

Florian Oestermann & Christoph Mudersbach

Langjährige Trends der Niedrigwasserkennwerte in Deutschland

Long-term trends in low flow parameters in Germany

Ziel der Untersuchung ist die Identifikation von Gebieten mit einer Tendenz zu stärkeren Niedrigwassersituationen und des Einflusses der letzten Dekade auf die langfristigen Trends für 105 Pegel in Deutschland für die Wasserhaushaltsjahre 1957 bis 2018. Dazu wurden schwellenwertbasierte und nicht schwellenwertbasierte Niedrigwasserkennwerte auf Grundlage der mittleren täglichen Abflüsse des Global Runoff Data Centre (GRDC) Datensatzes ermittelt und die signifikanten Sprungstellen und Autokorrelationen in den Zeitreihen homogenisiert. Die Signifikanz der Trends wurde mit dem Mann-Kendall-Test und die Richtung der Trends mittels Sen-Slope-Estimator bestimmt. Es ergab sich insgesamt nur eine geringe Anzahl an signifikanten Trends, die eine Verschärfung der Niedrigwassersituation an den jeweiligen Pegeln beschreibt. Bei den meisten Pegeln konnten keine signifikanten Trends festgestellt werden. Die Untersuchungen ergaben keine gebietsspezifischen Häufungen von signifikanten Trends und auch eine Verschärfung der Niedrigwassertrends durch die letzte Dekade konnte nicht nachgewiesen werden, da die dargestellten Trends konsistent gegenüber dem zugrundeliegenden Schwellenwert Q_s und dem Zeitraum waren. Lediglich bei der Betrachtung der letzten 30 und zehn Jahre ergab sich eine Zunahme der Pegel mit einer verschärfenden Niedrigwassersituation, welche aber nicht signifikant war. Für die Elbe konnte für den gekürzten Zeitraum ab 1957 eine signifikante Entspannung festgestellt werden, für die gesamte Zeitreihe zum Teil ab 1806 jedoch eine signifikante Verschärfung. Die dargestellten Trends lassen sich nicht für die Zukunft extrapolieren, sodass anhand der Ergebnisse keine Aussage über die zukünftige Niedrigwassersituation in Deutschland getroffen werden kann.

Schlagwörter: Niedrigwasser, Trendanalyse, Sprungstelle, Pre-Whitening

The aim of the study is to identify areas with a tendency towards more intense low flow situations and the influence of the last decade on the long-term trends for 105 gauging stations in Germany from 1957 to 2018. For this purpose, threshold-based and non-threshold-based low flow parameters were determined based on the mean daily discharges of the Global Runoff Data Centre (GRDC) dataset and the significant change points and autocorrelations in the time series were homogenized. The significance of the trends was determined using the Mann-Kendall test and the direction of the trends using Sen's slope estimator. Overall, there were only a small number of significant trends describing an aggravation of the low flow situation at the respective gauges. No significant trends were found at most of the gauges. The investigations did not reveal any basin-specific accumulations of significant trends, nor could an aggravation of low flow trends through the last decade be demonstrated, as the trends presented were consistent with respect to the underlying threshold Q_s and time period. Only when looking at the last 30 and ten years there was an increase in gauges with an exacerbating low flow situation, but this was not significant. For the Elbe River, there was a significant relaxation for the period starting in 1957, but a significant aggravation for the entire time series in part starting in 1806. The trends shown cannot be extrapolated for the future, so that no statement about the future low flow situation in Germany can be made based on the results.

Keywords: low flow, trend analysis, change point, pre-whitening

1 Einleitung

Durch die zahlreichen Dürreereignisse in den vergangenen Jahren hat die Thematik der Dürre an Bedeutung und Aufmerksamkeit gewonnen. Nicht nur in der jüngeren Vergangenheit (2011, 2015, 2018/19), sondern schon in weiter zurückliegenden Jahren (1973, 1976, 2003) gab es deutschlandweite Dürreperioden (HELLWIG, 2019). Dürre spiegelt sich unter anderem in Niedrigwasserperioden wider (SMAKHTIN, 2001). Niedrigwasser hat vor allem negative Auswirkungen auf die Gewässerqualität, die industrielle und landwirtschaftliche Wassernutzung, die Wasserversorgung und die Schifffahrt (KLIWA, 2018). Aus diesem Grund können Niedrigwasserperioden im Vergleich zum Hochwasser ebenfalls hohe finanzielle Schäden verursachen (PUSHPALATHA et al., 2011).

Niedrigwasser kann anhand von Niedrigwasserkennwerten gemessen werden. Es wird nach DIN 4049-3:1994-10 (DIN, 1994) definiert als Zustand eines Gewässers, dessen Wasserstand oder Durchfluss auf oder unter einem bestimmten Schwellenwert liegt. Dieser Schwellenwert ist in seiner Höhe nicht definiert und muss situationsangepasst gewählt werden. Anthropogene

Einflüsse wie die Flächenversiegelung, Bau von Wassermanagementsystemen, Wasserentnahmen für industrielle und landwirtschaftliche Zwecke und Änderungen der Vegetation spiegeln sich in den Abflusszeitreihen wider (SMAKHTIN, 2001; FINKE & KRAUSE, 2005). Dabei beeinflussen klimawandelbedingte Einflüsse wie steigende Temperaturen und wechselnde Niederschlagsverteilungen das Niedrigwasserverhalten genauso wie die anthropogenen Einflüsse und die unterschiedliche Gewässernutzung (BORMANN & PINTER, 2017). Als Niedrigwasserperiode wird die Zeit bezeichnet, in der Niedrigwasser im Gewässer vorliegt, und beschreibt damit mehrere zusammenhängende Tage (LFU BAYERN, 2020). Diese werden begünstigt durch unterdurchschnittliche Niederschlagsmengen, stark abweichende innerjährige Niederschlagsverteilungen, hohe Temperaturen, lange Sonnenscheindauern und schneearme Winter (KOHN et al., 2014). Als Folge von langen Niedrigwasserperioden stellen sich geringere Grundwasserstände ein, welche sich wiederum auf die Wasserversorgung auswirken (HELLWIG, 2019).

FINKE & KRAUSE (2005) untersuchten bereits das Langzeitverhalten von Niedrigwasserkenngrößen von Pegeln des Havelgebietes und der Elbe. Dabei wurden Zeitreihen mit einer Länge

von 24 bis 148 Jahren bis zu dem Jahr 2000 ausgewertet, also unterschiedlich lange Zeiträume für die jeweiligen Pegel. Dabei konnten positive Trends bei der Elbe und negative Niedrigwassertrends bei Pegeln im Havelgebiet aufgezeigt werden. In der unteren Havel konnte eine starke Minderung des Niedrigwasserabflusses nachgewiesen werden. Diese wurden auf einen Rückgang der klimatischen Wasserbilanz, der Braunkohleförderung und des Gebietszuflusses zwecks Speicherung zurückgeführt. Im Rahmen des Forschungsprojektes KLIWA wurde unter anderem das Langzeitverhalten des Niedrigwassers in Süddeutschland untersucht. Dazu zählten die Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz (KLIWA, 2018). Es wurden die Niedrigwasserjahre 1976, 1991, 2003, 2011 und 2015 hinsichtlich ihrer Ausprägung untersucht. Es konnten unterschiedliche regionale Verhalten bezüglich der Niedrigwasserentwicklung der einzelnen Jahre beobachtet werden. Für die Vergleichbarkeit der gebiets- und jahresübergreifenden Niedrigwasserentwicklung wurde die Normierung mittels des mittleren Niedrigwasserabflusses MNQ empfohlen. Die Untersuchungen zeigten, dass das Jahr 2003 das auffälligste Ereignis im Pilotgebiet darstellte. Danach folgten die Jahre 1991, 1976 und 2015. FANGMANN et al. (2013) beschäftigten sich mit den Trends von Abflusszeitreihen in Niedersachsen. Die Untersuchungen umfassten 34 Pegel im Zeitraum von 1951 bis 2005 bzw. 110 Pegel im Zeitraum von 1966 bis 2005. Neben den Abflusszeitreihen wurden auch Temperaturen und Niederschlagsindizes untersucht. Die Untersuchungen befassten sich auch mit jahreszeitlichen Trends. Dabei wurden die stärksten Trends im Sommer ermittelt. Für den Niedrigwasserabfluss war der Untersuchungszeitraum maßgebend. Es konnte ein hoher Anteil an Sprungstellen in den Zeitreihen im Jahr 1988 beobachtet werden. Eine endgültige Ursache hierfür wurde nicht angegeben, wurde aber mit einem Anstieg der Temperatur und einer Reduktion des Niederschlages in Verbindung gebracht. Das Niedrigwasser von 2011 wurde von KOHN et al. (2014) mit zurückliegenden Niedrigwasserperioden hinsichtlich der Entstehung und Auswirkungen bewertet. Dazu wurden 346 Abflusspegel (teils von 1944 bis 2011), 293 Grundwasserstellen und 40 Quellschüttungsdatenreihen untersucht, welche im gesamten Bundesgebiet verteilt waren. BORMANN & PINTER (2017) haben eine Analyse von Langzeittrends für nicht schwellenwertbasierte und schwellenwertbasierte Niedrigwasserkennwerte von 79 Pegeln in Deutschland durchgeführt. Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von 1950 bis 2013. Die verschiedenen Trends der Niedrigwasserkennwerte zeigten ein ähnliches gebietsspezifisches Trendverhalten. Es wurde keine gesamtdeutsche Betroffenheit festgestellt, vielmehr wurden einzugsgebietspezifische Muster aufgezeigt. BORMANN & PINTER (2017) kamen zu dem Ergebnis, dass die meisten Pegel eine signifikante Entspannung der Niedrigwassersituation zeigten, was hauptsächlich auf anthropogene Einflüsse wie die Speicherbewirtschaftung zurückgeführt wurde.

