und Sunk bei der Wasserkraftnutzung zu vermeiden.

Erhebungen zu schwallbelasteten Fließgewässern wurden in Deutschland bislang kaum durchgeführt. Es bestehen darüber hinaus keine Statistiken über die Betriebsweise von WKAs für einzelne Bundesländer (Keuneke et al., 2014). Die umfangreichste öffentlich zugängliche Datenlage liegt für Bayern vor. Im Rahmen der Erstellung eines Erfahrungsberichtes für das EEG im Jahr 2014 wurden in Bayern 212 schwellfähige Laufwasserkraftwerke ermittelt (Keuneke et al., 2014). Darüber hinaus wurden für die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen zur Umsetzung der WRRL elf signifikante Belastungen durch Schwellbetrieb festgestellt (STMUV, 2015a, 2015b; Keuneke et al., 2011).

Die Datenlage für Baden-Württemberg ist deutlich geringer. Für die Erstellung eines Erfahrungsberichtes zum EEG im Jahr 2011 wurde eine mögliche Schwallproblematik an deutschen Fließgewässern berücksichtigt. Die Datenerhebung erfolgte unter anderem über

Interviews mit Ministerien und Bezirksregierungen. In Baden-Württemberg gaben die Interviewpartner an, dass in neun von 37 Landkreisen Schwellbetrieb gefahren wird (Keuneke et al., 2011). Bekannter und genehmigter Schwellbetrieb in Baden-Württemberg wird an größeren Flüssen betrieben, beispielsweise an WKAs der Donau (SWU, 2012; LUBW, 2006). Im Rahmen der Bereitstellung von Abflusskennwerten durch die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) wurden Bezirksregierungen in Baden-Württemberg zu anthropogen bedingten Abflussbeeinflussungen an Pegeln befragt. Die Regierungspräsidien gaben für 19 Gewässer einen sicheren oder vermuteten Schwallbetrieb an. Teilweise wird dieser ungenehmigt von den Anlagenbetreibern ausgeführt (LUBW, 2007).

1.2 Klassifizierung von Wasserkraftanlagen

Eine Klassifizierung von WKAs kann auf Basis verschiedener Kriterien durchgeführt werden und ist aufgrund fließender Übergänge nicht immer eindeutig möglich (Giesecke et al., 2014; Aufleger et al., 2014). Nach Höhe der installierten Leistung werden Kleinwasserkraftanlagen, mittelgroße Wasserkraftanlagen und Großwasserkraftanlagen unterschieden. In Deutschland zählen WKAs mit einer Leistung kleiner als 1 MW als Kleinwasserkraftanlagen. Große WKAs weisen eine installierte Leistung größer 100 MW auf (Giesecke et al., 2014). Im Hinblick auf die Nutzfallhöhe ist eine Unterscheidung von Niederdruck-, Mitteldruck- und Hochdruckkraftwerken möglich. Eine eindeutige Zuordnung allein nach der Nutzfallhöhe ist jedoch häufig nicht möglich (Giesecke et al., 2014; Aufleger et al., 2014). Im Folgenden wird die Unterteilung von WKAs nach technischen Kriterien in Laufwasser- und Speicherkraftwerke dargestellt. Pumpspeicherkraftwerke als Sonderfall von Speicherkraftwerken werden nicht berücksichtigt.

1.2.1 Laufwasserkraftwerke

Laufwasserkraftwerke sind dadurch gekennzeichnet, dass sie zur Stromerzeugung den natürlichen Abfluss eines Fließgewässers nutzen (Giesecke et al., 2014; Aufleger et al., 2014). Die Wasserspeichermöglichkeiten von Laufwasserkraftwerken sind insgesamt gering. Teilweise ist ein kleiner Speicherraum im Oberlauf vorhanden. Laufwasserkraftwerke dienen daher bei der Stromerzeugung zur Grundlastabdeckung (Giesecke et al., 2014).

Laufwasserkraftwerke werden unterteilt in Flusskraftwerke und Ausleitungskraftwerke. Bei Flusskraftwerken befinden sich die Krafthäuser direkt im Fließgewässer. Das Wehr ist meist unmittelbar neben dem Krafthaus angeordnet. Dieses trägt zusammen mit dem Krafthaus und angrenzenden Bauelementen zu einem Aufstau von Wasser bei (Giesecke et al., 2014; Aufleger et al., 2014). Bei Ausleitungskraftwerken wird das Wasser oberhalb eines Ausleitungswehres

entnommen und dem Krafthaus über einen seitlichen Kanal zugeführt. Das eigentliche Flussbett unterhalb des Ausleitungswehres wird als Restwasser- oder Ausleitungsstrecke bezeichnet. In dieser verbleibt in der Regel lediglich eine Mindestwassermenge (Giesecke et al., 2014; Aufleger et al., 2014).

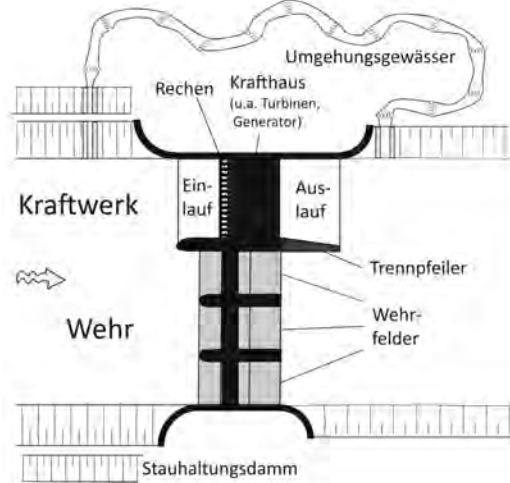


Abb. 1-1 Schematische Darstellung eines Flusskraftwerks (Aufleger et al., 2014)



Abb. 1-2 Schematische Darstellung eines Niederdruck-Ausleitungskraftwerks (Aufleger et al., 2014)

1.2.2 Speicherkraftwerke mit natürlichem Zufluss

Speicherkraftwerke sind durch einen Stauraum gekennzeichnet, in welchem Wasser langfristig gespeichert und bewirtschaftet werden kann. Die Errichtung von künstlichen Stauräumen erfolgt meist in höher gelegenen Tälern (Giesecke et al., 2014; Schwab, 2017; Aufleger et al., 2014). Aufgrund der dadurch erzeugten Nutzfallhöhe handelt es sich bei Speicherkraftwerken in der Regel um Mittel- und Hochdruckkraftwerke (Giesecke et al., 2014). Über die Bewirtschaftung des Stauraumes kann kurzfristig auf Verbrauchsschwankungen im Stromnetz reagiert werden. Speicherkraftwerke dienen daher bei der Stromerzeugung insbesondere zur Abdeckung der Spitzen- und Mittellast (Aufleger et al., 2014; Giesecke et al., 2014).

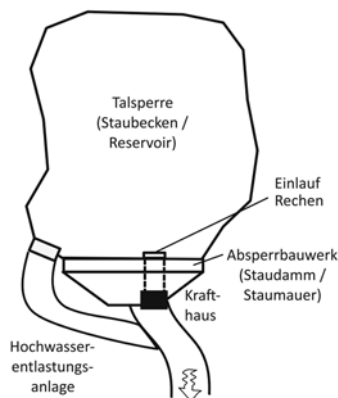


Abb. 1-3 Schema eines Talsperren-Speicherkraftwerks (Aufleger et al., 2014)

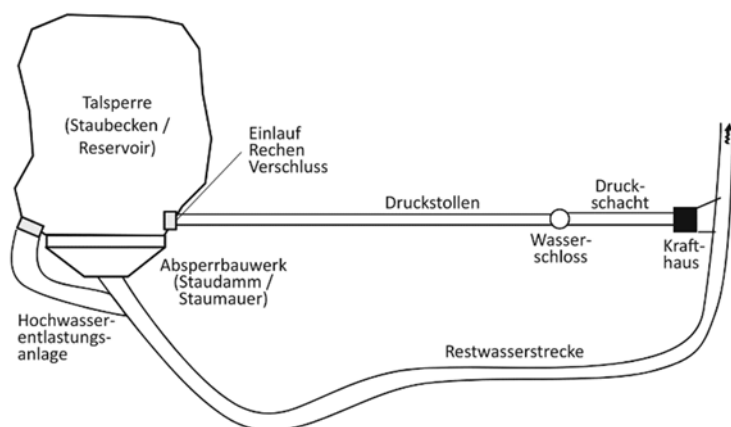


Abb. 1-4 Schema eines Speicher-Ausleitungskraftwerks (Aufleger et al., 2014)

1.3 Definition und Ursachen von Schwall und Sunk

Allgemein beschreiben die Begriffe Schwall und Sunk plötzliche Wasserspiegelhebungen beziehungsweise -senkungen. In offenen Gerinnen werden diese durch abrupte Durchflussänderungen im Gerinne hervorgerufen. Diese können natürlich bedingt sein und beispielsweise durch Ebbe und Flut hervorgerufen werden oder anthropogene Ursachen haben (Bollrich, 2013).

In der Regel werden die Begriffe Schwall und Sunk jedoch ausschließlich auf Abflussschwankungen in Fließgewässern, welche durch einen bedarfsorientierten Betrieb von WKAs hervorgerufen werden, bezogen. Diese Betriebsart ist an die Stromnachfrage angepasst und dient der Spitzenstromerzeugung und der Gewährleistung eines stabilen Stromnetzes (Giesecke et al., 2014; Pfaundler & Keusen, 2007). Schwall bezeichnet den Abflussanstieg unterhalb eines Kraftwerkes, welcher durch eine erhöhte Rückgabe von Wasser, beispielsweise zu Zeiten einer erhöhten Stromnachfrage, entsteht (Giesecke et al., 2014). Bei Verringerung der turbinieren Wassermenge kommt es zu Phasen mit niedrigerer Wasserführung, welche als Sunk bezeichnet werden (Pfaundler & Keusen, 2007). In welcher Höhe WKAs Schwall und Sunk erzeugen können, hängt vor allem von dem Speichervolumen der Stauhaltungen sowie der Ausbauwassermenge der Anlagen ab (Meile et al., 2005). Starke kurzfristige Abflussschwankungen treten beim Schwallbetrieb von Speicherkraftwerken auf (Giesecke et al., 2014). Wenn keine Ausgleichbecken vorhanden sind, werden dabei erzeugte Schwallwellen aus den Speicherkraftwerken direkt in das unterliegende Fließgewässer abgegeben (Heimerl et al., 2006). In Deutschland ist eine Abgabe von Schwallwellen in freie Fließgewässer aus Speicherkraftwerken nicht erlaubt (Giesecke et al., 2014). In Abb. 1-5 und Abb. 1-6 sind beispielhafte Ganglinien schwallbeeinflusster Pegel dargestellt.

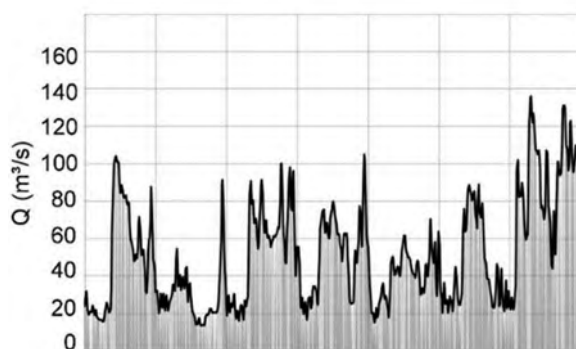


Abb. 1-5 Ganglinie mit Schwall hoher Intensität und Häufigkeit (Greimel et al., 2016)

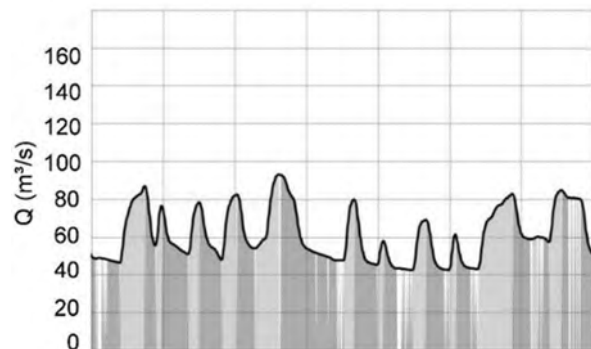


Abb. 1-6 Ganglinie mit Schwall mittlerer Intensität und Häufigkeit (Greimel et al., 2016)

Hohe Abflussschwankungen in Fließgewässern können darüber hinaus aus außergewöhnlichen Betriebszuständen, Spülungen und Notabschaltungen von WKAs resultieren. Diese werden

nicht als Schwall und Sunk bezeichnet (Pfaundler et al., 2011; Giesecke et al., 2014). Abflussschwankungen in einem geringeren Ausmaß können durch schwellbetriebsfähige Laufwasserkraftwerke erzeugt werden. Sie treten in der Regel mit einer größeren Häufigkeit, aber geringeren Intensität als unterhalb von Speicherkraftwerken auf (Meile et al., 2005; Gibeau et al., 2017; Giesecke et al., 2014). In Deutschland befinden sich schwellbetriebsfähige Laufwasserkraftanlagen in der Regel innerhalb einer Kraftwerkskette und weisen ein geschlossenes System mit Kopf- und Endspeicher auf (Heimerl et al., 2006; Giesecke et al., 2014). In diesem Fall beschränken sich aus dem Schwellbetrieb resultierende Auswirkungen weitgehend auf die Anlagenkette (Giesecke et al., 2014).

Greimel et al. (2016) und Greimel et al. (2017) fassen regelmäßig auftretende Abflussschwankungen mit einer niedrigen Intensität unter dem Begriff „Hydro Fibrillationen“ zusammen (vgl. Abb. 1-7). Von Schmutz et al. (2013) werden anthropogene Abflussschwankungen mit vergleichsweise geringen Amplituden als Störwellen bezeichnet. Abflussschwankungen mit einer niedrigeren Intensität können unterhalb einzelner Laufwasserkraftanlagen durch die Bereitstellung von Regelenenergie oder durch Verzögerungen bei der Durchflusssteuerung von WKAs hervorgerufen werden (Greimel et al., 2017). In Niedrigwasserperioden können einzelne WKAs zudem in einem periodischen Betrieb gefahren werden, welcher von Hunter (1992) unter dem Begriff „Cycling“ zusammengefasst wird (vgl. Abb. 1-8). Diese Betriebsart kann angewendet werden, wenn der eigentliche Zufluss zur Wasserkraftanlage nicht für den Kraftwerksbetrieb ausreicht, dieser jedoch über dem für die Ausleitungsstrecke erforderlichen Mindestabfluss liegt. Das überschüssige Abflussvolumen wird kurzzeitig zurückgehalten und anschließend für die Stromproduktion verwendet. Ähnliche Abflussschwankungen resultieren bei einer regelmäßigen, automatisierten An- und Abschaltung von Wasserkraftanlagen während niedrigen Abflüssen (Hunter, 1992).

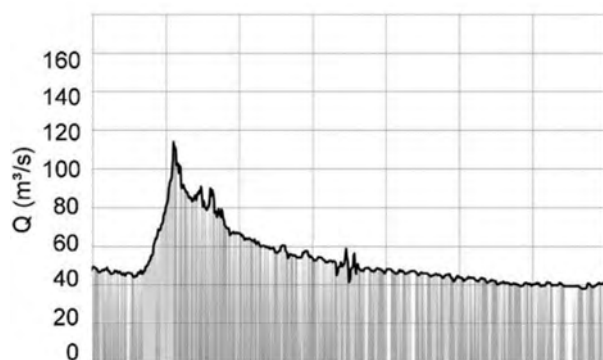


Abb. 1-7 Ganglinie mit „Hydro Fibrillationen“
(Greimel et al., 2016)

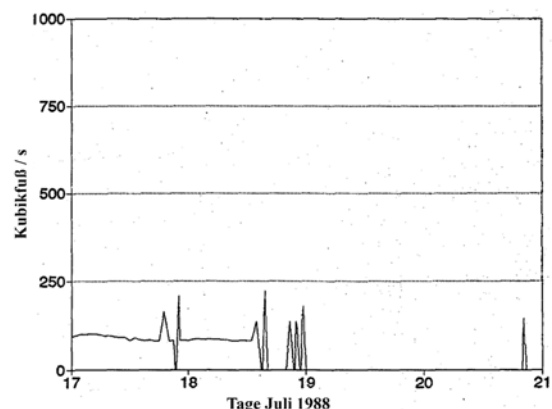


Abb. 1-8 Ganglinie, welche den periodischen Betrieb
(„Cycling“) einer WKA zeigt (Hunter, 1992)

Insgesamt sind die Ursachen für Abflussschwankungen niedriger Intensität vielfältig. Neben dem Kraftwerksbetrieb kommen weitere anthropogene Einflüsse, beispielsweise Wasserentnahmen oder Kläranlageneinleitungen, als Ursachen in Frage. Eine Zusammenfassung anthropogen verursachter, kurzfristiger Abflussschwankungen in Fließgewässern findet sich in Tab. 1-1.

Tab. 1-1 Klassifizierung kurzfristiger anthropogener Abflussschwankungen in Fließgewässern

Bezeichnung	Beschreibung	Ursachen	Literaturquellen
Schwall-/ Schwellbetrieb (Schwall und Sunk)	Kurzfristige, häufige und regelmäßig auftretende Abflussschwankungen mit hoher Intensität (resultieren aus dem bedarfsorientierten Betrieb von WKAs)	Schwallbetrieb von Speicherkraftwerken Schwellbetrieb von Laufwasserkraftwerken	(Pfaundler et al., 2011; Giesecke et al., 2014; Greimel et al., 2017)
„Hydro Fibrillationen“	Kurzfristige, häufige und regelmäßige, jedoch mit geringerer Intensität als beim Schwall und Sunk auftretende anthropogene Abflussschwankungen	Verzögerungen bei der Durchflussteuerung von WKAs Weiter vom Pegel entfernte WKAs im Schwellbetrieb Kraftwerksunabhängige Ursachen (Pumpen, Kläranlagen, Kühlwassereinleitungen, etc.)	(Greimel et al., 2017; Greimel et al., 2016)

Im Rahmen dieser Arbeit wird auf den allgemeinen Begriff kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen zurückgegriffen, wenn nicht eindeutig ist, dass die betrachteten Abflussschwankungen durch einen bedarfsorientierten Betrieb von WKAs hervorgerufen werden.

1.4 Auswirkungen von Schwall und Sunk auf das Abflussregime

Flüsse unterhalb von WKAs mit Schwall- oder Schwellbetrieb weisen häufig eine veränderte Abflussdynamik gegenüber ihrem natürlichen Zustand auf. Studien zu Veränderungen des Abflussregimes durch Schwall und Sunk beziehen sich vorwiegend auf Speicherkraftwerke. Für Laufwasserkraftwerke sind hingegen nur vereinzelte Hinweise zu finden. Viele Studien liegen aus dem Alpenraum, Norwegen und den USA vor. Aufgrund der geringen Anzahl an Studien zu Laufwasserkraftwerken sind die folgenden Aussagen vorwiegend Studien zu Schwall und Sunk aus Speicherkraftwerken entnommen.

Das zeitliche Auftreten von Abflussschwankungen unterhalb von Speicherkraftwerken ist nicht natürlich bedingt, sondern hängt von dem Turbinenbetrieb der WKAs ab (Meile et al., 2011; Bevelhimer et al., 2015). Kurzfristige natürliche Abflussschwankungen, welche beispielsweise durch Schneeschmelze hervorgerufen werden, sind meist auf wenige Tage oder Monate

beschränkt, wohingegen Abflussschwankungen aus WKAs über das gesamte Jahr hinweg im Gewässer auftreten können (Carolli et al., 2015; Greimel et al., 2016; Meile et al., 2011). Entsprechend der Stromverbrauchsschwankungen treten Abflussschwankungen aus WKAs meist in regelmäßigen Abständen auf (Bevelhimer et al., 2015; Pfaundler et al., 2011). Die Häufigkeit wiederkehrender Schwallphasen entspricht nicht der Häufigkeit natürlicher Hochwässer (Meile et al., 2005). Meist ist ein Tages- und Wochenrhythmus erkennbar, wobei an den Wochenenden geringere Schwankungen auftreten (Pfaundler & Keusen, 2007). Phasen mit stabilen Abflüssen sind in schwallbeeinflussten Gewässern in der Regel deutlich kürzer ausgeprägt (Bejarano et al., 2017).

Insgesamt sind Abflussschwankungen aus WKAs je nach Betriebsweise der Kraftwerke, der Kraftwerksgröße und der Flussgröße sehr variabel ausgeprägt (Greimel et al., 2017). Im Allgemeinen weisen sie jedoch eine höhere Intensität als natürlich bedingte Abflussschwankungen auf. Insbesondere hohe Anstiegs- und Rückgangsraten, aber auch große Amplituden treten innerhalb eines Jahres mit einer deutlich höheren Häufigkeit als in unbeeinflussten Fließgewässern auf (Bejarano et al., 2017; Meile et al., 2011; Greimel et al., 2016; Schmutz et al., 2013). Die für Niederschlagsereignisse typische Rechtsschiefe der Ganglinie, welche durch geringere Abflussrückgangsraten gegenüber Abflussanstiegsraten bedingt wird, fehlt bei kraftwerksbedingten Abflussschwankungen (Greimel et al., 2016).

Durch Retention und der Einmündung von Nebenflüssen sowie durch die Überlagerung einzelner Schwall- und Sunkereignisse aus mehreren WKAs findet eine Veränderung der Ausprägung von Schwall und Sunk im Längsverlauf statt (Pfaundler & Keusen, 2007). Schwall und Sunk sind jedoch meist über weite Gewässerstrecken unterhalb einer Wasserkraftanlage erkennbar (Jungwirth et al., 2003).

Bei Speicherkraftwerken können zusätzlich zu der kurzfristigen Beeinflussung des Abflussregimes langfristige Verschiebungen von Abflüssen über das Jahr auftreten (Moog, 1992). Typisch sind Erhöhungen von Abflüssen in Niedrigwasserperioden und Abschwächungen von Abflüssen in niederschlagsreichen Perioden (Meile et al., 2011; Meier et al., 2004). Durch Laufwasserkraftwerke werden Abflüsse in der Regel nicht langfristig beeinflusst (Hunter, 1992).

1.5 Auswirkungen von Schwall und Sunk auf Fließgewässerökosysteme

Das natürliche Abflussregime eines Fließgewässers besitzt eine hohe Bedeutung für die Aufrechterhaltung der natürlichen Biodiversität des Gewässers (Poff et al., 1997). Nach Poff et al. (1997) sind fünf Komponenten des Abflussregimes, welche sich direkt und indirekt auf die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers auswirken, zu unterscheiden (vgl. Abb. 1-9).

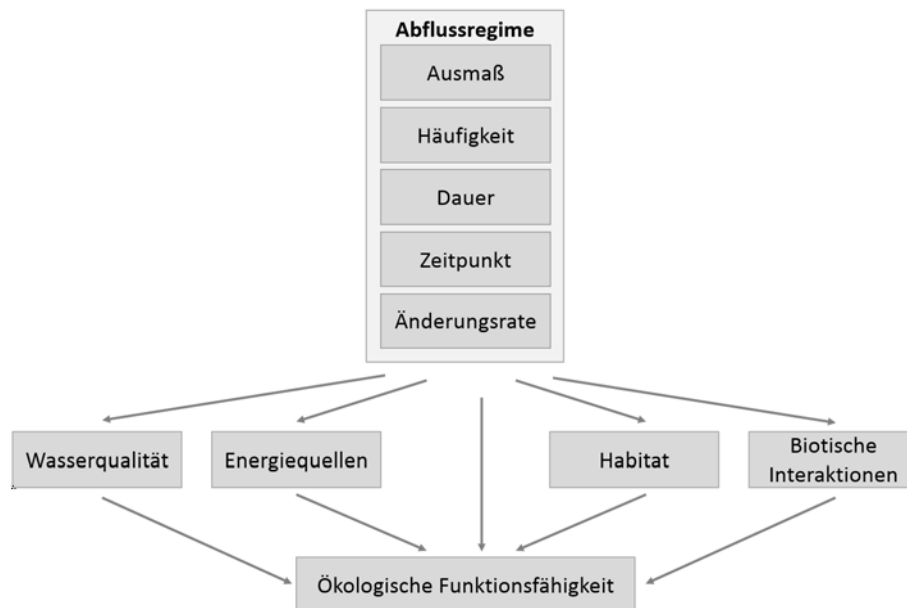


Abb. 1-9 Fünf Komponenten des Abflussregimes und ihre direkten und indirekten Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers (verändert nach Poff et al. (1997))

Die Anzahl an Studien, welche sich mit ökologischen Auswirkungen von Laufwasserkraftwerken befassen, ist insgesamt gering (Gibeau et al., 2017; Robson et al., 2011). Vorliegende Untersuchungen zu Auswirkungen aus dem Schwellbetrieb von Laufwasserkraftwerken beschränken sich auf Spanien (Valero, 2012; Almodóvar & Nicola, 1999) und die Grenze zwischen den Niederlanden und Belgien (De Vocht & Baras, 2005). Für Deutschland liegt eine Studie für den Lech vor (Schnell, 2005).

Die ökologischen Auswirkungen aus dem Schwallbetrieb von Speicherkraftwerken sind hingegen vergleichsweise gut untersucht (Gibeau et al., 2017; Robson et al., 2011). Eine große Anzahl an Studien befasst sich mit alpinen Einzugsgebieten. Die im Folgenden eingehender beschriebenen Auswirkungen auf einzelne Komponenten des Fließgewässerökosystems beziehen sich daher größtenteils auf den Schwallbetrieb von Speicherkraftwerken.

Es bestehen Unsicherheiten, in welchem Ausmaß sich aus dem Schwallbetrieb von Speicherkraftwerken resultierende ökologische Auswirkungen von denen aus dem Schwellbetrieb von Laufwasserkraftwerken unterscheiden (Gibeau et al., 2017). Nach Robson

et al. (2011) können die Auswirkungen aus dem Schwallbetrieb von Speicherkraftwerken jedoch in abgeschwächter Form auf Laufwasserkraftwerke übertragen werden.

Auswirkungen von Schwall und Sunk ergeben sich für das Fließgewässerökosystem selbst sowie für angrenzende Auenökosysteme. Beispielsweise stellen van Looy et al. (2007) an der Maas einen Einfluss des Schwallbetriebes aus Laufwasserkraftwerken auf uferbewohnende Laufkäferarten fest. Die Ufer- und Auenbereiche von Fließgewässern werden im Rahmen dieser Arbeit nicht näher betrachtet.

Hinsichtlich des aquatischen Fließgewässerökosystems ist das komplexe Wirkungsgefüge zwischen biotischen und abiotischen Parametern und sich daraus ergebende direkte und indirekte Auswirkungen zu beachten (IKRS, 2001; Moog, 1992). Zu unterscheiden sind zudem kurzfristige gewässerökologische Defizite, welche unmittelbar während des Kraftwerksbetriebs auftreten, von langfristigen gewässerökologischen Defiziten. Diese entstehen als Folgewirkungen aus dem regelmäßigen Auftreten kurzfristiger Defizite (Schweizer et al., 2009).

1.5.1 Hydraulik und Morphologie

Schwall und Sunk führen zu unnatürlichen Veränderungen der hydraulischen Parameter Wasserstand, Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannung. Diese Faktoren spielen eine wesentliche Rolle für die Hydromorphologie eines Fließgewässers (Meile et al., 2011; Meile et al., 2005).

Inwieweit hydraulische Parameter während Schwall verändert werden, hängt von der vorhandenen Gewässermorphologie ab (Schweizer et al., 2009; Hauer et al., 2014). Am Alpenrhein wurden bei einer Abflusserhöhung von $20 \text{ m}^3/\text{s}$ auf $140 \text{ m}^3/\text{s}$ Wasserstanddifferenzen von 95 cm erfasst. Entlang flacher Kiesbänke konnten Verschiebungen der Wasseranschlagslinie um 12 m bis über 73 m festgestellt werden (IKRS, 2001).

Während der Abflusserhöhung bei Schwall nimmt die Belastung auf die Gewässersohle zu und es kann zu einer Bewegung von Teilen der Gewässersohle kommen (Schweizer et al., 2009). Ob in einem Gerinne Sedimenttransport stattfinden kann, hängt von der Belastungsfähigkeit der Sohle ab. Vereinfacht findet Geschiebetransport dann statt, wenn die kritische Schubspannung, bis zu der die Gewässersohle einer wirkenden Schubbelastung standhalten kann, überschritten wird. Nach Überschreitung der kritischen Schubspannung kommt es entweder zu reinem Geschiebetransport oder zu Geschiebe- und Schwebstofftransport (Zanke, 2013). Während des Schwallbetriebs erodiertes Sohlenmaterial wird flussabwärts transportiert oder in strömungsberuhigten Bereichen wieder abgelagert (Schweizer et al., 2009; IKRS, 2001).

In schwallbeeinflussten alpinen Fließgewässern wird durch Schwallabflüsse Geschiebetransport hervorgerufen, der unter natürlichen Verhältnissen nicht auftreten würde. So befindet sich die Sohle in Fließgewässern des Alpenraums bei winterlichen Niedrigwasserabflüssen in Ruhe. In schwallbeeinflussten Flüssen ist jedoch ein ganzjähriger Geschiebetransport im Gerinne feststellbar (Baumann & Schälchli, 2012; Schweizer et al., 2009; IKRS, 2001).

1.5.2 Kolmation und Trübung

Hinsichtlich des Schwebstofftransportes im Fließgewässer wird zwischen Transport-, Resuspensions- und Ablagerungszonen unterschieden. Bei einem natürlichen Fließgewässerzustand ist die Resuspension aufgrund geringer Abflussschwankungen als gering einzustufen (IKRS, 2001). In schwallbeeinflussten Gewässern findet hingegen aufgrund der höheren hydraulischen Belastung (vgl. Kapitel 1.5.1) eine regelmäßige Umlagerung von Ablagerungs- und Resuspensionszonen statt (IKRS, 2001). Zudem trägt die Turbinierung von schwebstoffreichem Wasser aus Speicherseen zu einer erhöhten Trübung in unterliegenden Fließgewässerabschnitten bei (Schweizer et al., 2009).

An schwallbeeinflussten Abschnitten der Rhone kann in den Wintermonaten eine deutlich erhöhte Schwebstoffkonzentration an Tagen mit Turbinenbetrieb von WKAs festgestellt werden (Portmann et al., 2004). Auch am Alpenrhein ist ein Zusammenhang zwischen Schwebstoffkonzentrationen und Schwallabflüssen feststellbar. Der erhöhte Schwebstoffgehalt führt zu einer Zunahme der Trübung und einer deutlichen Reduzierung der Lichtintensität im Gewässer (IKRS, 2001). Die Auswirkungen auf die Fließgewässerbiozönose sind abhängig vom Zeitpunkt des Auftretens, der Dauer hoher Trübungen und der Höhe der Schwebstoffkonzentration im Vergleich zu natürlichen Bedingungen (Portmann et al., 2004; IKRS, 2001).

Eine erhöhte Schwebstoffkonzentration in schwallbeeinflussten Gewässern fördert die Kolmation der Gewässersohle (Baumann & Schälchli, 2012). Kolmation umfasst den Prozess des Eintrags und der Ablagerung von Wasserinhaltsstoffen auf der Gewässersohle (äußere Kolmation) oder im Interstitialraum der Gewässersohle (innere Kolmation). Als Folge kommt es zu einer Verringerung des Porenvolumens, Verfestigungen der Gewässersohle und einer damit verbundenen Abnahme der Durchlässigkeit. Eine Sohle wird dann als kolmatiert bezeichnet, wenn sich deren bodenmechanische und hydraulische Eigenschaften wesentlich verändert haben (Schälchli, 1993).

An der Rhone sind ständig benetzte oder bei Sunk trocken fallende Uferbereiche und Restwasserstrecken von der äußeren Kolmation betroffen (Baumann, 2004). Erhöhte

Fließgeschwindigkeiten und größere Sohlschubspannungen begünstigen hingegen die Verfestigung und den tieferen Eintrag von Feinmaterial in die Gewässersohle. Für den Prozess der inneren Kolmation ist darüber hinaus ein positiver hydraulische Gradient, welcher zu einer Infiltration von Flusswasser in die Gewässersohle führt, ausschlaggebend (Schälchli, 1993; Baumann & Schälchli, 2012). Für den Alpenrhein wird eine durchschnittliche Erhöhung der eingelagerten Sedimentmasse in die Gewässersohle von 40 % in den Wintermonaten berechnet. Die Durchlässigkeit der Sohle zeigt Abnahmen von 30 % bis zu 200 % gegenüber unbeeinflussten Verhältnissen (IKRS, 2001).

Bei genügend großen Sohlschubspannungen kann es anstatt zu einer Erhöhung der inneren Kolmation zu einer Dekolmation und eine Erhöhung der Sohldurchlässigkeit kommen (Schälchli, 1993). So weisen Young et al. (2011) darauf hin, dass Schwallabflüsse zu einem Freispülen von Sohlenbereichen beitragen können. Auch am Alpenrhein tritt stellenweise eine Dekolmation der Gewässersohle auf (IKRS, 2001).

1.5.3 Temperatur

Temperaturveränderungen durch Schwall und Sunk treten unterhalb von Speicherkraftwerken häufig auf (Schmutz et al., 2013; Schweizer et al., 2009). Bei größeren Speicherseen findet die Wasserentnahme meist aus der Tiefenschicht des Sees statt (Zolezzi et al., 2011; Meier et al., 2004). Weicht die Temperatur des Seewassers von der Temperatur des Flusswassers ab, kommt es bei der Turbinierung von Wasser zu Temperaturanstiegen oder -abfällen in unterliegenden Flussabschnitten. Die höchsten Temperaturschwankungen treten in Monaten auf, in denen die Temperaturdifferenz zwischen dem gespeicherten Wasser und dem Flusswasser am größten ist (Zolezzi et al., 2011). Bei stark beeinflussten Gewässern sind Umkehrungen im Temperaturverlauf möglich (Meier et al., 2004).

In alpinen Flüssen ist durch den Schwallbetrieb im Winter eine Erhöhung von Wassertemperaturen, im Sommer hingegen eine Verringerung von Wassertemperaturen festzustellen. Gegenüber unbeeinflussten Gewässern findet dadurch eine Glättung der Temperaturkurve über den Jahresverlauf statt (Meier et al., 2004; Schweizer et al., 2009; Zolezzi et al., 2011).

Weitere Änderungen der Temperatur können sich an der Gewässersohle im Bereich der hyporheischen Zone ergeben. Geist et al. (2008) stellen eine signifikante Änderung der Temperaturdifferenz zwischen Flusswasser und hyporheischem Wasser durch Schwallbetrieb fest. Grund hierfür ist eine Erhöhung des hydraulischen Gradienten und ein Anstieg von infiltrierendem Flusswasser bei Schwallabflüssen (Geist et al., 2008).

Laufwasserkraftwerke, bei denen aus dem Fluss entnommenes Wasser ohne große Verzögerungen turbinert wird, haben hingegen in der Regel keinen großen Einfluss auf die Wassertemperatur und -chemie des unterliegenden Flussabschnittes (Meier et al., 2004; Hunter, 1992). De Vocht & Baras (2005) weisen jedoch für die Maas darauf hin, dass die Wassertemperaturen auch unterhalb eines Laufwasserkraftwerks durch den Rückhalt von Wasser ansteigenden können. Valero (2012) zeigt hingegen für einen Flussabschnitt unterhalb einer kleinen Laufwasserkraftanlage keine signifikanten Veränderungen der Wassertemperatur auf.

1.5.4 Makrophyten

Studien zu Auswirkungen von Schwall und Sunk auf höhere Wasserpflanzen sind stark begrenzt. Möglicherweise kann dies auf die von Baumann (2004) genannte geringe Bedeutung von Makrophyten in geschiebeführenden Flüssen zurückgeführt werden. Insgesamt ist jedoch davon auszugehen, dass die Fließgewässervegetation wenig sensibel auf Schwall und Sunk reagiert (Baumann & Schälchli, 2012). Diese weist insgesamt ein hohes Vermögen auf, Hochwässern zu widerstehen und besitzt eine große Regenerationsfähigkeit (Bernez et al., 2002).

Allgemein sind direkte und indirekte Auswirkungen aus erhöhten Fließgeschwindigkeiten zu erwarten. Diese können zu einer mechanischen Schädigung von Makrophyten durch Dehnung und zu einem Brechen von Pflanzenteilen führen. Die Anfälligkeit von Pflanzen gegenüber erhöhten Fließgeschwindigkeiten hängt unter anderem von der Wachstumsphase, der pflanzlichen Biomasse und der Wachstumsform ab (Madsen et al., 2001).

Bejarano et al. (2018) nennen Auswirkungen von Schwall auf Sunk auf die Auenvegetation. Von den genannten Auswirkungen können teilweise auch Auswirkungen für die Gewässerflora abgeleitet werden. Durch eine Abschwemmung von vegetativen Vermehrungsorganen findet eine Förderung der räumlichen Verbreitung statt. Physikalische Verletzungen und Entwurzelungen bedingen hingegen Biomasseverluste. Ebenso sind Beeinflussungen durch Temperaturschwankungen sowie durch Veränderungen von Schwebstoff-, Nährstoff- und Schadstoffgehalten möglich (Bejarano et al., 2018). Erhöhte Schwebstoffgehalte und der Transport von Feingeschiebe können beispielsweise zu Beschädigungen von Pflanzenteilen und zur Abrasion führen (Schweizer et al., 2009; IKRS, 2001). Eine erhöhte Abdrift von Vegetation bei Schwall können unter anderem am Grünen Fluss in den USA und am Alpenrhein festgestellt werden (Miller & Judson, 2014; IKRS, 2001).

Indirekte Auswirkungen auf die Fließgewässervegetation sind durch erhöhte Trübungen und damit verbundene Verringerungen der Photosyntheseleistung möglich (Schweizer et al., 2009;

IKRS, 2001). Eine signifikante Verringerung der Biomasse von Makrophyten konnte in Rio Tera in Spanien nach dem Bau einer Wasserkraftanlage festgestellt werden. Die Artenzusammensetzung blieb jedoch unbeeinflusst (Jalon et al., 1994). Hingegen stellen Bernez et al. (2002) an einem schwallbeeinflussten Flussabschnitt der Rance keine negativen Auswirkungen auf die Makrophytengemeinschaft fest. Stattdessen weisen die Autoren auf eine hohe Artenvielfalt unterhalb des Dammes der Wasserkraftanlage hin, welche auf den moderat auftretenden Schwall und Sunk sowie auf einen möglichen Eintrag von vegetativen Pflanzenteilen zurückgeführt werden kann (Bernez et al., 2002).

Abb. 1-10 fasst die genannten Auswirkungen von Schwall und Sunk auf Makrophyten zusammen.

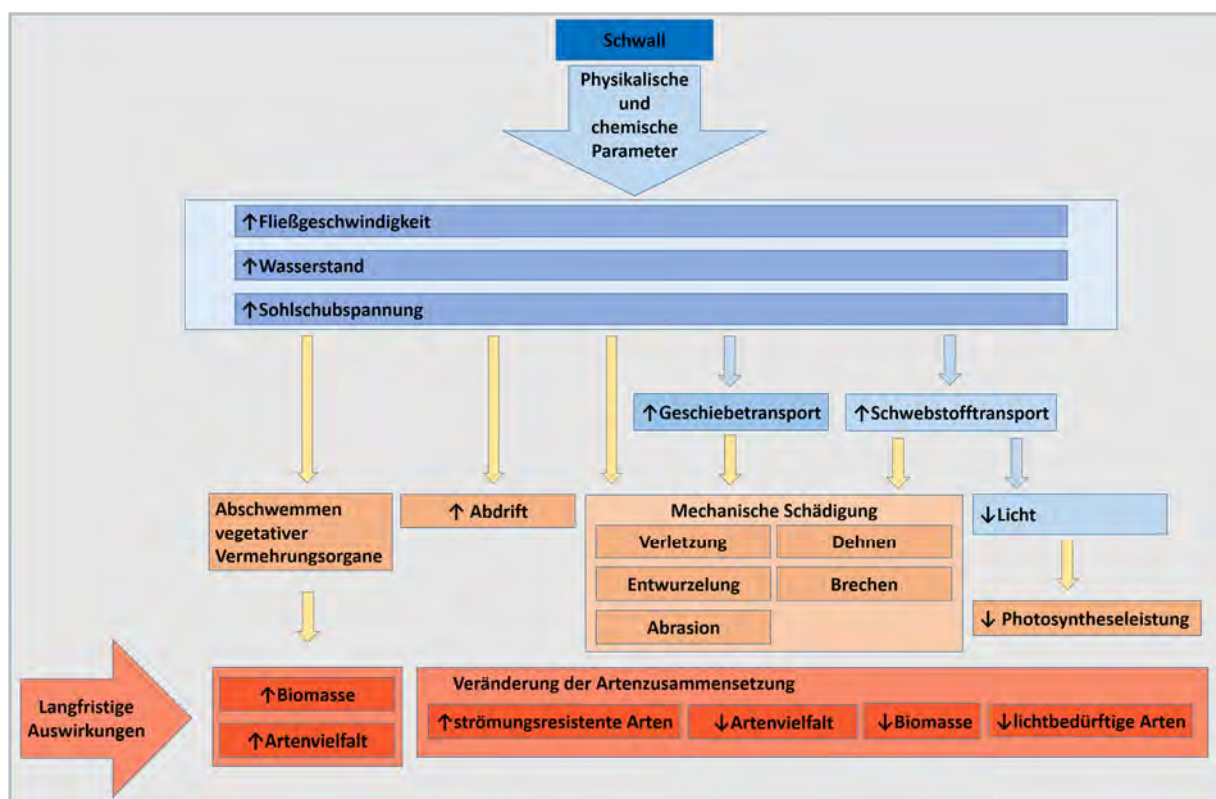


Abb. 1-10 Direkte und indirekte Auswirkungen von Schwall und Sunk auf Makrophyten in Fließgewässern (eigene Darstellung)

1.5.5 Makrozoobenthos

Verschiedene Studien beschäftigen sich mit Auswirkungen von Schwall und Sunk aus Speicherkraftwerken auf Makrozoobenthosgemeinschaften. In schwallbeeinflussten Gewässerstrecken sind gegenüber Referenzgewässern häufig Abnahmen in der Biomasse, der Individuendichte, der Diversität und Verschiebungen in der Zusammensetzung der Gemeinschaften festzustellen (Schmutz et al., 2013; Moog, 1992).

Ein großer Verlust von Makrozoobenthosbiomasse wird auf erhöhte Driftraten zurückgeführt (Schmutz et al., 2013; Bruno et al., 2016). Zu unterscheiden ist zwischen einer Verhaltensdrift,

welche aktiv von Organismen durchgeführt wird, und einer passiven Drift. Die passive Drift wird in der Regel durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen ausgelöst. Wird eine große Individuenzahl durch passive Drift erfasst, wird dies als Katastrophendrift bezeichnet (Gibbins et al., 2010).

Mit einer Abflusszunahme sind deutlich verstärkte Driftraten von Makrozoobenthos feststellbar, welche auf Katastrophendrift zurückzuführen sind (Miller & Judson, 2014; Bruno et al., 2016; Schmutz et al., 2013). Eine Drift kann darüber hinaus bei Abflussrückgängen einsetzen. Die Verringerung der Wassertiefe führt dazu, dass Organismen das Substrat verlassen und dadurch flussabwärts getrieben werden (Hunter, 1992). Die höchsten Driftraten jedoch werden zu Beginn eines Schwall und während des Schwallanstiegs erreicht (Miller & Judson, 2014; Bruno et al., 2016; IKRS, 2001). Von Schwallabflüssen erfasst werden exponiert an Oberflächen sitzende Arten, welche sich nicht rechtzeitig in Interstitialräume zurückziehen können. An organischem Material befindliche Individuen werden häufig mit diesem gemeinsam verdriftet. So ist ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Driftbiomasse und der Abschwemmung von Fließgewässervegetation sowie mit der Mobilisierung von grobpartikulärem (CPOM) und feinputikulärem organischen Material (FPOM) feststellbar (Bruno et al., 2016; Miller & Judson, 2014; IKRS, 2001).

Besonders von Schwall betroffen sind strömungsempfindliche Arten, beispielsweise die Köcherfliegenart *Allogamus auricollis* (Moog, 1992). In Freilandexperimenten zeigen die Familie der Zuckmücken Chironomidae und die Gattung *Baetis* hohe Driftraten (Bruno et al., 2016; Gibbins et al., 2010). Weniger empfindlich gegenüber Verdriftung reagieren Arten, welche ihr Gehäuse am Untergrund befestigen, sich am Substrat ansaugen oder sich in Zwischenräume zurückziehen können. Hierzu zählen beispielsweise die netzspinnenden Köcherfliegen Hydropsychidae, und Kriebelmücken Simuliidae (Bruno et al., 2016; Schmutz et al., 2013). Bei einem neben dem Abflussschwall auftretenden Temperaturschwall kann die Katastrophendrift von Invertebraten von einer Verhaltensdrift überlagert werden (Carolli et al., 2012).

Durch Verdriftung kann sich die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft langfristig ändern (Bruno et al., 2016). Bei Beprobungen an der Sölk in Österreich wurde eine deutliche Verringerung des Weidegängeranteils zu Gunsten der Zerkleinerer festgestellt, da diese oberflächlich lebenden Arten dem Schwalleinfluss stärker ausgesetzt sind (Schmutz et al., 2013).

Durch die veränderten Artenzusammensetzungen weisen schwallbeeinflusste Gewässerabschnitte häufig eine Rhithralisierung auf. Am Alpenrhein tritt im Bereich von Furten

eine Verschiebung der Artenzusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft um mindestens eine biozönotische Region gegenüber dem unbeeinflussten Zustand auf (IKRS, 2001). Moog (1992) weist auf eine Verschiebung der Makrozoobenthosgemeinschaft von einer meta- bis hyporhithralen Gemeinschaft hin zu einer epirhithralen Gemeinschaft an der Salzach hin. Eine Verschiebung ist jedoch auch von der epirhithralen Gemeinschaft zu einer metarhithralen Gemeinschaft möglich (Schmutz et al., 2013).

Allgemeingültige Aussagen hinsichtlich des Artenvorkommens können nicht getroffen werden. Am schwallbeeinflussten Alpenrhein sind gegen Verdriftung empfindliche Gattungen und Familien, unter anderem *Baetis* und Chironomidae, häufig festzustellen. Defizite treten vor allem bei der Familie Heptageniidae auf (IKRS, 2001). Moog (1992) wiederum verweist auf die Begünstigung von robusten und interstitialbewohnenden Arten der Familien Heptageniidae, Ephemerellidae, Leptophlebiidae und Leuctridae. Auch Schmutz et al. (2013) stellen fest, dass rheobionte Arten, wie die Eintagsfliegengattung *Rhitrogena*, durch Schwall positiv beeinflusst werden und gegenüber schwallunbeeinflussten Referenzgewässern höhere Individuendichten erreichen (Schmutz et al., 2013).

Die unterschiedliche Reaktion der Invertebraten kann auf weitere Einflussfaktoren zurückgeführt werden, wozu eine Reduktion des Nahrungsangebotes durch Schwalleinflüsse zählt (Hunter, 1992; Moog, 1992). Am Alpenrhein werden als Gründe für die degradierte Makrozoobenthosbesiedlung darüber hinaus ein hoher Geschiebetransport und die erhöhte innere und äußere Kolmation genannt. Eine starke innere Kolmation führt zu einer Verringerung des Bestandes an kieslückenbewohnenden Invertebraten wie der Familie Heptageniidae und zu Defiziten bei sauerstoffbedürftigen Oligochaeten, jedoch zu einer Förderung von Detritusfressern. Darüber hinaus kann es zu einer Verringerung der Reproduktion durch ein erschwertes Aufkommen von juvenilen Stadien aus tieferen Sedimentschichten kommen (IKRS, 2001). Kolmation kann zudem die Verdriftung von Makrozoobenthos bei Schwall und eine Austrocknung von gestrandeten Organismen bei Sunk fördern, da das Interstitial nicht mehr als Rückzugsraum zur Verfügung steht (Schmutz et al., 2013). Höhere Schwebstoffgehalte können die Sauerstoffaufnahme der Invertebraten beeinträchtigen (Schweizer et al., 2009).

Die als Habitat geeigneten Bereiche des Gewässers werden durch Schwall und Sunk deutlich eingeschränkt. So wird eine natürlicherweise bereits geringe Besiedlungsdichte der Tiefenrinne durch den Schwalleinfluss deutlich verstärkt (IKRS, 2001). Makrozoobenthosbeprobungen unterhalb von Laufwasserkraftanlagen am Lech zeigen, dass flache, aber permanent benetzte Bereiche am stärksten besiedelt werden. Mit zunehmender Wassertiefe und in der

Wasserwechselzone sind hingegen nur geringe Makrozoobenthosbiomassen feststellbar (Schnell, 2005). Abb. 1-11 fasst die genannten Auswirkungen von Schwall und Sunk auf das Makrozoobenthos zusammen.

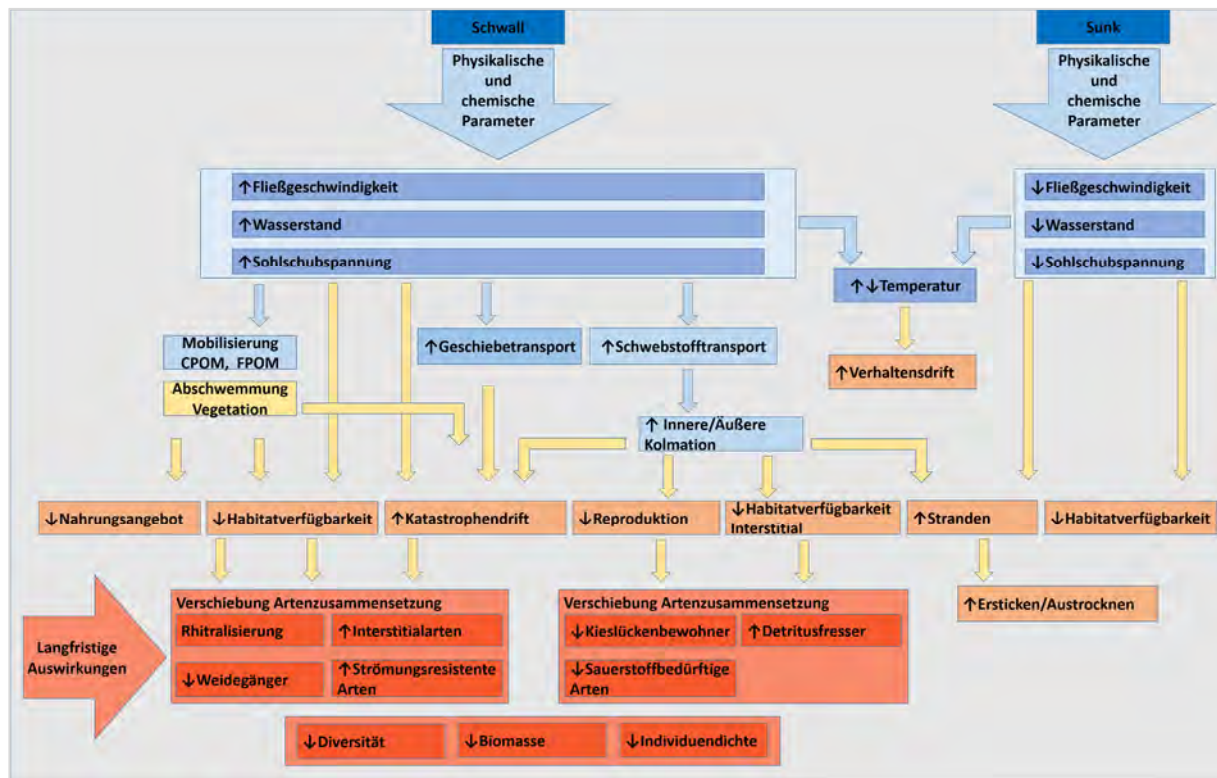


Abb. 1-11 Direkte und indirekte Auswirkungen von Schwall und Sunk auf das Makrozoobenthos in Fließgewässern (eigene Darstellung)

1.5.6 Fischbiozönose

Die Beeinträchtigungen von Fischen durch Schwall und Sunk sind bislang weitreichend untersucht worden. Daten finden sich von Befischungen an schwallbeeinflussten Gewässern, Feldexperimenten (Saltveit et al., 2001) sowie von Experimenten in Versuchsanlagen und Strömungskanälen (Halleraker et al., 2003; Schmutz et al., 2013). Meist werden jedoch nur vereinzelte Fischarten betrachtet, vorwiegend Lachse (Saltveit et al., 2001; Hunter, 1992; Geist et al., 2008), Bachforellen (Saltveit et al., 2001; Halleraker et al., 2003; IKRS, 2001; Almodóvar & Nicola, 1999) und Äschen (Schmutz et al., 2013).