Die aufgeführten Untersuchungen sind einerseits gebietsspezifisch und stellen somit nicht die flächendeckenden Trends des Niedrigwassers in Deutschland dar. Andererseits wurde von BORMANN & PINTER (2017) eine Analyse für ganz Deutschland durchgeführt, bei der keine Sprungstellen und Autokorrelationen berücksichtigt wurden, die aber einen wesentlichen Einfluss auf die Trenduntersuchungen haben. So könnten die dargestellten Trends auf nicht homogenisierte Sprungstellen oder Autokorrelationen in den Zeitreihen zurückzuführen sein, die eine sprunghafte und keine langjährige Veränderung darstellen. Des-

halb ist es Ziel dieser Arbeit, eine Niedrigwasseranalyse für ganz Deutschland darzustellen, in der sowohl Sprungstellen als auch Autokorrelationen der Kennwerte detektiert und homogenisiert werden. Zudem wurde der Umfang der untersuchten Pegel auf 105 Pegel erhöht und die Daten bis Anfang des Jahres 2019 erweitert, sodass das Dürrejahr 2018 in den untersuchten Daten enthalten ist. Die Trenduntersuchungen basieren bei allen Pegeln auf dem Zeitraum vom 1. April 1957 bis zum 31. März 2019, was die Vergleichbarkeit der Trends untereinander ermöglicht.

Die Arbeit orientiert sich an folgenden Leitfragen:

1. Lassen sich Gebiete bzw. Flüsse identifizieren, die über den betrachteten Untersuchungszeitraum eine Tendenz zu stärkeren Niedrigwassersituationen aufweisen?
2. Wie stark beeinflussen Niedrigwasserereignisse der letzten Dekade des untersuchten Zeitraumes den langfristigen Trend?

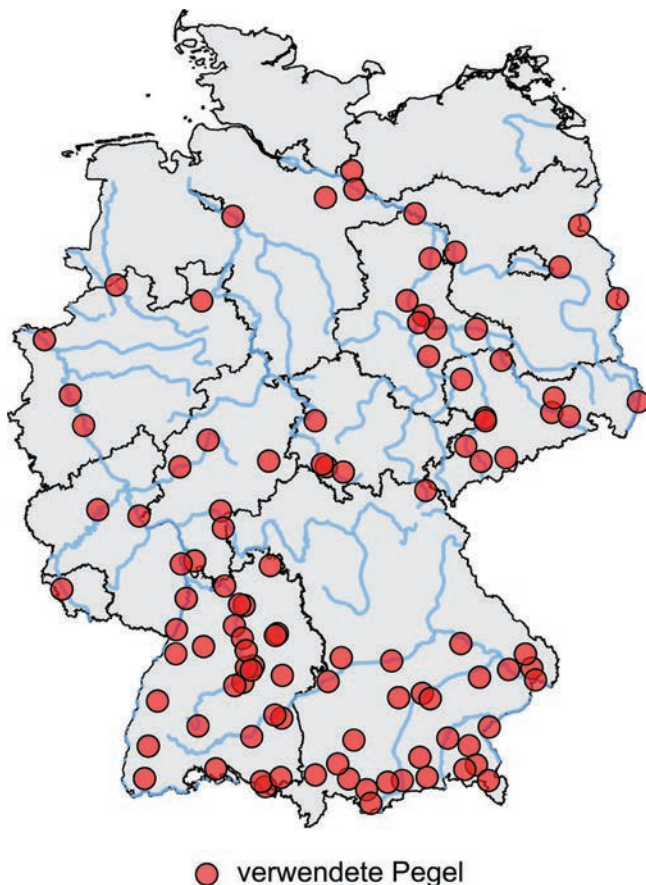
Dazu wurde eine räumlich verteilte Trendanalyse von verschiedenen Niedrigwasserkennwerten für ganz Deutschland auf Basis aktuell verfügbarer Datensätze angefertigt, um auch den Einfluss der letzten Dekade und des Dürrejahres 2018 abzubilden. Mit dem Ergebnis der Trendanalysen der Pegel können besonders betroffene Gebiete kenntlich gemacht werden, für die dann eine Anpassung der Niedrigwasserführung erarbeitet werden kann, um mögliche negative Folgen zu minimieren.

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlage

Als Datengrundlage für die Trendanalysen dienen die Abflussdaten als Tagesmittelwerte des Global Runoff Data Centre (GRDC), die vom GRDC (2021) für diese Studie zur Verfügung gestellt wurden. Der gesamte Datensatz beinhaltet derzeit 336 deutsche Pegel. Für die statistische Analyse werden in der Regel homogene Daten benötigt. Aufgrund verschiedener Beeinflussungen sind die verwendeten Abflussdaten teilweise inhomogen. Die Ursachen und mögliche Auswirkungen auf die vorliegenden Analysen werden in Kapitel 4.4 diskutiert. Es wurden nur die Pegel analysiert, die eine lückenlose tägliche Abflusszeitreihe vom 1. April 1957 bis 31. März 2019 aufweisen. Insgesamt erfüllten 105 der 336 Pegel die zeitliche Anforderung. Die räumliche Verteilung der Pegel ist in Abbildung 1 zu erkennen. Die verwendeten Pegel sind mit roten Punkten dargestellt. In den untersuchten Pegeln ist die Donau durch sechs Pegel repräsentiert, die Elbe durch neun Pegel, der Neckar durch fünf Pegel, die Oder durch zwei Pegel, der Rhein durch sieben Pegel, die Saale durch drei Pegel und die Weser durch nur einen Pegel. Die anderen Pegel der Weser weisen nur eine Zeitreihe bis Ende des Kalenderjahres 2018 vor. Lediglich der Pegel Intschede wurde bis Ende des Jahres 2019 aktualisiert. Alle anderen Gewässer weisen maximal zwei Pegel in den Untersuchungen vor. Die Anzahl der untersuchten Flüsse beläuft sich auf 73, welche kleine Gewässer bis hin zu großen Flüssen einschließt.

81 der untersuchten 105 Pegel haben eine Einzugsgebietsgröße von kleiner als 20.000 km², was einem Anteil von 77 % entspricht. Die restlichen 24 Pegel weisen eine Einzugsgebietsgröße zwischen 20.000 und 160.000 km² auf, die sich gleichmäßig auf die Intervalle verteilen. Die Verteilung der Einzugsgebietsgrößen wird in Abbildung 2 dargestellt. Teilt man die Pegel nach der EG-

**Abbildung 1**

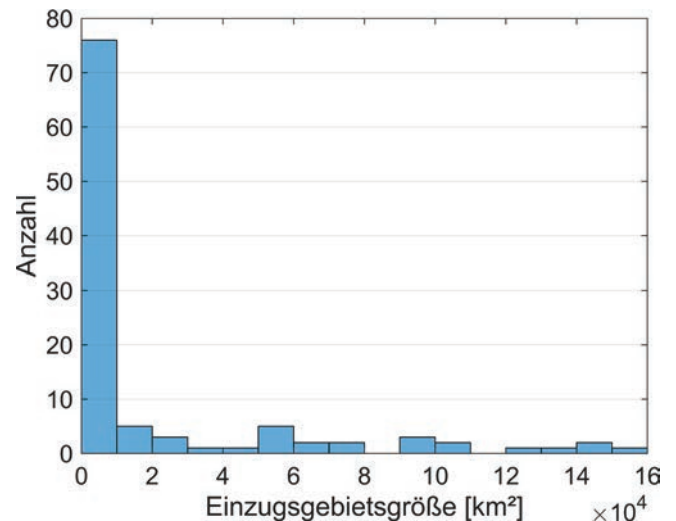
Räumliche Darstellung der für die Niedrigwasseranalyse genutzten 105 Pegel.

Spatial representation of the 105 gauges used for low flow analysis.

Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EG-WRRL) hinsichtlich ihrer Einzugsgebietsgröße ein, ergeben sich für die kleinen Flüsse (10 bis 100 km²) ein Anteil von 1 %, für die mittelgroßen Flüsse (100 bis 1.000 km²) ein Anteil von 48 %, für die großen Flüsse (1.000 bis 10.000 km²) ein Anteil von 23 % und für die sehr großen Flüsse (> 10.000 km²) ein Anteil von 28 %. Somit spiegeln die Untersuchungen vorwiegend die Ergebnisse der mittelgroßen Flüsse wider, lassen aber auch Aussagen über große und sehr große Flüsse zu.

2.2 Datenverarbeitung

Die täglichen Abflussmittelwerte der 105 Pegel wurden mit der Software Matlab ausgewertet. Alle jährlichen Kennwerte sind auf das Wasserhaushaltsjahr (1. April bis 31. März) bezogen. Die Berechnung der Kennwerte des mittleren Abflusses MQ, des mittleren Niedrigwasserabflusses MNQ, des kleinsten jährlichen Abflusses NQ und des kleinsten Abflusses NNQ erfolgte nach DIN 4049-3:1994-10 (DIN, 1994). Der Niedrigwasserabfluss NM_xQ stellt das niedrigste arithmetische Mittel von x aufeinanderfolgenden Tagen innerhalb eines Zeitabschnittes dar. In diesem Artikel entspricht der Zeitabschnitt einem Jahr (DVWK, 1983; 1992). Dieser Kennwert wurde für die Dauern $x = 7, 10, 14, 30, 60, 90$ Tage berechnet. Eine Überarbeitung der genannten Regeln des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) ist in dem neuen Merkblatt DWA-M 541 der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und

**Abbildung 2**

Verteilung der Einzugsgebietsgrößen der untersuchten Pegel.

Distribution of catchment sizes of the gauges studied.

Abfall e. V. (DWA, 2020) vorgenommen worden, welches sich Stand März 2021 im Entwurf befand. Für die Beurteilung von Entnahmen und Einleitungen und auch für die Bemessung von Bewässerungen sind Niedrigwasserabflüsse mit einer mittleren Dauer zu verwenden. Dabei wird die Dauer des Niedrigwasserabflusses mit $x = 10$ Tagen oder Vielfachen davon angenommen. Mit zunehmender Dauer x steigt der Einfluss des Mittelwassers und mit abnehmender Dauer x steigt der Einfluss von kurzfristigen anthropogenen sowie natürlichen Änderungen wie der Einleitung und Verkrautung (MANIAK, 2016). Ist die kurzfristige Änderung im Vergleich zum Abflussverhalten des Pegels groß, steigt der Einfluss für kleinere Dauern des Niedrigwasserabflusses.

Eine Niedrigwasserperiode kann durch den Schwellenwert Q_s , die Dauer und das Defizit beschrieben werden. Der Schwellenwert Q_s bezeichnet das Quantil der Überschreitungslinie der täglichen Abflüsse, das häufig zwischen dem 70%- bis 95%-Quantil gewählt wird. Diese Schwellenwerte werden mit Q_{70} bis Q_{95} bezeichnet (FLEIG et al., 2006; DWA, 2020). Mit dem Defizit ist das fehlende Volumen zwischen dem Schwellenwert und der vorhandenen Abflussganglinie gemeint, also das Volumen an Wasser, das zum Erreichen des Schwellenwertes erforderlich wäre. Die Dauer einer Niedrigwasserperiode kann über die Parameter $\max D$ und $\sum D$ beschrieben werden. Der Parameter $\sum D$ bezeichnet die Gesamtzahl der Tage innerhalb eines Jahres, an denen der Tagesmittelwert eines Pegels unter dem zuvor festgelegten Schwellenwert liegt. Mit $\max D$ wird die längste Schwellenwertunterschreitung innerhalb eines Jahres beschrieben. Überschreitet die maximale Dauer das Wasserhaushaltsjahr, werden die Tage aus dem folgenden Jahr aufaddiert. Bei dem Kennwert $\sum D$ wird ausschließlich das jeweilige Wasserhaushaltsjahr ohne Folgetage betrachtet. Das Defizit wird über $\max V$ und $\sum V$ völlig analog zur Dauer charakterisiert. Das gesamte Jahresdefizit ist mit $\sum V$ angegeben, und $\max V$ ergibt sich aus dem größten Defizit einer einzelnen Niedrigwasserperiode.

Um die Abhängigkeiten von Niedrigwasserperioden untereinander festzustellen, werden Poolingverfahren angewendet. Neben

dem Ansatz durch gleitende Mittelwerte (MA-Methode) können auch der Imaginäre-Speicher-Ansatz (SPA-Methode) und der Ansatz über kritische Dauern und Defizitanteile als Poolingverfahren verwendet werden (DWA, 2020). Bei der MA-Methode wird die Abflusszeitreihe der Tagesmittelwerte mit einem gleitenden Mittelwert von wenigen Tagen verändert. Durch die Mittelung der Abflusszeitreihe fallen voneinander abhängige Niedrigwasserperioden zusammen. Dadurch werden die gemessenen Abflusswerte verändert. Bei der SPA-Methode wird ein imaginärer Speicher angesetzt, der sich bei Abflüssen unter dem festgelegten Schwellenwert leert und bei darüberliegenden Abflüssen füllt. Wird der imaginäre Speicher positiv, gilt die Niedrigwasserperiode als beendet. Bei diesem Poolingverfahren wird der Wert der Abflusszeitreihe nicht verändert. FLEIG et al. (2006) empfehlen die Verwendung der SPA-Methode nur ab einem Schwellenwert von Q_{90} . Da auch der Einfluss des Schwellenwertes Q_s auf schwellenwertbasierte Niedrigwasserkennwerte untersucht werden soll, werden Schwellenwerte von Q_{70} bis Q_{95} angenommen. Aus diesem Grund wurde das Pooling von Niedrigwasserperioden mittels MA-Methode durchgeführt. Dabei wurde ein gleitender Mittelwert über sieben Tage gewählt, welche FLEIG et al. (2006) empfehlen.

Ein Beispiel für die Berechnung der schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte ist in Abbildung 3 dargestellt. Es ist ein vollständiges Wasserhaushaltsjahr gezeigt. D_1 und D_2 beschreiben die Dauern der zwei unabhängigen Niedrigwasserperioden, V_1 und V_2 die zugehörigen Defizite. Die Mittelung der originalen Zeitreihe wurde im Zuge der MA-Methode durchgeführt, um die Unabhängigkeit von Niedrigwasserperioden zu überprüfen. Bezogen auf das Beispiel in Abbildung 3 lassen sich die Niedrigwasserkennwerte wie folgt berechnen:

$$\begin{aligned} \max D &= D_1 \text{ [Tage]} \\ \text{sum} D &= D_1 + D_2 \text{ [Tage]} \\ \max V &= V_1 \text{ [m}^3\text{]} \\ \text{sum} V &= V_1 + V_2 \text{ [m}^3\text{]} \end{aligned}$$

Die berechneten Niedrigwasserkennwerte wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test auf eine Normalverteilung geprüft.

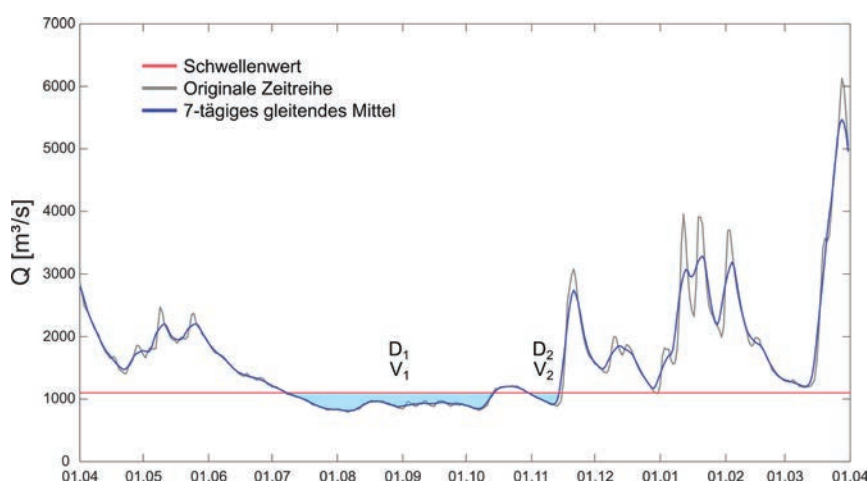


Abbildung 3

Beispiel für die Berechnung der Niedrigwasserkennwerte $\max D$, $\text{sum} D$, $\max V$ und $\text{sum} V$.
Example of the calculation of the low flow parameters $\max D$, $\text{sum} D$, $\max V$ and $\text{sum} V$.