Beeinträchtigungen für Fische sind in weiten Teilen zu den Beeinträchtigungen ähnlich, welche im vorherigen Abschnitt für Invertebraten angeführt wurden. Allgemein können Schwall und Sunk auch bei Fischbiozönosen zu einer Rhytralisierung und einem Lebensraumverlust für Leitarten führen (Baumann & Schälchli, 2012).

Besonders betroffen von Schwall und Sunk sind Fischeier, Larven und juvenile Fische, welche sich vorwiegend in Flachwasserbereichen aufhalten und durch Verdriftung und Strandungen stärker gefährdet sind als adulte Fische (Saltveit et al., 2001; Halleraker et al., 2003; Schmutz

et al., 2013; Young et al., 2011; Hunter, 1992; Baumann & Schälchli, 2012; Jungwirth et al., 2003). Schmutz et al. (2013) stellten in einer Versuchsrinne eine um 60 % höhere Verdriftung von Äschenlarven gegenüber Sunk fest. In einem geringen Ausmaß waren juvenile Äschen betroffen (Schmutz et al., 2013). Darüber hinaus ist bei hohen Abflüssen eine Schädigung der Fischbrut durch hohe Fließgeschwindigkeiten und Geschiebetransport möglich (IKRS, 2001; Baumann & Schälchli, 2012).

Sinkende Wasserstände können zu einem Austrocknen von Fischeiern führen (IKRS, 2001; Baumann & Schälchli, 2012). Juvenile Fische können auf trockenfallenden Sohlbereichen stranden oder in zurückbleibenden Wasserlachen, ohne Anbindung an das Fließgewässer, gefangen werden (Hunter, 1992; Schmutz et al., 2013). Ein Stranden von Fischen führt nicht unmittelbar zu einem Absterben der Organismen, sondern diese können zum Teil über mehrere Stunden im feuchten Substrat überleben (Saltveit et al., 2001; Halleraker et al., 2003). Gestrandete Individuen sind jedoch anfälliger gegenüber Prädatoren. Sie sind einem höheren physiologischen Stress durch Sauerstoffmangel und Temperaturveränderungen ausgesetzt (Young et al., 2011).

Das Phänomen des Strandens ist komplex und hängt von verschiedenen Faktoren ab. So ist die Gefahr des Strandens abhängig von der Fischart und den jeweiligen Verhaltensweisen und Habitatpräferenzen (Hunter, 1992; Saltveit et al., 2001; Young et al., 2011). Im Allgemeinen ist die Gefahr des Strandens in naturnahen Flüssen höher als in begradigten Gerinnen, da viele Flachwasserbereiche, Kolke und Nebengerinne vorhanden sind und größere Anteile der Sohlfläche trockenfallen (Hunter, 1992; Schweizer et al., 2009; Baumann & Schälchli, 2012; Hauer et al., 2017; Hauer et al., 2014). Eine große Bedeutung besitzt zudem der Zeitpunkt des Auftretens von Sunkabflüssen und die damit verbundenen Aktivität der Fische (Saltveit et al., 2001; Halleraker et al., 2003).

Bei Fischen, welche Strandungen ausweichen können, treten hohe Energieverluste auf, da sie den häufigen Veränderungen der Wasseranslagslinie folgen müssen (Jungwirth et al., 2003; IKRS, 2001). Am Alpenrhein müssen Fische Strecken von 15 m bis zu 70 m zurücklegen, um in bevorzugten Flachwasserbereichen verbleiben zu können (IKRS, 2001).

Bei sinkenden Wasserständen können laichende Fische gestört und Laichhabitate aufgeben werden. Unterhalb eines Laufwasserkraftwerkes an der Maas stellten De Vocht & Baras (2005) eine Abwanderung von weiblichen Barben als Reaktion auf sinkende Wasserstände fest.

Die Erhöhung von Schwebstoffgehalten im Gewässer führt zu einem Anstieg des physiologischen Stresses und zu Sauerstoffmangel (Young et al., 2011; Schweizer et al., 2009). Mit einer Zunahme von Kolmation ist zudem häufig eine Einschränkung von Habitaten für

juvenile Fische und die Fischbrut verbunden (IKRS, 2001). Durch erhöhte Trübungen entstehen Sichteinschränkungen, welche zu verringerten Nahrungsaufnahmen führen können (IKRS, 2001). Darüber hinaus trägt eine Verringerung der Makrozoobenthosbiomasse zu einer Verschlechterung der Nahrungssituation von Fischen bei (IKRS, 2001; Young et al., 2011; Jungwirth et al., 2003).

Langfristig reagieren Fischpopulationen auf Schwall und Sunk mit einer Abnahme der Biomasse (Schmutz et al., 2013; Almodóvar & Nicola, 1999). Am Hoz Seca wurde unterhalb einer Laufwasserkraftanlage eine signifikante Verschiebung in der Altersstruktur der Fischpopulation nach dem Bau der Wasserkraftanlage ermittelt. Einen signifikanten Rückgang zeigten juvenile Bachforellen (Almodóvar & Nicola, 1999). Abb. 1-12 fasst die genannten Auswirkungen von Schwall und Sunk auf Fischbiozönosen zusammen.

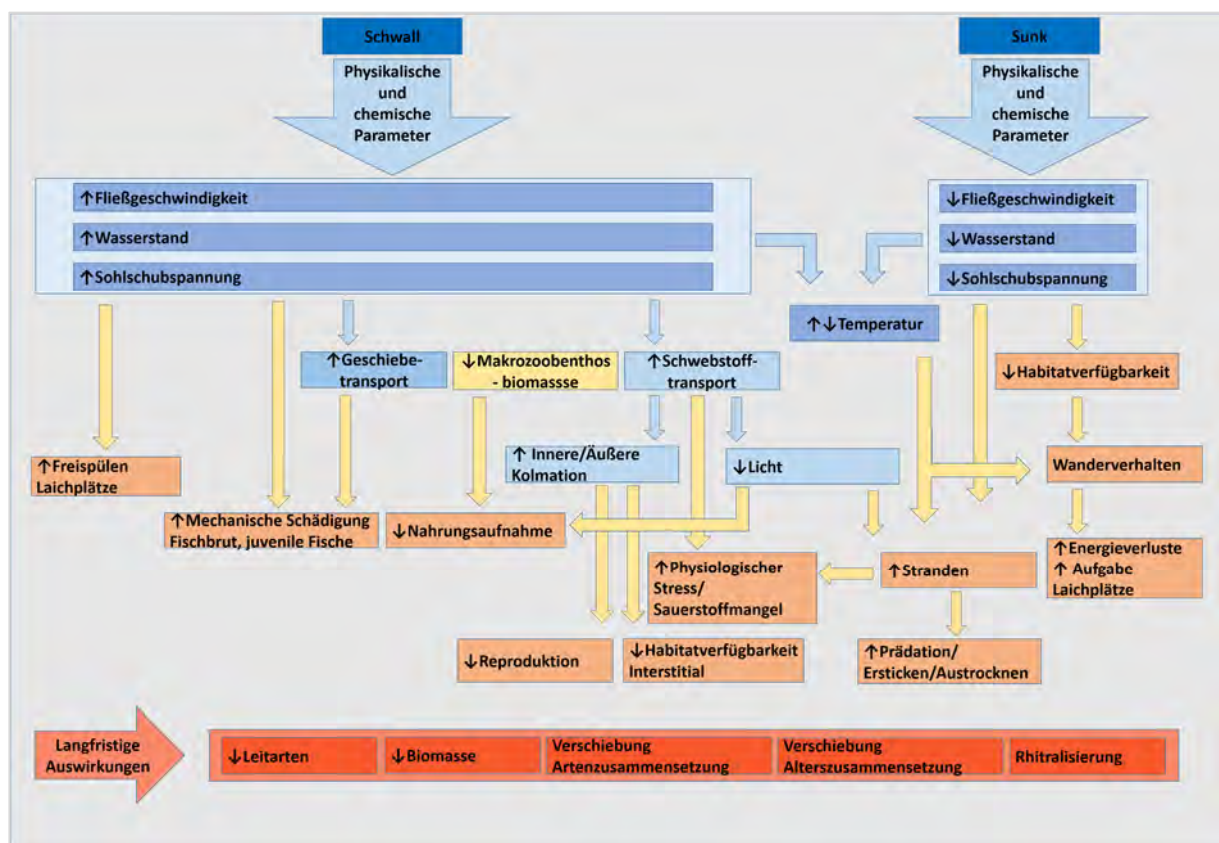


Abb. 1-12 Direkte und indirekte Auswirkungen von Schwall und Sunk auf Fischbiozönosen in Fließgewässern (eigene Darstellung)

1.6 Auswirkungen von Schwall und Sunk in Niedrigwasserperioden

Die größte Beeinflussung des Abflussregimes eines Fließgewässers durch Schwall und Sunk findet in der Regel zu Niedrigwasserzeiten statt (Schweizer et al., 2009). Ursache hierfür ist das große Verhältnis von Basisabfluss zu Schwallabfluss während Niedrigwasserperioden (Pfaundler & Keusen, 2007; Meile et al., 2005). In Phasen mit natürlicherweise auftretenden

Hochwässern tritt Schwall und Sunk dagegen weniger deutlich im Gewässer hervor (Pfaundler & Keusen, 2007). Zudem finden Betriebsweisen wie das von Hunter (1992) beschriebene „Cycling“ lediglich in Niedrigwasserperioden statt (Hunter, 1992; Gibeau et al., 2017).

Insbesondere für Laufwasserkraftwerke wird eine Beeinflussung von Fließgewässern durch Schwall und Sunk vorwiegend für Niedrigwasserzeiten beschrieben (Gibeau et al., 2017; van Looy et al., 2007; De Vocht & Baras, 2005). Aber auch unterhalb von Speicherkraftwerken wirkt sich Schwall und Sunk am stärksten während niedriger Abflüsse auf das Abflussregime aus (Pfaundler & Keusen, 2007; Meile et al., 2005; Baumann, 2004). Entsprechend sind die größten Auswirkungen auf Fließgewässerökosysteme in Niedrigwasserzeiten zu verzeichnen (Jungwirth et al., 2003). Niedrigwasserperioden stellen für das Gewässer natürlicherweise eine Ruhephase dar, in welcher keine großen Störungen durch Hochwässer auftreten. Im alpinen Raum dient die winterliche Niedrigwasserphase beispielsweise als Reproduktionszeit für Gewässerorganismen (Schweizer et al., 2009; Pfaundler & Keusen, 2007). Auch Gibeau et al. (2017) weisen darauf hin, dass Niedrigwasserperioden häufig mit dem Schlupf der besonders gegen Abflussschwankungen anfälligen Fischbrut zusammenfallen (Gibeau et al., 2017). Hinzu kommt, dass Fließgewässerökosysteme während Niedrigwasser bereits natürlicherweise Einschränkungen erfahren. Fischhabitate sind beispielsweise nur beschränkt vorhanden (Hunter, 1992). Für die Maas stellen De Vocht & Baras (2005) eine Verstärkung von Flachwasserstellen durch den Wasserrückhalt einer Laufwasserkraftanlage während sommerlichem Niedrigwasser fest. Die Verringerung der Wassertiefen führt zu einem Verlust geeigneter Habitate für Barben (De Vocht & Baras, 2005).

Die Abnahmen von Wassertiefen während sommerlicher Niedrigwasserphasen durch Wasserrückhalt, führen zudem zu einer Erhöhung der Gewässertemperatur (De Vocht & Baras, 2005). Eine Erwärmung des Fließgewässers während Niedrigwasser ist insbesondere für Ausleitungsstrecken von Laufwasserkraftanlagen untersucht und wird beispielsweise von Gibeau et al. (2017) und Robson et al. (2011) beschrieben. Auf die Auswirkungen des Betriebs von WKAs auf Fließgewässerökosysteme in Ausleitungsstrecken wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter eingegangen. Jedoch sind auch in Ausleitungsstrecken die größten Auswirkungen während Mittel- und Niedrigwasser zu erwarten (LfU BW, 2005).

1.7 Schwall- und Sunk- Indikatoren

Die Anwendung von Indikatoren zur Quantifizierung von Schwall und Sunk ermöglicht es, Unterschiede in der Abflussdynamik von schwallbeeinflussten Fließgewässern gegenüber unbeeinflussten Fließgewässern aufzuzeigen und das Ausmaß der Beeinflussung zu bestimmen. Darauf aufbauend, können Auswirkungen auf Fließgewässer- und Auenökosysteme

abgeschätzt und Maßnahmen für Gewässerrenaturierungen ergriffen, Umweltschutzziele definiert und Abschwächungsmaßnahmen bewertet werden (Meile et al., 2011; Bejarano et al., 2017). Der Vorteil der Verwendung von Schwall- und Sunk- Indikatoren ist deren vergleichsweise einfache Berechnung mittels kontinuierlicher Abfluss- oder Wasserstandsdaten und deren gute Übertragbarkeit auf andere Fließgewässer (Baumann & Schälchli, 2012).

Richter et al. (1996) entwickelten mit der „Indicators of Hydrologic Alteration-Methode“ (IHA-Methode) einen häufig zitierten Ansatz, mit welchem Abflussschwankungen innerhalb eines Jahres quantifiziert werden können. Die Autoren beschreiben 32 hydrologische Indikatoren, welche sie als ökologisch relevant einstufen. Die Indikatoren sind fünf Hauptgruppen zugeordnet, welche das Ausmaß, den Zeitpunkt, die Dauer und die Häufigkeit von Abflusszuständen sowie Abflussänderungsraten beschreiben (Richter et al., 1996). Diese entsprechen den fünf für die ökologische Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers maßgeblichen Komponenten des Abflussregimes nach Poff et al. (1997).

Die von Richter et al. (1996) beschriebene IHA-Methode bezieht sich auf hydrologische Veränderungen, welche sich aus allgemeinen anthropogenen Eingriffen in ein hydrologisches System ergeben können. Ein großer Teil von Studien, die sich explizit mit der Anwendung von Schwall- und Sunk- Indikatoren beschäftigen, greifen jedoch auf Indikatoren der IHA-Methode zurück oder orientieren sich an den fünf Kennzeichen des Abflussregimes (Meile et al., 2011; Bejarano et al., 2017; Carolli et al., 2015). Die IHA-Methode von Richter et al. (1996) und weitere auf dieser Methode aufbauenden Ansätze basieren auf der Auswertung von hydrologischen Daten auf Basis gemittelter Tageswerte. Innerhalb eines Tages stattfindende Abflussschwankungen können durch tägliche Abflussdaten teilweise jedoch nicht ausreichend abgebildet werden (Haas et al., 2014; Bevelhimer et al., 2015). Insbesondere aktuellere Studien verwenden daher zeitlich höher aufgelöste Daten für die Quantifizierung von Schwall und Sunk (Bevelhimer et al., 2015; Meile et al., 2011; Bejarano et al., 2017; Carolli et al., 2015; Haas et al., 2014). In Tab. 1-2 findet sich eine Übersicht häufig angewendeter Schwall- und Sunk- Indikatoren und deren Relevanz für das Gewässerökosystem.

Tab. 1-2 Schwall- und Sunk- Indikatoren und ihre Relevanz für physikalische, chemische und biologische Fließgewässerkomponenten

Abflussregime-komponente	Indikator	Beschreibung	Ökologische Relevanz	Literaturquellen
Höhe	Schwallabfluss/ Sunkabfluss	Abfluss während Schwall/ Sunk	• Verschiebung Wasseranschlagslinie • Sohlenerosion, Geschiebe- und Schwebstofftransport • Kolmation / Dekolmation • Temperaturveränderungen • Habitatverfügbarkeit • Mechanische Schädigung Vegetation/ Organismen	(Jungwirth et al., 2003) (IKRS, 2001) (Schweizer et al., 2009) (Zanke, 2013) (Portmann et al., 2004) (Schälchli, 1993) (Baumann & Schälchli, 2012) (Young et al., 2011) (Zolezzi et al., 2011) (De Vocht & Baras, 2005) (IKRS, 2001) (Schmutz et al., 2013) (Hunter, 1992) (Madsen et al., 2001)
	Amplitude	Abflussdifferenz Schwall zu Sunk	• Energieverbrauch Fische • Strandungen Fische / Invertebraten • Abdrift Vegetation, • Verdriftung Fische und Invertebraten, • Veränderte Nahrungssituation • Änderung hydraulischer Gradient • Physiologischer Stress	(Miller & Judson, 2014) (Halleraker et al., 2003) (Saltveit et al., 2001) (Bruno et al., 2016) (Schmutz et al., 2013) (Geist et al., 2008) (IKRS, 2001) (Young et al., 2011)
	Schwall/Sunk - Verhältnis	Abflussverhältnis Schwall zu Sunk		
Dauer	Ereignisdauer	Dauer Schwall-/ Sunkabflüsse	• Andauernde Defizite für die Gewässerbiozönose • Zeit, welchen Organismen zur Wiederbesiedlung nach Störung bleibt	(Portmann et al., 2004) (Schweizer et al., 2009) (IKRS, 2001)
Häufigkeit	Anzahl Ereignisse	Anzahl Schwall-/ Sunkereignisse	• Akkumulation kurzfristiger Defizite führt zu langfristigen Defiziten für Fließgewässerkomponenten • Driftbiomasse Makrozoobenthos abhängig von Häufigkeit an Schwallabflüssen	(Schweizer et al., 2009) (Miller & Judson, 2014) (Bruno et al., 2016)
Änderungsrate	Abflussanstiegsrate	Geschwindigkeit des Abflussanstiegs	• Verdriftung Makrozoobenthos und Fische	(Saltveit et al., 2001) (Bruno et al., 2016) (Schmutz et al., 2013) (Halleraker et al., 2003) (Schweizer et al., 2009) (Hunter, 1992)
	Abflussabstiegsrate	Geschwindigkeit des Abflussabstiegs	• Strandungen Makrozoobenthos und Fische	
Zeitpunkt	Zeitpunkt des Auftretens von Ereignissen	Zeitpunkt des Auftretens von Schwall-/ Sunkabflüssen	• Unterschiedlich hohe Beeinflussung des Abflussregimes • Aktivität von Fischen • Lebenszyklus von Organismen / Wachstumsphasen Vegetation	(Meile et al., 2005) (Halleraker et al., 2003) (Saltveit et al., 2001) (Young et al., 2011) (Hunter, 1992) (Madsen et al., 2001)

Praktische Anwendung finden Schwall- und Sunk- Indikatoren unter anderem in der Schweiz und Österreich. In der Schweiz werden diese als ein fester Bestandteil für die Beurteilung von Fließgewässern herangezogen (Pfaundler et al., 2011).

Schwellenwerte für Schwall- und Sunk- Indikatoren, ab denen Beeinträchtigungen für Fließgewässerökosysteme zu erwarten sind, sind nur in geringer Anzahl vorhanden. Vorwiegend betrachtet werden das Schwall/Sunk-Verhältnis und Pegeländerungsraten (Möller & Meile, 2006). In Studien genannte Schwellenwerte weichen zudem teilweise deutlich voneinander ab (Baumann & Klaus, 2003). In Verordnungen festgeschriebene Schwellenwerte für das Verhältnis von Schwall zu Sunk finden sich unter anderem in der Gewässerschutzverordnung der Schweiz (GSchV) und der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer Österreichs (QZV Ökologie OG). Eine Auswahl von Schwellenwerten für Schwall- und Sunk Indikatoren ist in Tab. 1-3 gezeigt.

Tab. 1-3 In der Literatur genannte Schwellenwerte für Schwall- und Sunk- Indikatoren

Indikator	Schwellenwert	Beschreibung	Literaturquellen
Schwall/Sunk-Verhältnis	< 1,5:1	Schwellenwerte für eine wesentliche Beeinträchtigung der einheimischen Tiere und Pflanzen sowie von deren Lebensräumen	Gewässerschutzverordnung der Schweiz (GSchV)
	< 3:1	Grenzwert für die Einstufung in einen guten hydromorphologischen Fließgewässerzustand	Qualitätszielverordnung Oberflächengewässer Österreich (QZV Ökologie OG)
	< 4:1	Keine relevanten gewässerökologischen Auswirkungen in Gebirgsflüssen zu erwarten	Angabe in einer Literaturstudie von Baumann & Klaus (2003)
	< 5:1	Grenzwert für die Einstufung als signifikant schwallbelastetes Gewässer	(BMLFUW, 2010)
	< 6:1	Um die Hälfte verringerter Abtrieb von juvenilen Bachforellen gegenüber einem Verhältnis von 10:1	Angabe in einer Literaturstudie von Baumann & Klaus (2003)
Pegel-rückgangsrates	< 10-13 cm/h	Unterhalb Schwellenwert deutliche Reduktion von Strandungen juveniler Bachforellen	(Halleraker et al., 2003)
	< 20 cm/h	Unterhalb Schwellenwert Reduktion von Lachsstrandungen	(Saltveit et al., 2001)
	< 15 cm/h	Unterhalb Schwellenwert erhöhte Wahrscheinlichkeit des Erreichens eines guten ökologischen Zustandes nach dem Fish Index Austria (FIA)	(Schmutz et al., 2015)
Häufigkeit	< 20 Schwall-Ereignisse/Jahr in der Nacht	Unterhalb Schwellenwert ist ein Erreichen eines guten ökologischen Zustandes nach dem FIA möglich	(Schmutz et al., 2015)

2 Fragestellungen und Zielsetzungen

In den vorhergehenden Abschnitten wurde aufgezeigt, dass Schwall und Sunk aus Wasserkraftanlagen zu einer Beeinträchtigung von physikalischen, chemischen und biologischen Fließgewässerkomponenten führen kann. Diese Aspekte sind insbesondere vor dem Hintergrund der Umsetzung der WRRL von Bedeutung. Für Baden-Württemberg sind Fließgewässer bekannt, an welchen Wasserkraftanlagen in einem Schwellbetrieb gefahren werden. Es wurden bislang jedoch keine systematischen Erhebungen von betroffenen Fließgewässern durchgeführt. Ebenso fehlen Daten und Analysen über die Intensität von Schwall und Sunk an Gewässern mit bekannter Schwallproblematik sowie über mögliche Beeinträchtigungen von betroffenen Fließgewässerökosystemen.

Vor diesem Hintergrund besteht das Ziel dieser Arbeit darin, kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen für ausgewählte Pegeleinzugsgebiete in Baden-Württemberg unter Verwendung von Schwall- und Sunk- Indikatoren zu quantifizieren. Aufgrund der beschriebenen Relevanz von Schwall und Sunk in Niedrigwasserperioden, liegt der Fokus auf der Analyse von Abflüssen im Mittel- und Niedrigwasserbereich. Ergänzend sollen mögliche Auswirkungen auf die betroffenen Fließgewässerökosysteme durch die Auswertung gewässerökologischer Daten überprüft werden.

Es sollen die folgenden, zentralen Fragestellungen beantwortet werden. Für die Beantwortung der Forschungsfragen werden Hypothesen herangezogen.

F1: Lässt sich das Auftreten von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen an ausgewählten Pegeln in Baden-Württemberg unter Verwendung von zeitlich hoch aufgelösten Abflussdaten belegen und wie stark sind diese Abflussschwankungen an den einzelnen Pegeln ausgeprägt?

H1: Schwall- und Sunk- Indikatoren sind geeignet, um kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen an Fließgewässern in Baden-Württemberg zu erfassen.

H2: Es liegen Unterschiede in den Werten von Schwall- und Sunk- Indikatoren zwischen schwallbeeinflussten und unbeeinflussten Fließgewässern in Baden-Württemberg vor.

H3: An schwallbeeinflussten Pegeln treten Überschreitungen ökologisch relevanter Schwellenwerte von Schwall- und Sunk- Indikatoren auf.

H4: Während Sunkphasen sind an schwallbeeinflussten Pegeln Unterschreitungen von Mindestabflüssen festzustellen.

F2: Sind zeitliche und räumliche Veränderungen in der Intensität von Schwall und Sunk an betroffenen Gewässern festzustellen?

H5: Es liegen Unterschiede in der Verteilung von Schwall- und Sunk- Indikatoren zwischen verschiedenen Monaten vor.

H6: Es treten Unterschiede in den Werten von Schwall- und Sunk- Indikatoren über kurze Zeiträume auf.

H7: Es liegen signifikante zu- oder abnehmende Trends in den Werten ermittelter Schwall- und Sunk- Indikatoren über die letzten Jahrzehnte vor.

H8: An Pegeln unterhalb schwallbeeinflusster Pegel treten Abschwächungen von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen auf, welche sich in niedrigeren Werten von Schwall- und Sunk- Indikatoren widerspiegeln.

F3: Sind als Folge von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen gewässerökologische Auswirkungen zu erwarten und zeigen sich diese im ökologischen Zustand einzelner biologischer Fließgewässerkomponenten?

H9: Pegeleinzugsgebiete mit höheren Werten von Schwall- und Sunk- Indikatoren weisen einen schlechteren ökologischen Zustand von biologischen Fließgewässerkomponenten auf als Pegel an denen geringere Werte von Schwall- und Sunk- Indikatoren vorliegen.

Diese Arbeit soll eine erste Bestandsaufnahme von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen aus WKAs für ausgewählte Pegeleinzugsgebiete in Baden-Württemberg darstellen.

3 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete dieser Arbeit liegen im Bundesland Baden-Württemberg. Dieses weist insgesamt eine Fläche von 35 751 km² auf (StM BW, 2018). Es lässt sich je nach Gliederungssystem in 11 beziehungsweise 13 Großlandschaften unterteilen. Diese wiederum können in 66 Naturräume 4. Ordnung gegliedert werden (LUBW, 2010).

Kleinräumig und großräumig sind in Baden-Württemberg deutliche Höhenunterschiede und klimatische Differenzen vorzufinden. Die höchsten Erhebungen liegen mit bis zu 1493 m im Naturraum Hochschwarzwald vor (Landesarchiv Baden-Württemberg, 2018; MLR BW, 2000b). Die wärmste Region findet sich in der Rheinebene mit Jahresdurchschnittstemperaturen von stellenweise 10 °C. Demgegenüber werden auf den Hochlagen des Naturraums Hochschwarzwald Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 3 °C und 5 °C erreicht (Regionalverband Südlicher Oberrhein, 2006). Die höchsten Niederschläge liegen mit bis zu 2100 mm pro Jahr im Nordschwarzwald vor (Landesarchiv Baden-Württemberg, 2018; MLR BW, 2000b, 2000a).

Die Landnutzung in Baden-Württemberg variiert je nach Naturraum. In den höheren Lagen finden sich häufig Wald- und Grünlandwirtschaft. In klimatisch günstigen Gebieten mit fruchtbaren Böden dominieren Ackerbau und der Anbau von Sonderkulturen. Daneben wird in einigen Naturräumen Viehzucht betrieben. Auf Hochflächen der Großlandschaft Schwarzwald und im Voralpinen Hügel- und Moorland finden sich stellenweise Moorflächen (Landesarchiv Baden-Württemberg, 2018; MLR BW, 2000d, 2000b). Die Siedlungsdichte variiert je nach Naturraum. Die größten Städte sind Stuttgart, Mannheim und Karlsruhe (StM BW, 2018).

Die geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten unterscheiden sich zum Teil deutlich über das Bundesland hinweg. Entsprechend variieren die Gewässernetzdichte und die Gewässermorphologie je nach Naturraum. So finden sich beispielsweise im Bereich des Grindenschwarzwalds tiefe, bis zum Grundgebirge eingeschnittene Täler. In der Kocher-Jagst Ebene treten zum Teil Verkarstungen auf (Landesarchiv Baden-Württemberg, 2018; MLR BW, 2000a).

In dieser Arbeit werden schwallbeeinflusste Flüsse in Naturräumen der Großlandschaften Schwarzwald, Neckar- und Tauber- Gäuplatten, Schwäbisches Keuper-Lias-Land und Voralpines Hügel- und Moorland betrachtet. Eine Übersicht über Charakteristika dieser Naturräume finden sich in Tab. 3-1. Eine Karte der Großlandschaften ist Anhang A zu entnehmen.

Tab. 3-1 Eigenschaften von Großlandschaften und Naturräumen, in welchen die in dieser Arbeit betrachteten schwallbeeinflussten Pegel liegen; die Großlandschaft Schwarzwald ist unterteilt in Nord- und Südschwarzwald (Naturräume von Referenzpegeln und unterliegenden Pegeln sind nicht berücksichtigt)

Großland- schaft	Naturraum	Höhen [m]	Geomorphologie und Geologie	Niederschläge [mm pro Jahr]	Landnutzung	Literatur- quellen
Südschwarz- wald	Hoch- schwarzwald	bis 1493	- starke Reliefenergie der Flüsse (intensive Zertalung) - Eiszeit geprägt (Moränen, Karsen, Muldentäler, ...) - östlicher Hochflächenschwarzwald weniger zertalt - Kristallines Grundgebirge (Granite, Gneise),	850-2000	- Wälder - Grünlandwirtschaft - z.T. baumfreie Hochflächen - z.T. ausgedehnte Siedlungen	(LGRB, 2017; Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018; MLR BW, 2000b)
	Südöstlicher Schwarzwald	800-1100	- ausgeglicheneres Relief als im Hochschwarzwald - Würmeiszeit geprägt - Kristallines Grundgebirge (Granite, Gneise), Bunt- sandsteindeckgebirge, Muschelkalkstufe	800-1000	- Fichtenforste - Grünlandwirtschaft - Viehzucht - Siedlungen, Städte in Tälern	(Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018; MLR BW, 2000c)
Nord- schwarzwald	Grinden- schwarzwald und Enzhöhen	bis 1163	- Würmeiszeit geprägte Höhenlagen - z.T. bis zum Grundgebirge eingeschnittene Täler - Deckgebirgsstufe aus Mittlerem und Unterem Bundsandstein	1000-2100	- Fichtenwälder, Mischwälder - Hochmoore - Weidewirtschaft - dünn besiedelt	(Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018; MLR BW, 2000a)
	Nördlicher Tal- schwarzwald	bis 670	- steiler Abfall zur Oberrheinebene (tiefe, weite Täler) - Zeugenberge - Kristallines Grundgebirge, Rotliegendeschichten	1000-2000	- Wälder - Sonderkulturanbau, Ackerbau - Täler besiedelt	(Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018; MLR BW, 2000c)
	Schwarzwald- Randplatten	320-800	- Plateau mit wenigen tief eingeschnittenen Flusstälern - muldenförmige Bachläufe - Oberer Bundsandstein	750-1200	- Fichtenforste - Grünlandwirtschaft - Kleindörfer, wenige Städte in Tälern	(LGRB, 2017; Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018)
Neckar- und Tauber- Gäuplatten	Kraichgau	200-333	- Hügelland - Muschelkalk- und Keuperschichten - Löss bis 30 m mächtig	k.A.	- intensive Landwirtschaft, Weinbau - wenige größere Siedlungen - hohe Verkehrsnetzdichte	(Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018)
Schwäbisches Keuper-Lias- Land	Schwäbisch- Fränkische Waldberge	400-586	- Sandsteinschichten der Keuperstufe - z.T. Schwarzjura - ausgeprägter Stufenrand im Norden und Westen	750-1400	- Wälder und Offenlandflächen - Viehzucht - dünn besiedelt	(Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018; MLR BW, 2000d)
	Östliches Albvorland	500-550 (684)	- Braun-, Schwarzjuraplatten (Albvorland) - vereinzelte bis 684 m hohe Zeugenberge	k.A.	- Acker-, Grünlandnutzung - Viehzucht - z.T. Siedlungs-/Verkehrsachse	(Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018)
Voralpines Hügel- und Moorland	Ober- schwäbisches Hügelland	bis 838	- Würmeiszeit geprägte Jungmoränenlandschaft - Steile Endmoränen, glaziale Becken - Molasseberge - Würm-Moränensedimente	800	- Wälder, Moore, Seen - Einzelhöfe, Dörfer, Kleinstädte - Grünlandwirtschaft - Ackerbau, Obstanbau	(LGRB, 2017; Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018)
	Westallgäuer Hügelland	500-700	- Würmeiszeit geprägte Jungmoränenlandschaft - Toteislöcher, Schmelzwasserrinnen - Würm-Moränensedimente, Würm-Schotter	1000-1800	- Wiesen, Weiden, Moore - Viehwirtschaft - Einzelhöfe	(LGRB, 2017; Landesarchiv Baden- Württemberg, 2018)

4 Methoden und Vorgehensweise

4.1 Auswahl von Schwall- und Referenzpegeln

Die Auswahl von Schwallpegeln erfolgte über eine Sichtung von Ganglinien aller Pegel der Hochwasser-Vorhersage-Zentrale Baden-Württemberg (HVZ BW, 2018). Die Sichtung der Ganglinien wurde Ende August 2018 durchgeführt. Als mögliche Schwallpegel wurden Pegel eingestuft, an denen regelmäßige, kurzfristige anthropogen bedingte Schwankungen in den Abflussganglinien erkennbar waren (vgl. Kapitel 1.3). In der Auswahl von Schwallpegeln wurden die Gewässer Rhein, Donau, Neckar und Main nicht berücksichtigt.

Aufgrund der Niedrigwassersituation im August 2018 in Baden-Württemberg konnte lediglich eine geringe Pegelanzahl mit kurzfristigen Abflussschwankungen ausgemacht werden. Weitere Pegel wurden daher auf Basis einer Literaturrecherche ausgewählt. Berücksichtigt wurden Ergebnisse von Umfragen bei Regierungspräsidien zu anthropogen bedingten Beeinflussungen an Gewässern, welche im Rahmen der Bereitstellung von Abflusskennwerten im Jahr 2004 erhoben wurden (LUBW, 2007). Darüber hinaus wurden Hinweise aus der Bevölkerung, welche im Zuge der Öffentlichkeitsbeteiligung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie veröffentlicht wurden, herangezogen (RP Freiburg, 2016; RP Stuttgart, 2006; RP Karlsruhe, 2006). Weitere schwallbelastete Pegel wurden über im Internet veröffentlichte Artikel und Studien ausgemacht (LRA Hohenlohekreis, 2014; Dyba 2010; Sander, 2014). Des Weiteren wurden Erkundigungen beim Landratsamt Breisgau-Hochschwarzwald (LRA Breisgau-Hochschwarzwald) zu möglichen schwallbelasteten Gewässern eingeholt.

Über den Energieatlas Baden-Württemberg (LUBW, 2018b) wurde überprüft, ob oberhalb der ausgewählten Pegel in Betrieb befindliche WKAs vorliegen.

Um die Anzahl der zu analysierenden Pegel zu verringern und ein möglichst breites Abbild von Gewässern aus verschiedenen Naturräumen zu erhalten, wurde ein Ranking der Pegel nach Naturräumen, Anzahl an WKAs oberhalb des Pegels, Größe des Einzugsgebiets (EZG) und langjährigem mittleren Abfluss (MQ) durchgeführt.

Die Anzahl an WKAs oberhalb der Pegel wurde dem Energieatlas Baden-Württemberg entnommen (LUBW, 2018b). Berücksichtigt wurde jeweils die Gesamtanzahl an WKAs oberhalb eines Pegels, einschließlich der WKAs am Hauptgewässer und an allen Nebengewässern. Der MQ der Pegel wurde dem Portal Abfluss-BW der LUBW entnommen (LUBW, 2018a). Die Einzugsgebietsgrößen der Pegel entstammen den Pegelinformationsdaten der HVZ (HVZ BW, 2018). Die Zuordnung der Fließgewässer zu Naturräumen erfolgte anhand des Umweltinformationssystems (UIS) der LUBW (LUBW, 2018c). Falls das Fließgewässer in der Großlandschaft, in welcher der Pegel liegt, nur eine vergleichsweise geringe Fließlänge

aufweist, wurde dem Pegel die nächste flussaufwärts liegende Großlandschaft zugewiesen. Die Großlandschaft Schwarzwald wurde unterteilt in Nord- und Südschwarzwald, mit Beginn des Nordschwarzwaldes nördlich des Naturraumes Mittlerer Schwarzwald und Beginn des Südschwarzwaldes südlich des Naturraumes Mittlerer Schwarzwald.

Damit das Ausmaß der Beeinflussung eines Fließgewässers durch Schwall und Sunk bestimmt werden kann, sind Referenzdaten erforderlich (Pfaundler et al., 2011; Richter et al., 1996; Meile et al., 2011; Bejarano et al., 2017). Meile et al. (2005) schlagen als Referenzgewässer hydrologisch unbeeinflusste Fließgewässer mit einem gleichen Regimetyp und MQ vor. Es wurden daher Referenzpegel ausgewählt, für welche kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen weitgehend ausgeschlossen werden konnten. Die Festlegung erfolgte entsprechend folgender Kriterien:

- keine / geringe Anzahl an WKAs oberhalb des Pegels
- keine kurzfristigen Abflussschwankungen in den Ganglinien erkennbar, welche auf einen Betrieb von WKAs hindeuten
- geographische Nähe zu den Schwallpegeln
- ähnliche Größe des EZGs und ähnliche Größe des MQs

Für fünf schwallbeeinflusste Pegel wurden unterliegende Pegel festgelegt, um Veränderungen von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen über den Gewässerlängsverlauf analysieren zu können.

4.2 Datengrundlage und Datenaufbereitung

Für alle in dieser Arbeit durchgeführten Datenaufbereitungen, statistischen Auswertungen und Anfertigungen von Grafiken, mit Ausnahme von Karten, wurde die Programmiersprache R (R Core Team, 2018) verwendet.

Als Datengrundlage wurden Abfluss- und Wasserstandsdaten von hydrologischen Pegeln der HVZ genutzt (HVZ BW, 2018). Die Daten für den Pegel Wiese-Basel wurden vom Bundesamt für Umwelt der Schweiz (BAFU, 2018) zur Verfügung gestellt. Die Datenzeitreihen lagen als gemittelte Stundenwerte vor. Es handelte sich um ungeprüfte Rohdaten.

Um eine möglichst einheitliche Länge der Datenzeitreihen für alle Pegel zu gewährleisten, wurde der Zeitreihenbeginn auf das hydrologische Jahr 1986, mit Beginn am 1. November 1985, festgelegt. Für einzelne Pegel war aufgrund der Datenverfügbarkeit oder einer hohen Anzahl an Fehlwerten erst ein späterer Zeitreihenbeginn möglich. Die verwendeten Datenzeiträume für alle Pegel sind Anhang B 1 zu entnehmen. Im Folgenden wird als gesamte Zeitreihenlänge eines Pegels jeweils der in Anhang B 1 angegebenen Zeitraum verstanden.

Die Abfluss- und Wasserstandzeitreihen wurden vor ihrer weiteren Verwendung einer Qualitätskontrolle unterzogen. Es wurde mittels einer visuellen Kontrolle der Ganglinien und einer automatisierten Kontrolle der Abflusszeitreihen in R eine Überprüfung der Zeitreihen auf Kontinuität und Plausibilität durchgeführt. Fehlende Werte, Zeitsprünge und unplausible Daten wurden über den Mittelwert von benachbarten Punkten gefüllt und gekennzeichnet. Für längere Datenlücken wurden langjährige Tagesmittelwerte der Datenzeitreihe zur Auffüllung herangezogen und diese über einen gleitenden Mittelwert 3. Ordnung geglättet. Die bereinigten Datenzeitreihen wurden einer weiteren visuellen Kontrolle unterzogen.

Die Datenqualität der Datenzeitreihen wurde nach der Anzahl aufgefüllter Stundendaten und der Länge von Datenlücken entsprechend Tab. 4-1 bestimmt.

Tab. 4-1 Bestimmung der Datenqualität von Abfluss- und Wasserstandszeitreihen entsprechend der Anzahl und Länge von Datenlücken

Qualitätsklasse	Beschreibung
1 sehr gut	Anzahl an Datenlücken entspricht annähernd der Anzahl an Zeitumstellungen im betrachteten Zeitraum und Länge der Datenlücken < 6 Stunden
2 gut	Anzahl an Datenlücken liegt deutlich über der Anzahl an Zeitumstellungen im betrachteten Zeitraum und Länge der Datenlücken < 1 Woche
3 mäßig	Länge der Datenlücken > 1 Woche

4.3 Vergleichbarkeit der Schwall- und Referenzpegel

Um die Ähnlichkeit von Schwall- und Referenzpegeln hinsichtlich ihres Abflussregimes und ihrer Abflussgrößen zu überprüfen, wurden Berechnungen von Abflusskennwerten durchgeführt. Herangezogen wurden der MQ, der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) sowie der Q₉₅. Dieser entspricht dem Abfluss, welcher in 95 % der Zeit überschritten wird (WMO, 2008). Für spätere Berechnungen wurden die langjährigen mittleren monatlichen Abflüsse (MQ(m)) und die langjährigen mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse (MNQ(m)) bestimmt. Die Berechnung der Abflusskennwerte erfolgte nach LfU (o.J.) und Tallaksen & van Lanen (2004). Die berechneten Kennwerte wurden über einen Vergleich mit regionalisierten Abflusskennwerten Baden-Württembergs überprüft (LUBW, 2018a). Wenn nicht anders angegeben, beziehen sich alle in dieser Arbeit genannten Abflusskennwerte auf die berechneten Kennwerte.

Zur Abschätzung der Ähnlichkeit in den Abflussbildungsprozessen von Schwall- und zugehörigen Referenzpegeln, wurde der Baseflow-Index (BFI) als Proxy herangezogen. Dieser gibt das Verhältnis des Basisabflusses zum Gesamtabfluss an. Die Berechnung wurde nach Tallaksen & van Lanen (2004) und WMO (2008) durchgeführt. Die angewendete Methode eignet sich insbesondere für pluviale Regime, mit kurzfristiger Reaktion der Abflüsse innerhalb

weniger Stunden oder Tage. Unsicherheiten können in Einzugsgebieten mit Seen oder in schneedominierten Einzugsgebieten entstehen (Tallaksen & van Lanen, 2004). Zur Berechnung des BFIs wurden gemittelte Tagesabflusswerte herangezogen.

Alle zuvor genannten Kennwerte wurden über die gesamte Zeitreihenlänge berechnet. Die Vergleichbarkeit der Kennwerte von Schwall- und Referenzpegeln wurde über die absolute Abweichung der ermittelten Werte entsprechend Tab. 4-2, bewertet.

Tab. 4-2 Bewertung der Vergleichbarkeit von berechneten Kennwerten für Schwall- und Referenzpegel entsprechend absoluter Abweichungen der Kennwerte; die Zahlenwerte geben die absolute Abweichung der Kennwerte an

Vergleichbarkeit der Kennwerte	BFI [-]	MQ [m³/s]	MNQ [m³/s]	Q ₉₅ [m³/s]
1 sehr gut	< 0,1	< 1,5	< 0,5	< 0,5
2 gut	0,1 - < 0,2	1,5 - < 3	0,5 - < 1	0,5 - < 1
3 mäßig	≥ 0,2	≥ 3	≥ 1	≥ 1

Die Vergleichbarkeit des Abflussregimes der betrachteten Einzugsgebiete wurde über die Berechnung der dimensionslosen monatlichen Pardé-Koeffizienten abgeschätzt. Diese beschreiben die jährliche Verteilung des Abflusses eines Einzugsgebietes. Nach Weingartner & Aschwanden (1992) und Meile et al. (2011) ergeben sich die monatlichen Pardé-Koeffizienten (PK_m) aus dem Quotienten aus dem $MQ(m)$ des entsprechenden Monats (m) und dem MQ.

$$PK_m = \frac{MQ(m)_m}{MQ} \quad , m = 1, 2, \dots, 12 \quad (1)$$

Zur Beurteilung der Vergleichbarkeit von Abflusseigenschaften von Referenz- und Schwallpegeln wurde der Richards-Baker Flashiness Index (RBF) herangezogen. Eine detaillierte Beschreibung zur Berechnung des RBFs findet sich in Kapitel 4.5.2.

4.4 Visuelle Analyse von kurzfristigen Abflussschwankungen

Für eine erste Einschätzung der Ausprägung von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen an den ausgewählten Schwallpegeln wurde eine visuelle Ganglinienkontrolle durchgeführt. Für die Analyse wurden drei zufällig ausgewählte Jahre im Zeitraum zwischen dem hydrologischen Jahr 2007 und dem hydrologischen Jahr 2018 herangezogen.

In Anlehnung an Greimel et al. (2016) und Greimel et al. (2017) wurden visuell erkennbare kurzfristige Abflussschwankungen unterschiedlichen Schwankungstypen zugewiesen (vgl. Tab. 4-3). Bei einer ersten Sichtung der Ganglinien wurde erkannt, dass sich

Abflussschwankungen zwischen verschiedenen Pegeln in der Regelmäßigkeit ihres Auftretens unterscheiden. Ergänzend zu Greimel et al. (2016) und Greimel et al. (2017) wurde daher die Regelmäßigkeit von Abflussschwankungen in die Abgrenzung der Schwankungstypen einbezogen. Bei einem Schwall hoher und mittlerer Intensität treten demnach regelmäßige kurzfristige Abflussschwankungen auf, welche in einem regelmäßigen Zeitabstand ähnliche Amplituden aufweisen. „Hydro Fibrillationen“ beschreiben Abflussschwankungen, welche zwar regelmäßig an einem Pegel auftreten, jedoch sowohl kleinere Amplituden und größere Amplituden aufweisen können. Ein regelmäßiges Muster ist nicht erkennbar. Sehr niedrige Abflussschwankungen, welche jedoch eine Regelmäßigkeit in der Höhe der Amplituden aufweisen, wurden in Anlehnung an Greimel et al. (2016) den schwachen „Hydro Fibrillationen“ zugewiesen. Die Einordnung in hohe, mittlere und niedrige Amplituden wurde subjektiv über den Vergleich der Ganglinien aller Schwallpegel vorgenommen.

Tab. 4-3 Unterschiedliche Typen von Abflussschwankungen und ihre Charakterisierung nach Amplitude, Häufigkeit und Regelmäßigkeit (verändert und ergänzt nach Greimel et al. (2016))

Schwankungstyp	Amplitude	Häufigkeit	Regelmäßigkeit	Ursachen
Schwall hoher Intensität	Hoch	Hoch	Regelmäßig	Speicherkraftwerke, Laufwasserkraftwerke mit Schwall-/Schwellbetrieb
Schwall mittlerer Intensität	Mittel	Hoch	Regelmäßig	
Deutliche „Hydro Fibrillationen“	Mittel	Hoch	Unregelmäßig	Laufwasserkraftwerke mit Schwellbetrieb oder verzögerter Kraftwerkssteuerung, weitere anthropogene Ursachen
Schwache „Hydro Fibrillationen“	Niedrig	Hoch	Unregelmäßig - Regelmäßig	

4.5 Berechnung von Indikatoren zur Analyse von Schwall und Sunk

4.5.1 Schwall- und Sunk- Indikatoren

Zur weiteren Quantifizierung von Abflussschwankungen wurden ökologisch relevante Schwall- und Sunk- Indikatoren bestimmt (vgl. Kapitel 1.7). Für die Berechnung der Indikatoren wurde eine Ereignisabgrenzung durchgeführt. Als einzelne Ereignisse werden in dieser Arbeit nach Greimel et al. (2016) und Schmutz et al. (2013) anhaltende Abflussanstiege (AN), Abflussabstiege (AB) sowie anhaltend konstante Abflüsse (KN) verstanden.

Die Ereignisdefinierung erfolgte unter Betrachtung stündlicher Abflüsse (Q), aufeinanderfolgender Zeitschritte (ts), wie folgt:

$$AN = Q_{ts1} < Q_{ts2} \quad (2)$$

$$AB = Q_{ts1} > Q_{ts2} \quad (3)$$

$$KN = Q_{ts1} = Q_{ts2} \quad (4)$$

Nach Greimel et al. (2016) und Schmutz et al. (2013) endet ein Ereignis mit Beginn eines anderen Ereignisses. In dieser Arbeit werden Unterbrechungen von Abflussanstiegen oder -abstiegen nicht als einzelne Ereignisse gezählt, wenn die Dauer der konstanten Abflüsse maximal zwei Stunden beträgt.

Für jedes An- und Abstiegsereignis wurden die in Tab. 4-4 dargestellten Schwall- und Sunk- Indikatoren berechnet. Einzelne Indikatoren wurden zudem in Anlehnung an Pfaundler et al. (2011) auf Basis von Tagen ermittelt. Um eine Vergleichbarkeit der Pegel gewährleisten zu können, wurden Standardisierungen einzelner Indikatoren nach Meile et al. (2011) und Bevelhimer et al. (2015) über den mittleren täglichen Abfluss $Q(d)$ und den MQ vorgenommen.