Die Analyse ergab eine Ablehnung der Nullhypothese, weshalb davon ausgegangen werden kann, dass keine Normalverteilung vorliegt. Daher wurden für die Analysen nicht-parametrische Tests verwendet.

Die Trenduntersuchungen zu den beschriebenen Niedrigwasserkennwerten $\text{NM}_x Q$, $\max D$, $\text{sum} D$, $\max V$ und $\text{sum} V$ sind auf Basis von jährlichen Serien erfolgt. Dazu wurden zuerst die Niedrigwasserkennwerte für jedes der 62 untersuchten Wasserhaushaltsjahre berechnet. Anschließend wurde wie folgt fortgefahren:

- 1) Homogenisierung der signifikanten Sprungstelle
- 2) Homogenisierung der signifikanten Autokorrelation
- 3) Bestimmung der Signifikanz des Trends
- 4) Ermittlung der Richtung des Trends

Bei der Überprüfung eines Trends in einer Zeitreihe kann mittels des nicht-parametrischen Mann-Kendall-Tests nicht voneinander unterschieden werden, ob es sich um eine Sprungstelle (kurzfristige Änderung) oder um einen Trend (langfristige Änderung) handelt. Daher müssen vor der Trendanalyse vorhandene Sprungstellen aus der Zeitreihe entfernt werden. Für die Detektion der Sprungstelle wurde der Pettitt-Test angewendet (PETTITT, 1979). Dieser gibt die Position loc der Sprungstelle und die Signifikanz des Pettitt-Tests wieder. Es wurde mit einem Signifikanzniveau von 5 % getestet. Die Homogenisierung der Sprungstelle erfolgt primär auf die aktuelleren Werte und lässt sich über folgende Gleichung beschreiben, wobei m_1 den Mittelwert der Werte vor der Sprungstelle darstellt und m_2 den Mittelwert der Werte nach der Sprungstelle:

$$y_h(t) = y(t) - m_1 + m_2 \quad \text{für } t = 1, \dots, loc$$

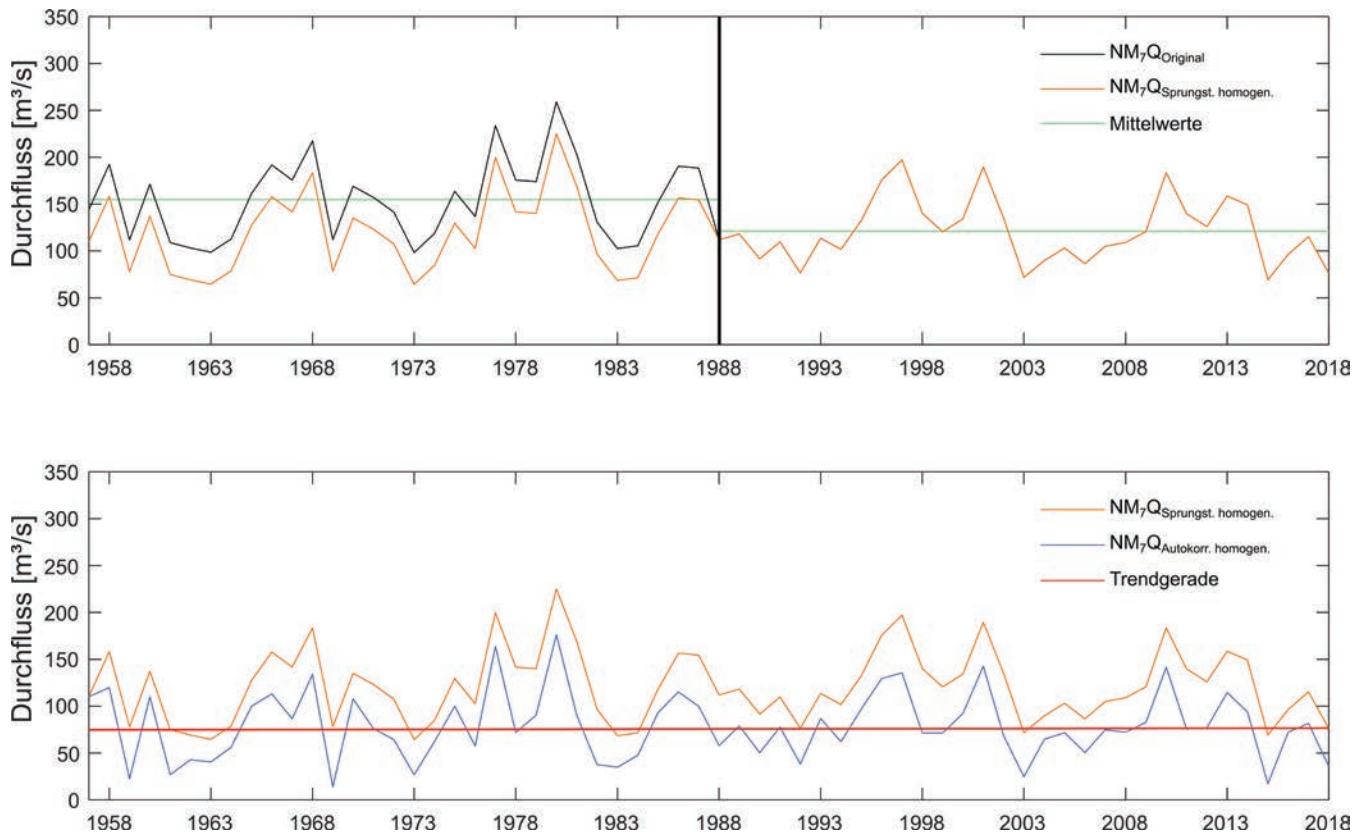
Falls sich hieraus negative Werte ergeben, wurde die Homogenisierung auf die früheren Werte durchgeführt. Dies erfolgt über folgende Gleichung, wobei n der letzte Wert der Zeitreihe ist:

$$y_h(t) = y(t) - m_2 + m_1 \quad \text{für } t = loc + 1, \dots, n$$

Somit verbleiben keine signifikanten Sprungstellen in der Zeitreihe.

Die lineare Abhängigkeit der Werte innerhalb einer Zeitreihe kann über die Autokorrelationsfunktion ermittelt werden. Vorhandene Autokorrelationen in einer Zeitreihe führen zu einer Überschätzung der Signifikanz des Mann-Kendall-Tests. Um eine Unabhängigkeit der Werte vorauszusetzen, müssen vorhandene Autokorrelationen ebenfalls homogenisiert werden. Dabei wird die Autokorrelation mit der Verschiebung um den Lag $k = 1$ entfernt. Diese werden nachfolgend mit $ac(k = 1)$ benannt. Die Homogenisierung der Autokorrelation mit dem Lag $k = 1$ wird als Pre-Whitening bezeichnet (KULKARNI & VON STORCH, 1995). Wenn die Signifikanz der Autokorrelation größer als das 95%-Signifikanzniveau ist, erfolgt die Homogenisierung über folgende Gleichung:

$$y_h(t) = y(t) - ac(k = 1) * y(t - 1)$$

**Abbildung 4**

Homogenisierung der Sprungstelle (oben) und der Autokorrelationen (unten) am Beispiel des Pegels Eisenhüttenstadt (Oder) der NM₇Q-Zeitreihe mit dem dargestellten nicht signifikant positiven Trend.

Homogenization of the change point (top) and the autocorrelations (bottom) at the example of the Eisenhüttenstadt gauge (Oder River) of the NM₇Q time series with shown non-significant positive trend.

Ergibt sich aus der Homogenisierung der Autokorrelation ein negativer Zeitreihenwert, wird die jeweilige Homogenisierung nicht durchgeführt und es verbleibt die Auto-korrelation in der Zeitreihe, die wiederum den Trend der Zeitreihe beeinflussen kann.

Nach der Homogenisierung erfolgt die Berechnung der Signifikanz des Trends mittels Mann-Kendall-Tests (MANN, 1945; KENDALL, 1975). Dabei beträgt das Signifikanzniveau 5 %. Die Berechnung des Trends erfolgt mittels der statistischen Methode Sen-Slope-Estimator, da diese im Vergleich zur linearen Regression eine geringere Anfälligkeit gegenüber Ausreißern vorweist (SEN, 1968). Die lineare Regression wurde zudem nicht verwendet, da die Residuen der linearen Regression entgegen der Voraussetzung nicht normalverteilt waren. Für die Überprüfung auf die Normalverteilung wurde der Kolmogorov-Smirnov-Test verwendet.

Das oben geschilderte Vorgehen der Trenduntersuchung ist am Beispiel des Niedrigwasserabflusses NM₇Q am Pegel Eisenhüttenstadt (Oder) von 1957 bis 2018 in Abbildung 4 dargestellt. Nach der Homogenisierung der Sprungstelle und der Autokorrelation ergibt die Trendanalyse einen nicht signifikanten positiven Trend für den Kennwert NM₇Q im betrachteten Zeitraum.

3 Ergebnisse

3.1 Trends von nicht schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerten

Zunächst wurde der Einfluss der Homogenisierung von Sprungstellen und Autokorrelationen auf die nicht schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte untersucht. Die Abbildung 5 stellt diese Ergebnisse für den Niedrigwasserkennwert NM₇Q dar. Dabei sind in Abbildung 5a die Trends ohne eine vorherige Homogenisierung der Sprungstelle und Autokorrelation mit dem Lag $k = 1$ abgebildet. Bei der Abbildung 5b wurden sowohl die signifikante Sprungstelle als auch die signifikante Autokorrelation entfernt. Auffällig dabei ist, dass die Anzahl der signifikanten Trends der originalen Zeitreihe durch die Homogenisierung deutlich abnimmt. Werden die Effekte der Homogenisierung der Sprungstelle und Autokorrelationen getrennt voneinander betrachtet (ohne Abbildung), zeigt sich bei der Homogenisierung der Sprungstelle eine deutliche Abnahme der signifikanten Trends, während die Homogenisierung der Autokorrelationen nur eine geringe Abnahme der signifikanten Trends zur Folge hat. Die Beobachtungen zeigen, dass die meisten der detektierten signifikanten Trends der originalen Zeitreihen (Abb. 5a) nicht die langjährigen Veränderungen der Zeitreihe (Trends), sondern die kurzweiligen Änderungen (Sprungstellen) darstellen. Daher ist eine Homogenisierung unerlässlich und bei den folgenden

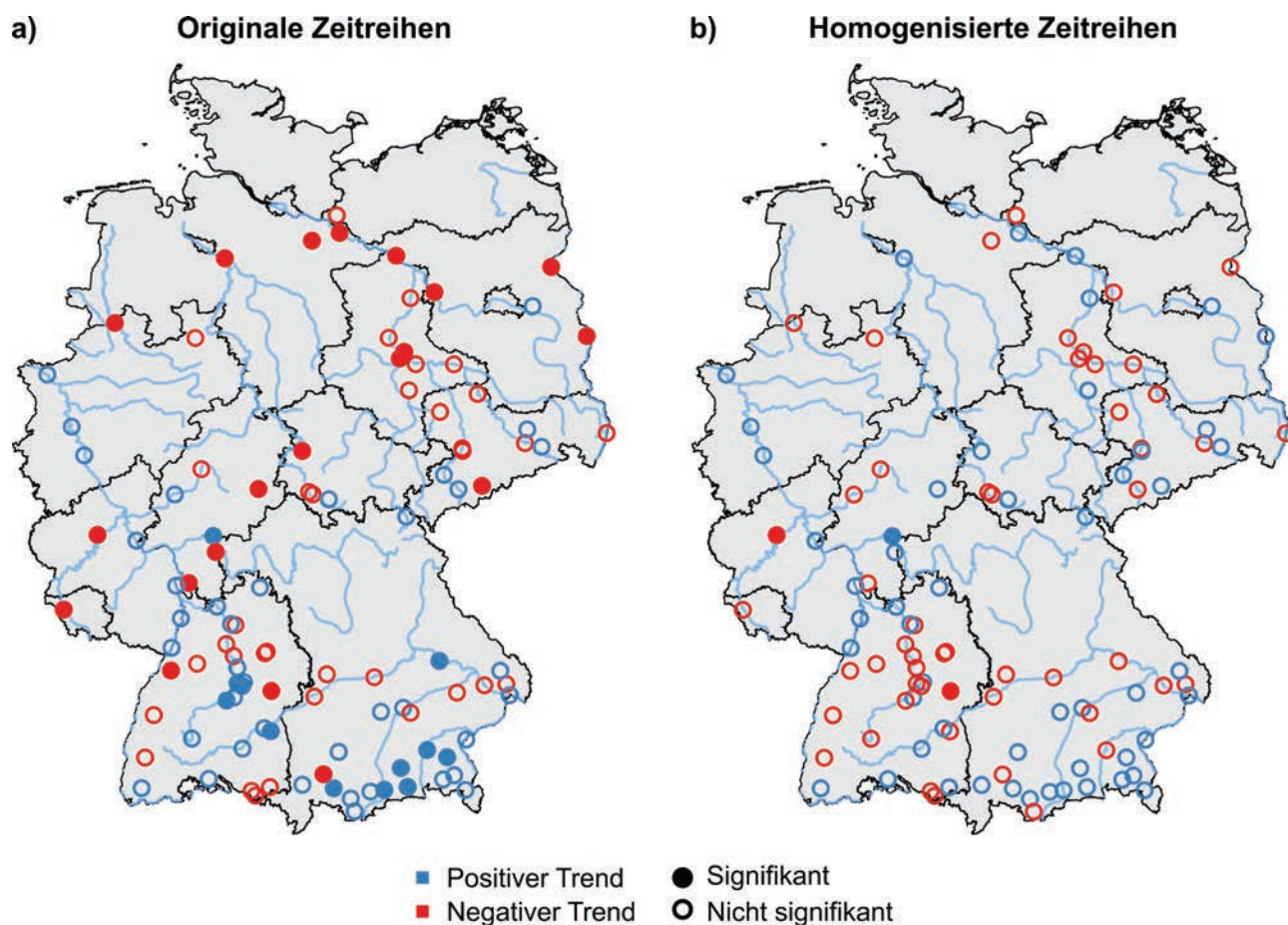


Abbildung 5

Räumliche Darstellung der NM_7Q -Trends für die Jahre von 1957 bis 2018 für a) die originalen Zeitreihen und b) die Zeitreihen mit homogenisierter Sprungstelle und Autokorrelation.

Spatial plot of NM_7Q trends from 1957 to 2018 for a) the original time series and b) the time series with homogenized change point and autocorrelation.

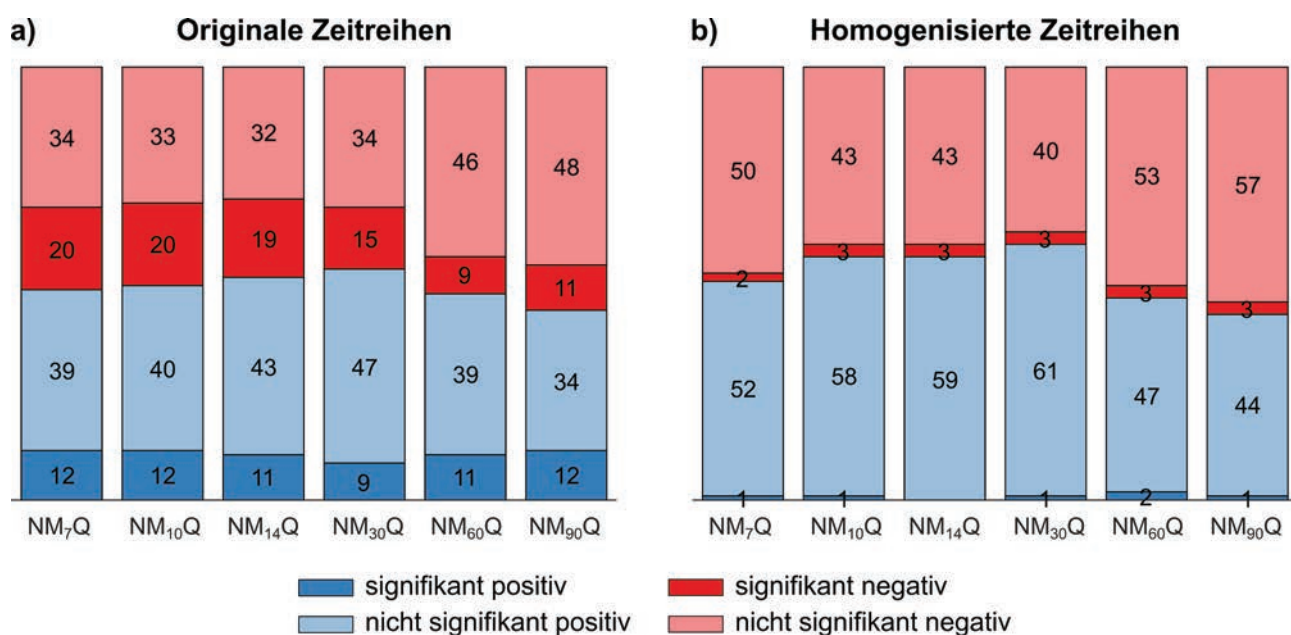


Abbildung 6

Anzahl der Trends für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ für a) die originalen Zeitreihen und b) für die Zeitreihen mit homogenisierter Sprungstelle und Autokorrelation.