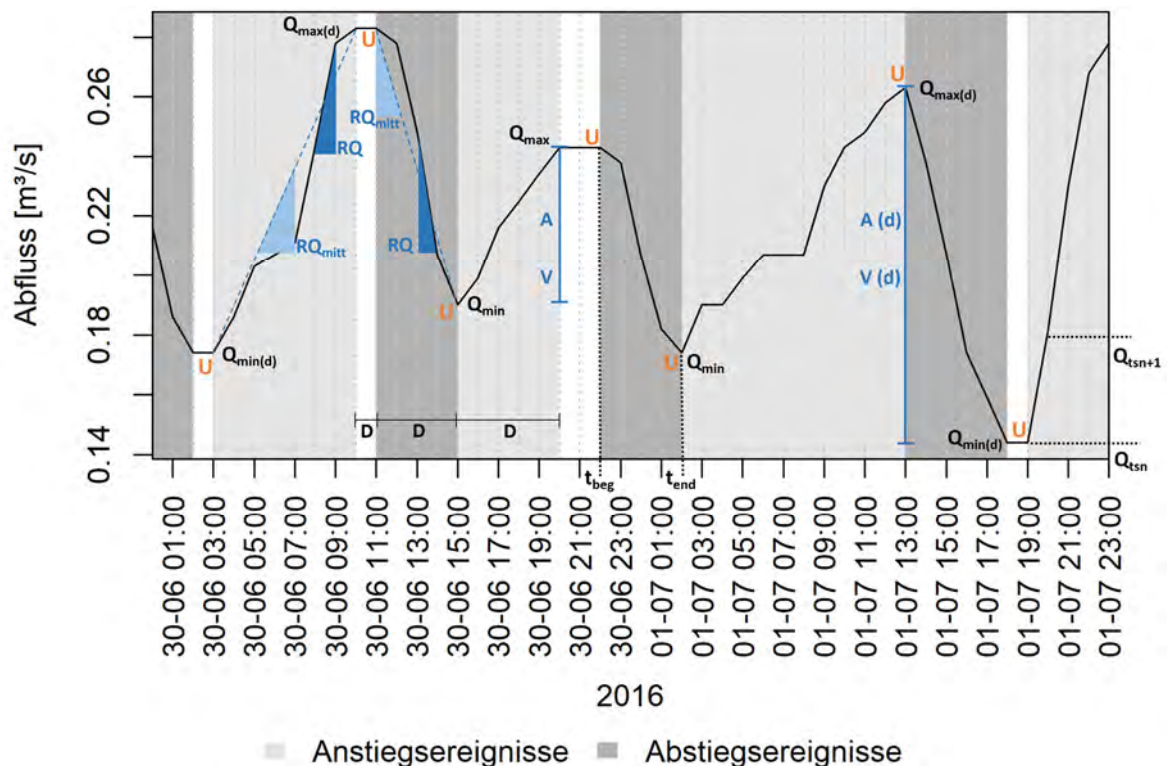


Abb. 4-1 Ereignisdefinition und abgeleitete Schwall- und Sunk- Indikatoren am Beispiel der Ganglinie des Pegels Bühler-Bühlertann; für den 30.06.2016 sind drei zum Teil unvollständige Abstiegsereignisse sowie zwei Anstiegseignisse und vier Abflussumkehrungen zu verzeichnen

Tab. 4-4 Berechnete Schwall- und Sunk- Indikatoren; $Q_{\max}$ maximaler Abfluss eines Ereignisses; $Q_{\min}$ minimaler Abfluss eines Ereignisses; $Q_{\max(d)}$ maximaler Abfluss eines Tages; $Q_{\min(d)}$ minimaler Abfluss eines Tages; t_{beg} Zeitpunkt zu Beginn eines Ereignisses; t_{end} Zeitpunkt am Ende eines Ereignisses; W Wasserstand; Q Abfluss

Abflussregime-komponente	Indikator	Definition	Einheit	Beschreibung	Literaturquellen
Höhe	Amplitude	$A = Q_{\max} - Q_{\min}$	[m³/s]	Maximale Abflussdifferenz innerhalb eines Ereignisses	(Bejarano et al., 2017; Schmutz et al., 2013; Meile et al., 2011; Bevelhimer et al., 2015; Greimel et al., 2016)
		$A(d) = Q_{\max(d)} - Q_{\min(d)}$		Maximale Abflussdifferenz innerhalb eines Tages	
	Standardisierte Amplitude	$A_{std} = \frac{A}{Q(d)}$	[-]	Standardisierung der Amplitude eines jeden Ereignisses bzw. Tages über den mittleren täglichen Abfluss $Q(d)$	(Meile et al., 2011; Bevelhimer et al., 2015)
		$A_{std}(d) = \frac{A(d)}{Q(d)}$			
	Schwall/Sunk-Verhältnis	$V = \frac{Q_{\max}}{Q_{\min}}$	[-]	Verhältnis von maximalem zu minimalem Abfluss eines Ereignisses	(Pfaundler et al., 2011; Schmutz et al., 2013; Greimel et al., 2016; Pfaundler & Keusen, 2007)
		$V(d) = \frac{Q_{\max(d)}}{Q_{\min(d)}}$		Verhältnis von maximalem zu minimalem Abfluss eines Tages	
Dauer	Ereignisdauer	$D = t_{\text{end}} - t_{\text{beg}}$	[h]	Dauer eines Ereignisses ($D_{\text{an}}, D_{\text{ab}}, D_{\text{kn}}$)	(Bejarano et al., 2017; Schmutz et al., 2013; Greimel et al., 2016)
Häufigkeit	Anzahl Ereignisse	$\text{Anz}(d)$	[-]	Anzahl an Anstiegs- ($\text{Anz}(d)_{\text{an}}$)/abstiegsereignissen ($\text{Anz}(d)_{\text{ab}}$) pro Tag	(Bejarano et al., 2017; Greimel et al., 2016)
	Anzahl Abflussumkehrungen	$U(d)$	[-]	Anzahl an Wechseln zwischen An- und Abstiegsereignissen pro Tag	(Bevelhimer et al., 2015)
Änderungsrate	maximale Abflussänderungsrate	$RQ = \max(Q_{\text{tsn}} - Q_{\text{tsn}-1})$	[m³/s/h]	Maximale Geschwindigkeit des Abflussanstiegs (RQ_{an})/-rückgangs (RQ_{ab}) pro Ereignis	(Pfaundler et al., 2011; Meile et al., 2011; Pfaundler & Keusen, 2007; Schmutz et al., 2013; Greimel et al., 2016)
	maximale Pegeländerungsrate	$RW = \max(W_{\text{tsn}} - W_{\text{tsn}-1})$	[cm/h]	Maximale Geschwindigkeit des Wasserstandsanstiegs (RW_{an})/-rückgangs (RW_{ab}) pro Ereignis	
	standardisierte maximale Abflussänderungsrate	$RQ_{std} = \frac{RQ}{MQ}$	[-]	Standardisierung der maximalen Abflussänderungsrate über den langjährigen mittleren Abfluss	(Bevelhimer et al., 2015)
	Mittlere Abflussänderungsrate	$RQ_{\text{mitt}} = \frac{Q_{\max} - Q_{\min}}{D}$	[m³/s/h]	Mittlere Geschwindigkeit des Abflussanstiegs/-abfalls pro Ereignis	(Greimel et al., 2016)

4.5.2 Richards-Baker Flashiness Index und Coefficient of Diel Variation

Der Richards-Baker Flashiness Index (RBF) setzt kurzzeitige Abflussschwankungen eines betrachteten Zeitraumes ins Verhältnis zur gesamten Abflusssumme dieses Zeitraumes. Der RBF ist definiert als Quotient aus der sogenannten Pfadlänge und der Summe aller Abflussvolumina eines Zeitraumes. Er berechnet sich aus mittleren täglichen Abflussdaten nach der Gleichung (5). Die Pfadlänge entspricht der Summe der absoluten Werte von Abflussschwankungen zwischen aufeinanderfolgenden Tagen (Baker et al., 2004).

$$\text{RBF} = \frac{\sum_{d=1}^n |Q_d - Q_{d-1}|}{\sum_{d=1}^n Q_d} \quad (5)$$

mit Q_d = mittlerer täglicher Abfluss

n = Anzahl täglicher mittlerer Abflussdaten im betrachteten Zeitraum (1 Jahr)

Mit steigendem Indexwert nimmt die „Flashiness“ eines Gewässers zu. Der Begriff „Flashiness“ beschreibt die Abflusseigenschaften eines Einzugsgebietes. Flüsse mit einer hohen „Flashiness“ sind durch häufig auftretende Abflussereignisse kurzer Dauer und hoher Abflussänderungsrate gekennzeichnet (Haas et al., 2014; Baker et al., 2004). Zur Beurteilung der allgemeinen Vergleichbarkeit der „Flashiness“ von Referenz- und Schwallpegeln, wurde der jährliche RBF nach Gleichung (5) berechnet. In Bezug auf Baker et al. (2004) und Zimmerman et al. (2010) wurde für die Quantifizierung kurzfristiger, innerhalb eines Tages stattfindender Abflussschwankungen, Gleichung (6) herangezogen. Der über einen Analysezeitraum von einem Tag ermittelte RBF wird im Folgenden als täglicher RBF bezeichnet.

$$\text{RBF} = \frac{\sum_{i=1}^n 0,5(|Q_{i+1} - Q_i| + |Q_i - Q_{i-1}|)}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (6)$$

mit Q_i = stündlicher Abfluss

n = Anzahl stündlicher Abflussdaten im betrachteten Zeitraum (24h)

Als weitere Größe für die Quantifizierung von Schwankungen im Abflussvolumen wurde der Coefficient of Diel Variation (CDV) herangezogen. Dieser berechnet sich nach Zimmerman et al. (2010) aus dem Quotienten von der Standardabweichung (σ) stündlicher Abflüsse eines Tages und dem $Q(d)$.

$$\text{CDV} = \frac{\sigma}{Q(d)} \quad (7)$$

Zur Vereinfachung werden im Folgenden der RBF und CDV ebenfalls unter dem Begriff Schwall- und Sunk- Indikatoren geführt.

4.6 Bewertung von Schwall- und Sunk- Indikatoren

4.6.1 Allgemeiner Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln

In Anlehnung an Schmutz et al. (2013) werden die berechneten Schwall- und Sunk- Indikatoren für Schwall- und Referenzpegel gegenübergestellt. Dies dient der Überprüfung, ob die verwendeten Indikatoren geeignet sind, kurzfristige Abflussschwankungen zu erfassen. Es liegt die Annahme zugrunde, dass kurzfristige Abflussschwankungen an den Referenzpegeln weitgehend ausgeschlossen werden können.

Für den allgemeinen Pegelvergleich wurden die auf Tagesbasis berechneten Werte $V(d)$, $A(d)$, $Anz(d)$ und $U(d)$ herangezogen. Für die Indikatoren RQ , RQ_{std} und D wurden nach Tab. 4-5 ebenfalls Tageswerte abgeleitet, sodass für jeden Indikator ein Wert für jeden Tag ermittelt werden konnte.

Tab. 4-5 Ableitung von Tageswerten aus den für einzelne Ereignisse berechneten Indikatoren

Tageswerte Indikatoren	Beschreibung
$RQ(d)_{an}$, $RQ(d)_{ab}$, $RW(d)_{an}$, $RW(d)_{ab}$	Maxima von RQ_{an} und RQ_{ab} bzw. RW_{an} und RW_{ab} für jeden Tag
$RQ_{std}(d)_{an}$, $RQ_{std}(d)_{ab}$	Maxima von $RQ_{std\ an}$ und $RQ_{std\ ab}$ für jeden Tag
$D(d)_{kn}$	Gesamtdauer aller konstanter Ereignisse pro Tag

Aus den Tageswerten wurden in Anlehnung an Pfaundler et al. (2011) und Schmutz et al. (2013) für jeden Indikatorwert das 80 %-Quantil und das 95%-Quantil für den Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018 ermittelt. Durch die Anwendung des 80 %-Quantils sollen extreme Einzelereignisse ausgeschlossen und der Einfluss von Tagen ohne Schwall und Sunk minimiert werden (Pfaundler et al., 2011). Die Berechnung der Quantile erfolgte jeweils aus allen Tageswerten von Tagen oberhalb $MNQ(m)$ sowie aus Werten von Tagen unterhalb $MNQ(m)$ im betrachteten Zeitraum. Als Tage unterhalb $MNQ(m)$ werden Tage mit einem $Q(d)$ niedriger als der $MNQ(m)$ des jeweiligen Monats verstanden. Für Tage unterhalb $MNQ(m)$ wird angenommen, dass Niederschlagsereignisse weitgehend ausgeschlossen werden können.

In Anlehnung an Bejarano et al. (2017) wurden die berechneten Indikatoren gegenüber dem standardisierten mittleren täglichen Abfluss ($Q_{std}(d)$) abgebildet. Die Standardisierung erfolgte durch Division des $Q(d)$ durch den MQ .

Der allgemeine Pegelvergleich beschränkt sich auf die Schwall- und Referenzpegel, unterliegende Pegel wurden nicht berücksichtigt.

4.6.2 Bewertung von Pegeleinzugsgebieten nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten

Bei der visuellen Analyse von Abflussganglinien und dem allgemeinen Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln wurde festgestellt, dass kurzfristige Abflussschwankungen vorwiegend in niedrigen Abflussbereichen hervortreten. Alle folgenden Analysen wurden daher jeweils getrennt für Tage unterhalb MQ(m) und MNQ(m) durchgeführt. Ziel war es zudem, den Einfluss von Niederschlagsereignissen auf die berechneten Indikatoren zu verringern. Entsprechend der Definition von Tagen unter MNQ(m) (vgl. Kapitel 4.6.1), werden als Tage unter MQ(m) alle Tage verstanden, an denen der Q(d) unterhalb des MQ(m) des jeweiligen Monats liegt.

Für die Beurteilung wie stark kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen an einzelnen Pegeln ausgeprägt sind, wurden Schwellenwerte für Schwall- und Sunk- Indikatoren festgelegt. Die Schwellenwerte wurden größtenteils aus Studien entnommen. Für den Indikator Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag konnten aus der Literatur keine Schwellenwerte ermittelt werden. Es wurden daher für diesen Indikator eigene Schwellenwerte aus Indikatorwerten der Referenzpegel definiert. Als Schwellenwerte verwendet wurden das 90 %- , das 95 %- und das 99 %-Quantil der Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag aller Referenzpegel. Berücksichtigt wurden Tage unter MNQ(m).

Auf Basis der Schwellenwerte wurde eine Einstufung der Pegel in verschiedene Kategorien in Anlehnung an (BMLFUW, 2014) vorgenommen. Die festgelegten Schwellenwerte für die Pegelbewertung finden sich in Tab. 4-6.

Tab. 4-6 Schwellenwerte von Schwall- und Sunk- Indikatoren für die Einstufung von Pegeln in die Kategorien mäßige (B), hohe (C) und sehr hohe (D) Beeinträchtigung

Indikator		B	C	D
		mäßige Beeinträchtigung	hohe Beeinträchtigung	sehr hohe Beeinträchtigung
Schwall/Sunk-Verhältnis (V)	[-]	1,5:1 bis < 3:1	3:1 bis < 5:1	≥ 5:1
Pegeländerungsrate (RW)	[cm/h]	10 bis < 15	15 bis < 20	≥ 20
Anzahl Umkehrungen (U) pro Tag	[-]	6 bis < 8	8 bis < 12	≥ 12

Für die Indikatoren RBF und CDV wurde eine Einstufung in beeinträchtigt und unbeeinträchtigt vorgenommen. Die Schwellenwerte wurden von Zimmerman et al. (2010) übernommen. Die festgelegten Schwellenwerte für die Pegelbewertung nach den Indikatoren RBF und CDV finden sich in Tab. 4-7.

Tab. 4-7 Schwellenwerte der Indikatoren RBF und CDV für die Einstufung von Pegeln in die Kategorie beeinträchtigt (B)

Indikator		B beeinträchtigt
Richards-Baker Flashiness Index (RBF)	[-]	$\geq 0,05$
Coefficient of Diel Variation (CDV)	[-]	$\geq 0,15$

Nach Greimel et al. (2016) treten in Österreich natürlicherweise an etwa 50 Tagen im Jahr natürliche Abflussschwankungen hoher Intensität durch Niederschläge auf. Dies entspricht etwa 15 % der Tage im Jahr. Mit Orientierung an diesem Wert wurde eine Einstufung der Pegel in die jeweilige Kategorie (B, C, D) vorgenommen, wenn der jeweilige Schwellenwert an mindestens 15 % der Tage unter MQ(m) beziehungsweise MNQ(m) eines betrachteten Zeitraumes überschritten wurde. Ziel war es, unterhalb MQ(m) und MNQ(m) auftretende Niederschlagsereignisse hoher Intensität bei der Bewertung der Pegel auszuschließen.

Signifikante unnatürliche Fluktuation an Pegeln treten nach Greimel et al. (2016) in Österreich an etwa 150 Tagen auf, dies entspricht etwa 40 % der Tage im Jahr. Pegel, welche Schwellenwertüberschreitungen an mindestens 40 % der Tage im betrachteten Zeitraum aufweisen, wurden daher gesondert gekennzeichnet.

Für die allgemeine Bewertung der Pegel wurde der Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis einschließlich hydrologisches Jahr 2018 herangezogen. Für eine Analyse des Zusammenhanges zwischen Schwall- und Sunk- Indikatorwerten und gewässerökologischen Daten wurde zusätzlich eine Einstufung der Pegel für den Zeitraum hydrologisches Jahr 2003 bis einschließlich hydrologisches Jahr 2012 vorgenommen. Über eine visuelle Kontrolle von Ganglinien wurde eine Überprüfung durchgeführt, ob die ermittelten Schwellenwertüberschreitungen auf kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen zurückzuführen sind.

4.6.3 Einhaltung von Mindestabflüssen

Um zu überprüfen, ob während Sunkphasen ausreichende Mindestwassermengen im Gewässer verbleiben, wurden Mindestabflüsse auf Grundlage der vorliegenden Abflusszeitreihen für jeden Pegel berechnet. Zugrunde gelegt wurden nach dem Wasserkrafterlass Baden-Württemberg geltende Mindestabflüsse für Ausleitungsstrecken. Demnach betragen der

Orientierungswert des Mindestabflusses ($Q_{\min O}$) $1/3$ MNQ und der Grenzwert des Mindestabflusses ($Q_{\min G}$) $1/6$ MNQ (LfU BW, 2005; UM BW et al., 2006).

Über eine visuelle Ganglinienkontrolle wurde überprüft, ob Unterschreitungstage des Mindestabflusses am Pegel mit anthropogenen Abflussschwankungen in Verbindung stehen.

4.6.4 Schwall und Sunk in der Niedrigwasserperiode Sommer 2018

Kurzfristige zeitliche Veränderungen von Schwall- und Sunk- Indikatoren wurden am Beispiel der Niedrigwasserperiode Sommer 2018 ermittelt. Als Schwellenwert für die Definition von Niedrigwasser wurde der MNQ(m) herangezogen. Für die Analyse wurde für jeden Pegel die längste zusammenhängende Niedrigwasserperiode ab Mai 2018 herangezogen. Die Definition einer zusammenhängenden Niedrigwasserperiode ist LfU (o.J.) zu entnehmen. In die Analyse sind alle Schwallpegel mit Ausnahme des Pegels Kocher-Gaildorf eingeflossen. Um die Entwicklung von Indikatorwerten über die Niedrigwasserperiode hinweg ermitteln zu können, wurden jeweils die Woche zu Beginn und Ende der Niedrigwasserperiode und die Woche mit dem niedrigsten Mittelwert von sieben aufeinanderfolgenden Tagesabflusswerten (NM_7Q) herangezogen. Die Berechnung des NM_7Q erfolgte nach LfU (o.J.). Der RBF wurde für die jeweiligen betrachteten Wochen als wöchentlicher RBF berechnet. Die Pfandlänge wurde entsprechend zur wöchentlichen Abflusssumme ins Verhältnis gesetzt.

4.6.5 Trendanalyse von Schwall- und Sunk- Indikatorwerten

Für die Bewertung der langfristigen zeitlichen Veränderung von Schwall- und Sunk- Indikatoren wurde eine Trendanalyse durchgeführt. Herangezogen wurde jeweils die gesamte verfügbare Zeitreihenlänge. Die Trendberechnung erfolgte mit den in Kapitel 4.6.1 berechneten täglichen Indikatorwerten. Für jedes hydrologische Jahr wurden 80 %-Quantile aus den täglichen Indikatorwerten $V(d)$, $A(d)$, $RQ(d)$, $U(d)$ und $D(d)_{kn}$ für Tage unter MNQ(m) ermittelt. Für die Pegeländerungsrate wurde keine Trendberechnung durchgeführt, da für den größten Teil der Pegel Verschiebungen des Pegelnullpunktes innerhalb der Wasserstandszeitreihen vorliegen.

Die Normalverteilung der errechneten jährlichen Indikatorwerte wurde über den Kolmogorov-Smirnov-Test überprüft. Dieser basiert auf dem Vergleich zwischen der kumulativen Verteilung einer erwarteten Normalverteilung und der empirischen Verteilungsfunktion der zu prüfenden Daten (Machiwal & Jha, 2012). Der Test wurde auf einem Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$ durchgeführt.

Da für den größten Anteil der errechneten jährlichen Indikatorwerte keine Normalverteilung ermittelt werden konnte, wurde der nicht-parametrische Trendtest nach Mann-Kendall für die

Trendberechnung herangezogen. Dieser ist geeignet, monotone Trends in Zeitreihen zu ermitteln. Der Test basiert auf dem Vergleich eines jeden Wertes (x_t) einer Zeitreihe x_t ($t = 1, 2, \dots, n$) mit allen nachfolgenden Werten der Zeitreihe (x_{t+1}) (Machiwal & Jha, 2012; Silva, 2017). Die Mann-Kendall-Statistik (S) berechnet sich nach Silva (2017) und Helsel & Hirsch (2002) aus:

$$S = \sum_{t'=1}^{n-1} \sum_{t=t'+1}^n \text{sgn}(x_t - x_{t'}) \quad (8)$$

Für die Vorzeichenfunktion Signum (sgn) gilt:

$$\text{sgn}(x_t - x_{t'}) = \begin{cases} 1 & x_t > x_{t'} \\ 0 & \text{für } x_t = x_{t'} \\ -1 & x_t < x_{t'} \end{cases} \quad (9)$$

Bei einer Länge der Zeitreihe von $n > 10$ ist die Testgröße S annähernd normalverteilt (AK KLIWA, 2003). Der Erwartungswert ($E[S]$) entspricht $E[S] = 0$ und die Varianz ($\text{Var}[S]$) berechnet sich aus:

$$\text{Var}[S] = \frac{1}{18} \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_{m=1}^m t_m(t_m-1)(2t_m+5) \right] \quad (10)$$

mit

n = Länge der Zeitreihe

m = Anzahl Gruppen identischer Werte

t_m = Anzahl identischer Werte innerhalb der entsprechenden Gruppe

Die standardisierte Teststatistik Z ergibt sich aus:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}[S]}}, & S > 0 \\ 0 & , S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}[S]}}, & S < 0 \end{cases} \quad (11)$$

Für die Bewertung der Signifikanz wurden die in Tab. 4-8 erläuterten Signifikanzniveaus zu Grunde gelegt.

Tab. 4-8 Verwendete Signifikanzniveaus für die Bewertung der Signifikanz der Mann-Kendall-Testgröße

Signifikanz	Bewertung
$\alpha < 80 \%$	Kein signifikanter Trend
$80 \% \leq \alpha < 95 \%$	Schwach signifikanter Trend
$95 \% \leq \alpha < 99 \%$	Signifikanter Trend
$\alpha \geq 99 \%$	Hoch signifikanter Trend

Die Ermittlung des Trendwertes erfolgte über die Kendall-Theil Robust Line der Form:

$$y = b_0 + b_1 x \quad (12)$$

mit

b_0 = Achsenabschnitt

b_1 = Steigung

Die Steigung (b_1) ergibt sich nach (Helsel & Hirsch, 2002) aus dem Median der Steigungen zwischen allen möglichen Wertepaaren:

$$b_1 = \text{median} \frac{(y_j - y_i)}{(x_j - x_i)} \quad (13)$$

mit $i < j$ und $i = 1, 2, \dots, (n-1)$ und $j = 2, 3, \dots, n$

Zusätzlich zu der Trendanalyse auf Basis jährlicher 80 %-Quantile wurde beispielhaft eine Trendanalyse auf Monatsbasis durchgeführt. Diese Trendanalyse wurde ausgehend vom hydrologischen Jahr 1990 für die Indikatoren Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag und RBF durchgeführt. Es wurden Monate ausgewählt, an denen visuell Veränderungen in den Indikatorwerten für einen großen Teil von Schwallpegeln ausgemacht werden konnten. Gewählt wurden die Monate Juli, November und Februar. Damit nicht zu viele Tage innerhalb eines Monats ausgeschlossen werden, wurde die Analyse auf Basis von Tagen unterhalb MQ(m) durchgeführt. Herangezogen wurde jeweils der monatliche Mittelwert täglicher Indikatorwerte.

Da bei ermittelten Trends nicht ausgeschlossen werden kann, dass diese auf hydroklimatische Veränderungen zurückzuführen sind (Pfaundler & Keusen, 2007), wurden hydroklimatische Veränderungen nachträglich mit in die durchgeführte Trendanalyse einbezogen. Hierzu wurden Differenzen aus den ermittelten Sen-Steigungen der Schwallpegel und der zugehörigen Referenzpegel gebildet. Hintergrund ist, dass klimatisch bedingte Trends sowohl an den Schwall- als auch an den Referenzpegeln auftreten. Hierfür wird angenommen, dass die

Einzugsgebiete der Schwall- und Referenzpegel hinsichtlich ihrer klimatischen Eigenschaften vergleichbar sind.

4.6.6 Veränderung von Schwall und Sunk im Gewässerlängsverlauf

Veränderungen von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen im Längsverlauf der Flüsse werden beispielhaft an fünf Pegeln aufgezeigt. Für die Analyse der Veränderungen von Schwall- und Sunk- Indikatorwerten im Längsverlauf war eine Zuordnung von Abflussschwankungen an unterliegenden Pegeln zu Abflussschwankungen an oberliegenden Pegeln erforderlich. Die Laufzeiten von Schwallwellen vom oberliegenden Pegel zum unterliegenden Pegel wurden daher über die Laufzeiten mehrerer Niederschlagsereignisse abgeschätzt (vgl. Abb. 4-2). Für die weitere Analyse wurden für jeden Schwallpegel zwei Schwallereignisse in der Niedrigwasserperiode Sommer 2018 herangezogen. Für diese Ereignisse und für die zugeordneten Abflussschwankungen an den unterliegenden Pegeln wurden Schwall- und Sunk- Indikatoren bestimmt.

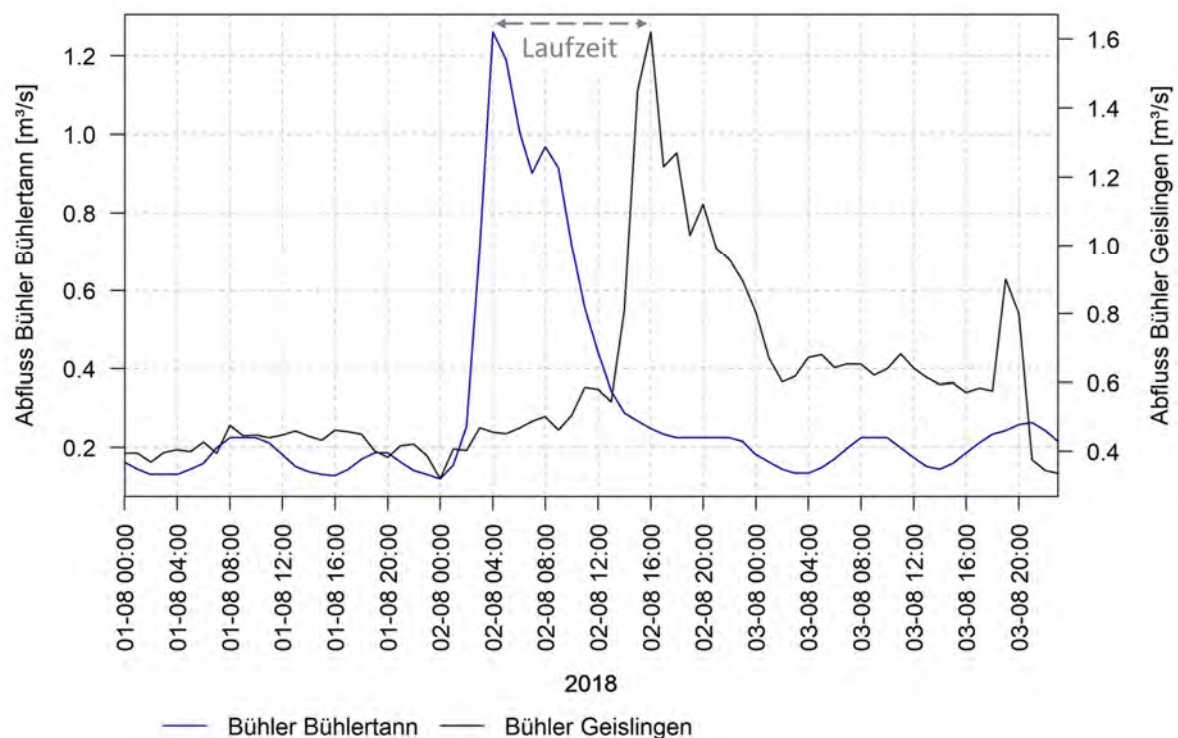


Abb. 4-2 Laufzeit einer Niederschlagswelle am Beispiel des Pegels Bühler-Bühlertann bis zum unterliegenden Pegel Bühler-Geislingen. Die Laufzeit beträgt etwa 12 Stunden. Für Schwallereignisse wird eine ähnliche Größenordnung angenommen

4.7 Zusammenhang zwischen Schwall und Sunk und der Fließgewässerökologie

4.7.1 Datengrundlage zur Gewässerökologie

Die Beurteilung ökologischer Auswirkungen von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen auf die Fließgewässerökosysteme in Baden-Württemberg wurde auf Basis von Teilkomponenten der Fließgewässerökologie durchgeführt. Eingehender betrachtet wurden die biologischen Qualitätskomponenten Gewässerflora, benthische Wirbellosenfauna und Fischfauna. Hinsichtlich der Gewässerflora fand eine Beschränkung auf Makrophyten und Phytobenthos statt.

Als Datengrundlage für die Bewertung der Gewässerökologie wurden öffentlich zugängliche Überwachungsergebnisse der WRRL herangezogen. Verwendet wurden Daten von Bestandsaufnahmen an einzelnen WRRL-Monitoringstellen. Für jeden Pegel wurde jeweils eine Monitoringstelle für jede biologische Qualitätskomponente ausgewählt. Voraussetzung hierfür war, dass diese am selben Fließgewässer und in der Nähe des betrachteten Pegels liegt. Für die weitere Analyse wurden jeweils die Ergebnisse der abschließenden Gesamtbewertung jeder einzelnen Monitoringstelle herangezogen. Die Bewertungsergebnisse lagen als ökologische Qualitätsklassen entsprechend Tab. 4-9 vor.

Tab. 4-9 Ökologische Qualitätsklassen für die Fließgewässerbewertung nach der WRRL

Sehr gut
Gut
Mäßig
Unbefriedigend
Schlecht

Die Qualitätsklassen der biologischen Qualitätskomponenten an den einzelnen Monitoringstellen wurden den in Tab. 4-10 angegebenen Quellen entnommen.

Tab. 4-10 Verwendete Daten für die Bewertung des ökologischen Zustandes biologischer Qualitätskomponenten

Biologische Qualitätskomponente	Datengrundlage	Quellenangabe	Zeitraum der Bestandsaufnahme
Fische	Ergebnisse des Fischmonitorings und des fischbasierten Bewertungsverfahrens (fiBS) gemäß WRRL in Baden-Württemberg	(LUBW, 2015a)	2006 - 2014
Makrozoobenthos	Ergänzende Ergebnistabelle zum Bericht Überwachungsergebnisse Makrozoobenthos 2012-2013	(LUBW, 2015e)	2012 - 2013
Makrophyten und Phytobenthos	Ergänzende Ergebnistabelle zum Bericht Überwachungsergebnisse Makrophyten und Phytobenthos 2012	(LUBW, 2015c)	2012

Bei der Qualitätskomponente Makrozoobenthos wurde lediglich die Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ berücksichtigt, da diese Bewertung den gewässermorphologischen Zustand sowie verschiedene Einflüsse aus dem EZG umfasst (LUBW, 2015d). Die Bewertungsergebnisse für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Phytobenthos wurden getrennt und nicht über den zusammengefassten Makrophyten-Phytobenthos-Index betrachtet.

4.7.2 Kruskal-Wallis-Test

Um einen Zusammenhang zwischen den berechneten Schwall- und Sunk- Indikatoren und den ökologischen Qualitätsklassen der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten herstellen zu können, wurde eine zusätzliche Pegelbewertung anhand von Schwellenwerten entsprechend Kapitel 4.6.2 für die hydrologischen Jahre 2003 bis einschließlich 2013 durchgeführt.

Über den nicht-parametrischen Kruskal-Wallis-Test (Helsel & Hirsch, 2002) wurde überprüft, ob ein signifikanter Unterschied zwischen den ökologischen Qualitätsklassen der WRRL und dem prozentualen Anteil von Überschreitungstagen von den niedrigsten Schwellenwerten (vgl. Kapitel 4.6.2) einzelner Schwall- und Sunk- Indikatoren vorliegt. Der Kruskal-Wallis-Test wurde mit dem R Paket "Stats" der Version 3.3.1 durchgeführt. In den Test sind nur ökologische Qualitätsklassen eingeflossen, welche mehr als drei Pegel enthalten. Dem Test lag die folgende Nullhypothese zugrunde:

H_0 : Zwischen den ökologischen Qualitätsklassen liegen keine signifikanten Unterschiede in der Verteilung der prozentualen Anteile von Tagen mit Schwellenwertüberschreitungen vor.

Der Test wurde auf einem Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$ durchgeführt.

Neben den Überschreitungstagen von Schwellenwerten wurde der Kruskal-Wallis-Test für 80 %-Quantile von Indikatorwerten durchgeführt. Die 80 %-Quantile wurden für den Zeitraum hydrologisches Jahr 2003 bis einschließlich hydrologisches Jahr 2013 entsprechend Kapitel 4.6.1 berechnet. Der Test wurde jeweils getrennt für jede biologische Fließgewässerkomponente und getrennt für einzelne Schwall- und Sunk- Indikatoren durchgeführt. Es wurden alle Schwall- und Referenzpegel sowie unterliegenden Pegel herangezogen.

5 Ergebnisse

5.1 Übersicht über die ausgewählten Schwall- und Referenzpegel

Insgesamt wurden für die Vorauswahl 23 Pegel ermittelt, für welche kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen vermutet werden. Für die weitere Analyse wurden 17 Schwallpegel, 5 unterliegende Pegel und 8 Referenzpegel herangezogen (Tab. 5-1). Für alle Pegel, mit Ausnahme der Pegel Bühler-Geislingen, Bühler-Bühlertann, Kirnach-Maria-Tann, Kocher-Gaildorf, Kraichbach-Ubstadt und Brugga-Oberried, wurden Abflussdaten ausgehend vom hydrologischen Jahr 1986 bis zum 30.09.2018 verwendet. Der größte Anteil der Pegel weist eine sehr gute bis gute Datenqualität der Zeitreihen auf. Die Zeitreihenlängen der Abfluss- und Wasserstandsdaten sowie die Bewertung der Datenqualität sind dem Anhang B 1 zu entnehmen. Eine ausführliche Karte mit der Lage der Pegel findet sich im Anhang A. Die Nummerierung der Pegel ist in Tab. 5-1 erläutert.

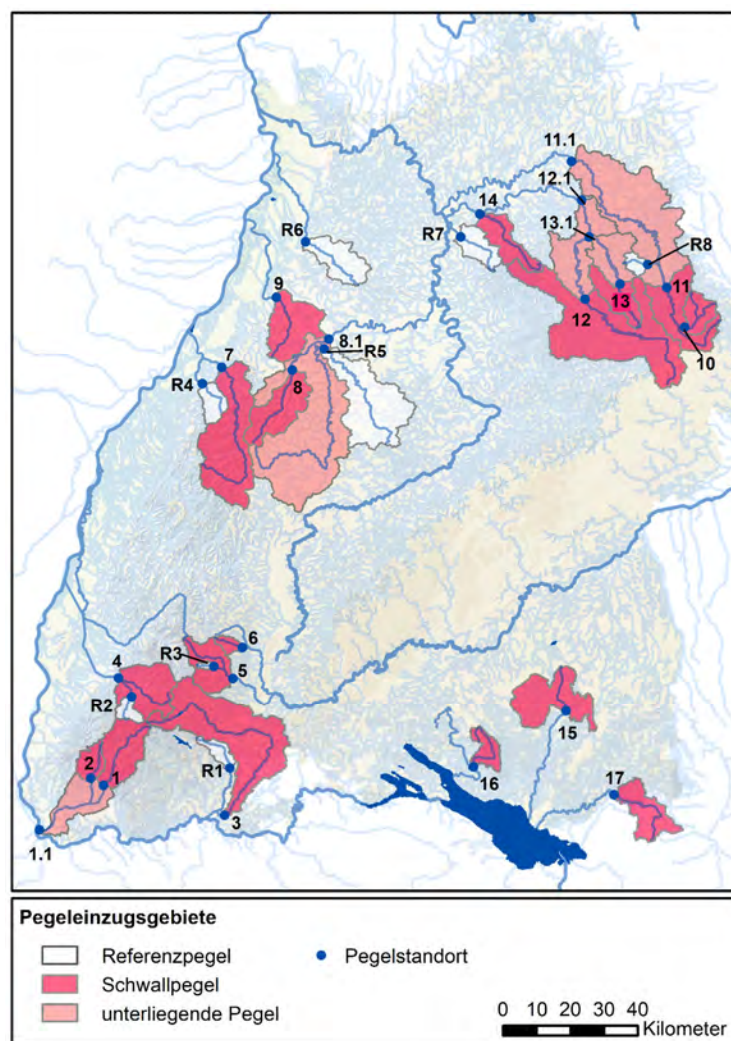


Abb. 5-1 Einzugsgebiete der ausgewählten Schwall-, Referenzpegel und unterliegenden Pegel (Datengrundlage: Fließgewässer (AWGN), Schummerungskarte 30 Meter <Umweltinformationssystem (UIS) der LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg>)

Tab. 5-1 Für die weitere Analyse verwendete Schwallpegel, unterliegende Pegel und Referenzpegel; MQ entspricht dem berechneten MQ; bei der Pegel-ID handelt es sich um eine eigene Nummerierung der Pegel; die Anzahl an Talsperren (TSP), Hochwasserrückhaltebecken (HRB) und WKAs entspricht jeweils der kumulierten Anzahl der TSP, HRB, und WKAs am Haupt- und an den Nebengewässern oberhalb des Pegels

Pegel ID	Gewässer	Pegel	EZG [km ²]	MQ [m ³ /s]	TSP	HRB	WKAs	Auswahlgrund	Großlandschaft
1	Wiese	Zell	206	7,55	1	0	36	Vermuteter Schwellbetrieb WKA Mambach (LUBW, 2007)	Südschwarzwald
1.1	Wiese	Basel	453	11,38	3	5	52	Unterliegender Pegel	Südschwarzwald
2	Kleine Wiese	Tegernau	70	2,17	2	0	1	Vermuteter Schwellbetrieb WKA Köhlgarten (LUBW, 2007)	Südschwarzwald
3	Wutach	Ober- lauchringen	629	8,84	0	2	16 ¹⁾	Schwall und Sunk in den Ganglinien erkennbar (Mündl. Mitt. Hr. Zoller)	Südschwarzwald
4	Dreisam	Ebnet	257	5,65	0	0	26	Abflussschwankungen im Wagensteigbach u. Eschbach (Mündl.Mitt. LRA Breisgau-Hochschwarzwald)	Südschwarzwald
5	Breg	Hammer- eisenbach	158	4,82	1	0	12	Schwellbetrieb WKA Linachtalsperre (Mündl. Mitt. LRA Breisgau-Hochschwarzwald)	Südschwarzwald
6	Kirnach	Maria-Tann	30	0,69	0	0	1	Schwellbetrieb WKA Unterkirnach (RP Freiburg, 2016)	Südschwarzwald
7	Murg	Bad Rotenfels	466	15,14	6	2	23 ²⁾	Vermuteter Schwellbetrieb (RP Karlsruhe, 2006)	Nordschwarzwald
8	Enz	Höfen	219	4,59	0	0	16	Triebwerk an Großer Enz mit Abflussschwankungen (LUBW, 2007)	Nordschwarzwald
8.1	Enz	Pforzheim	1480	17,85	3	11	100	Unterliegender Pegel	Nordschwarzwald
9	Pfinz	Berghausen	231	1,87	0	20	3	Vermuteter Schwellbetrieb Stauwehr Walter Söllingen (LUBW, 2007)	Neckar- und Tauber- Gäuplatten
10	Röhlinger Sechta	Dalkingen	89	0,87	0	5	1	Schwellbetrieb (LUBW, 2007)	Schwäbisches Keuper- Lias-Land
11	Jagst	Jagstzell	329	3,39	0	12	9	Schwellbetrieb vermutet (LRA Hohenlohekreis, 2014; LUBW, 2007)	Schwäbisches Keuper- Lias-Land
11.1	Jagst	Dörzbach	1029	10,26	0	33	43	Unterliegender Pegel	Neckar- und Tauber- Gäuplatten

¹⁾ Anzahl entspricht Anzahl WKAs unterhalb Titisee; ²⁾ Anzahl entspricht Anzahl WKAs unterhalb Ausgleichsbecken Forbach

Fortsetzung Tab. 5-1

Pegel ID	Gewässer	Pegel	EZG	MQ	TSP	HRB	WKAs	Auswahlgrund	Großlandschaft
			[km ²]	[m ³ /s]					
12	Kocher	Gaildorf	733	9,89	0	13	32	Schwellbetrieb (LUBW, 2007; LRA Hohenlohekreis, 2014)	Schwäbisches Keuper-Lias-Land
12.1	Kocher	Kocherstetten	1289	16,08	0	16	66	Unterliegender Pegel, vermuteter Schwellbetrieb (LUBW, 2007)	Schwäbisches Keuper-Lias-Land
13	Bühler	Bühlertann	125	1,31	0	1	5	Regelmäßige Stauabsenkungen (Sander, 2014)	Schwäbisches Keuper-Lias-Land
13.1	Bühler	Geislingen	278	2,8	0	1	16	Unterliegender Pegel	Schwäbisches Keuper-Lias-Land
14	Brettach	Neuenstadt	142	1,37	0	7	7	Vermuteter Schwellbetrieb (RP Stuttgart, 2006)	Schwäbisches Keuper-Lias-Land
15	Schussen	Durlesbach	269	2,98	0	4	10	Schwellbetrieb (LUBW, 2007)	Voralpines Hügel- und Moorland
16	Deggenhauser Aach	Neufrach	75	0,92	0	0	6	Schwellbetrieb (LUBW, 2007)	Voralpines Hügel- und Moorland
17	Obere Argen	Epplings	165	5,68	0	0	2	Abflussschwankungen in den Ganglinien	Voralpines Hügel- und Moorland
R1	Steina	Illmühle	50	0,88	0	0	0	Keine WKA	Südschwarzwald
R2	Brugga	Oberried	40	1,56	0	0	9	Keine Abflussschwankungen erkennbar	Südschwarzwald
R3	Linach	Unterlinach	10	0,35	0	0	0	Keine WKA	Südschwarzwald
R4	Oos	Baden-Baden	74	1,35	0	1	1	Keine Abflussschwankungen erkennbar	Nordschwarzwald
R5	Würm	Pforzheim	417	3,1	0	0	9	Keine Abflussschwankungen erkennbar	Nordschwarzwald
R6	Kraichbach	Ubstadt	161	1,06	1	8	2	Keine Abflussschwankungen erkennbar	Neckar- und Tauber-Gäuplatten
R7	Sulm	Erlenbach	102	0,87	0	15	1	Keine Abflussschwankungen erkennbar	Schwäbisches Keuper-Lias-Land
R8	Speltach	Unterspeltach	33	0,35	0	0	0	Keine WKA	Schwäbisches Keuper-Lias-Land

5.2 Vergleichbarkeit der Schwall- und Referenzpegel

Mit Ausnahme der Gewässer Schussen, Deggenhauser Aach und Obere Argen kann jedem Schwallpegel ein Referenzpegel zugeordnet werden. Es ergeben sich insgesamt acht Pegelgruppen, bestehend aus einem Referenzpegel und teilweise mehreren Schwallpegeln (vgl. Tab. 5-2).

Die in Kapitel 4.1 genannten Kriterien zur Auswahl von Referenzpegeln können für die ermittelten Referenzpegel nicht vollständig eingehalten werden. Da in den meisten größeren Einzugsgebieten in Baden-Württemberg eine hohe Anzahl an WKAs vorliegt, weisen die ausgewählten Referenzpegel gegenüber den Schwallpegeln vorwiegend kleinere Einzugsgebietsgrößen auf. Entsprechend ergeben sich Unterschiede in den Abflusskennwerten. In Tab. 5-2 sind die berechneten Abflusskennwerte für Schwall- und Referenzpegel aufgeführt.

Tab. 5-2 Einzugsgebietsgrößen und berechnete Kennwerte für Referenz- und Schwallpegel; die Werte für den RBF entsprechen den maximalen und minimalen Werten des jährlichen RBFs der gesamten Zeitreihenlänge; die farbliche Abstufung gibt die Vergleichbarkeit der Kennwerte zwischen Schwall- und Referenzpegeln an; hellblau: sehr gut, dunkelblau: gut, hellrot: mäßig (vgl. Kapitel 4.3)

Pegeltyp	ID	Gewässer	Pegel	Pegelgruppe	EZG [km ²]	BFI [-]	MQ [m ³ /s]	MNQ [m ³ /s]	Q ₉₅ [m ³ /s]	RBF [-]
Referenz	R1	Steina	Illmühle	1	49,23	0,49	0,88	0,11	0,12	0,17-0,46
Schwall	1	Wiese	Zell		206,44	0,51	7,55	1,22	1,34	0,18-0,26
Schwall	2	Kleine Wiese	Tegernau		69,83	0,57	2,17	0,46	0,5	0,13-0,23
Schwall	3	Wutach	Oberlauchringen		628,53	0,6	8,84	2,07	2,17	0,13-0,33
Referenz	R2	Brugga	Oberried	2	40,03	0,59	1,56	0,36	0,42	0,13-0,21
Schwall	4	Dreisam	Ebnet		256,7	0,48	5,65	0,46	0,48	0,17-0,34
Referenz	R3	Linach	Unterlinach	3	9,58	0,49	0,35	0,05	0,06	0,10-0,32
Schwall	5	Breg	Hammereisenbach		157,79	0,49	4,82	0,78	0,86	0,12-0,30
Schwall	6	Kirnach	Maria-Tann		29,71	0,49	0,69	0,09	0,11	0,12-0,27
Referenz	R4	Oos	Baden-Baden	4	73,58	0,49	1,35	0,15	0,17	0,17-0,38
Schwall	7	Murg	Bad Rotenfels		465,64	0,52	15,14	3,1	3,28	0,20-0,37
Referenz	R5	Würm	Pforzheim	5	417,61	0,69	3,1	1,13	1,17	0,17-0,30
Schwall	8	Enz	Höfen		218,97	0,69	4,59	1,56	1,42	0,08-0,22
Referenz	R6	Kraichbach	Ubstadt	6	160,8	0,8	1,06	0,58	0,51	0,10-0,22
Schwall	9	Pfinz	Berghausen		231,16	0,67	1,87	0,64	0,66	0,16-0,32
Referenz	R7	Sulm	Erlenbach	7	101,24	0,7	0,87	0,38	0,32	0,13-0,34
Schwall	14	Brettach	Neuenstadt		141,5	0,63	1,37	0,42	0,44	0,19-0,35
Referenz	R8	Speltach	Unterspeltach	8	33	0,5	0,35	0,09	0,07	0,19-0,65
Schwall	10	Roehlinger Sechta	Dalkingen		88,52	0,34	0,87	0,08	0,08	0,27-0,47
Schwall	11	Jagst	Jagstzell		329,1	0,45	3,39	0,53	0,6	0,21-0,35
Schwall	12	Kocher	Gaildorf		733,35	0,48	9,83	1,94	2,03	0,22-0,33
Schwall	13	Bühler	Bühlertann		125,47	0,46	1,31	0,23	0,24	0,28-0,53

Hinsichtlich der dominierenden Abflussbildungsprozesse unterscheiden sich Schwall- und Referenzpegel nur gering. Die absolute Abweichung des BFIs innerhalb der Pegelgruppen liegt

bei allen Pegeln unter 0,2. Größere Unterschiede sind für den MQ und die Niedrigwasserkennwerte gegeben. Eine nur mäßige Vergleichbarkeit des MQs weisen Wutach, Dreisam, Breg, Murg, Jagst und Kocher auf. Eine sehr gute Vergleichbarkeit aller Kennwerte zwischen Schwall- und Referenzpegeln ist an den Gewässern Kleine Wiese, Kirnach, Enz, Brettach und Bühler gegeben.

Abb. 5-2 zeigt beispielhaft die Pardé-Regime des Abflusses für die Pegelgruppe 3. Abbildungen für weitere Gewässer finden sich im Anhang C 1. Alle betrachteten Flüsse sind nivo-pluvial und pluvial geprägten Abflussregimen zuzuordnen. Innerhalb der meisten Pegelgruppen sind keine deutlichen Unterschiede im Abflussregime feststellbar. Die Zeitpunkte des Auftretens von Abflussmaxima und die Höhen der Pardé-Koeffizienten zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen Schwall- und Referenzgewässern. Geringe Abweichungen in der jährlichen Verteilung des Abflusses liegen zwischen dem Referenzgewässer Würm und dem Schwallgewässer Enz vor.

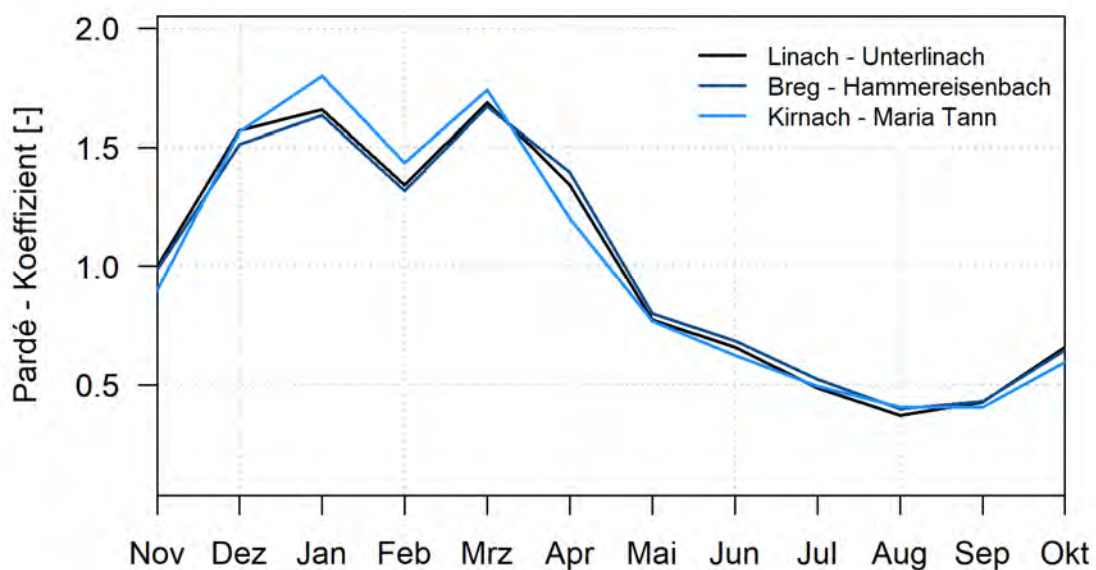


Abb. 5-2 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 3 mit dem Referenzpegel Linach-Unterlinach

5.3 Visuelle Analyse von kurzfristigen Abflussschwankungen

Die grafische Auswertung von Ganglinien zeigt, dass für den größten Anteil der Schwallpegel kurzfristige Abflussschwankungen vorliegen. Diese können größtenteils als „Hydro Fibrillationen“ eingeordnet werden. Am Pegel Kirnach-Maria-Tann tritt Schwall hoher Intensität auf. Der Pegel Bühler-Bühlertann weist Abflussschwankungen auf, welche den „Hydro Fibrillationen“ zuzuordnen sind sowie Abflussschwankungen, welche als Schwall mittlerer Intensität eingestuft werden können. Abb. 5-3 fasst die zugeordneten Typen von Abflussschwankungen für die Schwallpegel in Baden-Württemberg zusammen.

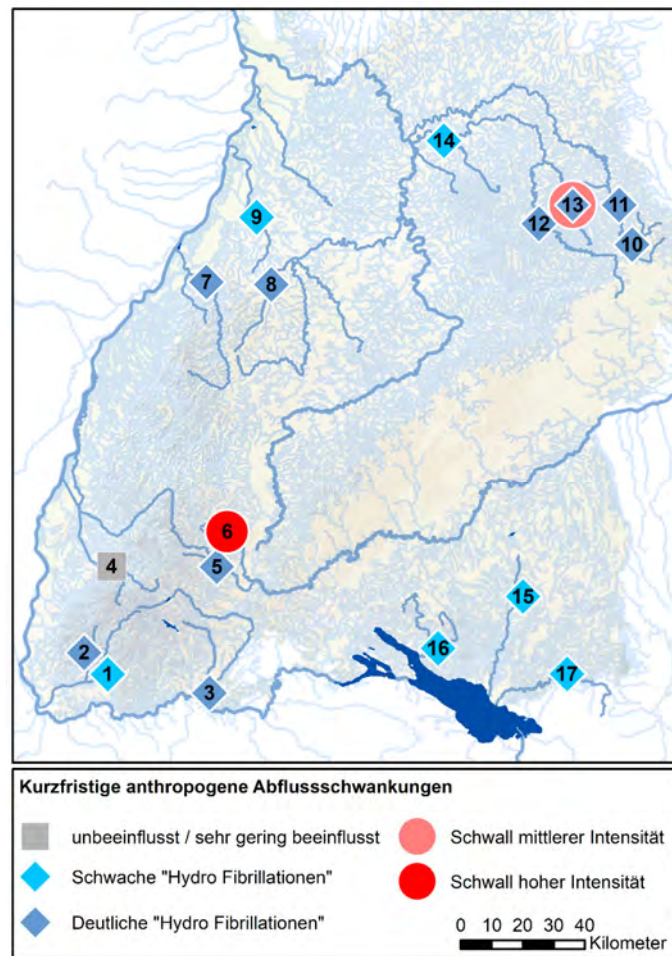


Abb. 5-3 Zugeordnete Typen kurzfristiger anthropogener Abflussschwankungen an den Schwallpegeln (Datengrundlage: Fließgewässer (AWGN), Schummerungskarte 30 Meter <Umweltinformationssystem (UIS) der LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg>)

Ein Vergleich mit Referenzpegeln zeigt, dass die Abflussschwankungen an den Schwallpegeln mit großer Wahrscheinlichkeit auf anthropogene Ursachen zurückgeführt werden können. An den meisten Referenzpegeln sind keine kurzfristigen Abflussschwankungen erkennbar. Die natürlich auftretenden Niederschlagsereignisse an den Schwallpegeln werden von den Referenzpegeln abgebildet (vgl. Abb. 5-4 bis Abb. 5-6). Ausnahmen stellen die Referenzpegel Brugga-Oberried und Würm-Pforzheim dar, an welchen ebenfalls kurzfristige Abflussschwankungen festzustellen sind.