Number of trends for low flow discharge NM_xQ for a) the original time series and b) for the time series with homogenized change point and autocorrelation..

Untersuchungen vor der Trendanalyse durchgeführt worden. Gleiches Verhalten lässt sich auch für die anderen Niedrigwasserabflüsse beobachten. Die genaue Anzahl der Trends hinsichtlich der Signifikanz und der Richtung lässt sich aus der Abbildung 6 entnehmen. Es ist zu sehen, dass ein vergleichbares Verhalten für alle Niedrigwasserabflüsse NM_xQ mit $x = 7, 10, 14, 30, 60, 90$ Tage vorliegt. Die Anzahl der signifikanten Trends nach der Homogenisierung ist sehr gering. Dabei überwiegen die signifikant negativen Trends nur geringfügig die signifikant positiven Trends. Betrachtet man die Gesamtzahl der signifikanten und nicht signifikanten Trends, ist die Anzahl der positiven Trends für NM_xQ mit $x = 10, 14, 30$ größer, während sich für $x = 7, 60, 90$ die Aussage umkehrt. Ein positiver Trend bei dem Niedrigwasserabfluss NM_xQ spricht für eine Entspannung der Niedrigwassersituation und ein negativer Trend für eine Verschärfung.

In Abbildung 7 wurden alle Pegel abgebildet, die mindestens einen signifikanten Trend für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ mit $x = 7, 10, 14, 30, 60, 90$ Tage aufweisen. Dabei wurde zwischen den Pegeln unterschieden, die keine bzw. eine Autokorrelation in der Zeitreihe beinhalten. Bei letzteren Pegeln kann der Trend durch die beinhaltete Autokorrelation beeinflusst werden, wodurch diese Trends nicht als signifikante Trends im Folgenden behandelt werden. Lediglich die Pegel ohne Autokorrelation werden als signifikante Trends betrachtet. Räumlich betrachtet ergeben sich daraus sowohl gebietspezifisch als auch gewässerbezogen keine Schwerpunkte. Im Osten Deutschlands liegen keine signifikanten Trends vor. Die signifikanten Trends verteilen sich in Deutschland entlang der Südost- bis Nordwest-Ausrichtung. Viele der Pegel haben für die verschiedenen Niedrigwasserabflüsse positive und negative Trends und sind schwarz dargestellt. Pegel mit einer verschärften Niedrigwassersituation sind rot gefärbt, blau entspricht einer Entspannung. Dabei gibt es keine Auffälligkeiten bezüglich der Trendrichtung für bestimmte Dauern x des Niedrigwasserabflusses. Die Pegel mit keinem oder ausschließlich nicht signifikanten Trends sind mit einem grauen Punkt dargestellt.

Die Pegel mit mindestens einem signifikanten Trend aus Abbildung 7 sind in Tabelle 1 benannt. Zudem sind deren durchschnitt-

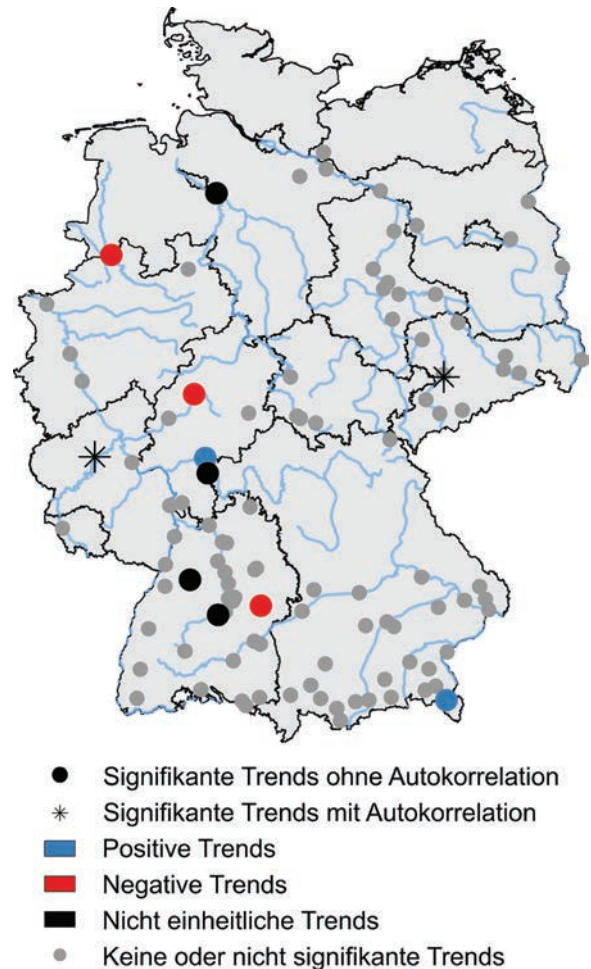


Abbildung 7

Räumliche Darstellung der Pegel mit mindestens einem signifikanten Trend für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ mit $x = 7, 10, 14, 30, 60, 90$ Tage.

Spatial representation of gauges with at least one significant trend for low flow discharge NM_xQ with $x = 7, 10, 14, 30, 60, 90$ days.

Tabelle 1

Übersicht über die Pegel mit mindestens einem signifikanten Trend für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ mit der zugehörigen Einzugsgebietsgröße, dem durchschnittlichen normierten Trend aller Niedrigwasserabflüsse, der Trendrichtung und der Information, ob eine Autokorrelation in der auf Trend untersuchten Zeitreihen vorliegt.

Overview of gauges with at least one significant trend for low flow discharge NM_xQ with associated catchment size, average normalized trend of all low flow discharges, trend direction and information on whether autocorrelation exists in the time series examined for trend.

Pegel	Fluss	EZG [km ²]	NM_xQ Ø Trend/MQ	Trendrichtungen	Autokorrelation enthalten?
Göritzshain	Chemnitz	532,3	0,00047	Meist positiv	Ja
Rheine Unterschleuse	Ems	3.740	-0,00121	Negativ	Nein
Geislingen-Fils	Fils	146	-0,00173	Negativ	Nein
Harreshausen	Gersprenz	461	-0,00012	Meist positiv	Nein
Hanau	Kinzig	921	0,00099	Positiv	Nein
Marburg	Lahn	1.667	-0,00094	Negativ	Nein
Cochem	Mosel	27.088	-0,00048	Ausgeglichen	Ja
Kirchentellinsfurt	Neckar	2.314	0,00073	Ausgeglichen	Nein
Unterjettenberg	Saalach	940,6	0,00064	Positiv	Nein
Intschede	Weser	37.720	-0,00076	Ausgeglichen	Nein
Pforzheim	Wurm	417	-0,00054	Meist negativ	Nein