An Pegeln mit „Hydro Fibrillationen“ treten Abflussschwankungen mit einer großen Frequenz und variierenden Amplituden auf. Plötzliche Abflussanstiege und -abstiege sind in unregelmäßigen Abständen zu verzeichnen. Je nach Schwallpegel weisen die Abflussschwankungen ein unterschiedliches Erscheinungsbild auf. Abb. 5-4 zeigt als deutliche „Hydro Fibrillationen“ eingestufte Abflussschwankungen am Beispiel des Schwallpegels Murg-Bad Rotenfels. Für den zugeordneten Referenzpegel Oos-Baden-Baden sind keine regelmäßigen Abflussschwankungen festzustellen.

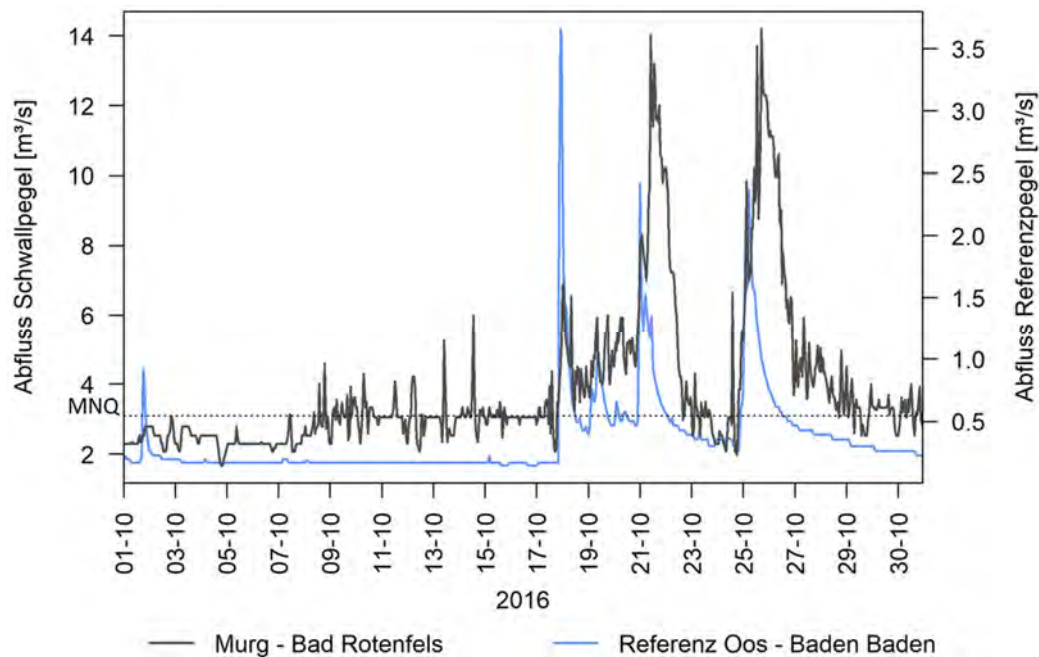


Abb. 5-4 Ganglinien vom Oktober 2016 des Schwallpegels Murg-Bad Rotenfels und des Referenzpegels Oos-Baden-Baden; der MNQ entspricht dem MNQ des Schwallpegels

Die kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen treten vorwiegend bei niedrigen Abflüssen hervor. Bei Abflüssen größer MQ und während Niederschlagsereignissen ist in der Regel eine Überlagerung der Abflussschwankungen festzustellen. Abb. 5-5 zeigt beispielhaft die Ganglinie des Schwallpegels Bühler-Bühlertann. Unterhalb des MNQs auftretende Abflussschwankungen werden durch Niederschlagsereignisse in der Monatsmitte überlagert.

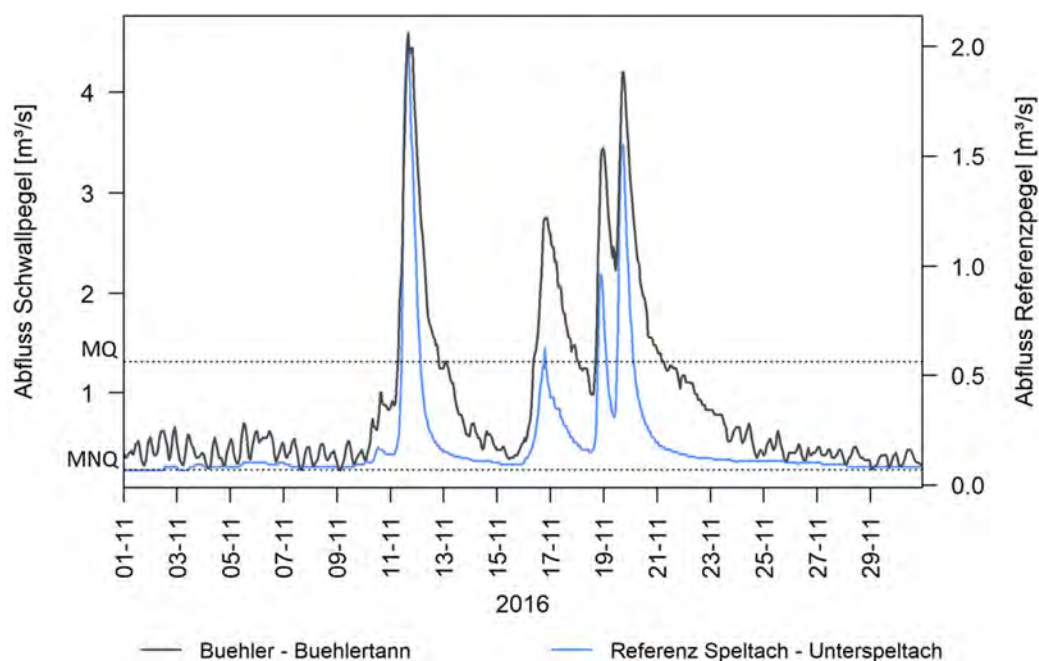


Abb. 5-5 Ganglinien vom November 2016 des Schwallpegels Bühler-Bühlertann und des Referenzpegels Speltach-Unterspeltach; der MQ und MNQ entsprechen dem MQ und MNQ des Schwallpegels

Am Schwallpegel Kirnach-Maria-Tann sind ganzjährig kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen mit vergleichsweise hohen Amplituden festzustellen. Lediglich einzelne Niederschlagsereignisse führen zu Überlagerungen. Abb. 5-6 verdeutlicht die Regelmäßigkeit der am Pegel Kirnach-Maria-Tann auftretenden Abflussschwankungen. Der Sunkabfluss liegt auf Höhe des MNQs, der Schwallabfluss liegt mit etwa $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ über dem MQ. Ganglinien für weitere Pegel finden sich im Anhang C 2.

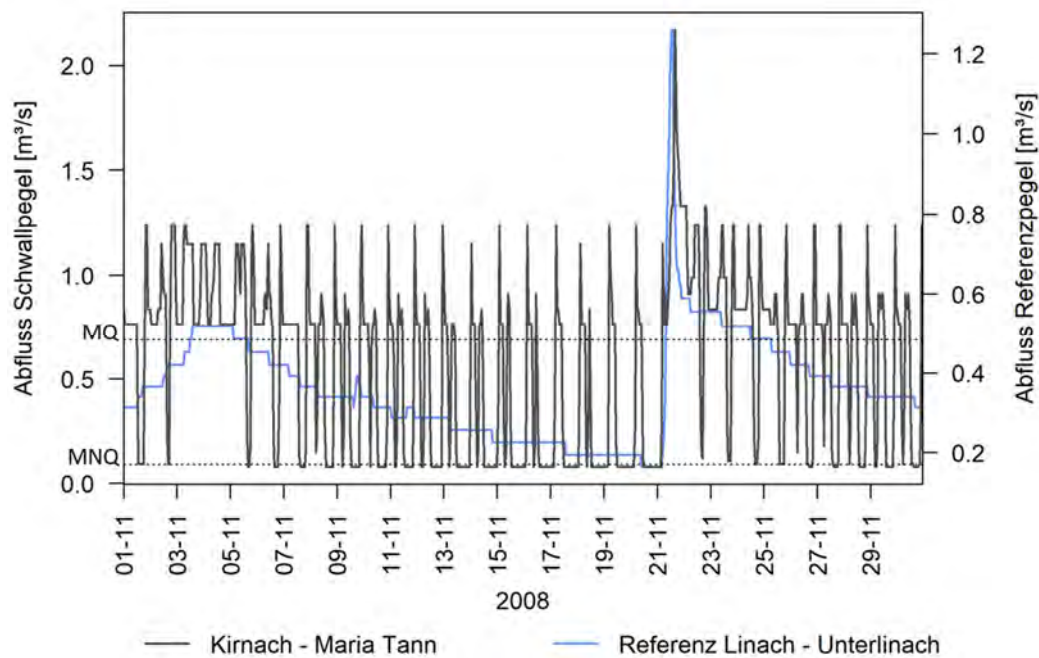


Abb. 5-6 Ganglinien vom November 2008 der Pegel Kirnach-Maria-Tann und Linach-Unterlinach mit deutlichem Schwall und Sunk an der Kirnach; der MQ und MNQ entsprechen dem MQ und MNQ des Schwallpegels

5.4 Bewertung von Schwall- und Sunk- Indikatoren

5.4.1 Allgemeiner Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln

Der allgemeine Vergleich täglicher Indikatorwerte im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018 zeigt Unterschiede zwischen den berechneten Werten für Schwall- und Referenzpegel auf. Die grafische Analyse von Boxplots und Dauerkurven ergibt für die Schwallpegel eine größere Anzahl an An- und Abstiegsereignissen sowie Abflussumkehrungen pro Tag als für Referenzpegel. Die Gesamtdauer konstanter Abflussereignisse pro Tag ist entsprechend an den meisten Schwallpegeln geringer als an den Referenzpegeln. Die auftretenden Abflussschwankungen sind insbesondere an Tagen unter MNQ(m) an den meisten Schwallpegeln höher ausgeprägt. Die Werte der Indikatoren RBF und CDV liegen für die meisten Schwallpegel ebenfalls über denen der Referenzpegel. Keine deutlichen Unterschiede hingegen können für einen großen Teil von Schwall- und Referenzpegeln hinsichtlich der

standardisierten Abflussänderungsrate ausgemacht werden. Die nicht-standardisierte Abflussänderungsrate liegt an den meisten Schwallpegeln höher als an den Referenzpegeln.

Die folgenden Abbildungen zeigen beispielhaft 80 %-Quantile und Dauerkurven von täglichen Indikatorwerten für Schwall- und Referenzpegel. Weitere Boxplots für 80 %-Quantile von täglichen Indikatorwerten sind dem Anhang C 3 zu entnehmen. Alle in dieser Arbeit gezeigten Boxplots umfassen jeweils das untere und obere Quartil der betrachteten Daten. Ausreißer in den Werten, welche einen Abstand zu dem oberen beziehungsweise unteren Quartil größer als das 1,5-fache des Inter-Quartil-Bereichs aufweisen, sind als Punkte dargestellt.

Die Werte für Mediane, 80 %-Quantile und 95 %-Quantile von täglichen Indikatorwerten für Tage unter MNQ(m) können der Tabelle im Anhang B 2 entnommen werden.

In Abb. 5-7 sind die 80 %-Quantile täglicher standardisierter Amplituden von Schwall- und Referenzpegeln dargestellt. Unterschiede zwischen Schwall- und Referenzpegeln sind für Tage unterhalb MNQ(m) zu verzeichnen. Mit Abstand das höchste 80 %-Quantil weist der Pegel Kirnach-Maria-Tann mit einer standardisierten Amplitude von 2,97 auf. An den verbleibenden Schwallpegeln liegen die Werte zwischen 0,25 und 0,89, an den Referenzpegeln zwischen 0,16 und 0,41.

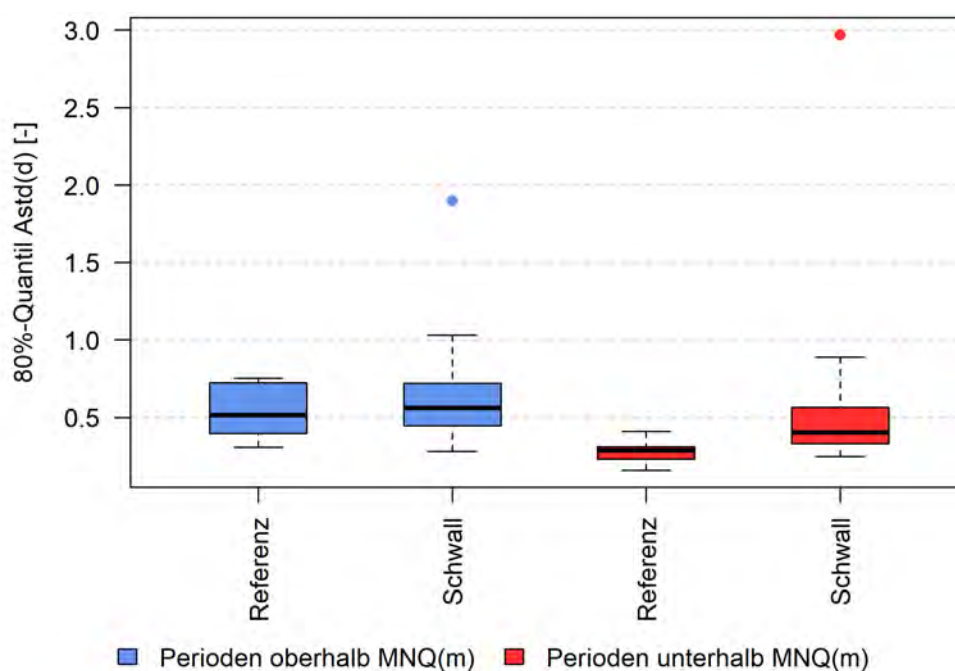


Abb. 5-7 80 %-Quantile von täglichen standardisierten Amplituden $A_{std}(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018 von Schwall- und Referenzpegeln

Die dargestellten Verteilungen der 80 %-Quantile der standardisierten täglichen Amplitude entsprechen denen des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses. Für 20 % aller Niedrigwassertage sind an den Schwallpegeln tägliche Schwall/Sunk-Verhältnisse von 1,3:1

bis 11:1 zu verzeichnen. An 5 % der Niedrigwassertage werden Werte zwischen 1,6:1 und 19,8:1 erreicht (vgl. Anhang B 2).

Dauerkurven verdeutlichen die genannten Ergebnisse für die Indikatoren tägliche standardisierte Amplitude und tägliches Schwall/Sunk-Verhältnis. In Abb. 5-8 ist der Verlauf der Dauerkurven für tägliche standardisierte Amplituden des Schwallpegels Murg-Bad Rotenfels und des Referenzpegels Oos-Baden-Baden für Tage unter MNQ(m) gezeigt.

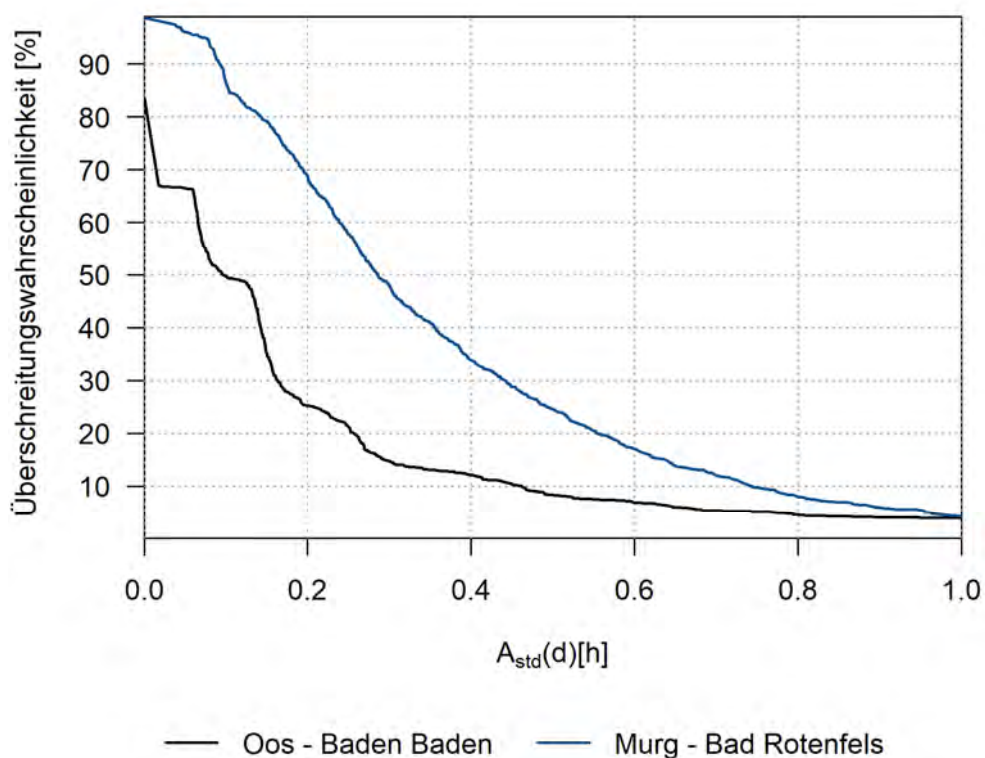


Abb. 5-8 Dauerkurven der täglichen standardisierten Amplituden des Referenzpegels Oos-Baden-Baden und des Schwallpegels Murg-Bad Rotenfels für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

Die Unterschiede zwischen den dargestellten Dauerkurven treten an den meisten Schwall- und Referenzpegeln auf. Einige Schwallpegel zeigen in den Dauerkurven von berechneten Indikatorwerten keine deutlichen Unterschiede gegenüber den zugehörigen Referenzpegeln. Hierzu zählen die Pegel Brettach-Neuenstadt und Dreisam-Ebnet. An dem Schwallpegel Enz-Höfen treten geringere Indikatorwerte als am Referenzpegel Würm-Pforzheim auf.

Abb. 5-9 verdeutlicht die hohen Unterschiede des Schwall/Sunk-Verhältnisses zwischen dem Pegel Kirnach-Maria-Tann und dem Referenzpegel Linach-Unterlinach. Auch gegenüber dem Schwallpegel Breg-Hammereisenbach liegen an der Kirnach deutlich höhere Werte vor. Die in der Abbildung gezeigten deutlichen Unterschiede sind am Pegel Kirnach-Maria-Tann in den

Dauerkurven fast aller Indikatoren erkennbar. Ausnahme stellen die Indikatoren Anzahl Ereignisse pro Tag, Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag und Dauer konstante Abflüsse pro Tag dar.

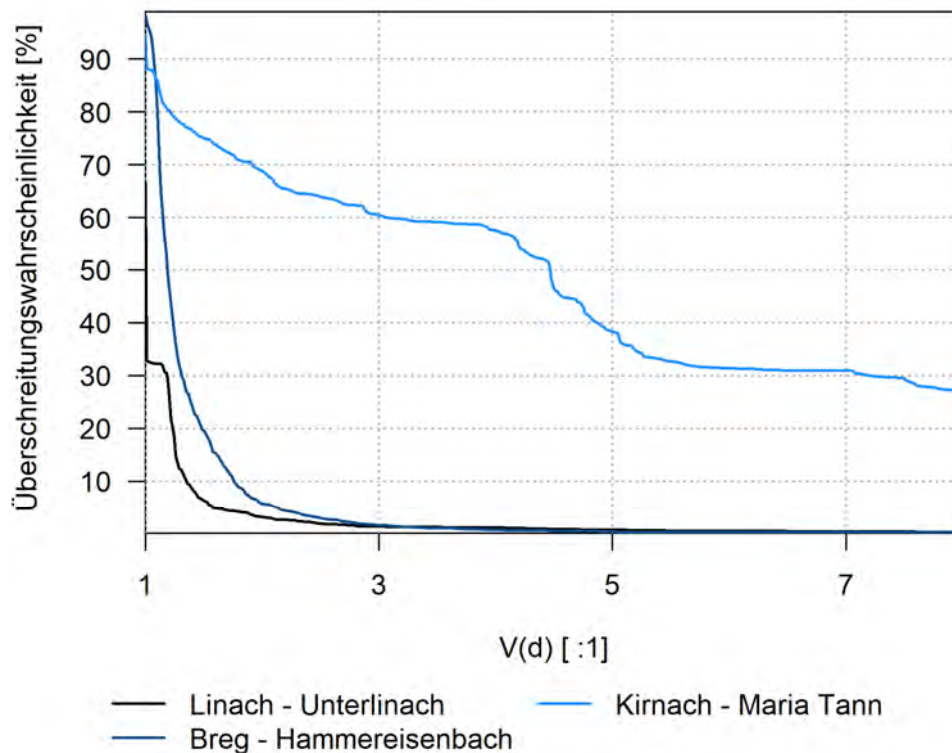


Abb. 5-9 Dauerkurven des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für den Referenzpegel Linach-Unterlinach und die Schwallpegel Breg-Hammereisenbach und Kirnach-Maria-Tann für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

Hinsichtlich der Anzahl an An- und Abstiegseignissen und der Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag sind Unterschiede zwischen Schwall- und Referenzpegeln im Niedrigwasserbereich und an Tagen oberhalb des MNQ(m)s zu verzeichnen. Die Abb. 5-10 zeigt die 80 %-Quantile des Indikators Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag. Der Referenzpegel Würm-Pforzheim stellt mit einem 80 %-Quantil von 10 Abflussumkehrungen pro Tag eine Ausnahme unter den Referenzpegeln dar. Die 95 %-Quantile liegen für die Schwallpegel zwischen 5 und 14 Abflussumkehrungen pro Tag (vgl. Anhang B 2).

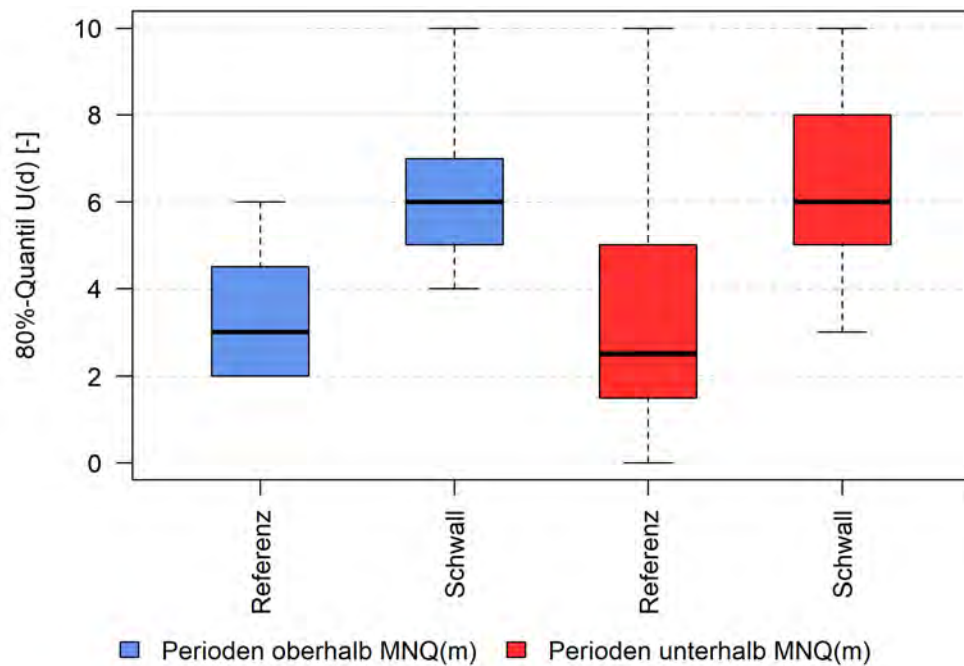


Abb. 5-10 80 %-Quantile der täglichen Anzahl an Abflussumkehrungen $U(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018 von Schwall- und Referenzpegeln

Die Abb. 5-11 verdeutlicht, dass in den standardisierten Abflussänderungsraten keine großen Unterschiede zwischen Schwall- und Referenzpegeln festzustellen sind. Ausnahme bildet der Pegel Kirnach-Maria-Tann.

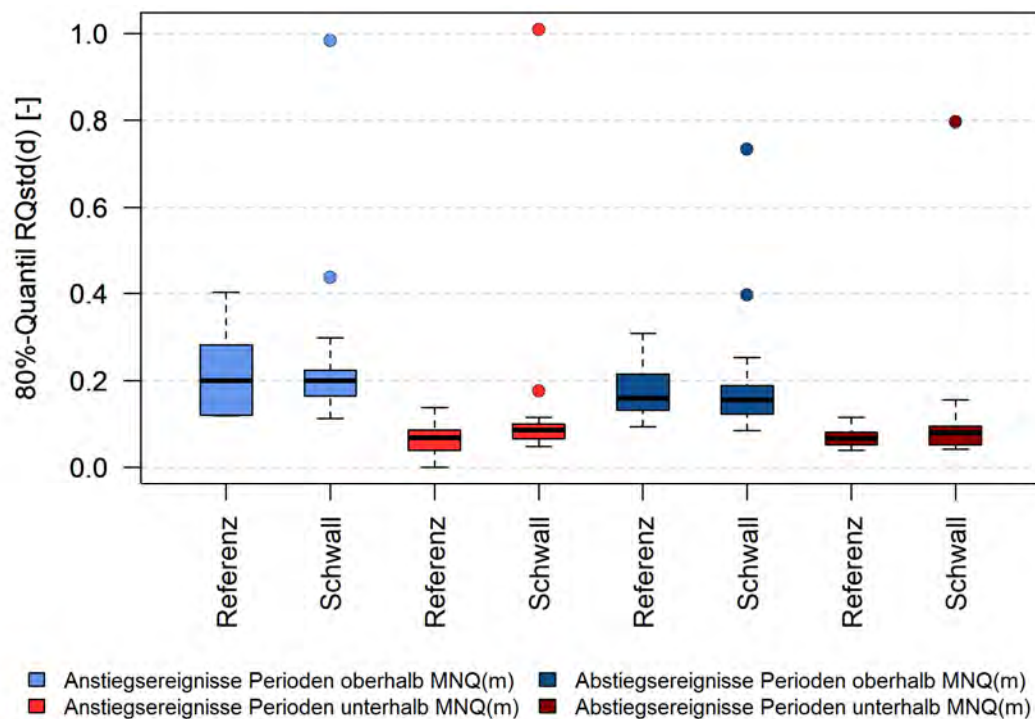


Abb. 5-11 80%-Quantile der täglichen standardisierten Abflussänderungsraten $RQ_{std}(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018 von Schwall- und Referenzpegeln, getrennt für An- und Abstiegsereignisse

Die geringen Unterschiede in den standardisierten Abflussänderungsraten zwischen beiden Pegeltypen sind vorwiegend bei höheren Abflussänderungsraten mit geringen Überschreitungswahrscheinlichkeiten festzustellen. Bei Betrachtung von Dauerkurven ist erkennbar, dass im Bereich größerer Überschreitungswahrscheinlichkeiten für die Schwallpegel in der Regel höhere standardisierte Abflussänderungsraten als für die Referenzpegel zu verzeichnen sind.

Die Ergebnisse der visuellen Ganglinienanalyse von Schwall- und Referenzpegeln haben bereits gezeigt, dass kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen vorwiegend bei niedrigen Abflüssen hervortreten. In der Abb. 5-12 sind alle Werte des Indikators Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag für den Schwallpegel Wutach-Oberlauchringen und für den Referenzpegel Steina-Illmühle gegenüber dem standardisierten mittleren täglichen Abfluss dargestellt. Es ist erkennbar, dass Unterschiede in den Indikatorwerten insbesondere bei Abflüssen niedriger des MQs hervortreten.

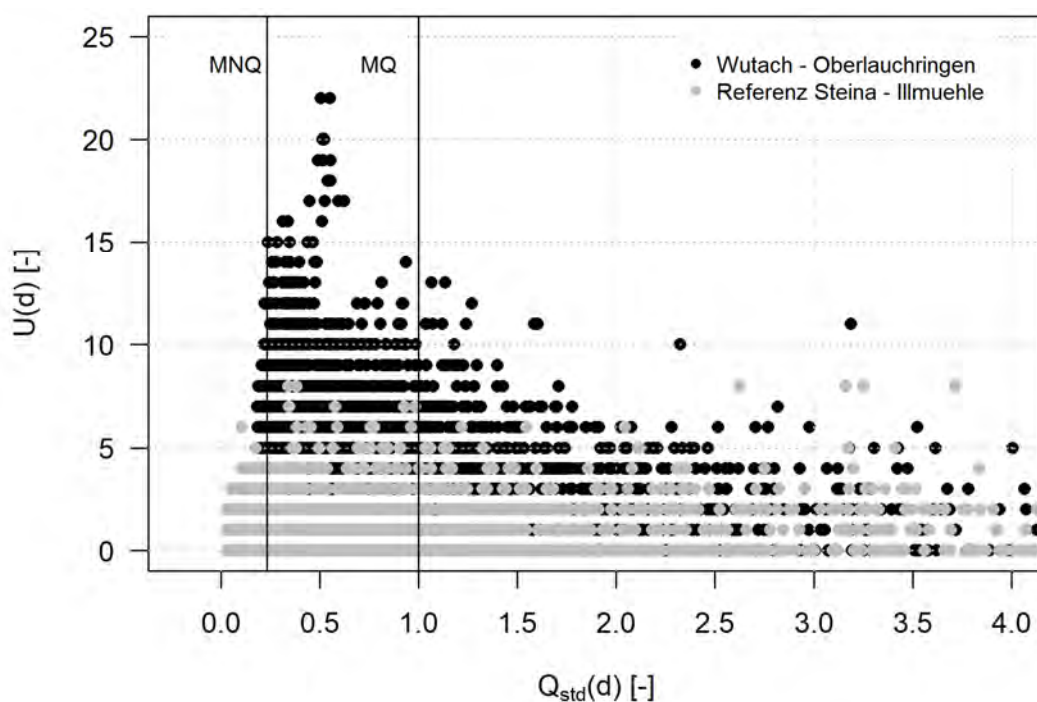


Abb. 5-12 Zusammenhang zwischen dem standardisierten täglichen Abfluss ($Q_{std}(d)$) und der Anzahl täglicher Abflussumkehrungen $U(d)$ am Beispiel des Schwallpegels Wutach-Oberlauchringen und des Referenzpegels Steina-Illmühle

In den Abbildungen von Indikatorwerten gegenüber dem standardisierten mittleren täglichen Abfluss können Unterschiede zwischen Indikatorwerten von Schwall- und Referenzpegeln ebenfalls vorwiegend in den bereits eingangs erwähnten Indikatoren festgestellt werden.

Bei vereinzelt Schwallpegeln ist erkennbar, dass sich hohe Indikatorwerte auf einen kleinen Abflussbereich beschränken. Besonders deutlich wird dies am Beispiel des Pegels

Kirnach-Maria-Tann. In Abb. 5-13 ist erkennbar, dass hohe Werte der standardisierten täglichen Amplitude gehäuft bei Abflüssen knapp oberhalb des MNQs zu verzeichnen sind. Dieses Muster tritt auch bei weiteren Indikatorwerten am Pegel auf.

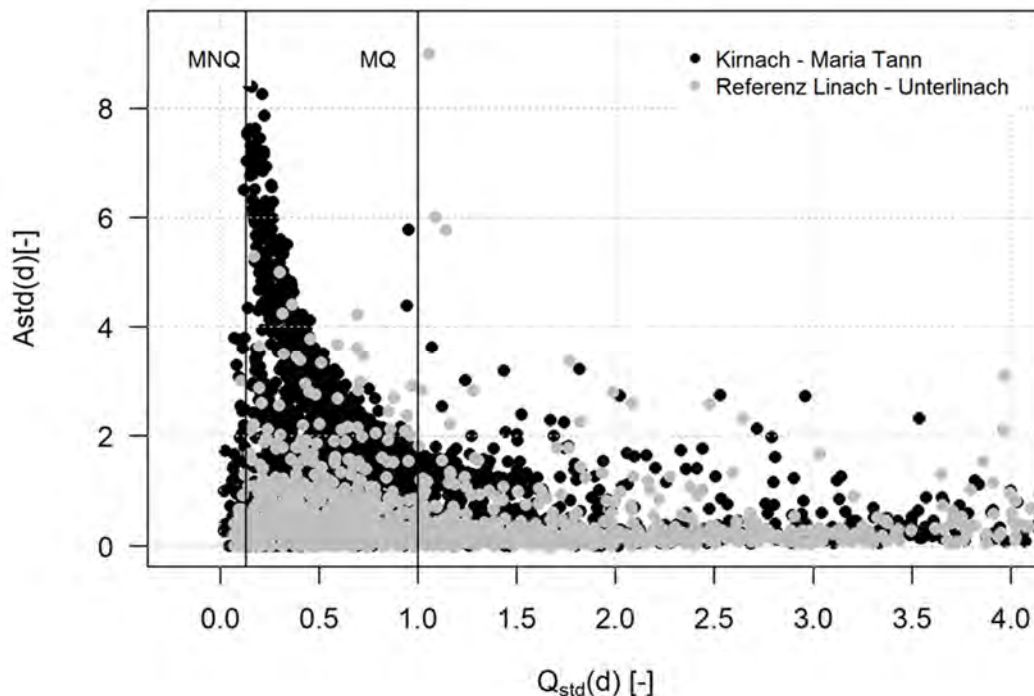


Abb. 5-13 Zusammenhang zwischen dem standardisierten täglichen Abfluss ($Q_{std}(d)$) und der täglichen standardisierten Amplitude ($A_{std}(d)$) am Beispiel des Schwallpegels Kirnach-Maria-Tann und des Referenzpegels Linach-Unterlinach

5.4.2 Bewertung von Pegeleinzugsgebieten nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten

Die Bewertung von Pegeln anhand von Überschreitungen von Schwellenwerten sind für jeden Pegel in der Abb. 5-14 dargestellt. Die Kartendarstellungen zeigen getrennt für einzelne Indikatoren, an welchen Pegeln an mehr als 15 % der Tage unter MNQ(m) Schwellenwertüberschreitungen von Schwall- und Sunk- Indikatoren auftreten. Pegel, welche in die Kategorie A eingestuft sind weisen demnach keine Überschreitungen von Schwellenwerten an mehr als 15 % der Tage unter MNQ(m) im betrachteten Zeitraum auf.

Im Folgenden sind mit 15 % der Tage jeweils Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018 gemeint.

Je nach Indikator sind deutliche Unterschiede in der Anzahl der als beeinträchtigt eingestuft Pegel zu verzeichnen. Sowohl Schwall- als auch unterliegende Pegel weisen Schwellenwertüberschreitungen von Indikatoren auf. Der größte Teil der Referenzpegel zeigt hingegen keine Überschreitungen von Schwellenwerten an mehr als 15 % der Tage. Ausnahme bilden die Pegel Würm-Pforzheim und Brugga-Oberried.

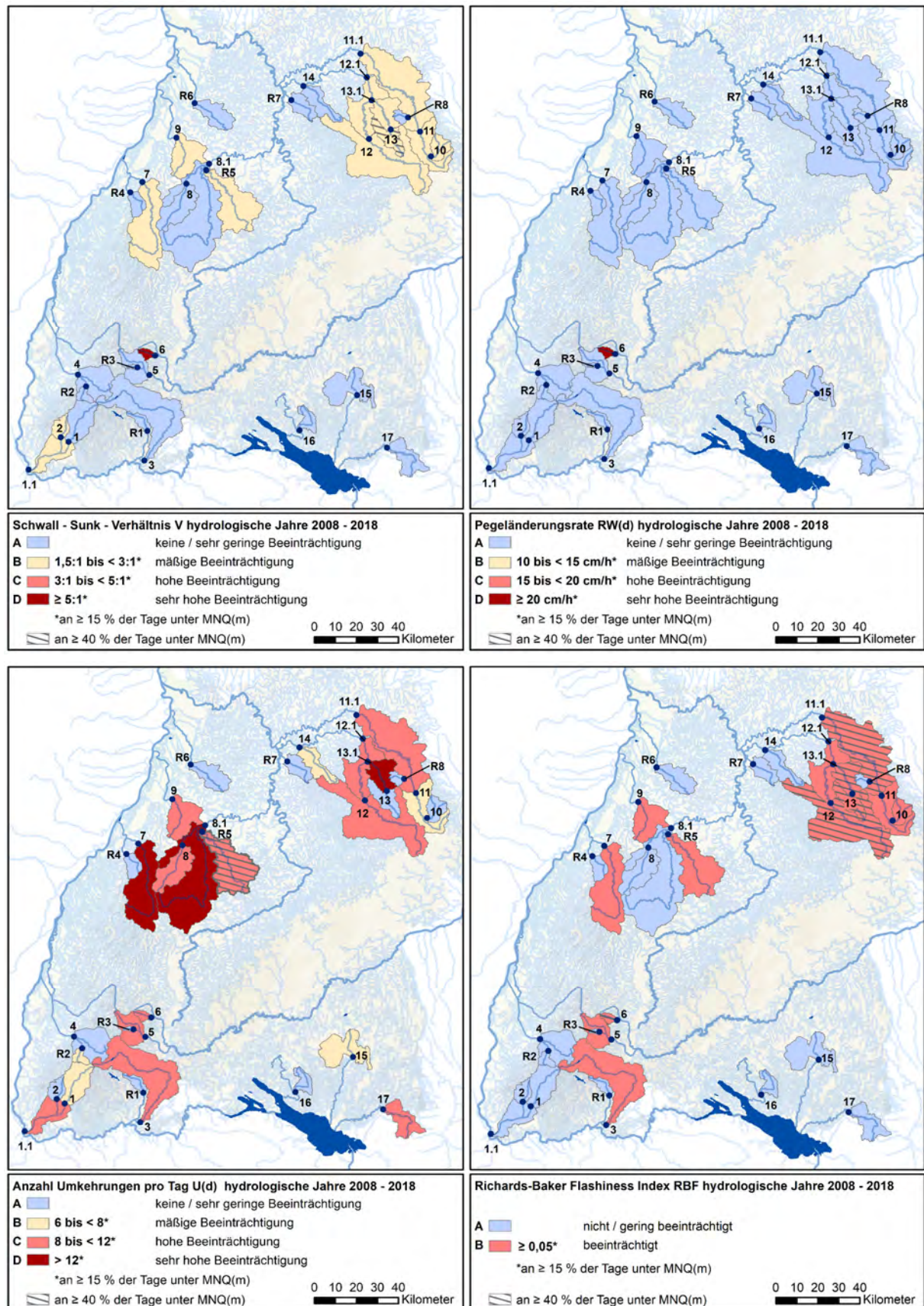


Abb. 5-14 Pegelbewertung anhand der Überschreitung von Schwellenwerten für das Schwall/Sunk-Verhältnis V; die tägliche maximale Pegeländerungsrate RW(d), die Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag U(d) und den Richards-Baker Flashiness Index RBF; Einstufung in die jeweilige Kategorie, wenn mindestens an 15 % der Tage unter MNQ(m) Schwellenwertüberschreitungen auftreten

Die Anzahl an Schwall- und Referenzpegeln in den jeweiligen Kategorien der Pegelbewertung sind der Abb. 5-15 und der Abb. 5-16 zu entnehmen.

Die meisten Überschreitungen von Schwellenwerten sind für den Indikator Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag zu verzeichnen. Drei Pegel weisen hinsichtlich des Indikators eine sehr hohe Belastung auf. An diesen Pegeln treten an mehr als 15 % der Tage über zwölf Abflussumkehrungen auf.

Überschreitungen eines Schwall/Sunk-Verhältnisses von 1,5:1 an mehr als 15 % der Tage sind an zwölf Schwallpegeln festzustellen. Am Pegel Bühler-Bühlertann liegen Überschreitungen dieses Schwellenwertes an mehr als 40 % der Tage vor. Der Pegel Kirnach-Maria-Tann weist als einziger Pegel an mehr als 15 % der Tage Schwall/Sunk-Verhältnisse von über 3:1 auf. Die meisten Pegel mit Überschreitungen des Schwellenwertes für das Schwall/Sunk-Verhältnis liegen in der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land.

Schwellenwerte des Indikators maximale tägliche Pegeländerungsrate werden ausschließlich an dem Pegel Kirnach-Maria-Tann an mehr als 15 % der Tage überschritten. Dieser weist mit Pegeländerungsraten von mehr als 20 cm/h eine hohe Belastung auf.

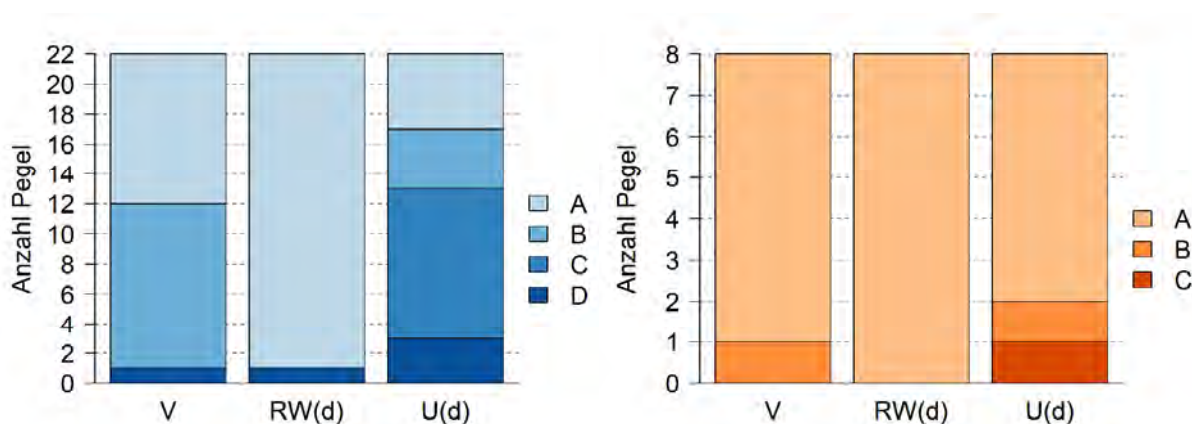


Abb. 5-15 Anzahl an Schwallpegeln, unterliegenden Pegeln (linke Abb.) und Referenzpegeln (rechte Abb.) in der jeweiligen Kategorie (A, B, C, D) der Pegelbewertung für die Indikatoren maximales tägliches Schwall/Sunk-Verhältnis V , maximale tägliche Pegeländerungsrate $RW(d)$ und Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag $U(d)$; Tage unter $MNQ(m)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018

Die meisten Pegel mit Schwellenwertüberschreitungen des RBFs an über 15 % der Tage liegen ebenfalls in der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land. Insgesamt sind 13 Pegel als beeinträchtigt eingestuft. Für den Indikator CDV ergibt sich ein ähnliches Ergebnis.

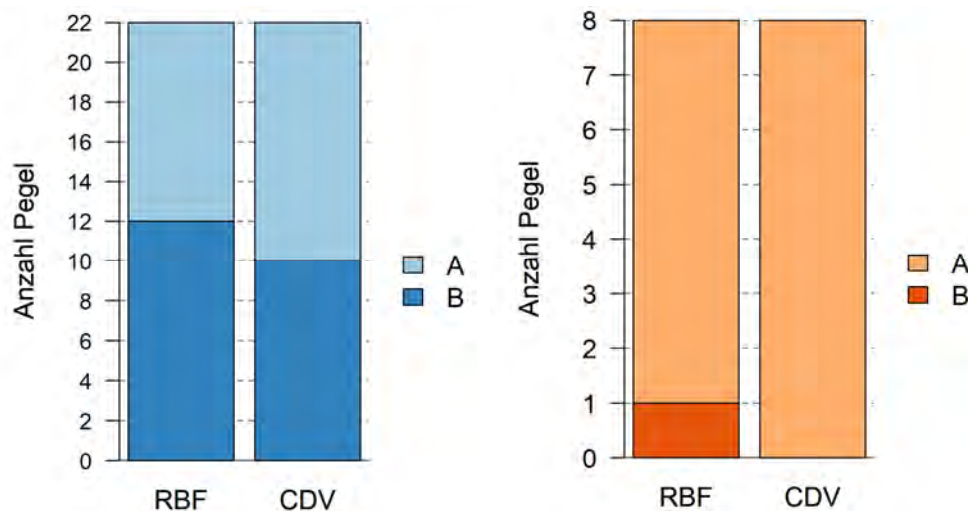


Abb. 5-16 Anzahl an Schwallpegeln, unterliegenden Pegeln (linke Abb.) und Referenzpegeln (rechte Abb.) in der jeweiligen Kategorie (A, B) der Pegelbewertung für die Indikatoren RBF und CDV; Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018

Die visuelle Überprüfung von Ganglinien zeigt, dass Schwellenwertüberschreitungen an den Pegeln vorwiegend auf kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen zurückzuführen sind. Abb. 5-17 verdeutlicht dies am Beispiel der Ganglinie des Pegels Breg-Hammereisenbach für den September 2009. Farblich dargestellt sind Tage, an denen Schwellenwertüberschreitungen einzelner Indikatoren auftreten.

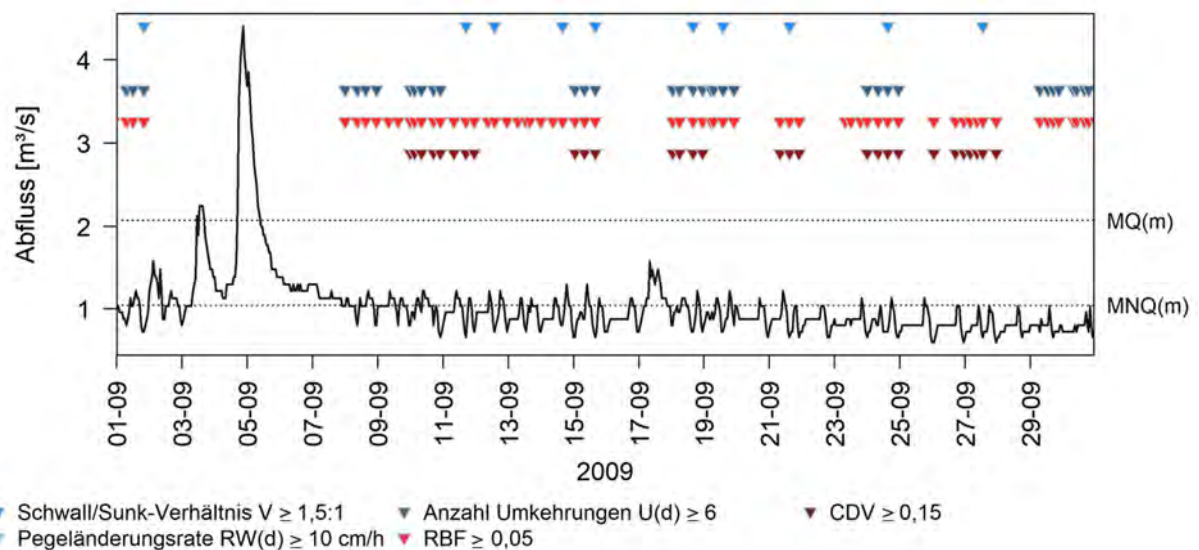


Abb. 5-17 Ganglinie des Pegels Breg-Hammereisenbach im September 2009; farblich gekennzeichnet sind Tage unter MNQ(m), an denen Schwellenwertüberschreitungen auftreten

Über das 15 %-Kriterium werden Schwellenwertüberschreitungen von Niederschlägen in der Pegelbewertung ausgeschlossen. Am Beispiel des Pegels Dreisam-Ebnet zeigt sich, dass einzelne Überschreitungen von Schwellenwerten an Tagen unter MQ(m) und Tagen unter MNQ(m) vorliegen, welche fast ausschließlich auf Niederschlagsereignisse zurückzuführen

sind. Da diese an weniger als 15 % der Tage auftreten, ist der Pegel korrekterweise für alle Indikatoren als nicht beeinträchtigt bewertet.

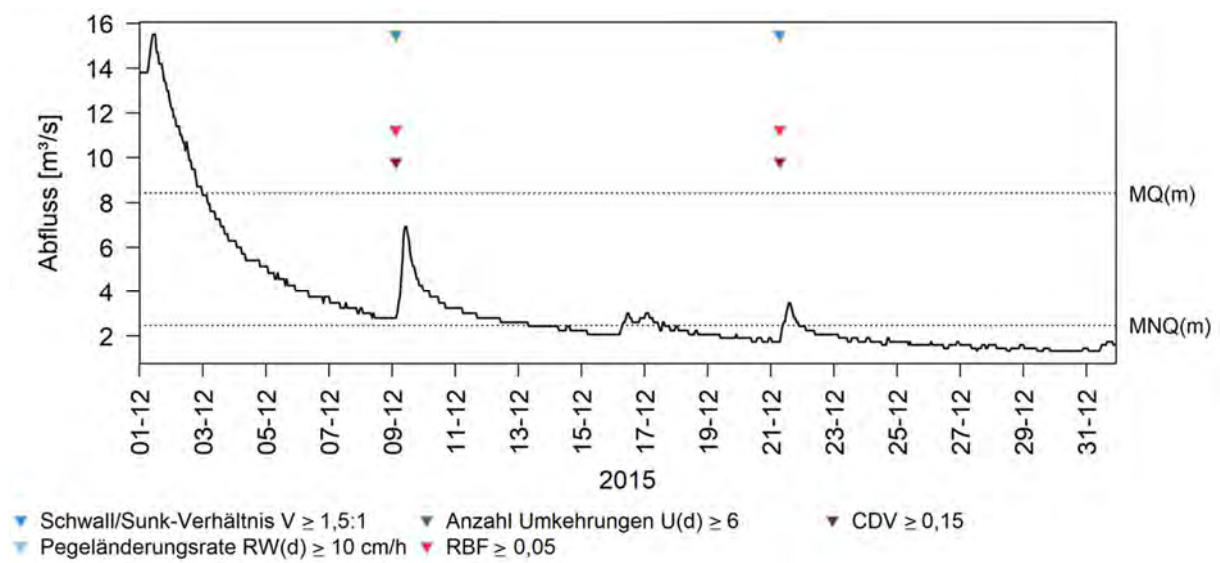


Abb. 5-18 Ganglinie des Pegels Dreisam-Ebnet mit einzelnen Schwellenwertüberschreitungen während Niederschlagsereignissen im Dezember 2015; farblich gekennzeichnet sind Tage unter MQ(m), an denen Schwellenwertüberschreitungen auftreten

Die Ergebnisse der Pegelbewertungen für Tage unter MQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018 sind im Anhang C 5 dargestellt. Die Ergebnisse entsprechen weitgehend denen der zuvor dargestellten Pegelbewertung. Leichte Unterschiede sind lediglich in der Bewertung des Indikators Anzahl an Abflussumkehrungen festzustellen.

5.4.3 Einhaltung von Mindestabflüssen

Unterschreitungen von Mindestabflüssen sind im Zeitraum zwischen dem hydrologischen Jahr 2003 und dem hydrologischen Jahr 2018 an insgesamt 17 Pegeln festzustellen. Für elf Pegel liegen Unterschreitungen von Mindestabflüssen in Verbindung mit anthropogenen Abflussschwankungen vor. Diese treten, mit Ausnahme des Pegels Brugga-Oberried, ausschließlich an Schwallpegeln und unterliegenden Pegeln auf.

Die Ergebnisse sind in Tab. 5-3 dargestellt. Dunkelblau hinterlegt sind Jahre, in denen Unterschreitungen des Mindestabflusses vorwiegend in Zusammenhang mit kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen auftreten.

Die meisten Unterschreitungstage von Mindestabflüssen sind für den Pegel Kirnach-Maria-Tann zu verzeichnen. Die höchste Anzahl an Unterschreitungstagen liegt mit 35 Tagen für das Jahr 2018 vor. Abb. 5-19 zeigt beispielhaft die regelmäßig auftretenden Unterschreitungen von Mindestabflüssen in Verbindung mit anthropogenen Abflussschwankungen am Pegel Kirnach-Maria-Tann.

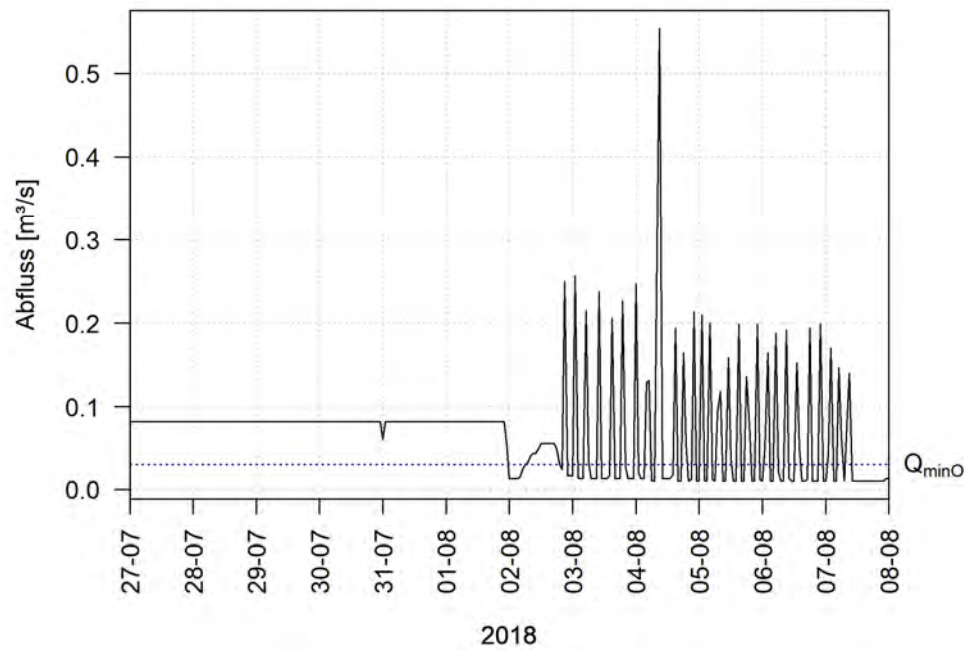


Abb. 5-19 Regelmäßige Unterschreitungen des $Q_{\min O}$ infolge des Kraftwerksbetriebs am Pegel Kirnach-Maria-Tann im August 2018

Demgegenüber sind an den verbleibenden Pegeln Unterschreitungen des Mindestabflusses lediglich in vereinzelten Jahren und mit einer deutlich geringeren Anzahl an Unterschreitungstagen festzustellen. In Abb. 5-20 ist beispielhaft eine Unterschreitung des Mindestabflusses in Verbindung mit kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen am Pegel Murg-Bad Rotenfels gezeigt.

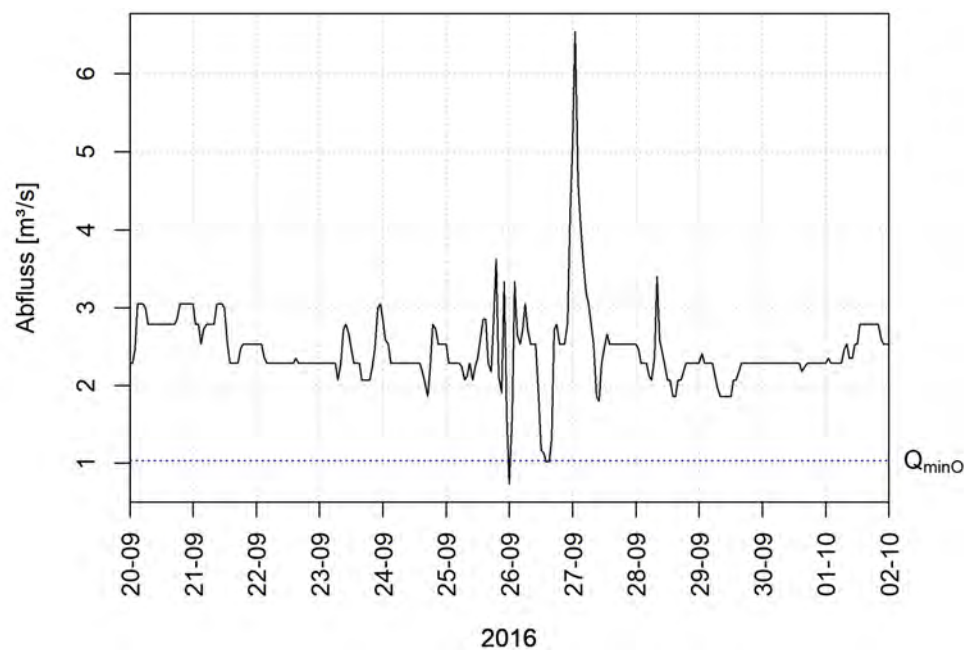


Abb. 5-20 Einmalige Unterschreitung des $Q_{\min O}$ im September 2016 am Pegel Murg-Bad Rotenfels in Verbindung mit kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen

Tab. 5-3 Anzahl Tage mit Unterschreitungen des $Q_{\min O}$; in Klammern Unterschreitungen des $Q_{\min G}$; blau hinterlegt: Auftreten von kurzfristigen Abflussschwankungen an Tagen mit Unterschreitungen des Mindestabflusses; aufgeführt sind nur Pegel, an denen Unterschreitungen von Mindestabflüssen festgestellt wurden

	Pegel	ID	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Süd-schwarzwald	Wiese-Zell	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Wiese-Basel	1.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Dreisam-Ebnet	4	31 (4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Kirnach-Maria Tann	6	27 (9)	2	5	12 (1)	23 (1)	5 (1)	28 (14)	0	0	0	0	0	0	0	0	35 (29)
	Steina-Illmühle	R1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	5	37
	Brugga-Oberried	R2	10 (1)	0	0	0	0	0	1 (1)	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Nord-schwarzwald	Murg-Bad Rotenfels	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
	Oos-Baden-Baden	R4	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N.- u. T.-Gäuplatten	Pfinz-Berghausen	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	6	3	3	0
Schwäbisches Keuper-Lias-Land	Röhlinger Sechta - Dalkingen	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	0	12	2	0	0	0
	Jagst-Jagstzell	11	1	1	0	0	0	0	0	0	4	12 (1)	0	12 (4)	0	0	0	0
	Jagst-Dörzbach	11.1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
	Kocher-Gaildorf	12	8	2	0	1	2	0	1	0	0	4 (1)	0	0	4	2	0	-
	Kocher-Kocherstetten	12.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Bühler-Bühlertann	13	2 (1)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Bühler-Geislingen	13.1	0	7 (7)	0	0	0	0	4 (4)	0	1	1 (1)	0	0	0	0	0	3 (2)
	Speltach-Unterspeltach	R8	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	7 (7)	20 (19)	17	0

5.4.4 Monatliche Werte von Schwall- und Sunk- Indikatoren

Im Vergleich täglicher Schwall- und Sunk- Indikatoren verschiedener Monate sind Unterschiede in der Verteilung von Indikatorwerten feststellbar. Diese sind je nach Pegel und betrachteter Großlandschaft unterschiedlich deutlich ausgeprägt.

In Abb. 5-21 sind aufgeteilt nach Monaten alle berechneten Werte des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für Tage unter MNQ(m) des Zeitraums hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018 dargestellt. Abgebildet sind die Schwallpegel des Naturraums Schwäbisches Keuper-Lias-Land. Eine große Anzahl hoher Indikatorwerte sowie häufige Schwellenwertüberschreitungen an Tagen unter MNQ(m) treten in den Monaten Mai und Juni sowie zwischen September und November auf. Die mittleren 50 % der Indikatorwerte der meisten Pegel liegen in diesen Monaten ebenfalls auf einem vergleichsweise hohen Niveau. Die Streuung der Indikatorwerte ist bei den meisten Pegeln in den zuvor genannten Monaten am größten.

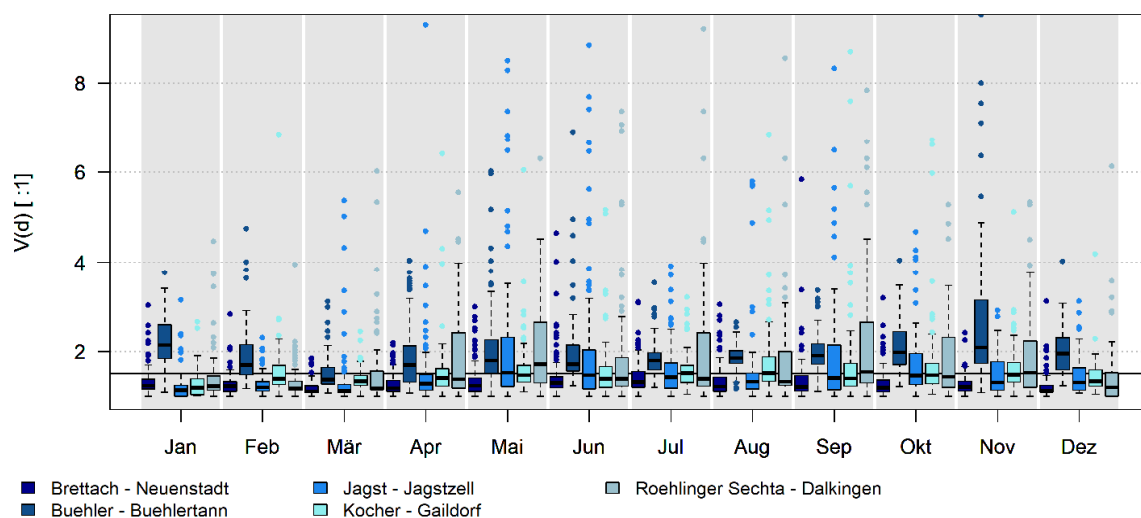


Abb. 5-21 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für Tage unter MNQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018; die schwarze Linie gibt den niedrigsten Schwellenwert (1,5:1) für das Schwall/Sunk-Verhältnis an

Im Vergleich dazu sind in Abb. 5-22 die Verteilungen der täglichen Indikatorwerte für das Schwall/Sunk-Verhältnis für die Pegel des Nordschwarzwalds sowie für den Pegel Pfinz-Berghausen in der Großlandschaft Neckar- und Tauber- Gäuplatten dargestellt. Die für die Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land ermittelten hohen Indikatorwerte und häufigen Schwellenwertüberschreitungen in den Monaten Mai und Juni sind nicht vorzufinden. Stattdessen treten an dem größten Teil der Pegel in den Monaten Juli bis einschließlich November die höchsten Werte des Schwall/Sunk-Verhältnisses auf.

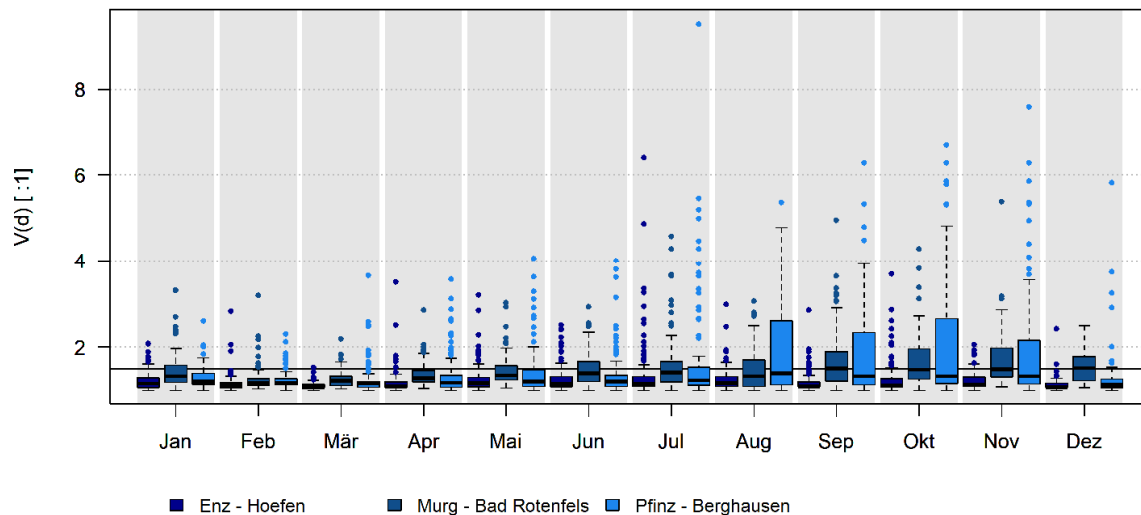


Abb. 5-22 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für Tage unter $MNQ(m)$ in einzelnen Monaten für Pegel im Nordschwarzwald und der Großlandschaft Neckar- und Tauber- Gäuplatten; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018; die schwarze Linie gibt den niedrigsten Schwellenwert (1,5:1) für das Schwall/Sunk-Verhältnis an

Weitere Abbildungen zu der monatlichen Verteilung von Indikatorwerten finden sich im Anhang C 6. Im Südschwarzwald zeigt der größte Anteil der Pegel im Monat Januar die meisten Schwellenwertüberschreitungen des Indikators Schwall/Sunk-Verhältnis. Darüber hinaus sind, im Vergleich mit den übrigen Monaten, ab Juli bis einschließlich Oktober hohe Indikatorwerte vorzufinden. Ausnahme bildet der Pegel Kirnach-Maria-Tann, welcher gegenüber allen anderen Schwallpegeln ganzjährig sehr hohe Indikatorwerte aufweist. Die Pegel der Großlandschaft Voralpines Hügel- und Moorland weisen ganzjährig niedrige Indikatorwerte für das Schwall/Sunk-Verhältnis auf. Überschreitungen des Schwellenwertes treten nur vereinzelt auf.

In den Indikatorwerten des täglichen RBFs sind Unterschiede zwischen Großlandschaften nicht deutlich ausgeprägt. Tendenziell sind in den Monaten mit hohen Werten des Schwall/Sunk-Verhältnisses ebenfalls die höchsten Werte des RBFs zu verzeichnen. Mit Ausnahme einzelner Pegel treten die geringsten Werte des RBFs in allen Großlandschaften zwischen Januar und März auf.

Die Abb. 5-23 stellt die täglichen Indikatorwerte für die Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag im Nordschwarzwald und dem Naturraum Neckar- und Tauber- Gäuplatten dar. Der Vergleich zwischen der Abb. 5-23 und der Abb. 5-22 zeigt, dass Monate mit vergleichsweise hohen Werten eines Indikators nicht zwangsläufig mit hohen Werten eines anderen Indikators zusammenhängen. Geringe Anzahlen an Abflussumkehrungen pro Tag treten im Nordschwarzwald und dem Naturraum Neckar- und Tauber- Gäuplatten vorwiegend in den Sommermonaten zwischen August und Oktober auf. Wie zuvor in der Abb. 5-22 gezeigt, liegen

in diesen Monaten jedoch vergleichsweise hohe Indikatorwerte für das Schwall/Sunk-Verhältnis vor.

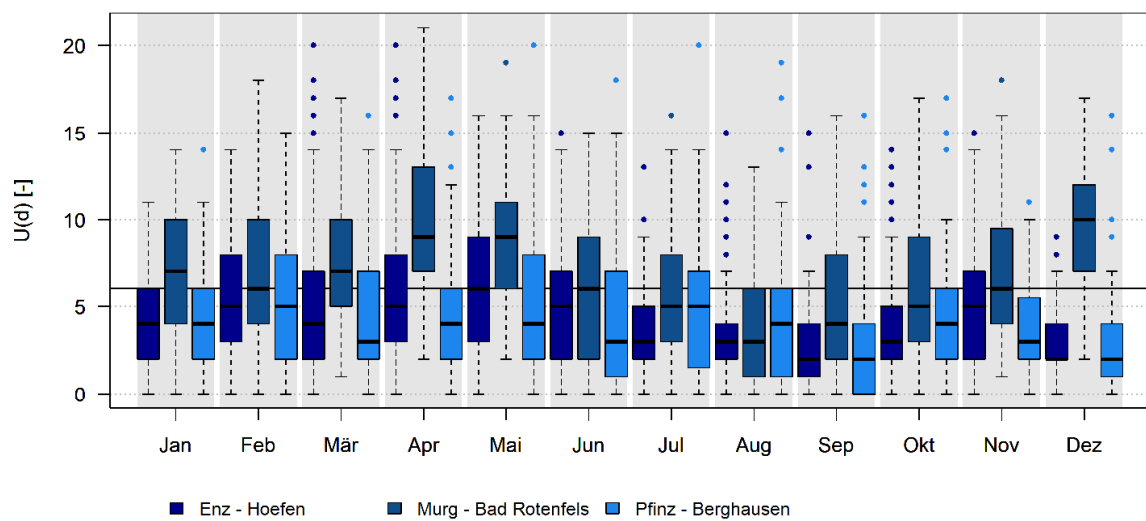


Abb. 5-23 Verteilung von Indikatorwerten der täglichen Anzahl an Abflussumkehrungen $U(d)$ für Tage unter $MNQ(m)$ in einzelnen Monaten für Pegel im Nordschwarzwald und der Großlandschaft Neckar- und Tauber-Gäuplatten; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018; die schwarze Linie gibt den niedrigsten Schwellenwert für die Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag an

Die ermittelten monatlichen Unterschiede in Indikatorwerten für Tage unter $MNQ(m)$ entsprechen für die meisten Indikatorwerte weitgehend denen für Tage unter $MQ(m)$ (vgl. Anhang C 6).

Tab. 5-4 fasst den monatlichen Anteil an Überschreitungstagen von Schwellenwerten an der monatlichen Gesamtanzahl an Tagen unter $MNQ(m)$ für die Indikatoren tägliches Schwall/Sunk-Verhältnis, Anzahl an Umkehrungen pro Tag und RBF zusammen. Über eine visuelle Kontrolle von Ganglinien wurde überprüft, ob Überschreitungen von Schwellenwerten auf kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen zurückzuführen sind. Schwellenwertüberschreitungen, welche vorwiegend nicht auf einen Kraftwerksbetrieb zurückzuführen sind, sind in der Tabelle fett gedruckt dargestellt. Die bereits festgestellten Ergebnisse spiegeln sich in der Tabelle wieder. Erkennbar ist beispielsweise der hohe Anteil an Tagen mit Schwellenwertüberschreitungen in dem Monat Januar im Südschwarzwald. Bei Betrachtung einzelner Pegel zeigt sich jedoch, dass das monatliche Auftreten von Schwellenwertüberschreitungen auch von den Bedingungen an einzelnen Pegeln abhängig ist. So zeigt der Pegel Bühler-Bühlertann in der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land entgegen der anderen Pegel der Großlandschaft hohe Werte des RBFs im Januar. Ein weiteres Beispiel stellt der Pegel Breg-Hammereisenbach im Südschwarzwald mit einer hohen Anzahl an Abflussumkehrungen im Monat März dar.

Tab. 5-4 Anteil Tage mit Überschreitungen von Schwellenwerten an der Gesamtanzahl an Tagen unter MNQ(m) für jeden Monat in Prozent (Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis 2018); in fett gedruckt: Schwellenwertüberschreitungen, welche vorwiegend nicht auf Kraftwerksbetrieb zurückgeführt werden können

Monat	Indikator	Südschwarzwald						Nordschwarzwald		N.- und T.- Gäuplatten	Schwäbisches Keuper-Lias-Land					Voralpines Hügel- und Moorland		
		Pegel - ID						Pegel - ID		Pegel - ID	Pegel - ID					Pegel - ID		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Jan	V	13	23	9	27	5	60	4	4	3	8	9	8	46	5	2	2	3
	U(d)	22	11	57	13	26	43	66	28	26	8	10	34	15	15	29	17	56
	RBF	24	30	48	40	8	62	28	12	13	17	14	23	80	10	2	3	11
Feb	V	4	5	1	5	0	95	1	2	5	14	7	9	30	4	4	5	3
	U(d)	22	3	26	2	56	65	64	41	38	1	18	30	16	36	26	17	35
	RBF	3	2	1	2	5	100	12	5	10	10	3	14	54	13	0	6	6
Mär	V	6	0	0	4	3	91	0	0	3	13	8	1	7	3	0	0	0
	U(d)	8	0	33	4	71	89	70	39	32	4	19	38	20	9	14	14	43
	RBF	4	0	0	2	10	92	10	0	13	17	8	4	20	2	0	5	2
Apr	V	2	7	1	4	3	80	2	1	6	28	9	8	38	6	0	1	0
	U(d)	40	6	40	4	65	77	87	48	28	3	35	58	18	21	25	10	61
	RBF	9	4	11	4	13	88	36	5	21	32	22	27	50	8	1	2	5
Mai	V	1	15	3	5	4	78	9	2	5	34	31	20	54	11	2	0	0
	U(d)	44	5	26	13	46	27	82	55	43	3	24	55	7	23	26	19	71
	RBF	15	17	5	16	15	86	44	15	31	39	44	55	66	18	5	3	8
Jun	V	6	4	4	8	5	66	8	2	6	32	30	15	66	4	3	3	1
	U(d)	50	3	40	4	55	1	52	45	35	2	28	60	16	40	33	10	61
	RBF	17	6	14	20	25	67	41	14	23	34	39	70	73	26	6	8	12
Jul	V	9	9	4	8	6	40	7	6	13	26	20	19	68	11	4	2	7
	U(d)	25	4	51	5	41	0	47	23	44	1	24	60	18	30	31	18	63
	RBF	20	15	23	16	28	40	43	14	38	37	37	59	78	35	13	10	31
Aug	V	13	22	0	3	6	63	12	4	28	29	13	13	71	9	3	0	6
	U(d)	8	2	49	8	25	8	33	18	31	2	25	50	2	15	44	19	48
	RBF	8	20	30	15	13	71	38	11	47	32	28	43	84	19	14	13	14
Sep	V	7	26	2	10	5	51	26	2	27	41	21	15	64	8	0	0	1
	U(d)	11	2	47	3	27	3	40	6	13	4	19	48	9	9	41	12	60
	RBF	6	15	19	12	24	52	51	4	40	43	35	37	88	15	11	5	20
Okt	V	11	23	1	8	10	66	17	5	26	21	18	14	61	10	3	0	0
	U(d)	16	3	40	5	41	0	46	25	28	9	33	47	10	15	19	4	66
	RBF	12	24	10	10	24	66	59	13	44	33	46	44	86	13	1	5	12
Nov	V	3	20	1	0	4	35	16	2	23	30	15	9	62	7	0	4	0
	U(d)	17	0	31	11	32	6	59	41	25	4	25	48	16	9	36	14	52
	RBF	5	5	13	9	18	37	60	9	38	33	35	41	85	6	2	5	1
Dez	V	2	15	2	7	2	87	10	0	3	12	11	6	49	5	0	1	0
	U(d)	28	0	63	16	58	78	94	20	16	7	51	63	4	11	26	10	55
	RBF	3	6	22	12	10	88	61	3	11	19	39	48	75	5	8	4	1

5.4.5 Schwall und Sunk in der Niedrigwasserperiode Sommer 2018

Die Längen der zusammenhängenden Niedrigwasserperioden im Sommer 2018 an den einzelnen Pegeln sind dem Anhang B 3 zu entnehmen. Regelmäßige Überschreitungen von Schwellenwerten von Schwall- und Sunk- Indikatoren treten in der Niedrigwasserperiode 2018 nur für die Indikatoren Anzahl Umkehrungen pro Tag und RBF auf. Der Anteil an Tagen mit Schwellenwertüberschreitungen für das Schwall/Sunk-Verhältnis und die Pegeländerungsrate liegt an allen Pegeln unter 15 %. Eine Tabelle mit der Anzahl an Tagen mit Überschreitungen von Schwellenwerten befindet sich im Anhang B 3. Die Veränderungen von Indikatorwerten über den Verlauf der Niedrigwasserperiode werden nur für die Indikatoren Anzahl Umkehrungen pro Tag und RBF gezeigt.

In Abb. 5-24 ist jeweils die Gesamtanzahl an Abflussumkehrungen für die erste Woche der Niedrigwasserperiode, der Woche des NM₇Qs und der letzten Woche der Niedrigwasserperiode für jeden Pegel dargestellt. Der größte Teil der Pegel weist in der ersten Woche der Niedrigwasserperiode gegenüber der Woche des NM₇Qs und der letzten Woche der Niedrigwasserperiode mehr Abflussschwankungen auf. Einige wenige Pegel zeigen leichte Zunahmen für die Woche des NM₇Qs.

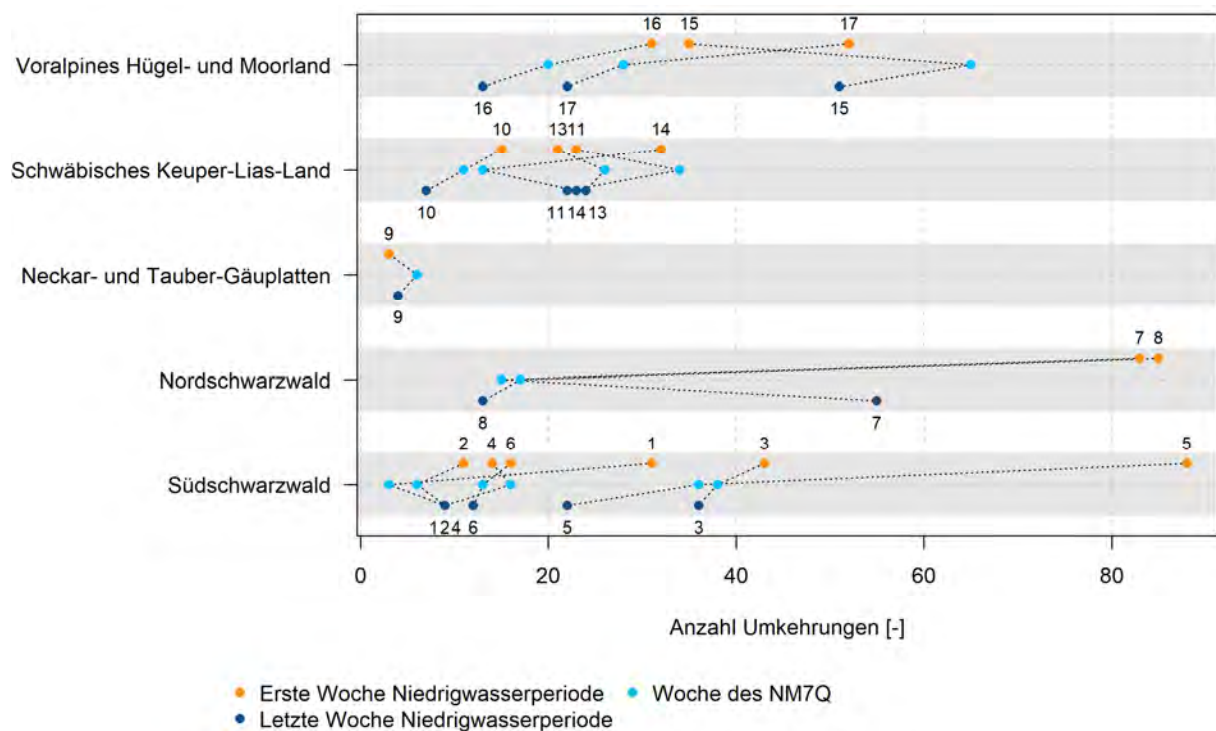


Abb. 5-24 Gesamtanzahl an Abflussumkehrungen der ersten und letzten Woche sowie der Woche des NM₇Qs in der zusammenhängenden Niedrigwasserperiode Sommer 2018

Im Gegensatz zu der Anzahl an Abflussumkehrungen ist an den meisten Pegeln für den wöchentlichen RBF eine Zunahme in der letzten Woche der Niedrigwasserperiode gegenüber der ersten Woche der Niedrigwasserperiode zu verzeichnen. Der Vergleich zwischen der ersten Woche und der Woche des NM₇Qs zeigt sowohl Zu- als auch Abnahmen. Mit Ausnahme der Pegel in den Großlandschaften Voralpines Hügel- und Moorland und Nordschwarzwald, zeigen die Pegel innerhalb einer Großlandschaft kein einheitliches Muster der Zu- oder Abnahme des RBFs zwischen den Wochen.

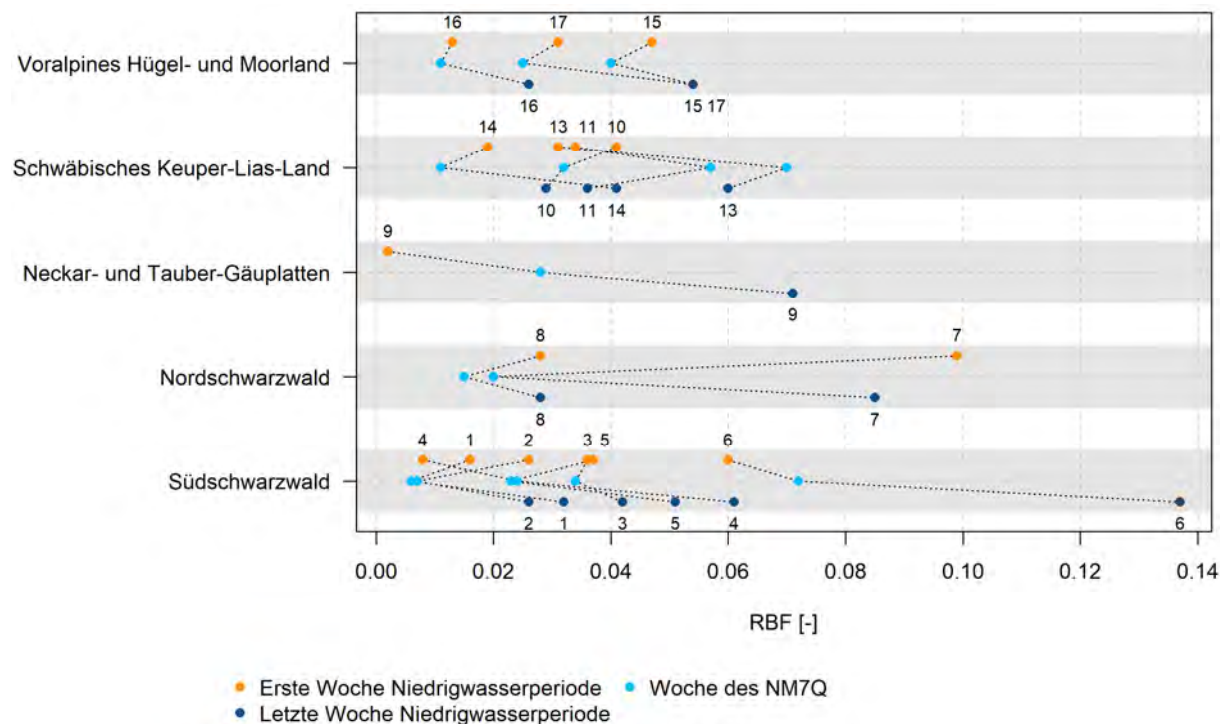


Abb. 5-25 Wöchentlicher RBF der ersten und letzten Woche sowie der Woche des NM₇Qs in der zusammenhängenden Niedrigwasserperiode Sommer 2018

5.4.6 Trendanalyse von Schwall- und Sunk- Indikatorwerten

In den in der Trendanalyse betrachteten jährlichen 80 %-Quantilen von täglichen Indikatorwerten für Tagen unter MNQ(m) sind für einzelne Pegel Veränderungen über die Zeit festzustellen. Ein einheitliches Bild für Baden-Württemberg liegt nicht vor.

Für den Indikator Anzahl Umkehrungen pro Tag liegt nach dem Mann-Kendall-Test für insgesamt sieben Pegel ein signifikanter bis hoch-signifikanter Trend vor. Die ermittelten Sen-Steigungen zeigen für die meisten Pegel jedoch nur sehr geringe Trendstärken. Pegel mit vergleichsweise hohen Trendstärken zeigen ausschließlich Zunahmen des Indikators. Für die Schwallpegel Breg-Hammereisenbach und Obere Argen-Epplings und für den Referenzpegel Brugga-Oberried liegt eine hoch-signifikante Zunahme von über 0,1 Abflussumkehrungen pro

Jahr vor. Über die betrachtete Zeitspanne entspricht dies insgesamt etwa einer Zunahme des 80 %-Quantils von drei Abflussumkehrungen.

Die Ergebnisse der Trendanalyse für die Dauer konstanter Abflüsse stimmt mit den zuvor genannten Ergebnissen für den Indikator Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag überein. Die beiden Schwallpegel Breg-Hammereisenbach und Obere Argen-Epplings zeigen über den gesamten Zeitraum eine Abnahme des 80 %-Quantils der Dauer konstanter Abflüsse von drei beziehungsweise fünf Stunden. Für die Pegel Kocher-Kocherstetten und Bühler-Bühlertann sind Abnahmen konstanter Abflüsse über die gesamte Zeitreihe von über sechs Stunden zu verzeichnen. Beim Pegel Bühler-Bühlertann bezieht sich diese Angabe auf den Zeitraum hydrologisches Jahr 1997 bis hydrologisches Jahr 2018. Da die Anzahl an Abflussumkehrungen an diesen beiden Pegeln nicht signifikant zugenommen hat, ist von einer längeren Ereignisdauer von Abflussanstiegen oder -abstiegen auszugehen.

Die stärkste signifikante Zunahme des 80 %-Quantils der Dauer konstanter Abflüsse pro Tag weist mit insgesamt über sechs Stunden der Pegel Kleine Wiese-Tegernau auf.

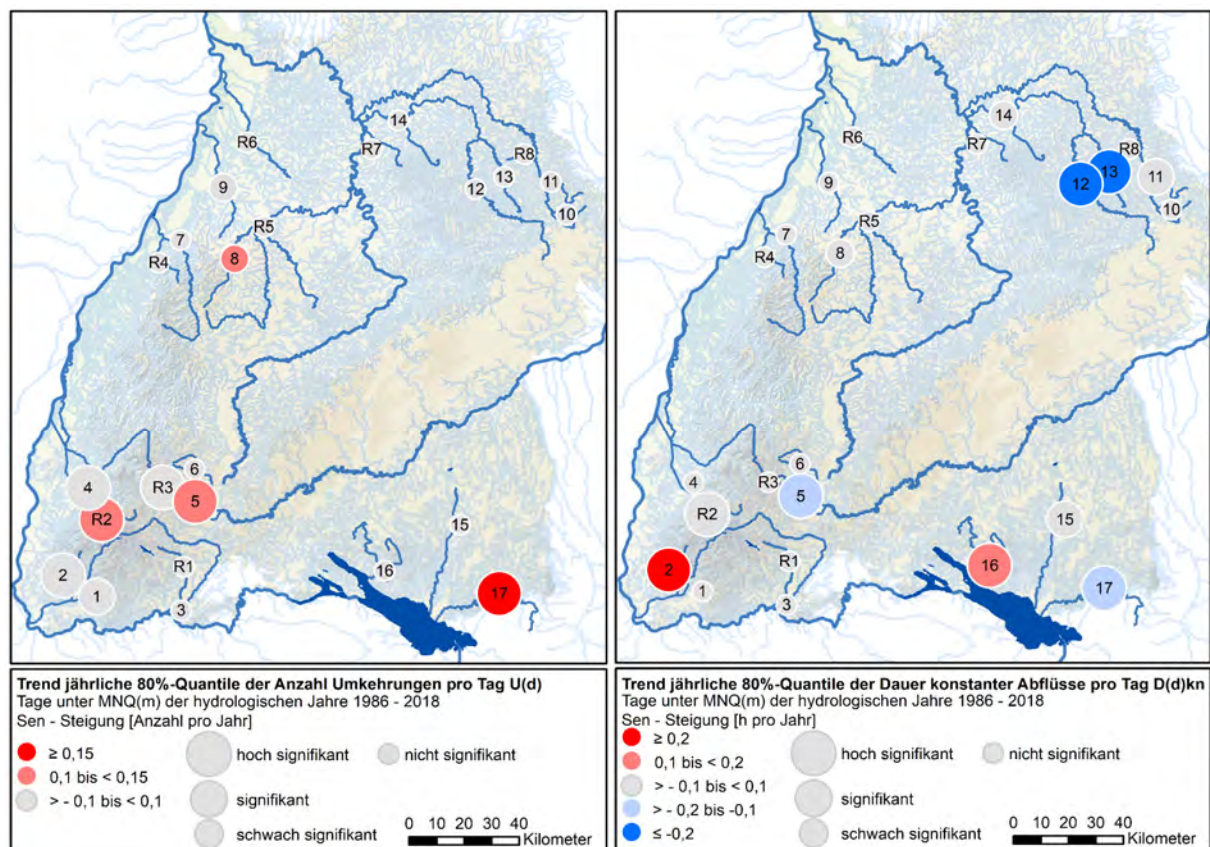


Abb. 5-26 Ergebnisse der Trendanalyse von jährlichen 80 %-Quantilen der Indikatoren Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag und Dauer konstante Abflüsse pro Tag für Tage unter MNQ(m) über den Zeitraum hydrologisches Jahr 1986 bis hydrologisches Jahr 2018

Für die jährlichen 80 %-Quantile der Indikatoren Amplitude, Abflussänderungsrate und RBF können ebenfalls an einigen Pegeln signifikante Trends für Tage unter MNQ(m) ermittelt

werden. Die Sen-Steigungen liegen bei diesen Pegeln jedoch in einem so geringen Bereich, dass diese Veränderungen als nicht relevant erachtet werden. Die stärksten Veränderungen liegen bei $0,019 \text{ m}^3/\text{s}$ pro Jahr für die Amplitude und bei $0,017 \text{ m}^3/\text{s}/\text{h}$ pro Jahr für die Abflussänderungsrate. Beim RBF ist eine vergleichsweise hohe Trendstärke mit einer Zunahme des RBFs um 0,1 über den gesamten Zeitraum lediglich für den Pegel Kirnach-Maria-Tann zu verzeichnen. An den verbleibenden Pegeln treten Veränderungen des RBFs von maximal 0,06 auf.

Der Einbezug möglicher hydroklimatischer Veränderungen in die Trendanalyse ergibt keine deutlichen Veränderungen in den Trendsteigungen der Schwallpegel. Hierzu sind die Trendstärken an den Referenzpegeln zu gering. Die Ergebnisse finden sich Anhang B 4.

Die Trendanalyse monatlicher Indikatorwerte ergibt ebenfalls keine höheren Trendstärken als die Analyse jährlicher 80 %-Quantile. Es zeigt sich jedoch, dass Veränderungen von Indikatorwerten in verschiedenen Monaten unterschiedlich stark ausgeprägt sein können. In Abb. 5-27 sind die Trendsteigungen für den Indikator RBF am Beispiel des Pegels Brettach-Neuenstadt für die Monate November und Juli gezeigt. Es ist ersichtlich, dass es in verschiedenen Monaten zu gegenläufigen Trends von Indikatorwerten kommen kann.

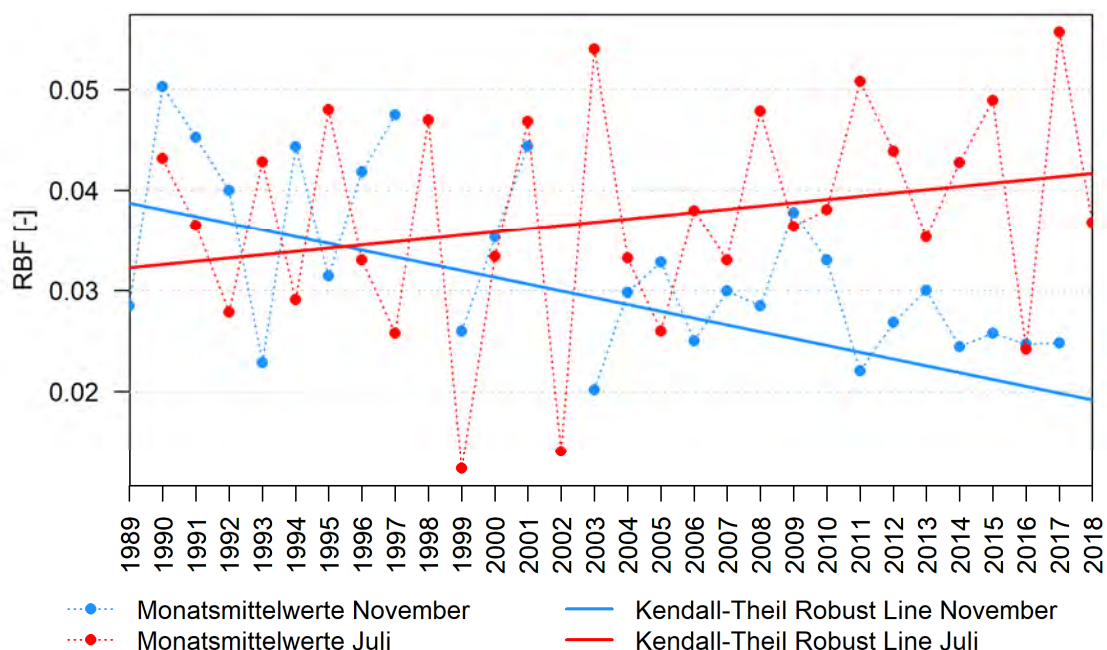


Abb. 5-27 Trendsteigungen am Beispiel des Pegels Brettach-Neuenstadt für den monatlich mittleren täglichen RBF für Tage unter $MQ(m)$ der Monate Juli und November im Zeitraum hydrologisches Jahr 1990 bis hydrologisches Jahr 2018

Der Pegel Breg-Hammereisenbach stellt den einzigen Pegel dar, welcher sowohl für die jährlichen 80 %-Quantile als auch für die Monate Juli, November und Februar signifikante

Zunahmen und vergleichsweise hohe Sen-Steigungen für den Indikator Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag aufweist. Beispielhafte Kartendarstellungen für die monatliche Trendanalyse sind dem Anhang C 7 zu entnehmen.

5.4.7 Veränderung von Schwall und Sunk im Gewässerlängsverlauf

Aufgrund der Häufigkeit von auftretenden Abflussschwankungen war eine Zuordnung von Abflussschwankungen an oberliegenden Pegeln zu Abflussschwankungen an unterliegenden Pegeln mit großen Unsicherheiten verbunden. An einigen Pegeln konnte aufgrund der Komplexität der Abflussschwankungen keine Zuordnung vorgenommen werden.

Abb. 5-28 zeigt beispielhaft die Ganglinien der Pegel Bühler-Bühlertann und Bühler-Geislingen. Die dunkelgrau hinterlegte Fläche kennzeichnet eine am oberliegenden Pegel auftretende Abflussschwankung. Die vermutete zugehörige Abflussschwankung am unterliegenden Pegel ist hellgrau hinterlegt.

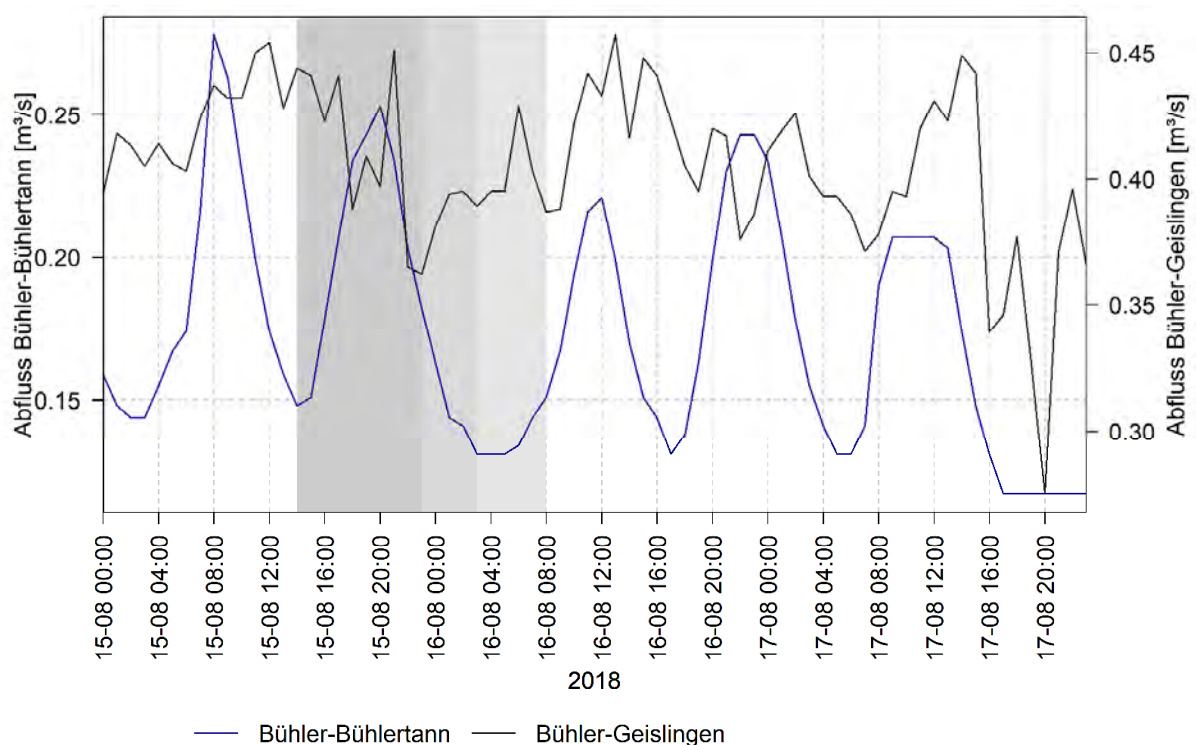


Abb. 5-28 Kurzfristige Abflussschwankungen am oberliegenden Pegel Bühler-Bühlertann und unterliegenden Pegel Bühler-Geislingen; dunkelgrau hinterlegt: Analytierte Schwallwelle; hellgrau: Zugeordnete Welle am unterliegenden Pegel; mittleres grau: Zeitliche Überschneidung beider Wellen

Auf die Ergebnisse der Analyse unterliegender Pegel wird aufgrund der Unsicherheiten in der Zuordnung von Abflussschwankungen nicht weiter eingegangen.

5.4.8 Zusammenhang zwischen Schwall und Sunk und der Fließgewässerökologie

Die für die Beurteilung des ökologischen Zustandes von biologischen Qualitätskomponenten herangezogenen WRRL-Monitoringstellen befinden sich bis auf wenige Ausnahmen in unmittelbarer Nähe zu den Pegeln. Es konnten nicht für alle Pegel geeignete Monitoringstellen ermittelt werden. Für einige Pegel ist daher keine Bewertung der Fließgewässerökologie möglich.

Mit Ausnahme für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos konzentriert sich der ökologische Zustand der Pegel jeweils auf eine oder zwei ökologische Qualitätsklassen. Für die biologische Qualitätskomponente Fische liegen für 19 Pegel Daten von Monitoringstellen vor. Von den bewerteten Pegeln weisen 14 die Qualitätsklasse mäßig auf. Eine Bewertung des ökologischen Zustandes von Makrophyten und des Phytobenthos ist für 19 beziehungsweise 21 Pegel möglich. Der größte Anteil der bewerteten Pegel liegt in der ökologischen Qualitätsklasse gut, gefolgt von der ökologischen Qualitätsklasse mäßig. Die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos weist die beste Datenlage für die betrachteten Pegel auf. Insgesamt sind Monitoringstellen für 26 Pegel verfügbar. Der größte Anteil der Pegel weist die ökologische Qualitätsklasse gut auf, gefolgt von den Klassen mäßig und sehr gut. Der ökologische Zustand der einzelnen Pegel kann der Karte im Anhang A entnommen werden.

Ein Zusammenhang zwischen den Kategorien der Pegelbewertung nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten (vgl. Kapitel 5.4.2) und den ökologischen Qualitätsklassen der WRRL kann nicht festgestellt werden. Abb. 5-29 zeigt beispielhaft für den Indikator Anzahl an Umkehrungen pro Tag die Anzahl an Pegeln in der jeweiligen Kategorie der Pegelbewertung. Farblich dargestellt sind die Qualitätsklassen für die biologische Qualitätskomponente Fische. Der Pegel, welcher sich aus fischökologischer Sicht in einem schlechten Zustand befindet, ist in der Pegelbewertung für den Indikator Anzahl Umkehrungen pro Tag als unbeeinträchtigt (Kategorie A) eingestuft. Es handelt sich hierbei um den Referenzpegel Kraichbach-Ubstadt. Der in einem guten fischökologischen Zustand befindliche Pegel Kocher-Kocherstetten weist in der Pegelbewertung für den Indikator Anzahl Umkehrungen pro Tag eine mäßige Belastung auf (Kategorie B). Ein mäßiger und unbefriedigender fischökologischer Zustand ist in allen Kategorien der Pegelbewertung vorzufinden.

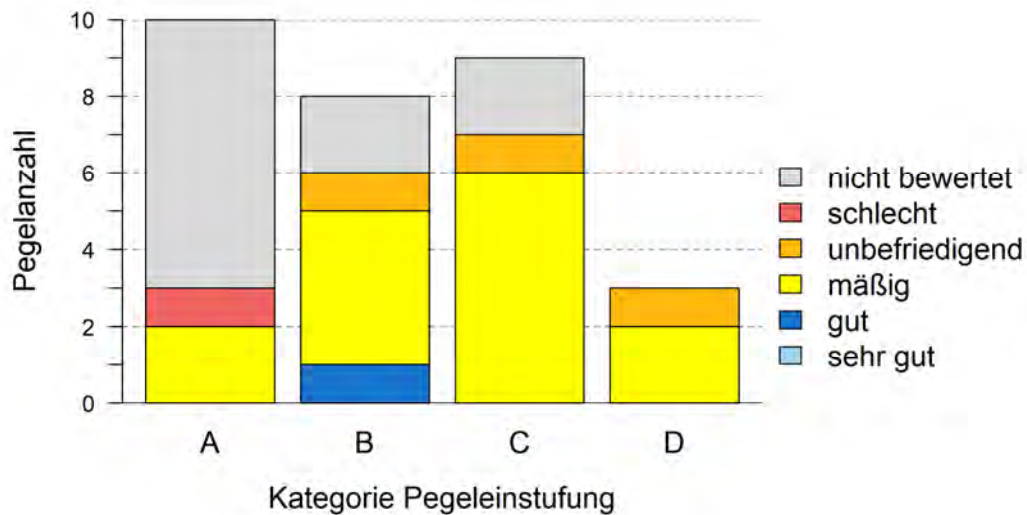


Abb. 5-29 Anzahl an Pegeln in den Kategorien der Pegelbewertung nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten für den Indikator Anzahl Umkehrungen pro Tag für Tage unter $MNQ(m)$ der hydrologischen Jahre 2003 bis einschließlich 2012; farblich dargestellt sind die ökologischen Qualitätsklassen der biologischen Qualitätskomponente Fische an den Pegeln

In Abb. 5-30 ist der Zusammenhang zwischen den Kategorien der Pegelbewertung für den Indikator Schwall/Sunk-Verhältnis und den ökologischen Qualitätsklassen für das Makrozoobenthos dargestellt. Der Pegel Kirnach-Maria-Tann ist der einzige Pegel, welcher in der Pegelbewertung eine sehr hohe Belastung (Kategorie D) für den Indikator Schwall/Sunk-Verhältnis aufweist. Hinsichtlich der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos befindet sich dieser in einem guten ökologischen Zustand. Die Pegel in den Kategorien A und B der Pegelbewertung zeigen einen sehr guten bis unbefriedigenden ökologischen Zustand.