liche Trends für den Niedrigwasserabfluss NM_{xQ} aufgeführt, die mit dem MQ des jeweiligen Pegels normiert wurden. Wenn durch die Homogenisierung der Autokorrelation negative Werte erzeugt wurden, wurde die entsprechende Homogenisierung nicht durchgeführt (Kap. 2.2). Die letzte Spalte der Tabelle 1 gibt an, ob die untersuchten Zeitreihen Autokorrelationen enthalten, die nicht homogenisiert werden konnten. Konnte keine Homogenisierung durchgeführt werden, ist in der Tabelle ein "Ja" vermerkt. Im Falle der erfolgreichen Homogenisierung oder bei nicht signifikanten Sprungstellen bzw. Autokorrelationen wurde ein "Nein" in der Tabelle ergänzt. Zudem sind die Trendrichtungen der einzelnen Pegel vermerkt. Treten sowohl positive als auch negative Trends für die verschiedenen Niedrigwasserabflüsse auf, wurde spezifiziert, welche Richtung dominiert. Für den Fall, dass jeweils drei positive und negative Trends vorhanden sind, wurde in der Tabelle "Ausgeglichen" vermerkt. Neun der insgesamt elf Pegel weisen keine Autokorrelation in der auf einen Trend untersuchten Zeitreihe auf. Dazu zählen die Pegel Rheine Unterschleuse (Ems), Geislingen-Fils (Fils), Harreshausen (Gersprenz), Hanau (Kinzig), Marburg (Lahn), Kirchentellinsfurt (Neckar), Unterjettenberg (Saalach), Intschede (Weser) und Pforzheim (Wurm). Diese sind räumlich gesehen großflächig in Deutschland verteilt und zentrieren sich nicht auf bestimmte Regionen. Dabei weisen die Pegel Hanau und Unterjettenberg einen positiven Trend und die Pegel Marburg und Geislingen-Fils einen negativen Trend für alle Niedrigwasserabflüsse auf. Dagegen liegt für den Pegel Intschede für $x = 7, 10, 14$ ein positiver Trend und für $x = 30, 60, 90$ ein negativer Trend vor. Für den Pegel Kirchentellinsfurt sind die Trendrichtungen genau entgegengesetzt und beim Pegel Pforzheim überwiegen die negativen Trends deutlich, während die positiven Trends beim Pegel Harreshausen dominieren. Nahegelegene Pegel weisen größtenteils die gleichen Trendrichtungen auf. Lediglich zwei Pegel besitzen eine nicht homogenisierte Autokorrelation in den Zeitreihen. Die Pegel Geislingen-Fils, Rheine Unterschleuse und Hanau weisen den größten absoluten mittleren Trend auf. Die zwei Pegel mit enthaltener Autokorrelation gehören zu den Pegeln mit einem geringen Trend. Die signifikanten Trends für den Niedrigwasserabfluss beschränken sich hauptsächlich auf Pegel mit einer Einzugsgebietsgröße, die kleiner ist als 5.000 km² mit Ausnahme des Pegels Intschede.

3.2 Trends von schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerten

Die Trends der schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte sind in Abbildung 8 dargestellt. Sie zeigt die zusammengefassten Trends der Kennwerte $maxD$, $sumD$, $maxV$ und $sumV$, die mit dem Schwellenwert Q_{90} berechnet wurden. Dabei werden in Abbildung 8 die Pegel mit mindestens einem signifikanten Trend der Kennwerte $maxD$ oder $sumD$ für die Dauer bzw. $maxV$ oder $sumV$ für das Defizit dargestellt. Ein positiver Trend der schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte steht für eine Verschärfung der Niedrigwassersituation. Ein negativer Trend stellt dementsprechend eine Entspannung dar. Werden die signifikanten Trends für die Dauer und das Defizit getrennt dargestellt, ergeben sich nur geringfügige Unterschiede. Die Anzahl der Pegel mit signifikanten Trends für das Defizit ist höher als die Anzahl für die Dauer. Bei allen Pegeln liegt vorwiegend die gleiche Trendrichtung für die Dauer und das Defizit vor bzw. es ergibt sich für einen oder mehrere Kennwerte kein Trend. Bei wenigen Pegeln liegen sowohl positive als auch negative Trends vor. Die negativen Trends (hier blau dargestellt) und die positiven Trends (hier rot dargestellt) verteilen sich gleichmäßig in ganz

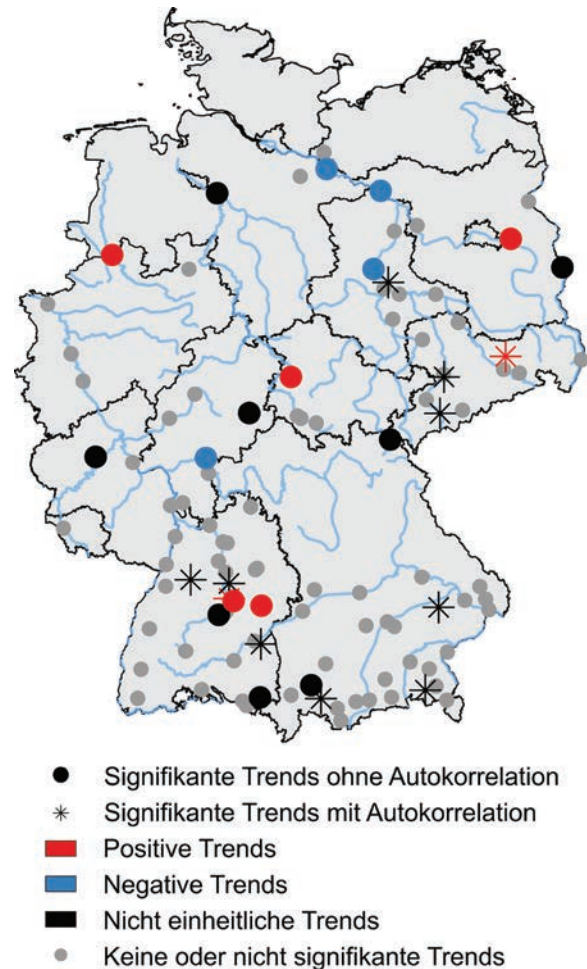


Abbildung 8

Räumliche Darstellung der Pegel mit mindestens einem signifikanten Trend für $maxD$, $sumD$, $maxV$ oder $sumV$.

Spatial representation of gauges with at least one significant trend for $maxD$, $sumD$, $maxV$ or $sumV$.

Deutschland. Dabei treten bei benachbarten Pegeln häufig die gleichen Trendrichtungen auf, wie es an der Elbe oder auch in Baden-Württemberg beobachtet werden kann.

In der Tabelle 2 sind die Pegel mit den signifikanten Trends für Dauer oder Defizit aus Abbildung 8 namentlich aufgeführt. Es lässt sich zudem die Größe des mittleren Trends separiert nach Dauer und Defizit entnehmen. Dabei wurden die Trends für das Defizit mit dem MQ jedes Pegels normiert, um eine bessere Vergleichbarkeit unter den Pegeln zu erzielen. Für den mittleren Trend der Dauer ist dies nicht erforderlich. Vor den Trenduntersuchungen wurden die Sprungstellen und Autokorrelationen aus den Zeitreihen entfernt. Wenn eine Autokorrelation in der Zeitreihe verblieben ist, wurde dies in der letzten Spalte der Tabelle 2 vermerkt. 17 der insgesamt 28 Pegel haben keine Autokorrelation in der untersuchten Zeitreihe. Von diesen 17 Pegeln weisen zehn eine Verschärfung und sieben eine Entspannung auf. Die anderen Pegel beinhalten eine Autokorrelation und werden deshalb nicht als signifikante Trends für die weiteren Auswertungen betrachtet. Sowohl der mittlere Trend für die Dauer als auch der mittlere Trend für das Defizit ist am Pegel Geislingen-Fils (Fils) be-

Tabelle 2

Übersicht über die Pegel mit mindestens einem signifikanten Trend für die Kennwerte maxD, sumD, maxV oder sumV mit der zugehörigen Einzugsgebietsgröße, den mittleren Trends für die Dauer, des mittleren normierten Trends für das Defizit, der Trendrichtung und der Information, ob eine Autokorrelation in der auf Trend untersuchten Zeitreihen vorliegt.

Overview of the gauges with at least one significant trend for the parameters maxD, sumD, maxV or sumV with the associated catchment size, the mean trends for the duration, the mean normalized trend for the deficit, trend direction and information on whether autocorrelation exists in the time series examined for trend.