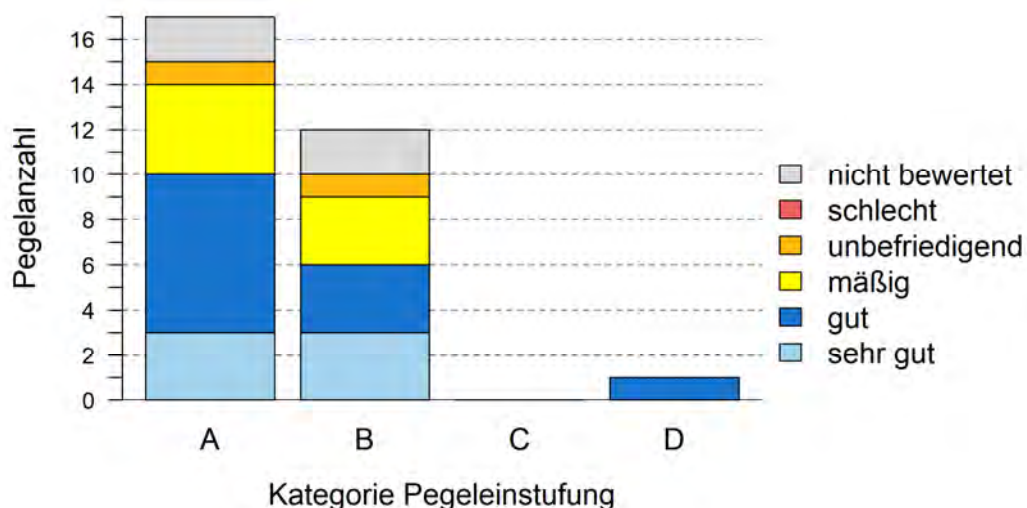


Abb. 5-30 Anzahl an Pegeln in den Kategorien der Pegelbewertung nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten für den Indikator tägliches Schwall/Sunk-Verhältnis für Tage unter $MNQ(m)$ der hydrologischen Jahre 2003 bis einschließlich 2012; farblich dargestellt sind die ökologischen Qualitätsklassen der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos an den Pegeln

Die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests ergeben keinen signifikanten Unterschied hinsichtlich der prozentualen Anteile an Überschreitungstagen von Schwellenwerten zwischen den ökologischen Qualitätsklassen. Auch bei Betrachtung von 80 %-Quantilen der Indikatorwerte können keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Dies gilt für Tage unter MQ(m) und Tage unter MNQ(m).

Die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests finden sich im Anhang B 5. Die folgenden Abbildungen veranschaulichen die mit dem Kruskal-Wallis-Test überprüften Zusammenhänge. In Abb. 5-31 ist der Zusammenhang zwischen dem Anteil an Überschreitungstagen von Schwellenwerten für den Indikator Anzahl Umkehrungen pro Tag und den ökologischen Qualitätsklassen für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos dargestellt. Dies ist die einzige biologische Qualitätskomponente, für welche grafisch ein geringer Zusammenhang zwischen den ökologischen Qualitätsklassen und dem Anteil an Tagen mit Schwellenwertüberschreitungen feststellbar ist. So weisen die Pegel in der Qualitätsklasse sehr gut mehrheitlich einen geringen Anteil an Überschreitungstagen von Schwellenwerten auf.

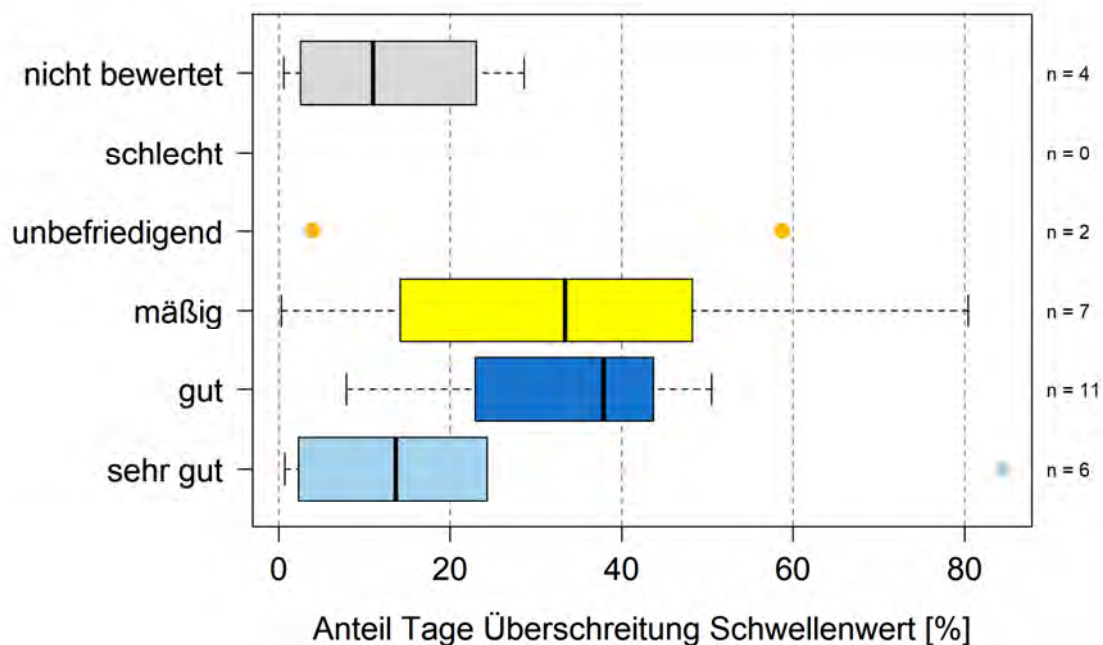


Abb. 5-31 Zusammenhang zwischen dem prozentualen Anteil an Überschreitungstagen des niedrigsten Schwellenwertes für den Indikator Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag und den ökologischen Qualitätsklassen für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos; der Anteil an Überschreitungstagen bezieht sich auf Tage unterhalb MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2003 bis einschließlich hydrologisches Jahr 2012

Die Abb. 5-32 zeigt den Zusammenhang zwischen 80 %-Quantilwerten des Indikators Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag und den ökologischen Qualitätsklassen der biologischen Qualitätskomponente Makrophyten. Es liegt kein erkennbarer Zusammenhang vor. Die

Abbildung verdeutlicht zudem die Konzentration des ökologischen Zustands der biologischen Qualitätskomponente Makrophyten auf die zwei ökologischen Klassen gut und mäßig.

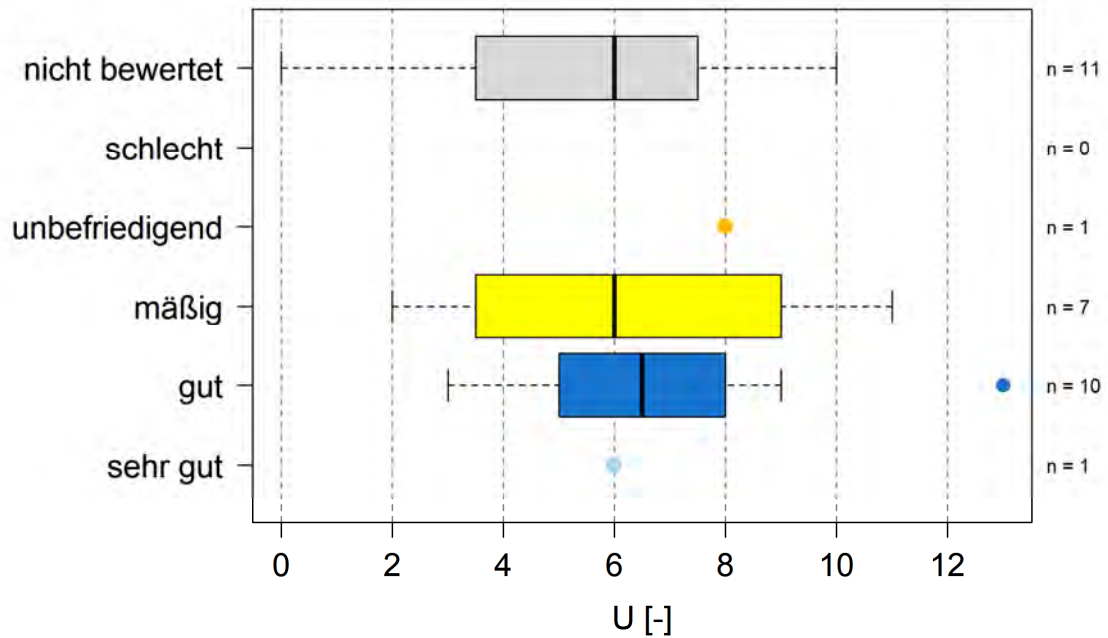


Abb. 5-32 Zusammenhang zwischen 80 %-Quantilwerten des Indikators Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag und den ökologischen Qualitätsklassen für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten; die 80 %-Quantilwerte beziehen sich auf Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2003 bis einschließlich hydrologisches Jahr 2012

6 Diskussion

6.1 Auswahl und Vergleichbarkeit von Schwall- und Referenzpegeln

Bei der Auswahl der Schwallpegel wurde ein breites Abbild an Pegeln für Baden-Württemberg erstellt. Es handelt sich jedoch nicht um eine umfassende Zusammenstellung von allen schwallbelasteten Gewässern in Baden-Württemberg.

Für Referenzgewässer, an denen WKAs vorliegen, können kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen nicht vollständig ausgeschlossen werden. Dies zeigen auch die Ergebnisse der visuellen Ganglinienanalyse, in welchen für die Referenzpegel Würm-Pforzheim und Brugga-Oberried kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen festzustellen sind. Ob es sich hierbei um Abflussschwankungen aus Wasserkraftanlagen handelt, kann nicht abschließend geklärt werden und wird in Kapitel 6.4 näher diskutiert. Diese beiden Gewässer eignen sich nicht als unbeeinflusste Referenzgewässer. Insbesondere hinsichtlich des allgemeinen Pegelvergleichs muss berücksichtigt werden, dass die berechneten Indikatorwerte beider Gewässer in den Vergleich eingeflossen sind (vgl. Kapitel 6.3.1).

Ebenso muss die teilweise geringe Vergleichbarkeit der Abflusskennwerte von Schwall- und Referenzpegeln beachtet werden. Insbesondere dahingehend, dass Flüsse kleinerer EZGs in der Regel natürlicherweise eine höhere „Flashiness“ als Flüsse größerer EZGs aufweisen (Baker et al., 2004; Pfandler et al., 2011).

Das Kriterium der geografischen Nähe von Schwall- und Referenzpegeln konnte weitgehend eingehalten werden. Bestätigt wird dies durch die in der visuellen Ganglinienanalyse festgestellte gute Übereinstimmung von Niederschlagsereignissen.

6.2 Datengrundlage und Datenqualität

Die ermittelten Datenlücken in den stündlichen Abfluss- und Wasserstandsdaten einiger Pegel haben in der weiteren Datenauswertung zu keinen ersichtlichen Beeinträchtigungen geführt.

Hinsichtlich der Datenauflösung der verwendeten Abfluss- und Wasserstandsdaten ist zu berücksichtigen, dass infolge eines Kraftwerksbetriebs auftretende Veränderungen von Abflüssen innerhalb sehr kurzer Zeitabstände erfolgen. Entsprechend stellen Hauer et al. (2013) bereits die Verwendung von Daten mit einer Auflösung von 15 min zur Quantifizierung von Schwall und Sunk in Frage. Auch Pfandler & Keusen (2007) empfehlen eine Verwendung von Daten mit einer Auflösung von 10 min, um Schwall und Sunk erfassen zu können. Insbesondere Pegeländerungsraten hängen von gewählten Zeitabständen ab (Meile et al., 2011). Nach Schweizer et al. (2009) sollte die Datenauflösung für die Ermittlung von Pegeländerungsraten nicht weniger als 15 min betragen. Meile et al. (2011) hingegen geben an, dass in der Regel

stündliche Daten für die Berechnung von Pegeländerungsraten ausreichend sind. Ein großer Teil durchgeführter Studien zu Schwall und Sunk, unter anderem von Meile et al. (2011), Bevelhimer et al. (2015), Bejarano et al. (2017), Carolli et al. (2015) und Zimmerman et al. (2010), basieren ebenfalls auf stündlichen Daten. Es wird daher davon ausgegangen, dass die verwendeten Stundendaten für die Beantwortung der Fragestellungen dieser Arbeit ausreichend sind.

6.3 Allgemeiner Vergleich von Schwall- und Referenzpegeln

6.3.1 Unterschiede zwischen Indikatorwerten von Schwall- und Referenzpegeln

In dem allgemeinen Pegelvergleich ist deutlich geworden, dass Unterschiede in der Höhe von Schwall- und Sunk- Indikatoren zwischen Schwall- und Referenzpegeln auftreten. Die Hypothese H2 kann damit bestätigt werden. Berücksichtigt werden muss, dass die Unterschiede je nach betrachtetem Indikator unterschiedlich stark ausgeprägt sind und diese teilweise nur an Tagen unter MNQ(m) zutage treten.

Für Österreich stellen Schmutz et al. (2013) in einem Vergleich von 95 %-Quantilen maximaler täglicher Indikatorwerte von Schwall- und Referenzpegeln die deutlichsten Unterschiede zwischen den Quantilen von Abflussänderungsraten fest. Dieses Ergebnis stimmt nur bedingt mit dem für Baden-Württemberg überein. Zwar liegen an den Schwallpegeln ebenfalls deutlich höhere Abflussänderungsraten gegenüber den Referenzpegeln vor, diese können jedoch auf die fast durchweg größeren EZGs und MQs der Schwallpegel zurückgeführt werden. So weisen Schmutz et al. (2013) ebenfalls darauf hin, dass für Flüsse mit höheren Abflüssen größere Abflussänderungsraten anzunehmen sind. Bei Betrachtung der standardisierten Abflussänderungsrate können die von Schmutz et al. (2013) genannten deutlichen Unterschiede, mit Ausnahme für den Pegel Kirnach-Maria-Tann, nicht festgestellt werden.

Bei den in Baden-Württemberg analysierten Pegeln treten die deutlichsten Unterschiede in den Indikatoren auf, welche die Häufigkeit von Abflussschwankungen beschreiben. Ergebnisse von Bejarano et al. (2017) für Flüsse in Schweden zeigen ebenfalls, dass schwallbeeinflusste Pegel deutlich mehr Anstiegs- und Abstiegseignisse sowie Abflussumkehrungen pro Tag aufweisen als Referenzpegel. Durch Schmutz et al. (2013) kann eine größere Häufigkeit von Ereignissen an Schwallpegeln hingegen nicht bestätigt werden. Die Autoren kommen zu einem umgekehrten Ergebnis und führen dieses auf häufig und regelmäßig an Referenzpegeln auftretende Störwellen zurück (Schmutz et al., 2013).

Die größten Unterschiede zwischen Schwall- und Referenzpegeln stellen Bejarano et al. (2017) für standardisierte Abflussänderungsraten und Amplituden fest. Dies wird durch Meile et al. (2011) für die Rhone in der Schweiz bestätigt.

Werte von Vergleichen zwischen Schwall- und Referenzpegeln liegen in der Literatur nur wenige vor. Bejarano et al. (2017) zeigen für Schwallpegel, dass an 20 % aller analysierten Tage die mittlere tägliche standardisierte Amplitude einen Wert von 1,5 überschreitet, wohingegen der Wert für den Referenzpegel unter 0,2 liegt.

Für die analysierten Schwallpegel in Baden-Württemberg werden demgegenüber an 20 % der Tage unter MNQ(m) tägliche maximale standardisierte Amplituden von 0,25 bis 0,89 erreicht. Die Referenzpegel, ohne den Pegel Würm-Pforzheim, weisen Werte zwischen 0,16 und 0,31 auf. Lediglich der Pegel Kirnach-Maria-Tann liegt bei einem Wert von 2,97.

Für Österreich zeigen Schmutz et al. (2013) maximale 95 %-Quantilwerte des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses von über 20:1. Der Median der 95 %-Quantilwerte für die Schwallpegel liegt bei etwa 3:1, der Median für die Referenzpegel unter 2:1.

Für die Schwallpegel in Baden-Württemberg liegt der Median der 95 %-Quantilwerte für Tage unter MNQ(m) bei 2,1:1 und für die Referenzpegel bei 1,8:1.

Mit Ausnahme des Pegels Kirnach-Maria-Tann zeigt sich, dass die Unterschiede zwischen Schwall- und Referenzpegeln in Baden-Württemberg geringer ausfallen als von Bejarano et al. (2017) und Schmutz et al. (2013) ermittelt.

Ein Vergleich der ermittelten 95 %-Quantile von Indikatorwerten für das Schwall/Sunk-Verhältnis in Baden-Württemberg mit Beispielwerten für schwallbeeinflusste Gewässer in Österreich und der Schweiz zeigt, dass die ermittelten Werte für Baden-Württemberg in einem vergleichsweise niedrigem Bereich liegen (vgl. Tab. 6-1). Insbesondere unterhalb von Speicherkraftwerken können mit Schwall/Sunk-Verhältnissen von über 30:1 deutlich höhere Werte erreicht werden. Die für Baden-Württemberg ermittelten Werte sind am ehesten mit denen der Mittleren Salzach und Reuss vergleichbar. Lediglich der Pegel Kirnach-Maria-Tann liegt mit einem 95 %-Quantil des Schwall/Sunk-Verhältnisses von über 19:1 im Bereich von Werten, welche unterhalb von Speicherkraftwerken auftreten. Beachtet werden muss, dass es sich bei den in Tab. 6-1 genannten Werten teilweise um Maximalwerte handelt, welche unmittelbar unterhalb von Kraftwerkszentralen erfasst wurden. Für die Pegel in Baden-Württemberg ist anzunehmen, dass bereits Abschwächungen der anthropogenen Abflussschwankungen über den Gewässerverlauf stattgefunden haben (vgl. Kapitel 6.4).

Tab. 6-1 Beispielwerte für das Schwall/Sunk-Verhältnis schwallbelasteter Flüsse; teilweise wurden die Werte unmittelbar unterhalb von Kraftwerkszentralen ermittelt

V	Kraftwerkstyp	Gewässer	Beschreibung	Quelle
4:1	Speicherkraft	Mittlere Salzach	Maximales Schwall/Sunk-Verhältnis bei Niedrigwasser	(Moog, 1992)
5:1	Speicherkraft	Reuss	95 %-Quantil Schwall/Sunk-Verhältnis	(Möller & Meile, 2006)
8:1	Laufwasserkraft	Rhone	Maximales Schwall/Sunk-Verhältnis	(Limnex AG, 2001)
	(Kraftwerkskette)			
8:1	Speicherkraft	Aare	95 %-Quantil Schwall/Sunk-Verhältnis	(Möller & Meile, 2006)
13:1	Speicherkraft	Doubs	Maximales Schwall/Sunk-Verhältnis	(Limnex AG, 2001)
32:1	Speicherkraft	Inn	95 %-Quantil Schwall/Sunk-Verhältnis	(Möller & Meile, 2006)
45:1	Speicherkraft	Sarine	Maximales Schwall/Sunk-Verhältnis	(Limnex AG, 2001)
60:1	Speicherkraft	Bregenzerach	Maximales Schwall/Sunk-Verhältnis	(Moog, 1992)

Die gering ausgeprägten Unterschiede in den meisten Indikatorwerten zwischen Schwall- und Referenzpegeln in Baden-Württemberg können auf den Betrieb von Laufwasserkraftwerken anstelle von Speicherkraftwerken zurückgeführt werden. So stellen Bevelhimer et al. (2015) fest, dass Indikatorwerte von Pegeln unterhalb von Laufwasserkraftwerken zwischen Indikatorwerten unbeeinflusster Pegel und denen von Pegeln unterhalb von Speicherkraftwerken liegen. Haas et al. (2014) bestätigen dies für die zuvor näher erläuterten Indikatoren. Die Autoren zeigen nach einer Umstellung von Wasserkraftanlagen von einem täglichen Schwallbetrieb auf einen regelmäßigen Betrieb, entsprechend dem von Laufwasserkraftwerken, eine Abnahme des Medians von Amplituden, Abflussänderungsraten und des RBFs. Die Abnahmen des RBFs sind auf eine längere Dauer einzelner Ereignisse und geringere Abflussänderungsraten dieser Ereignisse zurückzuführen (Haas et al., 2014). Zimmerman et al. (2010) stellen ebenfalls fest, dass Pegel unterhalb von Laufwasserkraftwerken weniger Tage mit hohen Werten des RBFs als Pegel unterhalb von Speicherkraftwerken aufweisen.

Die für Baden-Württemberg ermittelten deutlichen Unterschiede in den Indikatoren, welche die Häufigkeit von Abflussschwankungen beschreiben, sind hingegen charakteristisch für Laufwasserkraftwerke. Diese erzeugen im Schwallbetrieb Abflussschwankungen mit einer Häufigkeit, welche über der Häufigkeit von Abflussschwankungen aus Speicherkraftwerken liegt (Meile et al., 2005; Gibeau et al., 2017).

Bejarano et al. (2017) stellen fest, dass sich Indikatorwerte von Schwallpegeln auf einen vergleichsweise geringen Wertebereich konzentrieren. Dieser spiegelt den optimalen Bereich für den Kraftwerksbetrieb wieder. Referenzpegel zeigen demgegenüber eine größere Streuung von Indikatorwerten. Abb. 6-1 verdeutlicht diesen Zusammenhang.

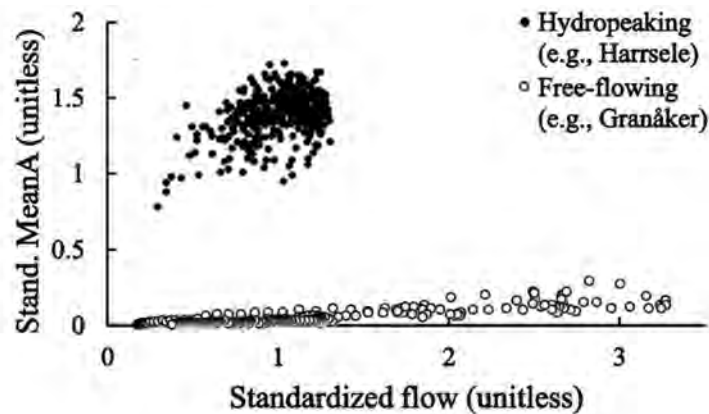


Abb. 6-1 Indikatorwerte für die standardisierte mittlere tägliche Amplitude gegenüber dem standardisierten mittleren täglichen Abfluss für Schwall- und Referenzpegel an den Flüssen Vindel und Ume (Bejarano et al., 2017)

Die Konzentration auf einen Wertebereich ist in den für Baden-Württemberg ermittelten Dauerkurven und Scatterplots nicht gleichermaßen deutlich ausgeprägt. Im Ergebnisteil wurde am Beispiel des Pegels Kirnach-Maria-Tann lediglich eine leichte Konzentration hoher Indikatorwerte auf einen Abflussbereich aufgezeigt. Die Ursache für die geringere Konzentration von Indikatorwerten kann ebenfalls in dem Betrieb von Laufwasserkraftanlagen gesehen werden. So zeigen Haas et al. (2014) für Laufwasserkraftanlagen gegenüber Speicherkraftanlagen zwar einen geringeren Median täglicher Amplituden auf, stellen jedoch eine größere Spannbreite zwischen den Werten täglicher Amplituden fest.

Meile et al. (2011), Meier et al. (2004) und Moog (1992) weisen für Pegel unterhalb von Speicherkraftwerken zudem auf saisonale Verschiebungen von Abflüssen hin (vgl. Kapitel 1.4). Verschiebungen von Abflüssen für die Pegel in Baden-Württemberg können anhand der ermittelten Pardé-Koeffizienten von Schwall- und Referenzpegeln nicht festgestellt werden. Dies entspricht der Aussage von Hunter (1992), nach der an Laufwasserkraftwerken in der Regel keine Verschiebungen von Abflüssen über das Jahr auftreten.

6.3.2 Eignung der berechneten Indikatoren zur Erfassung von Schwall und Sunk

Die im vorherigen Kapitel diskutierten Unterschiede in der Höhe von Indikatorwerten von Schwall- und Referenzpegeln zeigen, dass Schwall- und Sunk- Indikatoren geeignet sind, um kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen zu erfassen. Die Hypothese H1 kann dementsprechend bestätigt werden.

Besonders deutlich wird dies am Beispiel des Pegels Kirnach-Maria-Tann. Die visuelle Ganglinienanalyse zeigt für diesen Pegel bereits eine deutliche Beeinflussung durch Schwall und Sunk. Die Abflussschwankungen werden durch die hohen Indikatorwerte an diesem Pegel

wiedergegeben. Gleiches gilt, wenn auch weniger ausgeprägt, für weitere Pegel mit visuell deutlich erkennbaren anthropogenen Abflussschwankungen.

Einschränkend ergänzt werden muss, dass Schwall- und Sunk- Indikatoren für die analysierten Pegel in Baden-Württemberg nur in niedrigen Abflussbereichen angewandt werden können. Wie in Kapitel 1.6 für alpine Regionen und die Maas an der Grenze zwischen Belgien und den Niederlanden erläutert, zeigt sich auch für Baden-Württemberg, dass Schwall und Sunk vorwiegend bei Mittel- und Niedrigwasser eine Relevanz aufweist. In den höheren Abflussbereichen werden anthropogene Abflussschwankungen größtenteils durch Niederschläge überlagert. In den Ganglinien einiger Pegel sind oberhalb des MQs ebenfalls kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen auszumachen. Mit den angewendeten Methoden ist keine Trennung dieser anthropogenen Abflussschwankungen von Niederschlägen möglich. Im Verhältnis zu auftretenden Niederschlägen ist jedoch davon auszugehen, dass diese Abflussschwankungen eine untergeordnete Rolle in der Beeinflussung des Abflussregimes spielen und das Fließgewässerökosystem nur in einem geringen Maß beeinträchtigen. Eine deutlich höhere Bedeutung ist den unterhalb des MQs auftretenden Abflussschwankungen zuzurechnen (vgl. Kapitel 1.6).

6.4 Hintergründe von Schwall und Sunk in Baden-Württemberg

Für die in dieser Arbeit analysierten kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen wird angenommen, dass diese vorwiegend durch einen Betrieb von Wasserkraftanlagen erzeugt werden. Über die visuelle Ganglinienanalyse wurden an den meisten Schwallpegeln Abflussschwankungen festgestellt, welche typisch für Laufwasserkraftwerke mit Schwellbetrieb sind. Verwiesen sei hier zum Beispiel auf Abbildungen von Meile et al. (2005). In der visuellen Betrachtung weisen die Abflussschwankungen je nach Pegel ein unterschiedliches Erscheinungsbild auf. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass Abflussschwankungen aus WKAs eine hohe Komplexität und Variabilität aufweisen (Greimel et al., 2017; Greimel et al., 2016).

Es kann nicht sichergestellt werden, dass alle durch Schwall- und Sunk- Indikatoren erfassten kurzfristigen Abflussschwankungen ausschließlich auf einen Kraftwerksbetrieb zurückzuführen sind. „Hydro Fibrillationen“ können ebenso durch andere anthropogene Ursachen wie Pumpen, Kläranlagen oder Kühlwassereinleitungen bedingt sein (Greimel et al., 2017; Greimel et al., 2016). Als Beispiel kann der Referenzpegel Würm-Pforzheim herangezogen werden, für welchen über die Berechnung von Schwall- und Sunk- Indikatoren teilweise hohe Beeinträchtigungen durch kurzfristige Abflussschwankungen festgestellt wurden. Oberhalb des Pegels befinden sich zwar einige wenige Wasserkraftanlagen, in den

Ganglinien des Pegels fehlen jedoch für den Kraftwerksbetrieb typische schnelle Abflussanstiege und -abstiege. Die LUBW nennt für diesen Pegel eine Beeinflussung durch Kläranlageneinleitungen und Wasserentnahmen im oberen EZG der Würm (LUBW, 2007).

Im Rahmen dieser Arbeit kann zudem nicht ermittelt werden, welche Ursachen den Abflussschwankungen aus Wasserkraftanlagen zugrunde liegen. Es kann nicht geklärt werden, ob es sich um einen von den Kraftwerksbetreibern gezielt durchgeführten Schwellbetrieb handelt. Neben der Erzeugung von Regelenergie kommt als Ursache beispielsweise eine zeitliche Verzögerung bei der Durchflusssteuerung von Kraftwerken in Frage (Greimel et al., 2017).

Ebenso kann bei den meisten Pegeln nicht darauf zurückgeschlossen werden, welche Wasserkraftanlagen die Abflussschwankungen an den Pegeln verursachen. Es ist daher auch nicht möglich festzustellen wie weit entfernt diese Anlagen von den Pegeln liegen. Befinden sich die WKAs nicht direkt oberhalb der Pegel ist davon auszugehen, dass Abschwächungen der kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen bis zum Pegel stattfinden (Hauer et al., 2017; Pfaundler & Keusen, 2007). Für die Pegel Kirnach-Maria-Tann und Kleine Wiese-Tegernau können über den Energieatlas Baden-Württemberg (LUBW, 2018b) ermittelt werden, dass sich die Pegel unmittelbar unterhalb der schwallerzeugenden Wasserkraftanlage befindet. Die hohe Beeinflussung des Pegels Maria-Tann-Kirnach durch Schwall und Sunk ist daher sicherlich auch auf die Nähe des Pegels zur WKA zurückzuführen.

6.5 Bewertung von Pegelinzugsgebieten nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten

6.5.1 Diskussion der angewendeten Methoden

In der durchgeführten Bewertung von Pegeln anhand der Überschreitung von Schwellenwerten von Schwall- und Sunk- Indikatoren, sind verschiedene Unsicherheiten zu berücksichtigen. Die Schwellenwerte für die Indikatoren Schwall/Sunk-Verhältnis und Pegeländerungsrate wurden gewählt, da diese eine gewässerökologische Relevanz aufweisen (vgl. Kapitel 1.6). Die aus der Literatur entnommenen Schwellenwerte wurden jedoch vorwiegend in alpinen Regionen und unterhalb von Speicherkraftwerken ermittelt. Es ist daher fraglich, inwieweit eine Übertragbarkeit auf die Gewässer von Baden-Württemberg möglich ist. Bereits eine Übertragung von Schwellenwerten zwischen verschiedenen Gewässern ist aufgrund unterschiedlicher Gewässereigenschaften schwierig (Möller & Meile, 2006).

Von den angewendeten Schwellenwerten scheint insbesondere der Indikator für die Pegeländerungsrate für Baden-Württembergische Gewässer zu hoch. Die Wasserstands-

Abfluss-Beziehung (P-Q-Beziehung) für den Pegel Schussen-Durlesbach in Abb. 6-2 zeigt beispielsweise, dass eine Pegeländerungsrate von 20 cm/h etwa einer Abflussänderung von 2,5 bis 5 m³/s/h entspräche. Der MQ des Pegels liegt demgegenüber nur bei 2,9 m³/s.

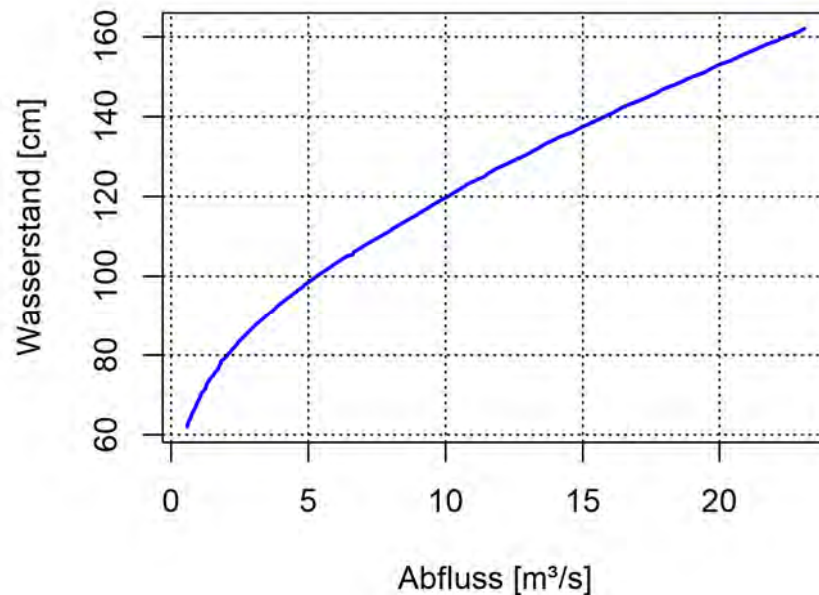


Abb. 6-2 Wasserstand-Abfluss-Beziehung (P-Q-Beziehung) für den Pegel Schussen-Durlesbach für den Zeitraum April 2000 bis April 2009

Hinsichtlich der Pegeländerungsraten ist zudem zu berücksichtigen, dass diese jeweils von der Gewässergeometrie im Bereich des Pegels abhängig sind (Limnex AG, 2001).

Über das Kriterium, dass Überschreitungen von Schwellenwerten an mindestens 15 % der betrachteten Tage vorliegen müssen, sollen Niederschlagsereignisse bei der Einstufung der Pegel weitgehend ausgeschlossen werden. Ob das gewählte Kriterium dem Anteil an Tagen mit Niederschlagsereignissen für jeden Pegel entspricht, kann nicht festgestellt werden. So wird bei der Betrachtung von Tagen unter MNQ(m) davon ausgegangen, dass Niederschlagsereignisse bereits weitgehend ausgeschlossen werden können. Eventuell hätte daher ein niedrigeres Kriterium für die Einstufung der Pegel gewählt werden können. Andererseits wird mit dem 15 %-Kriterium erreicht, dass keine vereinzelt Ereignisse erfasst werden, sondern Schwellenwertüberschreitungen zumindest an über 1/7 der betrachteten Tage am Pegel vorliegen. Die Eignung des 15 %-Kriteriums für den Ausschluss von Niederschlagsereignissen zeigen die im Ergebnisteil dargestellten Ganglinien für den Pegel Dreisam-Ebnet.

6.5.2 Diskussion der Ergebnisse

Die Hypothese H3 lässt sich mit den Ergebnissen der Bewertung von Pegeln nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten belegen. Diese zeigen, dass ein hoher Anteil der Schwallpegel Überschreitungen von ökologisch relevanten Schwellenwerten aufweist. Die Kartendarstellungen im Ergebnisteil ermöglichen zudem für alle Pegel Aussagen darüber, wie stark diese durch kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen beeinträchtigt sind. Welcher Beeinträchtigungskategorie die Pegel zugeordnet sind, scheint in erster Linie nicht von naturräumlichen Gegebenheiten abhängig zu sein. Vielmehr ist die Einstufung in eine der Kategorien abhängig von der Intensität der Abflussschwankungen an den jeweiligen Pegeln. So weisen Kategorien mit einer höheren Beeinflussung insbesondere die Pegel auf, welchen bereits in der visuellen Ganglinienkontrolle deutliche anthropogene Abflussschwankungen zugeordnet wurden.

Die festgestellte Konzentration von Schwellenwertüberschreitungen der Indikatoren Schwall/Sunk-Verhältnis und RBF an Pegeln der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land ist vermutlich ebenfalls auf deren anthropogene Beeinträchtigung zurückzuführen. Hierfür spricht auch, dass der Referenzpegel Speltach-Unterspeltach für alle Indikatoren als unbeeinträchtigt eingestuft ist. Ein Zusammenhang mit naturräumlichen Gegebenheiten kann jedoch nicht vollständig ausgeschlossen werden. So weisen die Pegel der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land tendenziell einen niedrigeren BFI auf (vgl. Kapitel 5.2). Einzugsgebiete mit einem niedrigen BFI sind in der Regel durch eine höhere „Flashiness“ gekennzeichnet, wohingegen ein hoher BFI auf ein stabiles Abflussregime im EZG hinweist (Tallaksen & van Lanen, 2004). Es ist daher möglich, dass Schwellenwertüberschreitungen durch natürliche Ereignisse in dieser Großlandschaft begünstigt werden.

Überschreitungen des Schwellenwertes für den Indikator RBF treten vorwiegend an Pegeln auf, welche ebenfalls Überschreitungen von Schwellenwerten des Schwall/Sunk-Verhältnisses und der Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag aufweisen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der RBF die Ausprägung mehrerer Schwall- und Sunk- Indikatoren zusammenfasst. So ist der RBF nach Baker et al. (2004) positiv korreliert mit steigender Häufigkeit und Amplitude von Hochwasserereignissen. Bezogen auf kurzfristige Abflussschwankungen entspricht dies einer größeren Häufigkeit kurzfristig auftretender Ereignisse mit hohen Amplituden. Die Ereignisse können darüber hinaus durch eine kurze Dauer und hohe Abflussänderungsraten gekennzeichnet sein (Haas et al., 2014).

6.6 Einhaltung von Mindestabflüssen

In Baden-Württemberg treten während Sunkphasen Unterschreitungen von Mindestabflüssen an Pegeln auf. Die Hypothese H4 kann damit bestätigt werden. Diese Ergebnisse zeigen, dass Kraftwerksbetrieb auch in Baden-Württemberg sehr niedrige Abflüsse im Gewässer verursachen kann. Unterschreitungen von festgelegten Mindestabflüssen während Sunkphasen sind beispielsweise aus der Schweiz unterhalb von Speicherkraftwerken bekannt (Baumann & Schälchli, 2012).

Bei den in dieser Arbeit berechneten Mindestabflüssen handelt es sich um Vorgaben für Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen (LfU BW, 2005). Bei Unterschreitungen des Mindestabflusses am Pegel in Verbindung mit einem Kraftwerksbetrieb, können für oberliegende Ausleitungskraftwerke Unterschreitungen in Ausleitungsstrecken mit hoher Wahrscheinlichkeit ebenfalls angenommen werden. Hinsichtlich des betrachteten Orientierungswertes ist zu beachten, dass für einzelne Ausleitungsstrecken örtliche Anpassungen des Wertes unter Berücksichtigung gewässerökologischer Aspekte möglich sind (LfU BW, 2005).

6.7 Zeitliche Unterschiede im Auftreten von Schwall und Sunk

6.7.1 Monatliche Werte von Schwall- und Sunk- Indikatoren

Monatliche und saisonale Unterschiede im Auftreten von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen ergeben sich in Baden-Württemberg bereits daraus, dass kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen vorwiegend in niedrigen Abflussbereichen hervortreten. Dieser Aspekt wird in Kapitel 6.3.2 diskutiert. Zum anderen sind jedoch auch bei einer Betrachtung von Tagen unter MNQ(m) beziehungsweise MQ(m) monatliche Unterschiede in den Verteilungen von Indikatorwerten erkennbar. Die Hypothese H5 kann damit belegt werden. Im Rahmen dieser Arbeit kann nicht festgestellt werden, worauf die monatlichen Unterschiede innerhalb und zwischen den Großlandschaften zurückzuführen sind. Vermutet werden können hydrologische oder energiewirtschaftliche Hintergründe. Die in einigen Großlandschaften in den Sommer- und Herbstmonaten auftretenden hohen Indikatorwerte stimmen mit Ergebnissen von Ashraf et al. (2018) für skandinavische Flüsse überein. Diese stellen für Pegel unterhalb von Laufwasserkraftanlagen die höchsten Abflussänderungsraten und Amplituden in Sommer- und Herbstmonaten mit niedrigen Abflüssen fest. Nach Ashraf et al. (2018) können die höheren Indikatorwerte auf eine höhere Reguliertätigkeit der Kraftwerke, bedingt durch wechselnde Niedrigwasserstände oder durch einen stärkeren Bedarf an Regelenergie, zurückgeführt werden. Teilweise werden die Anlagen zudem bei extremen Niedrigwassersituationen in

anderen Betriebsweisen, wie dem von Hunter (1992) beschriebenen Cycling, gefahren. Bevelhimer et al. (2015) begründen saisonal unterschiedlich auftretende Abflussschwankungen hingegen vor allem mit der Betriebszeit von WKAs, entsprechend des Energiebedarfs.

Für einzelne Pegel in Baden-Württemberg spielen sicherlich auch durch Niederschläge hervorgerufene Schwellenwertüberschreitungen in einigen Monaten eine größere Rolle als in anderen Monaten. Diese können auch an Tagen unter MNQ(m) nicht vollständig ausgeschlossen werden. Der Pegel Dreisam weist beispielsweise im Januar vergleichsweise hohe Indikatorwerte auf, welche auf natürliche Ereignisse zurückzuführen sind. Dass diese zu Schwellenwertüberschreitungen führen, kann dadurch begründet werden, dass die Dreisam einen hohen Einfluss von schnellen Abflusskomponenten aufweist (Uhlenbrook, 1999).

Die Ergebnisse der Analyse monatlicher Unterschiede zeigen, dass die Monate hoher Indikatorwerte je nach betrachtetem Indikator variieren. Dies stimmt mit Ergebnissen von Bejarano et al. (2017) überein. Die Autoren zeigen, dass Abweichungen zwischen Indikatorwerten von Schwall- und Referenzpegeln je nach betrachtetem Indikator in verschiedenen Monaten am höchsten sind (Bejarano et al., 2017).

6.7.2 Schwall und Sunk in der Niedrigwasserperiode Sommer 2018

Das Beispiel der Niedrigwasserperiode Sommer 2018 zeigt kurze zeitliche Veränderungen von Schwall- und Sunk- Indikatoren auf. Die Hypothese H6 kann bestätigt werden. Rückschlüsse auf andere Niedrigwasserperioden können über die Ergebnisse der Niedrigwasserperiode Sommer 2018 nicht gezogen werden.

Der Grund für eine Abnahme des Indikators Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag in der Woche des NM₇Q sowie in der letzten betrachteten Woche gegenüber der ersten Woche der Niedrigwasserperiode ist in einem verringerten Betrieb von Wasserkraftanlagen aufgrund des Niedrigwassers zu vermuten. So ist es möglich, dass bei geringen Abflüssen der Zufluss zur Wasserkraftanlage nicht mehr für einen vollständigen Kraftwerksbetrieb ausreicht (Hunter, 1992). Dass die Abnahme des Indikators Anzahl an Abflussumkehrungen pro Tag auf Änderungen im Kraftwerksbetrieb zurückgeführt werden kann, verdeutlicht die Abb. 6-3 des Pegels Enz-Höfen. Mit abnehmendem Abfluss im Verlauf der ersten zwei Wochen der Niedrigwasserperiode ist ein deutlicher Rückgang der kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen feststellbar.

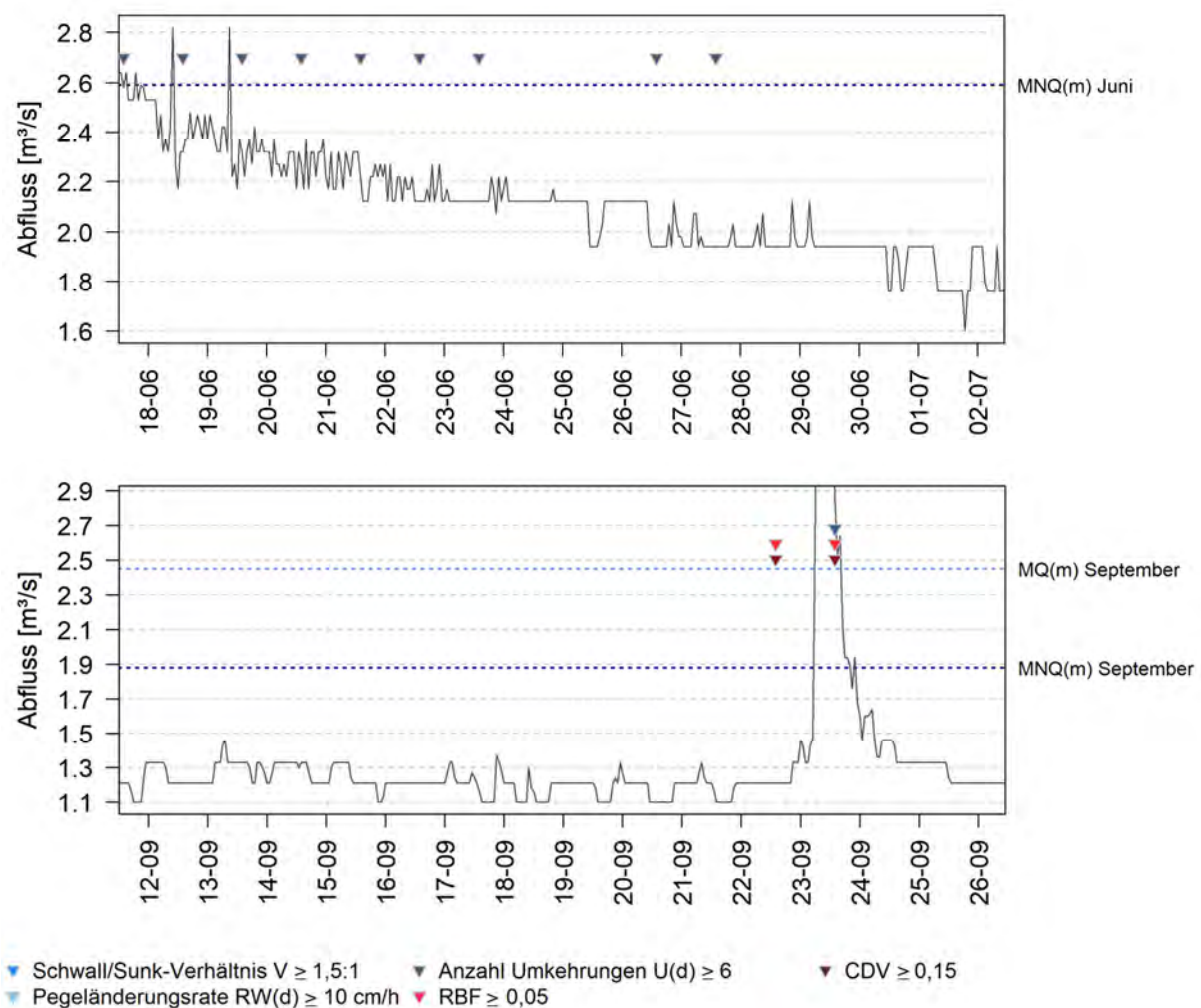


Abb. 6-3 Erste zwei Wochen der Niedrigwasserperiode (oben) und zwei Wochen um den NM_7Q (unten) der Niedrigwasserperiode Sommer 2018 am Beispiel des Pegels Enz – Höfen; farblich gekennzeichnet sind Tage mit Schwellenwertüberschreitungen

Die für den Großteil der Pegel ermittelten höheren Werte des RBFs in der letzten Woche gegenüber der ersten Woche der Niedrigwasserperiode stehen der Abnahme des Indikators Anzahl an Abflussschwankungen pro Tag entgegen. Es ist anzunehmen, dass die zunehmenden Werte des RBFs auf eine abnehmende Abflusssumme, welche ins Verhältnis zu den auftreten Abflussschwankungen gesetzt wird, zurückzuführen ist. Abb. 6-3 zeigt zudem, dass im Verlauf der Niedrigwasserperiode Niederschlagsereignisse auftreten können, welche hohe Amplituden bedingen. Der RBF spiegelt in diesem Fall keine Abflussschwankungen aus Wasserkraftanlagen wieder.

6.8 Trendanalyse von Schwall- und Sunk- Indikatorwerten

6.8.1 Diskussion der angewendeten Methoden

In den Ergebnissen der Trendanalyse müssen verschiedene Unsicherheiten berücksichtigt werden. Um repräsentative Ergebnisse über den Trendtest nach Mann-Kendall zu erhalten, sollte der Anteil gebundener Werte möglichst gering sein (Machiwal & Jha, 2012). Diese Voraussetzung wurde vor der Durchführung des Tests nicht überprüft. Mögliche Autokorrelationen der Daten wurden ebenfalls nicht berücksichtigt.

Die verwendeten jährlichen 80 %-Quantile von Indikatorwerten als Eingangsgrößen für die Trendanalyse stellen eine Verallgemeinerung der über das Jahr stattfindenden kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen dar. Nach Pfaundler et al. (2011) eignen sich 80 %-Quantile von täglichen Indikatorwerten für die Bewertung von Schwall und Sunk, da sie am oberen Rand der Verteilung von täglichen Indikatorwerten liegen, ohne jedoch extreme Einzelereignisse zu erfassen. Ob diese Werte auch für Baden-Württemberg kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen in geeigneter Weise repräsentieren, kann jedoch nicht festgestellt werden. Saisonalitäten in den Abflussschwankungen können über die Anwendung des jährlichen 80 %-Quantils ebenfalls nicht erfasst werden. Häufig ist es jedoch sinnvoll einzelne saisonale Trends zu berücksichtigen (Helsel & Hirsch, 2002). Dies wird durch die beispielhaft durchgeführte monatliche Trendanalyse bestätigt. Die zum Teil ermittelten gegenläufigen Trends in den verschiedenen Monaten zeigen, dass eine differenziertere Betrachtung für die Erfassung der langfristigen Entwicklung von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen notwendig ist.

6.8.2 Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse der Trendanalyse zeigen für einige Pegel signifikante Trends auf. Die Hypothese H7 kann daher bestätigt werden. Diese Aussage gilt aufgrund der geringen Trendstärken jedoch nur für vereinzelte Pegel und Indikatoren. An den meisten Pegeln mit vergleichsweise hohen Trendstärken ist eine Zunahme des Indikators Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag und eine Abnahme der Dauer konstanter Abflüsse pro Tag feststellbar. Es kann daher für diese Pegel vermutet werden, dass Zunahmen kurzfristiger anthropogener Abflussschwankungen vorliegen.

Bei Pegeln mit geringen Sen-Steigungen kann nicht ausgeschlossen werden, dass die sehr geringen Trendstärken durch Messungenauigkeiten in der Abflussmessung bedingt werden. Die geringen Trendstärken können zudem möglicherweise darauf zurückgeführt werden, dass die ermittelten Indikatorwerte für die Indikatoren Amplitude, Abflussänderungsrate und RBF in

Baden-Württemberg insgesamt gering sind (vgl. Kapitel 6.3.1). Weiterhin kann nicht ausgeschlossen werden, dass die zuvor beschriebenen Unsicherheiten in der Methode zu den geringen Trendstärken führen.

Ein Vergleich mit Trendwerten von Ashraf et al. (2018), ermittelt für Flüsse in Finnland, Norwegen und Schweden zeigt, dass die Autoren ebenfalls vergleichsweise geringe Trendsteigungen der standardisierten Abflussänderungsrate aufzeigen. Diese liegen mit Werten zwischen $0,0003 \text{ m}^3/\text{s}/\text{h}$ pro Jahr und $1,2 \text{ m}^3/\text{s}/\text{h}$ pro Jahr nur für einige Pegel höher als an den Pegeln in Baden-Württemberg. Zu berücksichtigen ist, dass die Autoren den jährlichen Median, gebildet aus täglichen 90 %-Quantilen der Abflussänderungsraten jedes Zeitschrittes, betrachten. Abschließend kann nicht geklärt werden, ob die geringen Sen-Steigungen an den meisten Pegeln auf die Tatsache, dass keine Veränderungen von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen an diesen Pegeln vorliegen, zurückgeführt werden können.

Ob die ermittelten Trends mit vergleichsweise hohen Trendstärken an einigen Pegeln nur auf Änderungen im Kraftwerksbetrieb zurückgeführt werden können, kann nicht ermittelt werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass weitere Einflüsse ebenfalls Trends in Indikatorwerten bedingen können.

6.9 Veränderungen von Schwall und Sunk im Gewässerlängsverlauf

Aufgrund der komplexen Struktur von Abflussschwankungen war es im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich, Veränderungen von Fließwellen von oberliegenden zu unterliegenden Pegeln zu analysieren. Die Beantwortung der Hypothese H8 wird daher nicht vorgenommen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass Abschwächungen von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen im Längsverlauf von Gewässern unterschiedlich ausfallen. Deutlich höhere Abschwächungen von Schwall und Sunk treten zum Beispiel in Gerinnen mit lokalen Querprofilaufweitungen auf (Hauer et al., 2017). Zu berücksichtigen ist zudem, dass zwischen ober- und unterliegenden Pegeln ein erneuter Schwellbetrieb auftreten kann (Pfaundler & Keusen, 2007). Die LUBW nennt für den Kocher beispielsweise eine weitere WKA mit Schwellbetrieb oberhalb des Pegels Kocher-Kocherstetten (LUBW, 2007).

6.10 Zusammenhang zwischen Schwall und Sunk und der Fließgewässerökologie

6.10.1 Abzuleitende ökologische Auswirkungen für Baden-Württemberg

Im Folgenden wird diskutiert, welche gewässerökologischen Auswirkungen für Baden-Württemberg aus den ermittelten Ergebnissen abgeleitet werden können. Auf die Ableitung detaillierter Auswirkungen auf die Fließgewässerökosysteme in Baden-Württemberg wird verzichtet, da diese abhängig von den Bedingungen an den einzelnen Gewässern sind (Möller & Meile, 2006). Ausführlichere Beschreibungen zu den angesprochenen ökologischen Beeinträchtigungen sowie weitere mögliche Auswirkungen von Schwall und Sunk auf die Gewässerökologie können dem Kapitel 1.5 entnommen werden.

Da die auftretenden kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen in Baden-Württemberg nicht die Intensität von natürlichen Hochwässern aufweisen, sind keine bedeutenden Auswirkungen auf den Geschiebe- und Schwebstofftransport sowie auf die Kolmation und Dekolmation der Gewässersohle zu erwarten (IKRS, 2001; Schweizer et al., 2009). Ebenso ist davon auszugehen, dass die mechanischen Belastungen bei Schwall nicht so hoch sind, dass Schädigungen von Vegetation oder Organismen auftreten (Hunter, 1992; Madsen et al., 2001).

Negativ zu bewerten ist, dass die anthropogenen Abflussschwankungen in Baden-Württemberg vorwiegend bei niedrigen Abflüssen hervortreten, da Fließgewässerökosysteme zu Niedrigwasserzeiten bereits deutliche Einschränkungen erfahren (Hunter, 1992). Dieser Punkt wird ausführlich in Kapitel 1.6 beschrieben. Auswirkungen, welche sich für das Fließgewässer durch Schwall und Sunk in Niedrigwasserphasen ergeben sind diesem Kapitel zu entnehmen. Hervorzuheben ist die begrenzte Habitatverfügbarkeit in Niedrigwasserphasen, welche sich während Sunkabflüssen weiter verringert (IKRS, 2001; Hunter, 1992). In Bezug darauf sind insbesondere die ermittelten Unterschreitungen von Mindestabflüssen an den Pegeln als kritisch anzusehen. Durch eine Verringerung von Abflüssen während Sunkphasen sind zudem weitere gewässerrelevante Auswirkungen denkbar, welche nicht in Kapitel 1.6 beschrieben sind. Möglich ist beispielsweise eine Beeinflussung der Gewässerchemie durch eine Änderung des Mischungsverhältnisses zwischen Flusswasser und eingeleitetem Abwasser aus Kläranlagen während Sunkphasen.

Insgesamt sind gewässerökologische Auswirkungen in Baden-Württemberg vorwiegend an Pegeln mit Schwellenwertüberschreitungen von gewässerökologisch relevanten Schwall- und

Sunk- Indikatoren zu erwarten. An Pegeln mit hohen Schwall/Sunk-Verhältnissen sind ansteigende Driftraten und ein erhöhter Energieverbrauch von Organismen aufgrund von Verschiebungen der Wasseranschlagslinien nicht auszuschließen (Schmutz et al., 2013; IKRS, 2001; Miller & Judson, 2014). Auch Strandungen werden durch ein hohes Schwall/Sunk-Verhältnis gefördert (Moog, 1992). Aufgrund der ermittelten geringen Abflussänderungsraten an den meisten Pegeln ist jedoch davon auszugehen, dass den Organismen genug Zeit bleibt, um der Wasseranschlagslinie zu folgen (Halleraker et al., 2003; Saltveit et al., 2001; Schmutz et al., 2013).

Von Relevanz für die Fließgewässerökosysteme in Baden-Württemberg sind die hohen Anzahlen an Abflussumkehrungen sowie die geringen Dauern konstanter Abflüsse. Das Fließgewässerökosystem ist daher häufigen, kurzfristigen Defiziten ausgesetzt, welche über längere Zeitspannen zu langfristigen Defiziten führen können (Schweizer et al., 2009). Als langfristiges Defizit können Rhithralisierungen der Fließgewässerbiozönose, wie beispielsweise durch IKRS (2001), Baumann & Schälchli (2012) und Moog (1992) beschrieben, angenommen werden. Erwartet werden können diese insbesondere für Pegelinzugsgebiete mit erhöhten Werten des RBFs und einer dadurch bedingten höheren „Flashiness“ der Gewässer.

6.10.2 Diskussion der Datengrundlage und angewendeten Methoden

Da es sich bei den verwendeten Ökologiedaten um Überwachungsergebnisse der WRRL handelt, wird insgesamt von einer guten Qualität der erhobenen Daten ausgegangen. So werden diese im Rahmen einer Qualitätssicherung unter anderem auf Plausibilität und Konsistenz geprüft (LUBW, 2015d). Auf die bestehenden Unsicherheiten in der Datenerhebung ökologischer Daten wird im Rahmen dieser Arbeit nicht eingegangen. Diese sind beispielsweise den Ausführungen zur fischbasierten Fließgewässerbewertung der LUBW (2015a) zu entnehmen.

Zu berücksichtigen ist, dass die verwendeten Daten jeweils nur einer einzelnen Untersuchungsstelle entstammen (LUBW, 2015d, 2015c). Darüber hinaus handelt es sich vorwiegend um Erhebungen aus Einzeljahren. Inwieweit solche punktuellen Aufnahmen repräsentativ für größere Gewässerstrecken sowie für verschiedene Jahre und Jahreszeiten sind, ist nicht zu beurteilen (Baumann & Klaus, 2003).

Zu berücksichtigen ist zudem, dass Auswirkungen von Schwall und Sunk auf einzelne Arten über die Bewertung biologischer Qualitätskomponenten nicht ermittelt werden können. Einzelne Arten können jedoch eine hohe Bedeutung für das Fließgewässerökosystem aufweisen. So weist Sander (2014) beispielsweise auf Auswirkungen des Schwellbetriebs im Kochereinzugsgebiet auf die stark gefährdete Fischart Strömer hin.

Da nicht für alle Pegel geeignete Monitoringstellen ausgewählt werden konnten, ist die gewässerökologische Datengrundlage für einige biologische Qualitätskomponenten als gering zu beurteilen. Hinzu kommt, dass sich die Einstufung der Pegel meist auf eine oder zwei ökologische Qualitätsklassen konzentriert. Dies ist insbesondere für die Beurteilung der Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests zu berücksichtigen. Dieser eignet sich zwar für kleine Stichproben (Helsel & Hirsch, 2002), Qualitätsklassen, welche weniger als drei Pegel enthalten, wurden jedoch nicht in den Test einbezogen.

Für die im Kruskal-Wallis-Tests als Eingangsgrößen verwendeten Schwellenwerte von Schwall- und Sunk- Indikatoren, wurde eine ökologische Relevanz angenommen. Inwieweit die Schwellenwerte jedoch tatsächlich für die Bewertung von Schwall und Sunk in Baden-Württemberg geeignet sind, kann nicht festgestellt werden. Dieser Aspekt wurde ausführlich in Kapitel 6.5.1 diskutiert. Gleiches gilt für das verwendete 80 %-Quantil von Indikatorwerten. Es kann nicht ermittelt werden, ob dieses tatsächlich repräsentativ für kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen ist (vgl. Kapitel 6.8.1).

6.10.3 Diskussion der Ergebnisse

In dem Vergleich von Schwall- und Sunk- Indikatorwerten mit dem gewässerökologischen Zustand an den Pegeln kann für keine biologische Fließgewässerkomponente ein Zusammenhang festgestellt werden. Die Hypothese H8 kann daher mit den vorliegenden Daten nicht bestätigt werden. Die Ursachen hierfür können nicht abschließend geklärt werden. Zu berücksichtigen sind die oben genannten Schwächen in der angewendeten Methode und der Datengrundlage.

Darüber hinaus ist zu beachten, dass bei der Bewertung von ökologischen Auswirkungen allein auf Basis von Schwall- und Sunk- Indikatoren große Unsicherheiten bestehen (Baumann & Schälchli, 2012). Aufgrund des komplexen Wirkungsgefüges zwischen biotischen und abiotischen Parametern wird der Zustand des Fließgewässerökosystems an den Pegeln nicht allein durch anthropogene Abflussschwankungen bedingt. Weitere Einflussfaktoren stellen insbesondere die Struktur, Durchgängigkeit, Trophie, Saprobie und Versauerung des Gewässers dar (LUBW, 2015b). Dass für den ökologischen Zustand eines Gewässers nicht nur der Wasserhaushalt von Bedeutung ist, zeigt das Beispiel des Pegels Kraichbach-Ubstadt. Dieser weist als Referenzgewässer ohne erkennbare Beeinflussung durch kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen den schlechtesten fischökologischen Zustand von allen betrachteten Pegeln auf.

Wie stark sich die anthropogenen Abflussschwankungen an den Schwallpegeln auf das Fließgewässerökosystem auswirken, ist zudem abhängig von dem jeweiligen Fließgewässer

und seinen Eigenschaften. Beispielsweise hängt die benetzte Breite bei Schwall und Sunk stark von der Gewässermorphologie ab (Hauer et al., 2017). In der Regel sind zudem in naturnahen schwallbeeinflussten Gewässern bessere ökologische Zustände zu verzeichnen als in schwallbelasteten Gewässern mit einer schlechten Gewässermorphologie (Schmutz et al., 2013; Schmutz et al., 2015; Baumann, 2004; Pfaundler et al., 2011).

Weiterhin ist davon auszugehen, dass Fließgewässerökosysteme kleinerer EZGs weniger empfindlich auf kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen reagieren. So weisen kleinere Gewässer gegenüber größeren Gewässern natürlich bedingt häufigere Abflussschwankungen auf (Pfaundler et al., 2011; Baker et al., 2004). Dieser Umstand könnte den guten ökologischen Zustand des Makrozoobenthos an dem schwallbelasteten Pegel Kirnach-Maria-Tann erklären. Der Rheoindex nach Banning, welcher in die Gesamtbewertung der Fließgewässerkomponente Makrozoobenthos einfließt, weist an der Monitoringstelle einen Wert von 1,0 auf (LUBW, 2015b). Dieser gibt das Verhältnis von rheophilen und rheobionten Taxa eines Fließgewässers zu Stillwasserarten und Ubiquisten an. Einflüsse mit rhitralisierender Wirkung können eine Zunahme des Wertes bewirken (Hering, 2019). Der hohe Rheoindex ist an dem Pegel Kirnach-Maria-Tann mit sehr gut bewertet (LUBW, 2015b). Eine strömungsliebende Fauna ist für das Fließgewässer daher als positiv anzusehen. Eine möglicherweise stattfindende Verstärkung der Rhitralisierung durch Schwall und Sunk wirkt sich für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos nicht negativ aus.

Festzuhalten ist, dass der in dieser Arbeit angewandte Ansatz, um Zusammenhänge zwischen der Gewässerökologie und der Intensität kurzfristiger anthropogener Abflussschwankungen zu ermitteln, zu vereinfacht ist. Die zuvor genannten Ausführungen zeigen, dass die Zusammenhänge in Fließgewässerökosystemen hierfür zu komplex sind. Für eine aussagekräftige Bewertung der gewässerökologischen Auswirkung durch kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen sind eine gewässerspezifische Betrachtung und eine Festlegung gewässerspezifischer Grenzwerte für Schwall- und Sunk- Indikatoren notwendig (Möller & Meile, 2006).

7 Schlussfolgerungen

Das natürliche Abflussregime eines Fließgewässers besitzt eine hohe Bedeutung für die Aufrechterhaltung des natürlichen Fließgewässerökosystems und seiner biologischen, chemischen und physikalischen Komponenten. Schwall und Sunk aus Wasserkraftanlagen kann zu Beeinträchtigungen des natürlichen Abflussregimes führen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnten kurzfristige anthropogene Abflussschwankungen in ausgewählten Pegeleinzugsgebieten unterhalb von Wasserkraftanlagen in Baden-Württemberg systematisch erfasst und quantifiziert werden. Die Ergebnisse zeigen, dass Pegel unterhalb von Wasserkraftanlagen insbesondere durch eine unnatürlich hohe Anzahl an Abflussschwankungen pro Tag gekennzeichnet sind. Eine Relevanz für das Abflussregime der Fließgewässer weisen die kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen vorwiegend bei Mittel- und Niedrigwasser auf. Teilweise gehen die Abflussschwankungen einher mit Überschreitungen gewässerökologisch relevanter Schwellenwerte von Schwall- und Sunk- Indikatoren. Während Sunkphasen treten an einigen Gewässern unregelmäßige Unterschreitungen von Mindestabflüssen auf.

Entsprechend verdeutlicht diese Arbeit, dass anthropogene Abflussschwankungen aus Wasserkraftanlagen zu Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts von Fließgewässern in Baden-Württemberg führen. Zukünftig ist eine stärkere Berücksichtigung kurzfristiger anthropogener Abflussschwankungen in der Gewässerentwicklung empfehlenswert. An Gewässern mit ausgeprägten kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen ist ein Einbezug von Schwall und Sunk in die Maßnahmenplanung der WRRL sinnvoll. Hierzu sind gegebenenfalls weitergehende Untersuchungen erforderlich. Empfehlenswert sind eine Anpassung von Schwellenwerten von Schwall- und Sunk- Indikatoren für Fließgewässer in Baden-Württemberg, eine monatliche Auswertung von Indikatorwerten und gewässerspezifische Betrachtungen ökologischer Auswirkungen. So war es aufgrund der Komplexität von Fließgewässerökosystemen nicht möglich, in dieser Arbeit Zusammenhänge zwischen Schwall und Sunk und dem gewässerökologischen Zustand in Baden-Württemberg festzustellen. Ökologische Auswirkungen für die betroffenen Fließgewässer können jedoch nicht ausgeschlossen werden. Eine differenziertere Betrachtung ist insbesondere hinsichtlich der Komplexität von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen erforderlich.

Insbesondere dahingehend, dass Wasserkraft auch zukünftig eine große Bedeutung als erneuerbare Energiequelle in Baden-Württemberg aufweisen wird, ist langfristig eine Verminderung von kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen anzustreben. Bedeutsam ist dies besonders vor dem Hintergrund, dass die durchgeführte Trendanalyse dieser

Arbeit für einige Pegel eine Zunahme an kurzfristigen Abflussschwankungen aufzeigt. Die zugrunde liegenden Ursachen der auftretenden Abflussschwankungen sind zu ermitteln und Änderungen in der Betriebsweise der Wasserkraftanlagen sowie Verbesserungen in der Kraftwerkssteuerung vorzunehmen. Dies gilt insbesondere für Mittel- und Niedrigwasserperioden, in denen die Abflussschwankungen in Baden-Württemberg besonders deutlich ausgeprägt sind.

Literaturverzeichnis

- Almodóvar, A., Nicola, G.G., 1999. Effects of a small hydropower station upon brown trout *Salmo trutta* L. in the River Hoz Seca (Tagus basin, Spain) one year after regulation. *Regul. Rivers Res. Mgmt.* 15 (5), 477–484.
- Anderer, P., Dumont, U., Heimerl, S., Ruprecht, A., Wolf-Schumann, Ulrich, 2010. Das Wasserkraftpotential in Deutschland. *Wasserwirtschaft* 100 (9), 12–16.
- Anderer, P., Dumont, U., Massmann, E., Keuneke, R., 2012. Wasserkraftnutzung in Deutschland. Wasserrechtliche Aspekte, ökologisches Modernisierungspotenzial und Fördermöglichkeiten. UBA-Texte 22/2012, Dessau-Roßlau.
- Arbeitskreis Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (AK KLIWA) (Hrsg.), 2003. Langzeitverhalten der mittleren Abflüsse in Baden-Württemberg und Bayern. KLIWA-Projekt A 2.1.2 "Analyse zum Langzeitverhalten der mittleren jährlichen und monatlichen Abflüsse". KLIWA-Berichte Heft 3, Rastatt.
- Ashraf, F.B., Haghighi, A.T., Riml, J., Alfredsen, K., Koskela, J.J., Kløve, B., Marttila, H., 2018. Changes in short term river flow regulation and hydropeaking in Nordic rivers. *Sci. Rep.* 8 (1), 1-12.
- Aufleger, M., Joos, F., Jorde, K., Kaltschmitt, M., Lippitsch, K., 2014. Stromerzeugung aus Wasserkraft, in: Kaltschmitt, M., Streicher, W., Wiese, A. (Hrsg.). *Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte*, Berlin, 555-619.
- Baker, D.B., Richards, R.P., Loftus, T.T., Kramer, J.W., 2004. A new flashiness index. Characteristics and applications to midwestern rivers and streams. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 40 (2), 503–522.
- Baumann, P., 2004. Revitalisierung und Benthos der Rhone. Schlussbericht SP I-6, Rhone-Thur Projekt, Zürich.
- Baumann, P., Klaus, I., 2003. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Ergebnisse einer Literaturstudie. *Mitt. zur Fischerei* Nr. 75, Bern.
- Baumann, P., Schälchli, U., 2012. Sanierung Schwall-Sunk Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. *Umwelt-Vollzug* Nr. 1203, Bern.

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (Hrsg.), o.J. Kenn- und Schwellenwerte für Niedrigwasser. Begriffserläuterungen und Methodik für Auswertungen am LfU, Augsburg.
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (STMUV) (Hrsg.), 2015a. Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau. Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021, München.
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (STMUV) (Hrsg.), 2015b. Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Rhein. Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021, München.
- Bejarano, M.D., Jansson, R., Nilsson, C., 2018. The effects of hydropeaking on riverine plants. A review. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 93 (1), 658–673.
- Bejarano, M.D., Sordo-Ward, Á., Alonso, C., Nilsson, C., 2017. Characterizing effects of hydropower plants on sub-daily flow regimes. *J. Hydrol.* 550, 186–200.
- Bernez, I., Haury, J., Ferreira, M.T., 2002. Downstream effects of a hydroelectric reservoir on aquatic plant assemblages. *Sci. World J.* 2, 740–750.
- Bevelhimer, M.S., McManamay, R.A., O'Connor, B., 2015. Characterizing sub-daily flow regimes. Implications of hydrologic resolution on ecohydrology studies. *River Res. Applic.* 31 (7), 867–879.
- Bollrich, G., 2013. Technische Hydromechanik 1. Grundlagen, 7., überarb. Aufl., Berlin, Wien, Zürich.
- Bruno, M.C., Cashman, M.J., Maiolini, B., Biffi, S., Zolezzi, G., 2016. Responses of benthic invertebrates to repeated hydropeaking in semi-natural flume simulations. *Ecohydrol.* 9 (1), 68–82.
- Bundesamt für Energie (BFE) (Hrsg.), 2017. Schweizerische Elektrizitätsstatistik 2017, Bern.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Hrsg.), 2018. Bundesamt für Umwelt BAFU - Hydrologische Daten und Vorhersagen.
https://www.hydrodaten.admin.ch/de/messstationen_zustand.html, zuletzt aufgerufen am 02.09.2018.

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (Hrsg.), 2010. Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 - NGP 2009. <https://www.bmnt.gv.at/wasser/wisa/fachinformation/ngp/ngp-2009.html>, zuletzt aufgerufen am 13.10.2018.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (Hrsg.), 2014. Österreichischer Bericht der Ist-Bestandsanalyse 2013, Wien.
- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT) (Hrsg.), 2017. Erneuerbare Energie in Zahlen 2017. Entwicklung in Österreich Datenbasis 2016, Wien.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) (Hrsg.), 2018. Energiedaten. Gesamtausgabe. Stand Januar 2018, o.O.
- Carolli, M., Bruno, M.C., Siviglia, A., Maiolini, B., 2012. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Res. Applic.* 28 (6), 678–691.
- Carolli, M., Vanzo, D., Siviglia, A., Zolezzi, G., Bruno, M.C., Alfredsen, K., 2015. A simple procedure for the assessment of hydropeaking flow alterations applied to several European streams. *Aquat. Sci.* 77 (4), 639–653.
- De Vocht, A., Baras, E., 2005. Effect of hydropeaking on migrations and home range of adult barbel (*barbus barbus*) in the river Meuse, in: Spedicato, M.T., Lembo, G., Marmulla, G. (Hrsg.). *Aquatic Telemetry. Advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9-13 June 2003, Rom*, 35–44.
- Dyba, K. 2010. Wenig Wasser - viel Ärger. Heilbronner Stimme, 31.11.2010. <https://www.stimme.de/hohenlohe/nachrichten/kuenzelsau/sonstige-Wenig-Wasser-viel-AErger;art1912,1903155>, zuletzt aufgerufen am 02.09.2018.
- Geist, D.R., Arntzen, E.V., Murray, C.J., McGrath, K.E., Bott, Y.-J., Hanrahan, T.P., 2008. Influence of river level on temperature and hydraulic gradients in chum and fall chinook salmon spawning areas downstream of Bonneville Dam, Columbia River. *N. Am. J. Fish. Manag.* 28 (1), 30–41.
- Gibbins, C., Batalla, R.J., Vericat, D., 2010. Invertebrate drift and benthic exhaustion during disturbance. Response of mayflies (ephemeroptera) to increasing shear stress and river-bed instability. *River Res. Applic.* 26 (4), 499–511.

- Gibeau, P., Connors, B.M., Palen, W.J., 2017. Run-of-River hydropower and salmonids. Potential effects and perspective on future research. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74 (7), 1135–1149.
- Giesecke, J., Heimerl, S., Mosonyi, E., 2014. Wasserkraftanlagen. Planung, Bau und Betrieb, 6., aktual. und erw. Aufl., Berlin.
- Greimel, F., Zeiringer, B., Höller, N., Grün, B., Godina, R., Schmutz, S., 2016. A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrol. Process.* 30 (13), 2063–2078.
- Greimel, F., Zeiringer, B., Höller, N., Grün, B., Schmutz, S., 2017. Technischer Bericht A - Kurzfristige Abflussschwankungen in Österreich. Ergänzung zu Endbericht: Suremma, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen, Wien, Innsbruck.
- Haas, N.A., O'Connor, B.L., Hayse, J.W., Bevelhimer, M.S., Endreny, T.A., 2014. Analysis of daily peaking and Run-of-River operations with flow variability metrics, considering subdaily to seasonal time scales. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 50 (6), 1622–1640.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.-P., Kohler, B., 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Res. Applic.* 19 (5-6), 589–603.
- Hauer, C., Holzapfel, P., Leitner, P., Graf, W., 2017. Longitudinal assessment of hydropeaking impacts on various scales for an improved process understanding and the design of mitigation measures. *Sci. Total Environ.* 575, 1503–1514.
- Hauer, C., Unfer, G., Graf, W., Holzapfel, P., Leitner, P., Habersack, H., 2013. Grundlagenuntersuchungen und Methodikentwicklung zur Bewertung des Wasserkraft-Schwall bei unterschiedlichen Flusstypen. *Österr. Wasser- und Abfallw.* 65 (9-10), 324–338.
- Hauer, C., Unfer, G., Holzapfel, P., Haimann, M., Habersack, H., 2014. Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking. *Earth Surf. Process. Landforms* 39 (12), 1622–1641.

- Heimerl, S., Kohler, B., Kerle, F., Markard, J., Ruef, A., Schneider, M., Wieprecht, S., 2006. Übertragbarkeit des Schweizer greenhydro-Konzeptes als Standard einer umweltgerechten Wasserkraftnutzung auf Deutschland - Machbarkeitsstudie, Dübendorf.
- Helsel, D.R., Hirsch, R.M., 2002. Statistical methods in water resources. Techniques of Water Resources Investigations 4, chapter A3, o.O.
- Hering, D. (Hrsg.), 2019. Core Metrics Makrozoobenthos. Rheoindex (HK).
<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/kurzdarstellungen/core-metrics/rheoindex/>,
zuletzt aufgerufen am 10.02.2019.
- Hochwasser-Vorhersage-Zentrale Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (HVZ BW) (Hrsg.), 2018. HVZ-Pegelkarte. <https://www.hvz.baden-wuerttemberg.de/>, zuletzt aufgerufen am 30.08.2018.
- Hunter, M.A., 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids. A review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. Technical Report 119, Olympia.
- Internationale Regierungskommission Alpenrhein Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie (IKRS) (Hrsg.), 2001. Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht, Zürich, Innsbruck, Wien.
- Jalon, D.G. de, Sanchez, P., Camargo, J.A., 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. Regul. Rivers Res. Mgmt. 9 (4), 253–261.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S., 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Wien.
- Keuneke, R., Dumont, U., Heimerl, S., Müller, T., Ruprecht, A., 2011. Vorbereitung und Begleitung der Erstellung des Erfahrungsberichtes 2011 gemäß § 65 EEG im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Vorhaben IId Spartenspezifisches Vorhaben Wasserkraft. Endbericht, Aachen.
- Keuneke, R., Moser, A., Kasper, U., Ruprecht, A., Heimerl, S., 2014. Vorbereitung und Begleitung der Erstellung des Erfahrungsberichtes 2014 gemäß § 65 EEG im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Vorhaben IId Stromerzeugung aus Wasserkraft. Zwischenbericht, Aachen.

- Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB) (Hrsg.), 2017. LGRB-Kartenviewer. Geologische Übersichtskarte 1 : 300 000 (GÜK300). http://maps.lgrb-bw.de/?view=lgrb_uek350_geologie, zuletzt aufgerufen am 05.02.2019.
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2018a. Abfluss-BW-regionalisierte Abfluss-Kennwerte Baden-Württemberg. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/regionalisierte-abflussskennwerte>, zuletzt aufgerufen am 05.12.2018.
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2018b. Energieatlas Baden-Württemberg - Wasser. <https://www.energieatlas-bw.de/wasser>, zuletzt aufgerufen am 25.08.2018.
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2018c. Umweltinformationssystem (UIS) der LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. UDO (Umwelt-Daten und -Karten Online). <https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/>, zuletzt aufgerufen am 26.12.2018.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2006. Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern. Leitfaden Teil 2 - Umgehungsgewässer und fischpassierbare Querbauwerke. Oberirdische Gewässer Gewässerökologie 101, Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2007. Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg. Anlagen mit Tabellen und Graphiken für die Abfluss-Kennwerte. Anhang mit Arbeitsgrundlagen, Abfluss-Beeinflussungen, Abstimmungen, Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2010. Naturräume Baden-Württembergs. Naturräume in den Gemeinden Baden-Württembergs, Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2015a. Überwachungsergebnisse Fische 2006 bis 2014. Biologisches Monitoring der Fließgewässer gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie, Karlsruhe.

- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2015b. Überwachungsergebnisse Makrophyten und Phytobenthos 2012. Biologisches Monitoring der Fließgewässer gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie, Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2015c. Überwachungsergebnisse Makrophyten und Phytobenthos 2012. Ergebnistabelle. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/oekologischer-zustand>, zuletzt aufgerufen am 12.12.2018.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2015d. Überwachungsergebnisse Makrozoobenthos 2012-2013. Biologisches Monitoring der Fließgewässer gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie, Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 2015e. Überwachungsergebnisse Makrozoobenthos 2012-2013. Ergebnistabelle. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/oekologischer-zustand>, zuletzt aufgerufen am 12.12.2018.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU BW) (Hrsg.), 2005. Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken. Grundlagen, Ermittlung und Beispiele. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 97, Karlsruhe.
- Landesarchiv Baden-Württemberg (Hrsg.), 2018. Landeskunde entdecken online (leo-bw). Naturräume. <https://www.leo-bw.de/web/guest/themen/natur-und-umwelt/naturraume>, zuletzt aufgerufen am 03.01.2019.
- Landratsamt Hohenlohekreis (LRA Hohenlohekreis) (Hrsg.), 2014. "Schwall und Sunk" - Wasserstandsschwankungen an Kocher und Jagst. Informationsveranstaltung mit den Wasserkraftbetreibern. [https://www.hohenlohekreis.de/index.php?id=301&type=98&publish\[id\]=357314&publish\[start\]=&](https://www.hohenlohekreis.de/index.php?id=301&type=98&publish[id]=357314&publish[start]=&), zuletzt aufgerufen am 02.09.2018.
- Limnex AG (Hrsg.), 2001. Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Fließgewässern, Zürich.
- Machiwal, D., Jha, M.K., 2012. Hydrologic time series analysis. Theory and practice, Dordrecht.

- Madsen, J.D., Chambers P.A., James, W.F., Koch, E.W., Westlake D.F., 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444 (1-3), 71–84.
- Meier, W., Frey, M., Moosmann, L., Steinlin, S., Wüest, A., 2004. Wassertemperaturen und Wärmehaushalt der Rhone und ihrer Seitenbäche. Schlussbericht SPI-2, Rhone-Thur Projekt, Kastanienbaum.
- Meile, T., Boillat, J.-L., Schleiss, A.J., 2011. Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquat. Sci.* 73 (1), 171–182.
- Meile, T., Fette, M., Baumann, P., 2005. Synthesebericht Schwall/Sunk. Publikation des Rhone-Thur Projektes, o.O.
- Miller, S.W., Judson, S., 2014. Responses of macroinvertebrate drift, benthic assemblages, and trout foraging to hydropeaking. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71 (5), 675–687.
- Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (UM BW) (Hrsg.), 2017. Fördergrundsätze kleine Wasserkraft. Anpassung 2017. <https://um.baden-wuerttemberg.de/de/energie/erneuerbare-energien/wasserkraft/foerdergrundsaeetze-kleine-wasserkraft/>, zuletzt aufgerufen am 03.10.2018.
- Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (UM BW), Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.), 2018. Energiebericht 2018, Stuttgart.
- Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg (MLR BW) (Hrsg.), 2000a. Naturraumsteckbrief Grindenschwarzwald und Enzhöhen (Nr. 151). Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg (MLR BW) (Hrsg.), 2000b. Naturraumsteckbrief Hochschwarzwald (Nr. 155). Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg (MLR BW) (Hrsg.), 2000c. Naturraumsteckbrief Schwäb.-Fränk. Waldberge (Nr. 108). Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg, Stuttgart.

- Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg (MLR BW) (Hrsg.), 2000d. Naturraumsteckbrief Westallgäuer Hügelland (Nr. 33). Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Möller, G., Meile, T., 2006. Kraftwerksbedingter Schwall und Sunk. Eine Standortbestimmung, Zürich, Lausanne.
- Moog, O., 1992. Auswirkungen von künstlich gesteuerten Abflussschwankungen (Schwall/Sunk) auf Gewässerbiozöosen - Möglichkeiten zur Minimierung von Schadwirkungen. Wertermittlungsforum 10 (4).
- Pfaundler, M., Dübendorfer, C., Zysset, A., 2011. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Hydrologie - Abflussregime Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug Nr. 1107, Bern.
- Pfaundler, M., Keusen, M., 2007. Veränderungen von Schwall-Sunk. Hydrologische Datenanalyse zur Charakterisierung von Schwall-Sunk Phänomenen in der Schweiz. Umwelt-Wissen Nr. 0712, Bern.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. BioScience 47 (11), 769–784.
- Portmann, M., Baumann, P., Imhof, B., 2004. Schwebstoffhaushalt und Trübung der Rhone. Publikation des "Rhone-Thur Projekts", o.O.
- R Core Team (Hrsg.), 2018. R. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien. <https://www.R-project.org>, zuletzt aufgerufen am 28.12.2018.
- Regierungspräsidium Freiburg (RP Freiburg) (Hrsg.), 2016. Hinweise aus der WRRL - Öffentlichkeitsveranstaltung, TBG 60 (Obere Donau) am 03.07.2014 Landratsamt Villingen-Schwenningen. <https://rp.baden-wuerttemberg.de/Themen/WasserBoden/WRRL/TBG32/Seiten/Oeffentlichkeitsbeteiligung.aspx>, zuletzt aufgerufen am 25.08.2018.

- Regierungspräsidium Karlsruhe (RP Karlsruhe) (Hrsg.), 2006. Ergebnisse der aktiven Öffentlichkeitsbeteiligung. Auftaktveranstaltung für die Teilbearbeitungsgebiete Murg - Alb (34) und Pfinz - Saalbach - Kraichbach (35) am 11. Oktober 2006 in Rheinstetten - Neuburgweier. <https://rp.baden-wuerttemberg.de/Themen/WasserBoden/WRRL/TBG34/Seiten/Oeffentlichkeitsbeteiligung.aspx>, zuletzt aufgerufen am 30.08.2018.
- Regierungspräsidium Stuttgart (RP Stuttgart) (Hrsg.), 2006. TBG 47 (Kocher) und 48 (Jagst). Vorschläge aus der Öffentlichkeitsbeteiligung (26.09.2006). 1 - 150 "Unterlauf" Kreis Heilbronn, Main-Tauber-Kreis, Hohenlohekreis, ab 201 "Oberlauf" Ostalbkreis, Kreis Schwäbisch Hall, Rems-Murr-Kreis. <https://rp.baden-wuerttemberg.de/Themen/WasserBoden/WRRL/TBG47/Seiten/Oeffentlichkeitsbeteiligung.aspx>, zuletzt aufgerufen am 31.08.2018.
- Regionalverband Südlicher Oberrhein (Hrsg.), 2006. Regionale Klimaanalyse Südlicher Oberrhein (REKLISO), Freiburg i.Br.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun, D.P., 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conserv. Biol.* 10 (4), 1163–1174.
- Robson, A., Cowx, I.G., Harvey, J.P., 2011. Impact of Run-of-River hydro-schemes upon fish populations. Phase 1 literature review. Final report project WFD114. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research, Edinburgh.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V., Harby, A., 2001. Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*salmo salar*) and brown trout (*salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regul. Rivers Res. Mgmt.* 17 (4-5), 609–622.
- Sander, M., 2014. Verbreitung, Gefährdung und Schutz von Strömer und Steinkrebs in Kocher, Bühler und Fichtenberger Rot im Landkreis Schwäbisch Hall, Aalen.
- Schälchli, U., 1993. Die Kolmation von Fliessgewässersohlen. Prozesse und Berechnungsgrundlagen, Zürich.

- Schmutz, S., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A., Unfer, G., Zeiringer, B., 2015. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropowering rivers of Austria. *River Res. Applic.* 31 (8), 919–930.
- Schmutz, S., Fohler, N., Friedrich, T., Fuhrmann, M., Graf, W., Greimel, F., Höller, N., Jungwirth, M., Leitner, P., Moog, O., Melcher, A., Müllner, K., Ochsenhofer, G., Salcher, G., Steidl, C., Unfer, G., Zeiringer, B., 2013. Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten, Wien.
- Schnell, J., 2005. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes "Litzauer Schleife". Projekt im Rahmen einer Diplomarbeit an der Humboldt Universität zu Berlin und der TU-München AG Fischbiologie, München.
- Schwab, A.J., 2017. Elektroenergiesysteme. Erzeugung, Übertragung und Verteilung elektrischer Energie, 5. Aufl., Berlin, Heidelberg.
- Schweizer, S., Neuner, J., Heuberger, N., 2009. Bewertung von Schwall/Sunk - Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzeptes. *Wasser Energie Luft* 101 (3).
- Silva, T.A., 2017. Introduction to nonstationary analysis and modeling of hydrologic variables, in: Naghettini, M. (Hrsg.). *Fundamentals of statistical hydrology*, Belo Horizonte.
- Staatsministerium Baden-Württemberg (StM BW) (Hrsg.), 2018. Geografie Baden-Württemberg. <https://www.baden-wuerttemberg.de/de/unser-land/land-und-leute/geografie/>, zuletzt aufgerufen am 24.01.2019.
- Stadtwerke Ulm / Neu-Ulm GmbH (SWU) (Hrsg.), 2012. Die Wasserkraftwerke der SWU, Ulm.
- Tallaksen, L.M., van Lanen, H.A.J. (Hrsg.), 2004. Hydrological drought. Processes and estimation methods for streamflow and groundwater. *Developments in water science* 48, Amsterdam.
- Uhlenbrook, S., 1999. Untersuchung und Modellierung der Abflußbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. *Freiburger Schriften zur Hydrologie* 10, Freiburg i.Br.

- Umweltministerium (UM BW), Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum (MLR BW), Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg (WM BW) (Hrsg.), 2006. Gemeinsame Verwaltungsvorschrift zur gesamtökologischen Beurteilung der Wasserkraftnutzung. Kriterien für die Zulassung von Wasserkraftanlagen bis 1000 kW (Wasserkrafterlass), o.O.
- Valero, E., 2012. Characterization of the water quality status on a stretch of River Lézé around a small hydroelectric power station. *Water* 4 (4), 815–834.
- van Looy, K., Jochems, H., Vanacker, S., Lommelen, E., 2007. Hydropeaking impact on a riparian ground beetle community. *River Res. Applic.* 23 (2), 223–233.
- Weingartner, R., Aschwanden, H., 1992. Abflussregimes als Grundlage zur Abschätzung von Mittelwerten des Abflusses. *Hydrologischer Atlas der Schweiz – Tafel 5.2*.
<https://hydrologischeratlas.ch/produkte/druckausgabe/fliessgewasser-und-seen/tafel-5-2>, zuletzt aufgerufen am 21.11.2018.
- Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg (WM BW) (Hrsg.), 2009. Energiekonzept Baden-Württemberg 2020, Stuttgart.
- World Meteorological Organization (WMO) (Hrsg.), 2008. Manual on low-flow estimation and prediction. Operational Hydrology Report No. 50, Genf.
- Young, P.S., Cech, J.J., Thompson, L.C., 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes. A brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Rev. Fish. Biol. Fisheries* 21 (4), 713–731.
- Zanke, U., 2013. *Hydraulik für den Wasserbau*, 3. Aufl., Berlin, Heidelberg.
- Zimmerman, J.K.H., Letcher, B.H., Nislow, K.H., Lutz, K.A., Magilligan, F.J., 2010. Determining the effects of dams on subdaily variation in river flows at a whole-basin scale. *River Res. Applic.* 26 (10), 1246–1260.
- Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M., Maiolini, B., 2011. Thermopeaking in Alpine streams. Event characterization and time scales. *Ecohydrol.* 4 (4), 564–576.

Rechtsquellenverzeichnis

Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 21. Juni 2018 (BGBl. I S. 862) geändert worden ist.

Gewässerschutzverordnung (GSchV) des Schweizerischen Bundesrates vom 28. Oktober 1998.

99. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG), das zuletzt durch das Bundesgesetz BGBl. I Nr. 123/2006 und die Bundesministeriengesetznovelle 2009, BGBl. I Nr. 3 geändert worden ist.

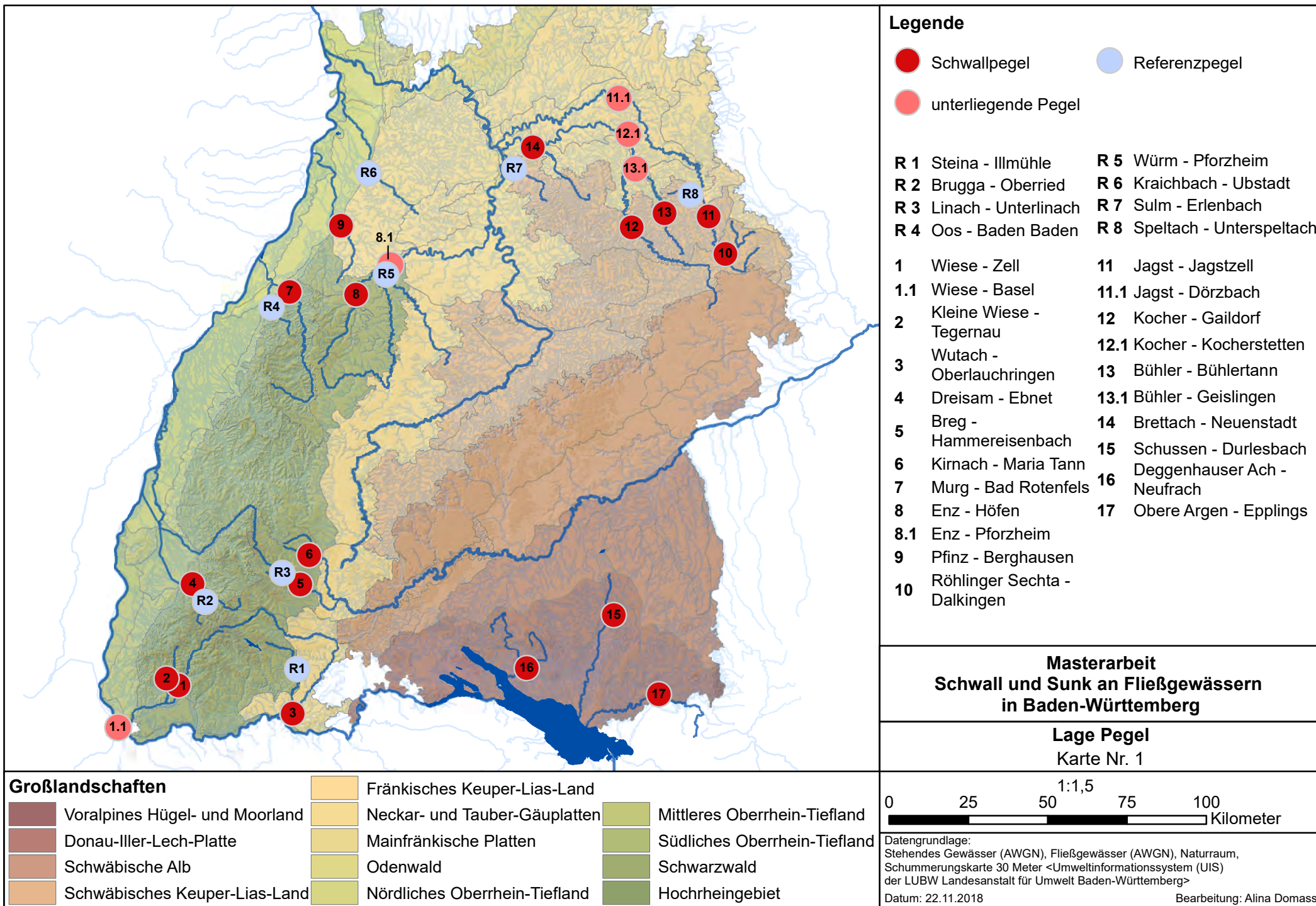
RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

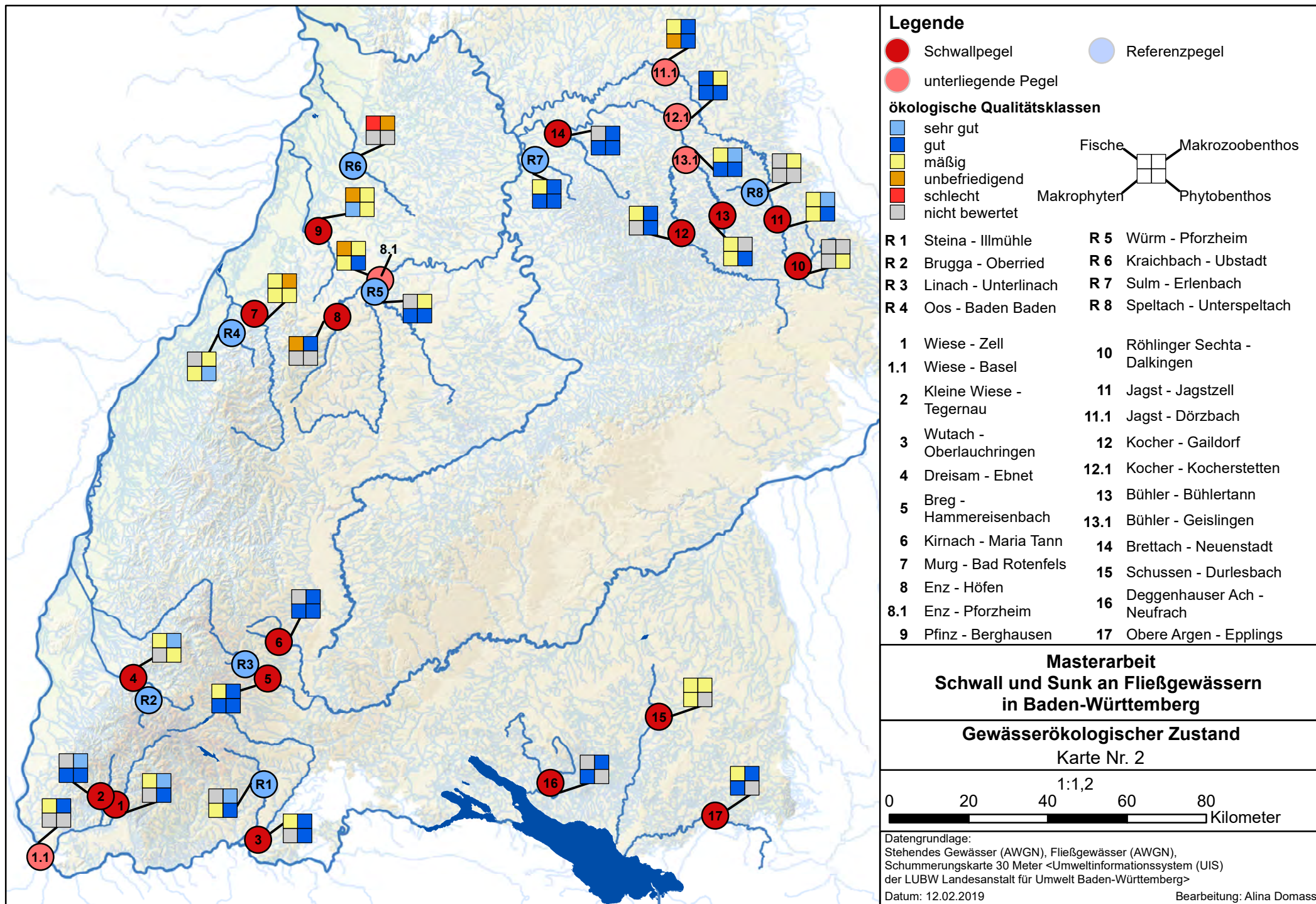
Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG), verkündet als Artikel 1 des Gesetzes zur Neuordnung des Wasserrechts in Baden-Württemberg vom 3. Dezember 2013 (GBl. S. 389), letzte berücksichtigte Änderung: §§ 39 und 126 geändert durch Artikel 65 der Verordnung vom 23. Februar 2017 (GBl. S. 99, 106).

Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. Juli 2017 (BGBl. I S. 2771) geändert worden ist.

Anhang

Anhang A Karten





Anhang B Tabellen

Anhang B 1 Pegeldaten

Tab. B1 Pegeldaten für Referenzpegel und unterliegende Pegel mit Angabe der verwendeten Zeitreihenlänge, der ermittelten Datenqualität der Zeitreihen, berechnetem MQ und MNQ und von der LUBW angegebenem MQ und MNQ (LUBW, 2018a); die weiteren Pegeldaten wurden den Pegelinformationsdaten der HVZ entnommen (HVZ BW, 2018)

Pegel ID	Gewässer	Pegel	Pegel- nummer	Hoch- Wert	Rechts- wert	EZG	MQ	MQ	MNQ	MNQ	Zeitreihenlänge		Datenqualität	
							LUBW	LUBW	LUBW	LUBW	Abflussdaten	Wasserstandsdaten	Abfluss	Wasserstand
							[km ²]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[m ³ /s]				
1.1	Wiese	Basel	2199	3394410	5272010	453	11,38	11,5	1,49	2,22	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1
8.1	Enz	Pforzheim	4422	3480242	5417775	1480	17,85	18,65	5,59	6,02	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1
11.1	Jagst	Dörzbach	477	3480242	5417775	1029	10,26	10,88	1,45	1,63	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1
12.1	Kocher	Kocherstetten	3498	3555219	5459018	1289	16,08	18,92	2,94	3,36	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1
13.1	Bühler	Geislingen	76178	3557480	5448117	278	2,8	3,24	0,64	0,68	01.11.2003-30.09.2018	01.11.2003-30.09.2018	2	1
R1	Steina	Illmühle	364	3450867	5290366	50	0,88	0,93	0,11	0,14	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1
R2	Brugga	Oberried	386	3421754	5311609	40	1,56	1,39	0,36	0,29	01.11.1985-31.10.2016	01.11.1985-30.09.2018	3	3
R3	Linach	Unterlinach	1166	3446158	5320681	10	0,35	0,33	0,05	0,07	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1
R4	Oos	Baden-Baden	2399	3442747	5404384	74	1,35	1,42	0,15	0,2	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1
R5	Würm	Pforzheim	36056	3478881	5414825	417	3,1	3,15	1,13	1,19	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1
R6	Kraichbach	Ubstadt	76182	3473357	5446669	161	1,06	1,1	0,58	0,62	01.11.1993-30.09.2018	01.11.2002-30.09.2018	1	1
R7	Sulm	Erlenbach	76274	3519351	5448145	102	0,87	0,93	0,38	0,41	01.11.1985-30.09.2018	01.11.2010-30.09.2018	3	1
R8	Speltach	Unterspeltach	1489	3574857	5439916	33	0,35	0,36	0,09	0,03	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1

Tab. B2 Pegel­daten für Schwall­pegel mit Angabe der verwendeten Zeit­reihen­länge, der ermittelten Daten­qualität der Zeit­reihen, berechnetem MQ und MNQ und von der LUBW ange­gebenem MQ und MNQ (LUBW, 2018a); die weiteren Pegel­daten wurden den Pegel­infor­mations­daten der HVZ entnommen (HVZ BW, 2018)

Pegel ID	Gewässer	Pegel	Pegel- numm.	Hoch- wert	Rechts- wert	EZG	MQ	MQ	MNQ	MNQ	Zeitreihenlänge		Datenqualität			
							LUBW	LUBW	Abflussdaten	Wasserstandsdaten	Abfluss	Wasserstand				
						[km²]	[m³/s]	[m³/s]	[m³/s]	[m³/s]						
1	Wiese	Zell	3304	3413416	5285220	206	7,55	7,71	1,22	1,27	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	2	2		
2	Kleine Wiese	Tegernau	3318	3409638	5287356	70	2,17	2,11	0,46	0,49	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
3	Wutach	Oberlauchringen	357	3449380	5276324	629	8,84	9,29	2,07	2,22	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
4	Dreisam	Ebnet	61139	3417879	5317217	257	5,65	5,69	0,46	0,33	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
5	Breg	Hammereisenbach	1139	3451811	5317050	158	4,82	4,43	0,78	0,81	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
6	Kirnach	Maria-Tann	1109	3454618	5326312	30	0,69	0,69	0,09	0,14	01.11.1993-30.09.2018	01.11.1993-30.09.2018	1	1		
7	Murg	Bad Rotenfels	1301	3448460	5409265	466	15,14	16,13	3,1	3,43	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
8	Enz	Höfen	465	3469417	5408462	219	4,59	4,77	1,56	1,45	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
9	Pfinz	Berghausen	60682	3464662	5430200	231	1,87	1,98	0,64	0,72	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
10	Röhlinger Sechta	Dalkingen	62313	3585800	5421301	89	0,87	0,91	0,08	0,12	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1998-30.09.2018	1	1		
11	Jagst	Jagstzell	3422	3580547	5433095	329	3,39	3,56	0,53	0,58	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
12	Kocher	Gaildorf	4428	3556284	5429645	733	9,89	11,79	1,94	1,95	01.11.1985-31.10.2017	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
13	Bühler	Bühlertann	62273	3566646	5434103	125	1,31	1,56	0,23	0,31	01.11.1997-30.09.2018	01.11.1997-30.09.2018	1	1		
14	Brettach	Neuenstadt	4415	3525091	5454851	142	1,37	1,42	0,42	0,45	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
15	Schussen	Durlesbach	3312	3550627	5307434	269	2,98	2,98	0,96	1,07	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		
16	Deggenhauser Aach	Neufrach	2362	3523200	5290690	75	0,92	0,93	0,3	0,28	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	3	3		
17	Obere Argen	Epplings	2388	3564847	5282439	165	5,68	5,72	1,34	1,1	01.11.1985-30.09.2018	01.11.1985-30.09.2018	1	1		

Anhang B 2 Quantiltabelle

Tab. B3 Quantile täglicher Indikatorwerte für Tage unter MNQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

Indikator Quantile	A _{std} (d) [m³/s]	V(d) [: 1]			D _{kn} [h]			U [-]			RQ _{std an} [-]			RBF [-]		
		50%	80%	95%	50%	80%	95%	50%	80%	95%	50%	80%	95%	50%	80%	95%
Pegel	ID															
Steina-Illmuehle	R1	0,11	0,29	0,69	1,12	1,32	1,84	23	24	24	0	2	3	0,01	0,05	0,08
Wiese-Zell	1	0,15	0,33	0,72	1,16	1,39	1,93	19	22	24	3	6	10,6	0,03	0,05	0,1
Kl. Wiese-Tegernau	2	0,13	0,45	0,75	1,14	1,56	2	21	23	24	2	3	5	0,05	0,08	0,14
Wutach-Oberlauchringen	3	0,21	0,34	0,57	1,23	1,4	1,72	16	20	22	4	8	10	0,04	0,08	0,14
Wiese-Basel	1.1	0,15	0,38	0,87	1,16	1,45	2,26	0	2	10	3	9	14,2	0,02	0,05	0,11
Brugga-Oberried	R2	0,12	0,28	0,69	1,13	1,32	1,9	19	22	24	4	6	10	0,05	0,07	0,09
Dreisam-Ebnet	4	0,16	0,35	1,36	1,18	1,43	3,35	20	23	24	2	4	6	0,03	0,04	0,09
Linach-Unterlinach	R3	0	0,21	0,49	1	1,24	1,57	24	24	24	0	0	2	0	0,05	0,11
Breg-Hammereisenbach	5	0,17	0,4	0,77	1,19	1,48	2,12	15	20	23	5	9	13	0,03	0,06	0,1
Kirnach-Maria-Tann	6	1,44	2,97	6,05	4,47	11,08	19,78	15	20	24	4	9	12	0,56	0,8	1,08
Oos-Baden-Baden	R4	0,1	0,26	0,77	1,1	1,27	1,97	23	24	24	0	2	4	0,02	0,04	0,09
Murg-Bad Rotenfels	7	0,29	0,55	0,95	1,33	1,74	2,48	12	17	22	6,5	10	14	0,05	0,1	0,18
Würm-Pforzheim	R5	0,28	0,41	0,77	1,33	1,5	2,13	13	17	19	6	10	13	0,06	0,12	0,18
Enz-Höfen	8	0,11	0,26	0,54	1,12	1,3	1,69	18	22	24	4	7	11,3	0,04	0,08	0,18
Enz-Pforzheim	8.1	0,18	0,31	0,52	1,2	1,36	1,65	9	14	17	9	12	15	0,05	0,08	0,14
Kraichbach-Ubstadt	R6	0,08	0,16	0,34	1,08	1,17	1,37	21,5	24	24	1	3	5	0,05	0,06	0,08
Pfinz-Berghausen	9	0,19	0,53	1,16	1,21	1,66	3,55	17	22	24	4	7	12	0,07	0,16	0,3
Sulm-Erlenbach	R7	0,13	0,31	0,87	1,14	1,35	2,14	18	20	22	3	4	6	0,05	0,08	0,24
Brettach-Neuenstadt	14	0,21	0,36	0,67	1,23	1,43	2,03	17	20	23	4	6	8	0,06	0,09	0,17
Speltach-Unterspeltach	R8	0	0,31	0,6	1	1,34	1,73	24	24	24	0	1	3	0	0,08	0,13
Roehlinger Sechta-Dalkingen	10	0,31	0,89	1,59	1,36	2,41	3,98	20	23	24	2	3	5	0,03	0,05	0,08
Jagst-Jagstzell	11	0,27	0,59	1,17	1,31	1,78	3,35	17	21	24	3	6	10	0,04	0,07	0,14
Kocher-Gaildorf	12	0,35	0,57	0,96	1,41	1,75	2,58	10	15	21	5	8	11	0,05	0,09	0,16
Bühler-Bühlertann	13	0,59	0,83	1,21	1,82	2,28	3,26	6	11	17	4	5	6	0,05	0,09	0,15
Jagst-Dörzbach	11.1	0,3	0,57	0,84	1,35	1,8	2,41	12	16	20	6	9	12	0,03	0,05	0,09
Kocher-Kocherstetten	12.1	0,33	0,52	0,85	1,39	1,67	2,3	11	16	19	6	7	10	0,04	0,06	0,11
Bühler-Geislingen	13.1	0,29	0,52	0,76	1,34	1,68	2,16	3	15	20	10	12	15	0,05	0,08	0,15
Schussen-Durlesbach	15	0,17	0,27	0,47	1,19	1,3	1,58	16	19	22	4	6	9	0,04	0,05	0,09
Deggenhauser Aach-Neufrach	16	0,12	0,25	0,52	1,13	1,27	1,63	20	23	24	2	4	7	0,05	0,08	0,14
Obere Argen-Epplings	17	0,15	0,25	0,59	1,16	1,28	1,78	15	19	22	6	9	12	0,03	0,04	0,08

Anhang B 3 Niedrigwasserperiode Sommer 2018

Tab. B4 Beginn, Ende und NM₇Q der längsten zusammenhängenden Niedrigwasserperiode im Sommer 2018

Großlandschaft	Pegel	ID	Beginn	Ende*	NM ₇ Q [m³/s]
Südschwarzwald	Wiese-Zell	1	20.06.2018	30.09.2018	0,692
	Kl. Wiese-Tegernau	2	24.06.2018	30.09.2018	0,356
	Wutach-Oberlauchringen	3	12.07.2018	30.09.2018	2,139
	Dreisam-Ebnet	4	01.05.2018	30.09.2018	0,184
	Breg-Hammereisenbach	5	17.06.2018	30.09.2018	0,521
	Kirnach-Maria-Tann	6	15.06.2018	30.09.2018	0,042
Nordschwarzwald	Murg-Bad Rotenfels	7	01.05.2018	30.09.2018	2,263
	Enz-Hoefen	8	18.06.2018	30.09.2018	1,188
Neckar- und Tauber- Gäuplatten	Pfinz-Berghausen	9	14.06.2018	30.09.2018	0,547
Schwäbisches Keuper-Lias-Land	Röhlinger Sechta-Dalkingen	10	27.07.2018	30.09.2018	0,043
	Jagst-Jagstzell	11	25.07.2018	30.09.2018	0,636
	Bühler-Bühlertann	13	01.05.2018	30.09.2018	0,152
	Brettach-Neuenstadt	14	01.05.2018	30.09.2018	0,343
Voralpines Hügel- und Moorland	Schussen-Durlesbach	15	26.05.2018	30.09.2018	0,621
	Deggenhauser Aach-Neufrach	16	01.05.2018	30.09.2018	0,262
	Obere Argen-Epplings	17	17.06.2018	31.08.2018	0,961

* Niedrigwasserperioden dauern zum Teil länger an als Ende der vorhandenen Abflusszeitreihen

Tab. B5 Anzahl an Tagen mit Überschreitungen von Schwellenwerten in der zusammenhängenden Niedrigwasserperiode Sommer 2018 (in Klammern Anteil an Tagen mit Überschreitungen in %); in fett gedruckt: Überschreitungen von Schwellenwerten vorwiegend auf Niederschlagsereignisse zurückzuführen

			Indikator	V [-]			RW [cm/h]		U [-]			RBF [-]	Q _{minO} [m³/s]	Q _{minG} [m³/s]
Schwellenwerte			≥ 1,5:1	≥ 3:1	≥ 5:1	≥10	≥15	≥6	≥8	≥12	≥0,05	1/3 MNQ	1/6 MNQ	
Großlandschaft	Pegel	ID												
Südschwarzwald	Wiese-Zell	1	4 (3,9)	2 (1,9)	2 (1,9)	1 (1)	0	13 (12,6)	4 (3,9)	0	13 (12,6)	0	0	
	Kl. Wiese-Tegernau	2	1 (1)	1 (1)	0	0	0	2 (2)	1 (1)	0	25 (25,2)	0	0	
	Wutach-Oberlauchringen	3	2 (2,5)	0	0	0	0	55 (69,6)	21 (26,6)	1 (1,3)	26 (32,9)	0	0	
	Dreisam-Ebnet	4	8 (5,2)	5 (3,3)	2 (1,3)	2 (1,3)	1 (0,7)	11 (7,2)	0	0	29 (19)	2 (1,3)	0	
	Breg-Hammereisenbach	5	0	0	0	0	0	58 (54,7)	38 (35,9)	11 (10,4)	28 (26,4)	0	0	
	Kirnach-Maria-Tann	6	5 (4,7)	4 (3,7)	2 (1,3)	2 (1,9)	0	8 (7,5)	6 (5,6)	2 (1,9)	47 (43,9)	34 (31,8)	28 (26,2)	
Nordschwarzwald	Murg-Bad Rotenfels	7	9 (5,9)	1 (0,7)	0	1 (0,7)	0	70 (46)	53 (34,9)	14 (9,2)	65 (42,8)	0	0	
	Enz-Höfen	8	0	0	0	0	0	18 (17,1)	9 (8,6)	5 (4,8)	10 (9,5)	0	0	
Neckar- und Tauber- Gäuplatten	Pfinz-Berghausen	9	1 (1)	0	0	0	0	0	0	0	20 (19,8)	0	0	
Schwäbisches Keuper-Lias-Land	Röhlinger Sechta-Dalkingen	10	2 (3)	0	0	0	0	1 (1,5)	0	0	12 (18,2)	0	0	
	Jagst-Jagstzell	11	4 (5,9)	0	0	0	0	15 (22)	7 (10,3)	2 (2,9)	17 (25)	0	0	
	Bühler-Bühlertann	13	14 (9,4)	3 (2,0)	1 (0,7)	1 (0,7)	1 (0,7)	25 (16,8)	2 (1,3)	0	106 (71,1)	0	0	
	Brettach-Neuenstadt	14	5 (3,5)	1 (0,7)	0	0	0	39 (27)	12 (8,3)	0	25 (17,2)	0	0	
Voralpines Hügel- und Moorland	Schussen-Durlesbach	15	2 (1,6)	0	0	0	0	83 (66,4)	46 (36,8)	11 (8,8)	33 (26,4)	0	0	
	Deggenhauser Aach-Neufrach	16	5 (3,3)	1 (0,7)	0	0	0	37 (24,2)	12 (7,8)	0	20(13)	0	0	
	Obere Argen-Epplings	17	0	0	0	0	0	47 (61,8)	25 (32,9)	2n (2,6)	38 (50)	0	0	

Anhang B 4 Trendanalyse

Tab. B6 Einbezug hydroklimatisch bedingter Trends in die Sen-Steigungen der Schwallpegel durch Differenzenbildung der Sen-Steigungen von Schwall- und Referenzpegeln; die angegebenen Steigungen beziehen sich auf die ermittelten Trendstärken für die jährlichen 80 %-Quantile

Referenzpegel	Pegel- ID	Sen-Steigungen Referenzpegel pro Jahr			Schwallpegel	Pegel- ID	Sen-Steigungen Schwallpegel pro Jahr			Differenzen Sen - Steigungen		
		U [-]	RBF [-]	RQ _{an} [m ³ /s/h]			U [-]	RBF [-]	RQ _{an} [m ³ /s/h]	U [-]	RBF [-]	RQ _{an} [m ³ /s/h]
Steina - Illmühle	R1	0,0000	0,0004	0,0002	Wiese - Zell	1	0,0828	0,0002	-0,0024	0,0828	-0,0002	-0,0026
					Kleine Wiese - Tegernau	2	-0,0435	-0,0015	-0,0100	-0,0435	-0,0019	-0,0102
					Wutach - Oberlauchringen	3	0,0000	0,0000	-0,0020	0,0000	-0,0004	-0,0022
Linach - Unterlinach	R3	-0,037	-0,0002	-0,0006	Breg - Hammereisenbach	5	0,1333	0,0004	0,0011	0,1703	0,0006	0,0017
					Kirnach - Maria - Tann	6	0,0593	-0,0057	-0,0170	0,0963	-0,0055	-0,0164
Oos - Baden Baden	R4	0,0000	-0,0002	-0,0003	Murg - Bad Rotenfels	7	0,0000	0,0003	0,0030	0,0000	0,0005	0,0033
					Enz - Höfen	8	0,1000	-0,0001	-0,0038	0,1000	0,0001	-0,0035
Kraichbach - Ubstadt	R6	0,0000	-0,0001	0,0000	Pfinz - Berghausen	9	0,0833	0,0001	-0,0013	0,0833	0,0002	-0,0013
Sulm - Erlenbach	R7	0,0357	0,0001	0,0002	Brettach - Neuenstadt	14	0,0370	-0,0004	-0,0012	0,0013	-0,0005	-0,0014
Speltach - Unterspeltach	R8	0,0000	0,0001	0,0002	Roehlinger Sechta - Dalkingen	10	0,0000	0,0004	-0,0002	0,0000	0,0003	-0,0004
					Jagst - Jagstzell	11	0,0000	-0,0020	-0,0075	0,0000	-0,0021	-0,0077
					Kocher - Kocherstetten	12	0,0800	0,0015	0,0114	0,0800	0,0014	0,0112
					Bühler - Bühlertann	13	0,0000	0,0000	-0,0033	0,0000	-0,0001	-0,0035

Anhang B 5 Kruskal-Wallis-Test

Tab. B7 Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests auf Unterschiede zwischen dem prozentualen Anteil an Überschreitungstagen von Schwellenwerten an Tagen unter $MQ(m)$ und den ökologischen Qualitätsklassen der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten

Indikator	p-Wert Makrozoobenthos	p-Wert Makrophyten	p-Wert Phytobenthos
V(d)	0,8487	0,4065	0,1613
RW	0,6398	0,1869	0,6165
U(d)	0,3567	0,6256	0,5485
RBF	0,9058	0,6602	0,4837

$p \leq 0,05$ (signifikant)

Tab. B8 Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests auf Unterschiede zwischen dem prozentualen Anteil an Überschreitungstagen von Schwellenwerten an Tagen unter $MNQ(m)$ und den ökologischen Qualitätsklassen der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten

Indikator	p-Wert Makrozoobenthos	p-Wert Makrophyten	p-Wert Phytobenthos
V(d)	0,592	0,4943	0,6524
RW	0,4024	0,5251	0,8407
U(d)	0,3383	0,6256	0,4839
RBF	0,8627	0,6963	0,6892

$p \leq 0,05$ (signifikant)

Tab B9 Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests auf Unterschiede zwischen dem 80 %-Quantil von Indikatorwerten an Tagen unter MNQ und den ökologischen Qualitätsklassen der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten

Indikator	p-Wert Makrozoobenthos	p-Wert Makrophyten	p-Wert Phytobenthos
V(d)	0,6301	0,7694	0,3419
RW	0,5994	0,6602	0,6169
U(d)	0,4052	0,6947	0,545
RBF	0,9307	0,6961	0,6168

$p \leq 0,05$ (signifikant)

Anhang C Abbildungen

Anhang C 1 Pardé-Koeffizienten

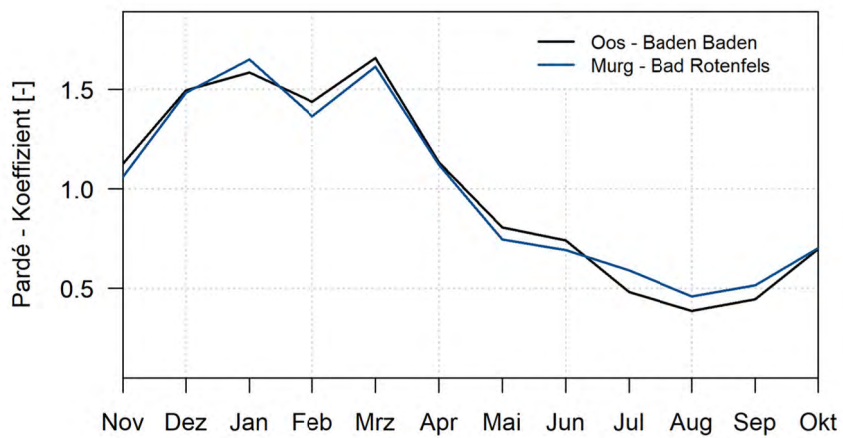


Abb. C1 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 4

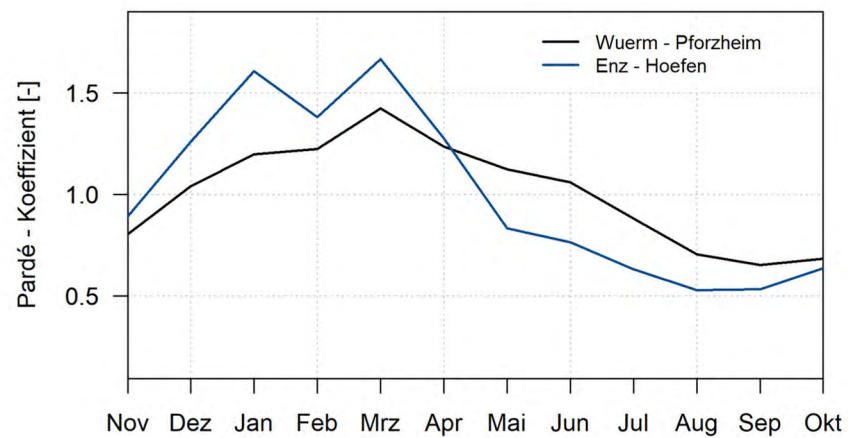


Abb. C2 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 5

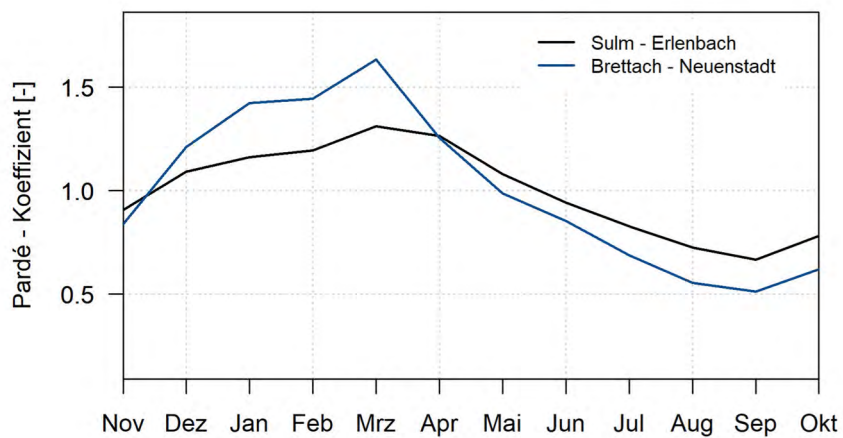


Abb. C3 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 7

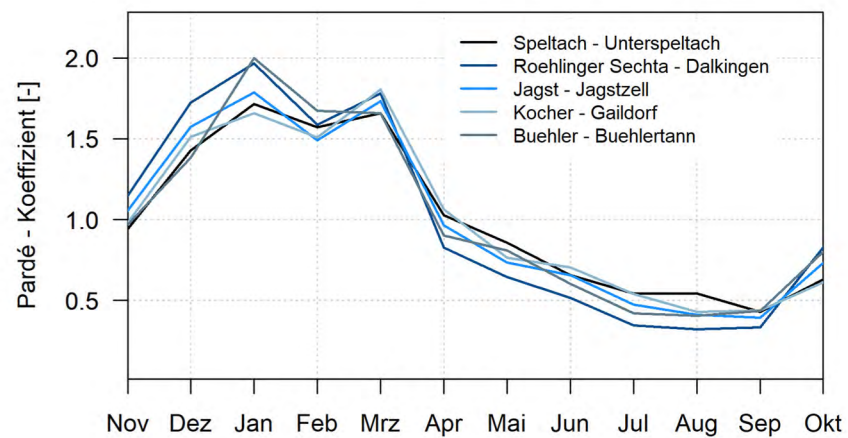


Abb. C4 Monatliche Pardé-Koeffizienten für die Pegel der Pegelgruppe 8

Anhang C 2 Ganglinien Schwall- und Referenzpegel

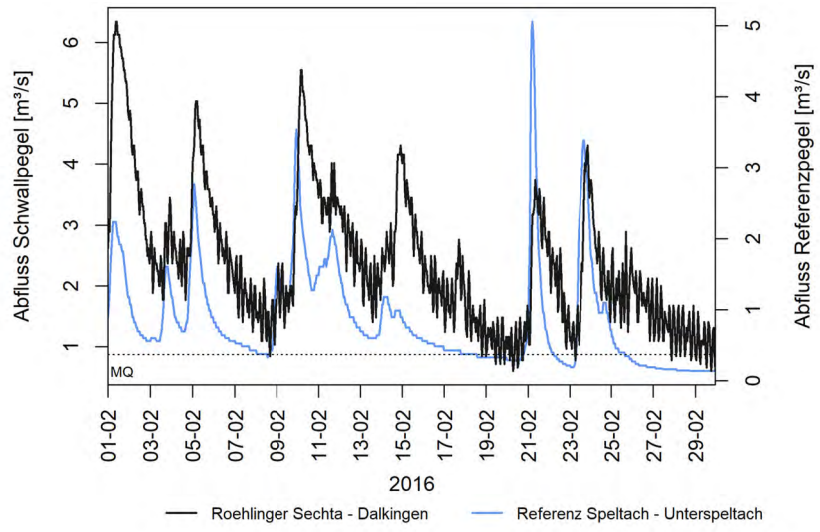


Abb. C5 Deutliche „Hydro Fibrillationen“ am Pegel Röhlinger Sechta-Dalkingen im Februar 2016; MQ entspricht MQ des Schwallpegels

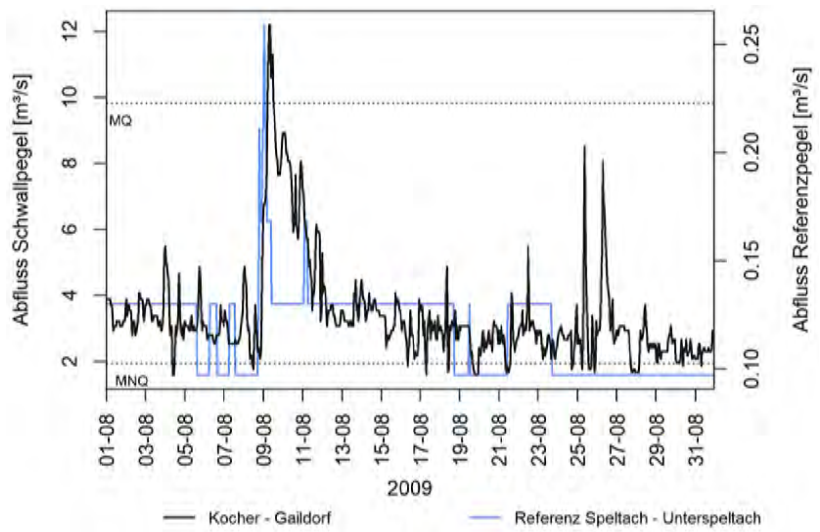


Abb. C7 Deutliche „Hydro Fibrillationen“ am Pegel Kocher-Gaildorf im August 2009; MQ und MNQ entsprechen MQ und MNQ des Schwallpegels

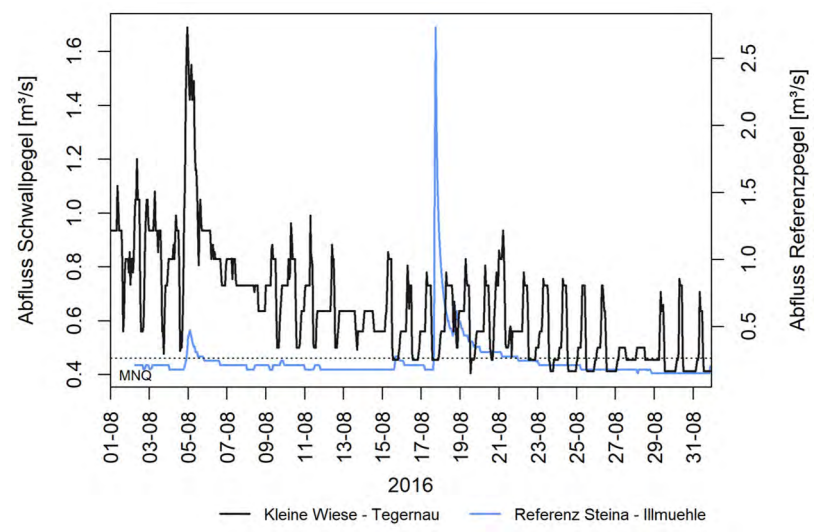


Abb. C6 Deutliche „Hydro Fibrillationen“ am Pegel Kleine Wiese-Tegernau im August 2016; MNQ entspricht MNQ des Schwallpegels

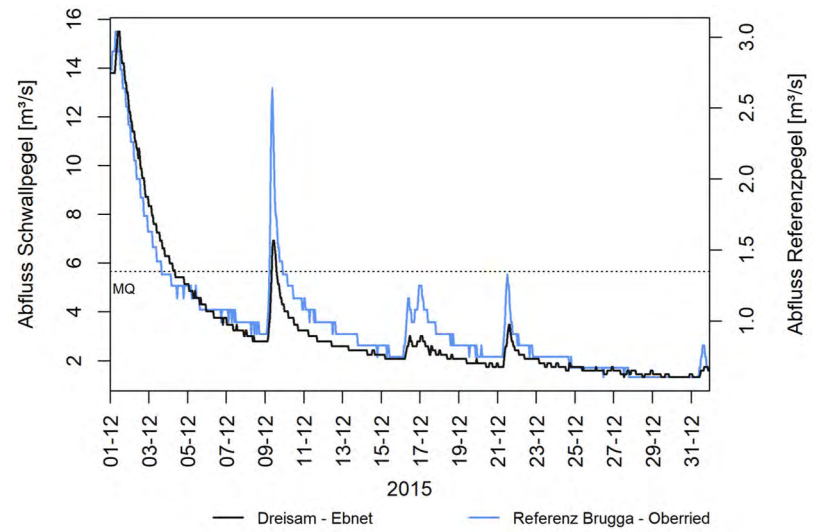


Abb. C8 Keine deutlichen kurzfristigen Abflussschwankungen am Pegel Dreisam-Ebnet im Dezember 2015; MQ entspricht MQ des Schwallpegels

Anhang C 3 80 %-Quantile Schwall- und Referenzpegel

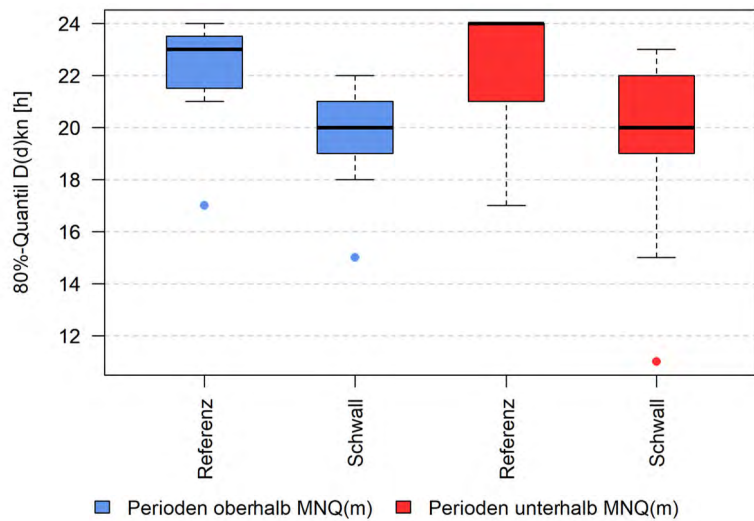


Abb. C9 80 %-Quantile der täglichen Dauer konstanter Abflüsse $D(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

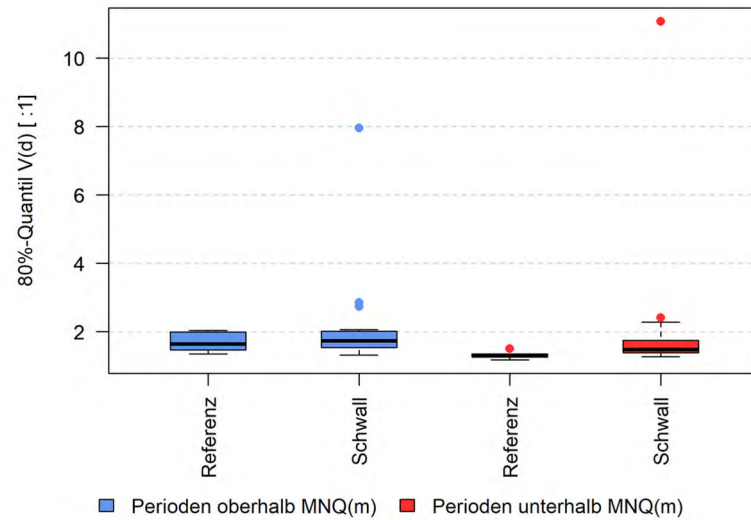


Abb. C10 80 %-Quantile der täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisse $V(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

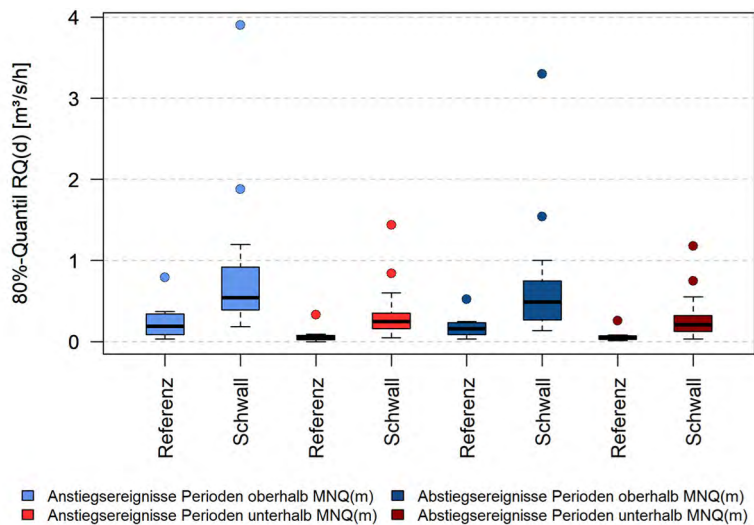


Abb. C11 80 %-Quantile der täglichen maximalen Abflussänderungsraten $RQ(d)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

Anhang C 4 Dauerkurven Schwall- und Referenzpegel

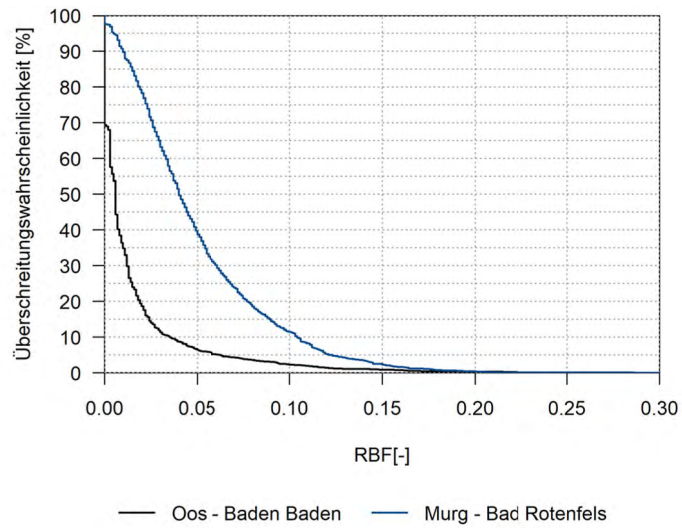


Abb. C12 Dauerkurven des täglichen RBFs der Pegelgruppe 4 für Tage unter $MNQ(m)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

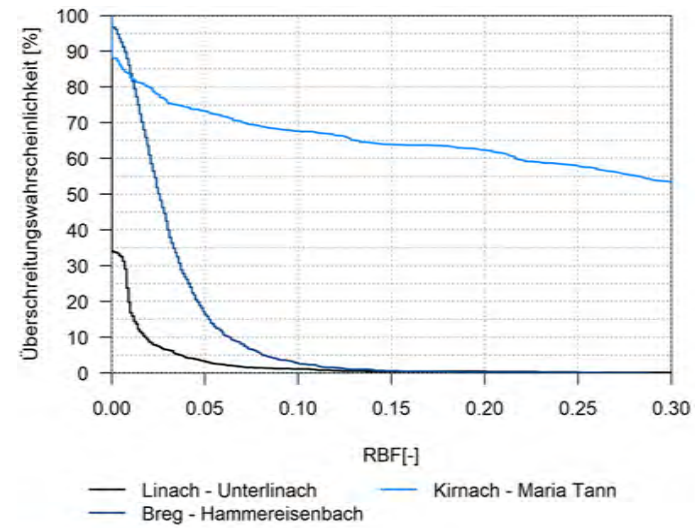


Abb. C13 Dauerkurven des täglichen RBFs der Pegelgruppe 3 für Tage unter $MNQ(m)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

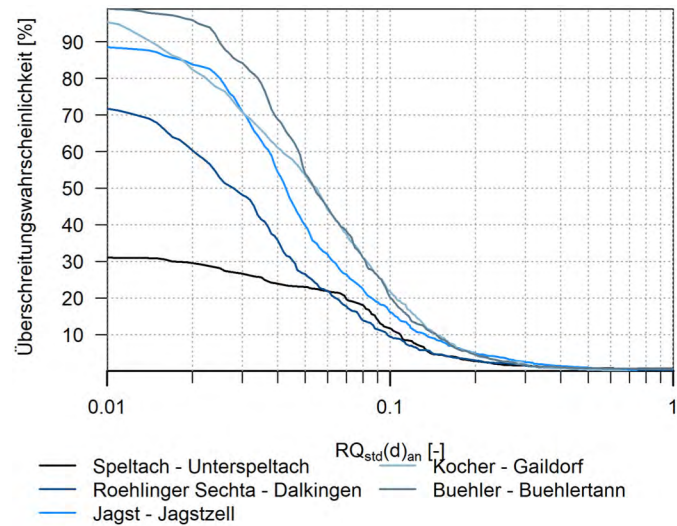


Abb. C14 Dauerkurven täglicher maximaler standardisierter Pegeländerungsraten der Pegelgruppe 8 für Tage unter $MNQ(m)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

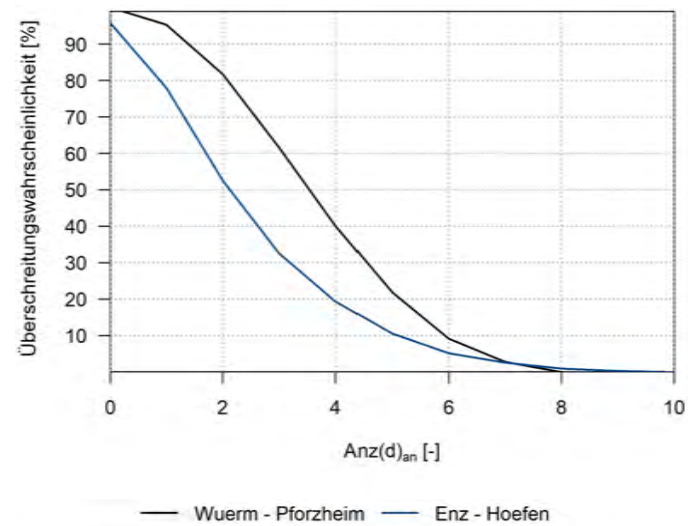


Abb. C15 Dauerkurven der täglichen Anzahl an Anstiegsereignissen der Pegelgruppe 5 für Tage unter $MNQ(m)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008-2018

Anhang C 5 Pegelbewertung nach dem Kriterium Überschreitung von Schwellenwerten

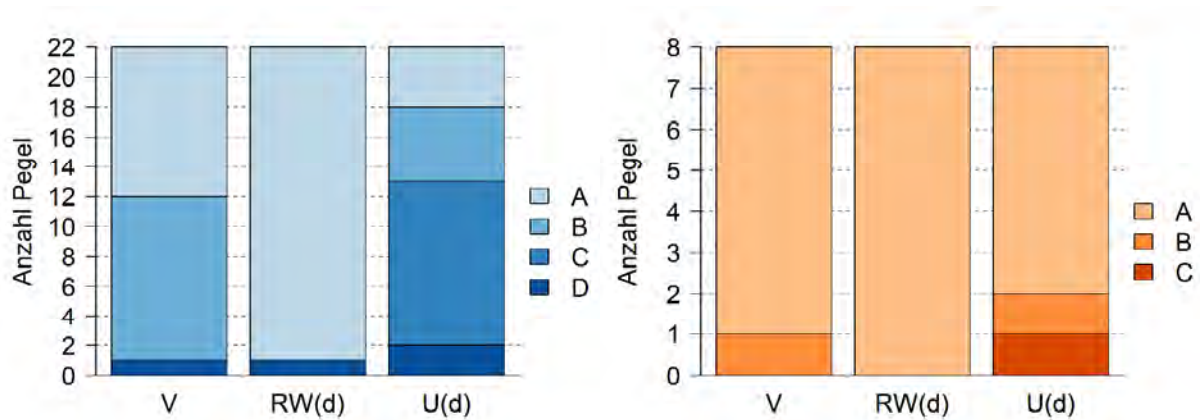


Abb. C16 Anzahl an Schwallpegeln, unterliegenden Pegeln (linke Abb.) und Referenzpegeln (rechte Abb.) in der jeweiligen Kategorie (A,B,C,D) der Pegelbewertung für die Indikatoren maximales tägliches Schwall/Sunk-Verhältnis V , maximale tägliche Pegeländerungsrate $RW(d)$ und Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag $U(d)$; Tage unter $MQ(m)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018

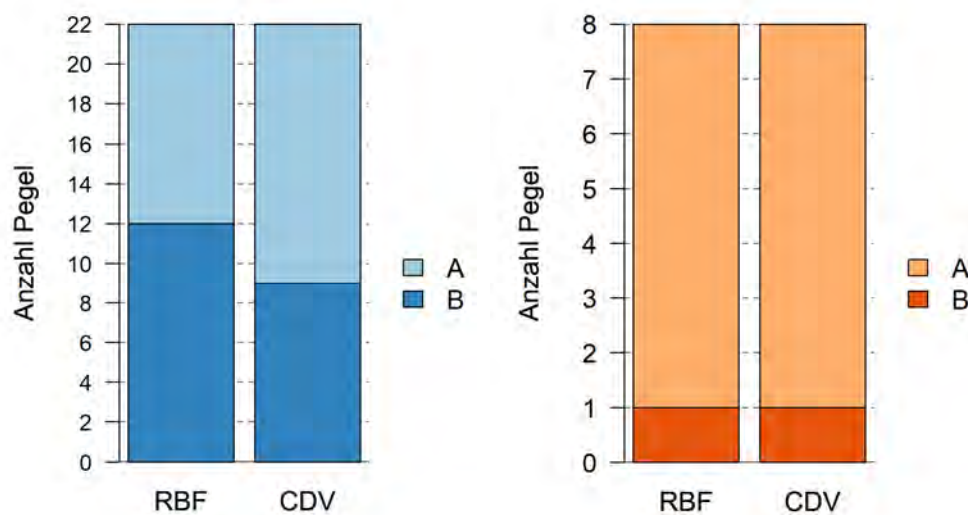


Abb. C17 Anzahl an Schwallpegeln, unterliegenden Pegeln (linke Abb.) und Referenzpegeln (rechte Abb.) in der jeweiligen Kategorie (A,B) der Pegelbewertung für die Indikatoren RBF und CDV; Tage unter $MQ(m)$ im Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018

Anhang C 6 Monatliche Schwall- und Sunk- Indikatorwerte

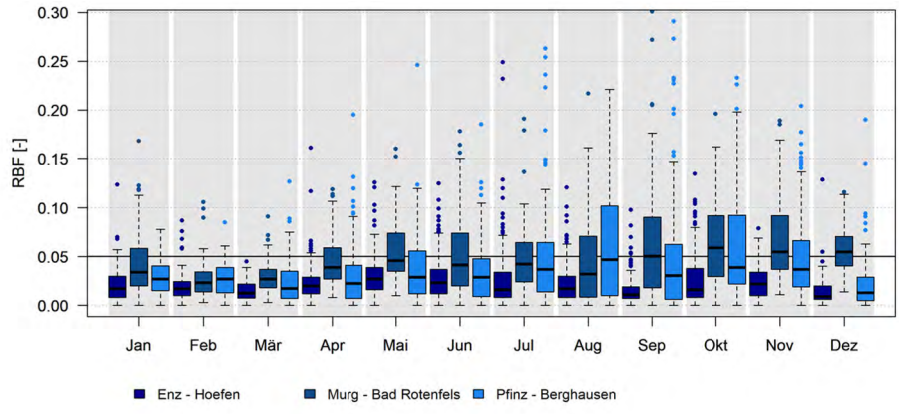


Abb. C18 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen RBFs für Tage unter MNQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel im Nordschwarzwald und der Großlandschaft Neckar-Tauber-Gäuplatten; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018

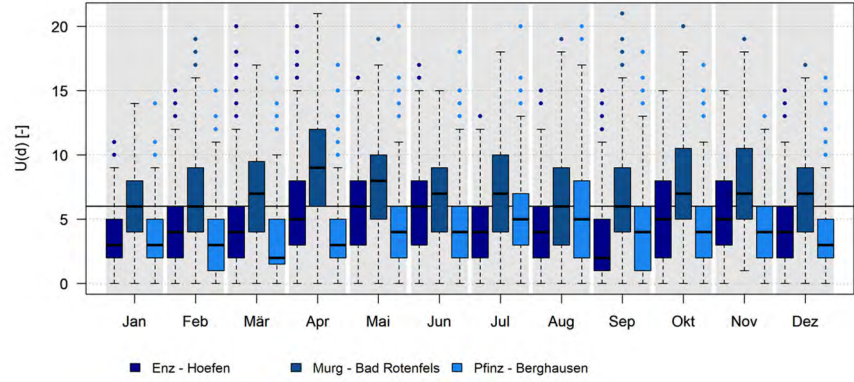


Abb. C20 Verteilung von Indikatorwerten der täglichen Anzahl an Abflussumkehrungen $U(d)$ für Tage unter MQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel im Nordschwarzwald und der Großlandschaft Neckar-Tauber-Gäuplatten; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018

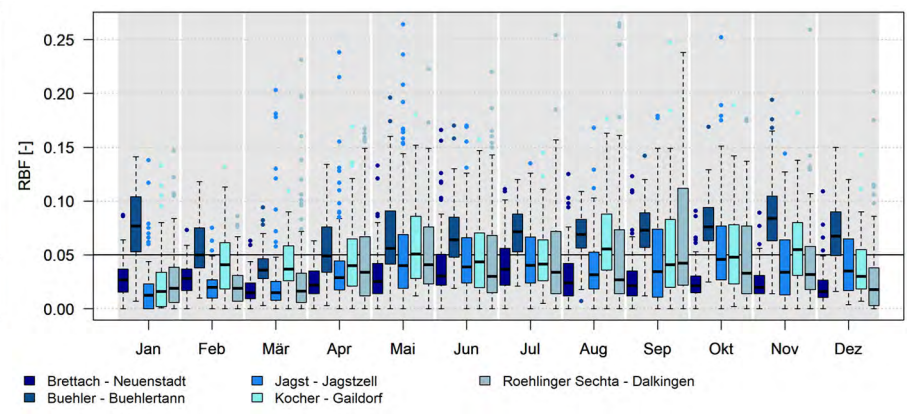


Abb. C19 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen RBFs für Tage unter MNQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018

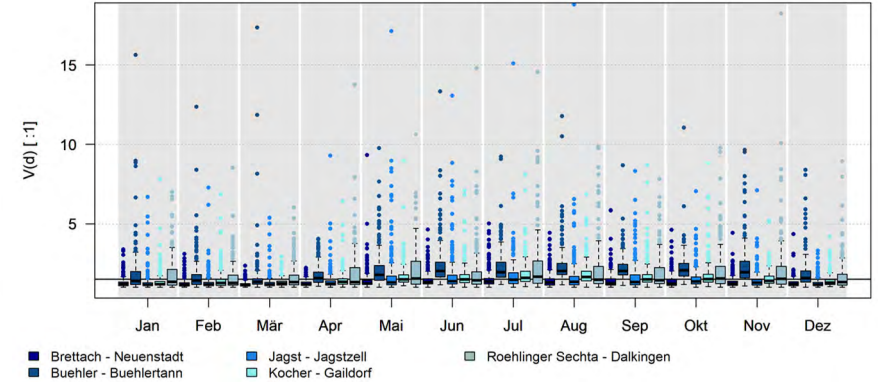


Abb. C21 Verteilung von Indikatorwerten des täglichen Schwall/Sunk-Verhältnisses für Tage unter MQ(m) in einzelnen Monaten für Pegel der Großlandschaft Schwäbisches Keuper-Lias-Land; Zeitraum hydrologisches Jahr 2008 bis hydrologisches Jahr 2018;

Anhang C 7 Monatliche Trendanalyse

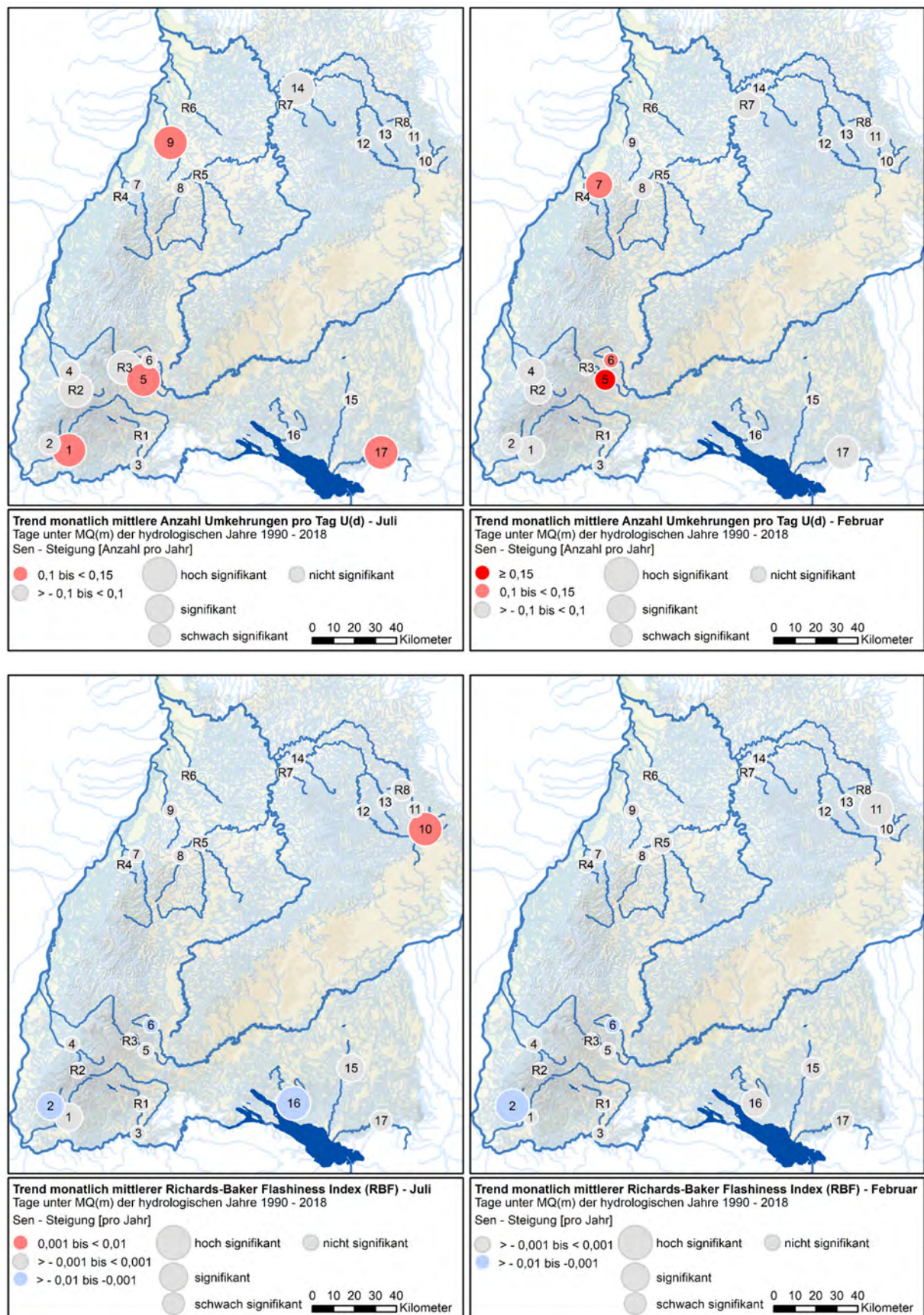


Abb. C22 Ergebnisse der monatlichen Trendanalyse für die Monate Juli und Februar und die Indikatoren Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag (oben) und RBF (unten) für Tage unter MQ(m) im Zeitraum hydrologisches Jahr 1990 bis hydrologisches Jahr 2018

Anhang D Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Symbol	Einheit	Name
A	[m ³ /s]	Amplitude eines Ereignisses
A(d)	[m ³ /s]	tägliche Amplitude
A(d)std	[-]	standardisierte tägliche Amplitude
AB		Abflussabstiege
AN		Abflussanstiege
Anz(d)	[-]	Anzahl Ereignisse pro Tag
Anz(d) _{ab}	[-]	Anzahl Abstiegsereignisse pro Tag
Anz(d) _{an}	[-]	Anzahl Anstiegsereignisse pro Tag
Astd	[-]	standardisierte Amplitude eines Ereignisses
BFI	[-]	Baseflow-Index
CDV	[-]	Coefficient of Diel Variation
D	[h]	Dauer eines Ereignisses
D(d) _{kn}	[h]	Gesamtdauer aller konstanter Ereignisse pro Tag
EEG		Erneuerbare-Energien-Gesetz
EZG		Einzugsgebiet
FIA		Fish Index Austria
HRB		Hochwasserrückhaltebecken
HVZ		Hochwasservorhersagezentrale Baden-Württemberg
IHA-Methode		Indicators of Hydrologic Alteration-Methode
KN		konstante Abflüsse
LRA		Landratsamt
LUBW		Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (früher: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg)
MNQ	[m ³ /s]	langjähriger mittlerer Niedrigwasserabfluss
MNQ(m)	[m ³ /s]	langjähriger mittlerer monatlicher Niedrigwasserabfluss
MQ	[m ³ /s]	langjähriger mittlerer Abfluss
MQ(m)	[m ³ /s]	langjähriger mittlerer monatlicher Abfluss
NM ₇ Q	[m ³ /s]	Niedrigster Mittelwert von sieben aufeinanderfolgenden Tagesabflusswerten
Q	[m ³ /s]	Abfluss

Q(d)	[m ³ /s]	mittlerer täglicher Abfluss
Q _{max}	[m ³ /s]	maximaler Abfluss eines Ereignisses
Q _{max(d)}	[m ³ /s]	maximaler Abfluss innerhalb eines Tages
Q _{min}	[m ³ /s]	Minimaler Abfluss eines Ereignisses
Q _{min(d)}	[m ³ /s]	minimaler Abfluss innerhalb eines Tages
Q _{minG}	[m ³ /s]	Grenzwert Mindestabfluss
Q _{minO}	[m ³ /s]	Orientierungswert Mindestabfluss
Qstd(d)	[-]	standardisierter mittlerer täglicher Abfluss
Q ₉₅	[m ³ /s]	Abfluss, über dem 95% aller Abflusswerte liegen
RBF	[-]	Richards-Baker Flashiness Index
RQ	[m ³ /s/h]	maximale Abflussänderungsrate eines Ereignisses
RQ _{ab}	[m ³ /s/h]	maximale Abflussänderungsrate eines Abstiegseignisses
RQ _{an}	[m ³ /s/h]	maximale Abflussänderungsrate eines Anstiegseignisses
RQ(d)	[m ³ /s/h]	maximale tägliche Abflussänderungsrate
RQ _{mitt}	[m ³ /s/h]	mittlere Abflussänderungsrate eines Ereignisses
RQstd	[-]	maximale standardisierte Abflussänderungsrate eines Ereignisses
RQstd(d)	[-]	maximale standardisierte Abflussänderungsrate eines Tages
RW	[cm/h]	maximale Pegeländerungsrate eines Ereignisses
RW(d)	[cm/h]	maximale tägliche Pegeländerungsrate
t	[h]	Zeit
t _{beg}		Zeitpunkt am Anfang eines Ereignisses
t _{end}		Zeitpunkt am Ende eines Ereignisses
t _s		Zeitschritt
TSP		Talsperre
U(d)	[-]	Anzahl Abflussumkehrungen pro Tag
UIS		Umweltinformationssystem der LUBW
V	[:1]	Schwall/Sunk-Verhältnis eines Ereignisses
V(d)	[:1]	tägliches Schwall/Sunk-Verhältnis
W	[cm]	Wasserstand
WG		Wassergesetz
WHG		Wasserhaushaltsgesetz
WKA(s)		Wasserkraftanlage(n)
WRRL		Wasserrahmenrichtlinie

Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass

1. ich die eingereichte Masterarbeit selbstständig verfasst habe,
2. ich keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und alle wörtlich oder sinngemäß aus anderen Werken übernommenen Inhalte als solche kenntlich gemacht habe,
3. die eingereichte Masterarbeit weder vollständig noch in wesentlichen Teilen Gegenstand eines anderen Prüfungsverfahrens war oder ist und
4. die elektronische Version der eingereichten Masterarbeit in Inhalt und Formatierung mit den auf Papier ausgedruckten Exemplaren übereinstimmt

Ort, Datum

Alina Christine Domass