Pegel	Fluss	EZG [km ²]	Dauer: Ø Trend	Defizit: Ø Trend/MQ	Trend- richtungen	Autokorrelation enthalten?
Oberrensingens	Aich	178,7	0,12	307,3	Positiv	Nein
Görztzhain	Chemnitz	532,3	-0,04	-71,2	Meist negativ	Ja
Barby	Elbe	94.060	-0,02	-1.153,4	Meist negativ	Ja
Magdeburg-Strombrücke	Elbe	94.942	-0,10	-1.169,2	Negativ	Nein
Wittenberge	Elbe	123.532	-0,14	-1.079,7	Negativ	Nein
Neu-Darchau	Elbe	131.950	-0,23	-1.193,9	Negativ	Nein
Rheine Unterschleuse	Ems	3.740	0,18	790,6	Positiv	Nein
Geislingen-Fils	Fils	146	0,38	1.109,1	Positiv	Nein
Kämmerzell	Fulda	561	0,05	14,9	Meist positiv	Nein
Großdittmannsdorf	Große Röder	300	0,12	3.000,6	Positiv	Ja
Eisenach-Petersberg	Hörsel	305,2	0,19	639,1	Positiv	Nein
Hanau	Kinzig	921	-0,22	-466,4	Negativ	Nein
Denkendorf	Körsch	127,1	0,13	949,9	Positiv	Ja
Lechbruck	Lech	1.703,4	-0,27	-1.403,2	Meist negativ	Ja
Cochem	Mosel	27.088	0,06	621,2	Meist positiv	Nein
Kirchentellinsfurt	Neckar	2.314	0,05	1.426,6	Meist positiv	Nein
Eisenhüttenstadt	Oder	52.033	-0,14	-5.217,0	Meist negativ	Nein
Neustadt	Rems	569	0,00	2.605,9	Meist positiv	Ja
Niederkirch	Riß	405,5	0,11	2.004,1	Meist positiv	Ja
Hof	Saale	521	-0,03	913,5	Meist negativ	Nein
Aue 1	Schwarzwasser	362	-0,04	1.212,5	Meist positiv	Ja
Berlin Mühlendamm Op	Spree	9.707	0,24	440,9	Positiv	Nein
Staudach	Tiroler Achen	944,7	0,05	-1.051,4	Meist negativ	Ja
Beutelsau	Untere Argen	261	-0,13	-930,0	Meist negativ	Nein
Rottersdorf	Vils	729,1	0,02	-850,2	Meist positiv	Ja
Biessenhofen	Wertach	450	0,24	0,0	Meist positiv	Nein
Intschede	Weser	37.720	0,02	417,0	Meist positiv	Nein
Pforzheim	Wurm	417	0,00	139,7	Meist positiv	Ja

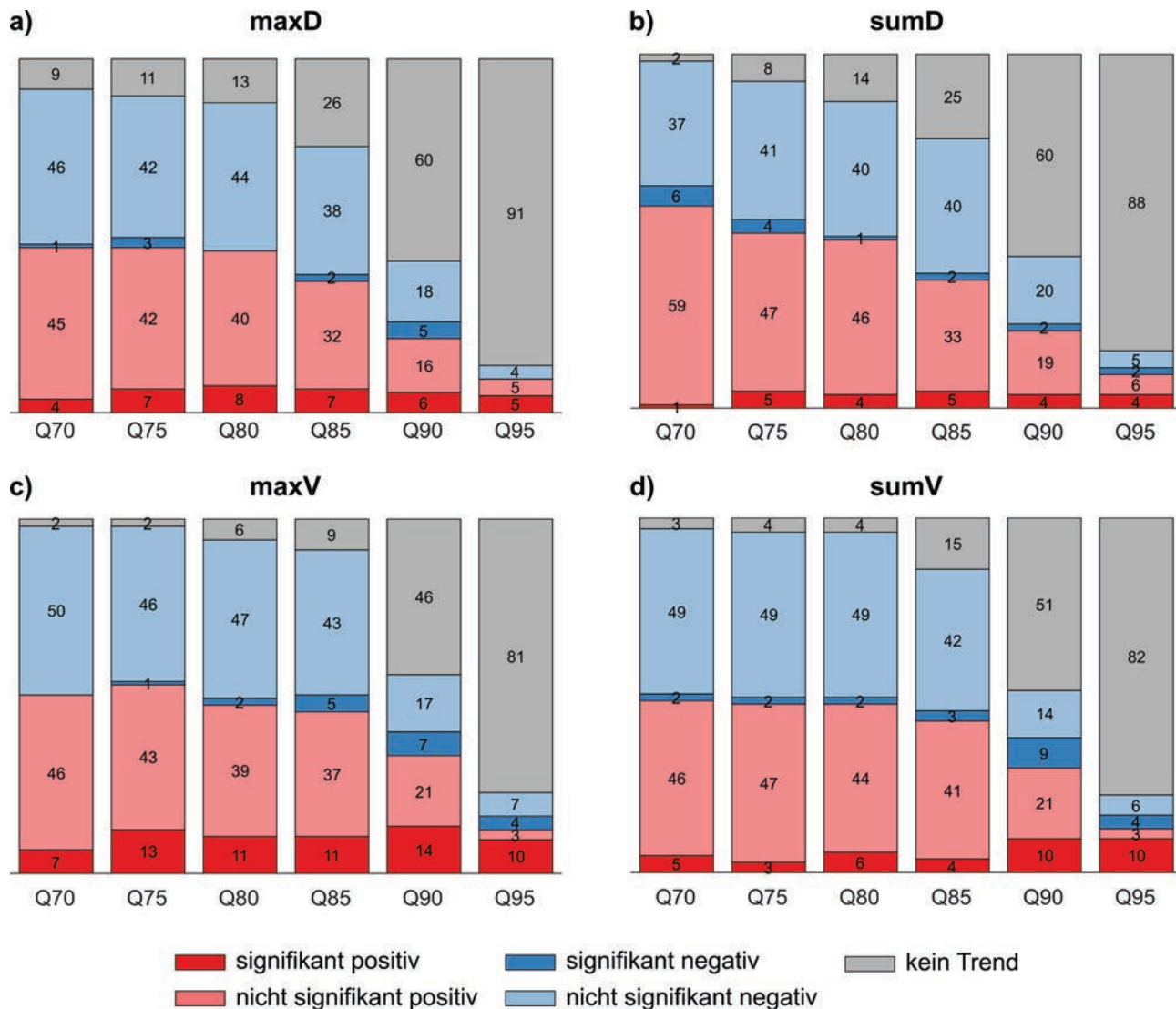
tragsmäßig am größten. Dieser Pegel weist zudem das geringste Einzugsgebiet auf. Auch in Betrachtung mit den anderen Pegeln, die eine Autokorrelation in den Zeitreihen aufweisen, weist der Pegel den höchsten mittleren Trend für die Dauer auf. Auffällig in Tabelle 2 sind auch die vier Pegel der Elbe mit einem negativen oder vorwiegend negativen Trend. Der größte mittlere absolute Trend für das Defizit liegt deutlich beim Pegel Eisenhüttenstadt (Oder) vor. Der mittlere absolute Trend für das Defizit steigt mit zunehmender Einzugsgebietsgröße, aber auch kleinere Pegel weisen größere absolute Trends auf.

3.3 Sensitivitätsanalyse des Schwellenwertes Q_s

Da die Niedrigwasserkennwerte maxD, sumD, maxV und sumV von einem Schwellenwert Q_s abhängig sind, wurde die Anzahl der Trends getrennt nach positivem, negativem und keinem Trend mit der jeweiligen Signifikanz für verschiedene Schwel-

lenwerte Q_s bestimmt. Dabei wurde der Schwellenwert von Q_{70} bis Q_{95} variiert, um den Einfluss des Schwellenwertes auf die Trendanalyse für schwellenwertbasierte Niedrigwasserkennwerte zu erfassen.

Abbildung 9 beschreibt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse des Schwellenwertes Q_s für die Kennwerte. Der Schwellenwert Q_{70} stellt dabei den größten Schwellenwert und Q_{95} den kleinsten Schwellenwert hinsichtlich ihres Betrages dar. Die Anzahl der signifikant positiven Trends nimmt mit kleiner werdendem Schwellenwert zu und hat das Maximum bei Q_{90} . Die Anzahl der signifikant negativen Trends unterliegt über alle Schwellenwerte hinweg geringen Schwankungen. Deutlich zu sehen ist die Zunahme der Pegel mit keinem Trend. Mögliche Ursachen hierfür werden in Kapitel 4.2 diskutiert. Für den kleinsten Schwellenwert Q_{95} überwiegen die Pegel mit keinem Trend deutlich. Es sind


Abbildung 9

Einfluss des Schwellenwertes Q_s auf die Anzahl der langjährigen Trends.
Influence of the threshold value Q_s on the number of long-term trends.

geringe Unterschiede zwischen den Niedrigwasserkennwerten maxD, sumD, maxV und sumV vorhanden, wobei die Anzahl der signifikanten Trends für das Defizit größer ist als für die Dauer. Die Ergebnisse sind somit gegenüber leichten Veränderungen des Schwellenwertes robust, und die Trends der Niedrigwasserkennwerte können valide berechnet werden. Der Einfluss der Pegel mit keinem Trend für einen kleineren Schwellenwert ist dabei jedoch zu beachten.

3.4 Zusammenhänge zwischen den Trends der Kennwerte bezogen auf die Einzugsgebietsgröße

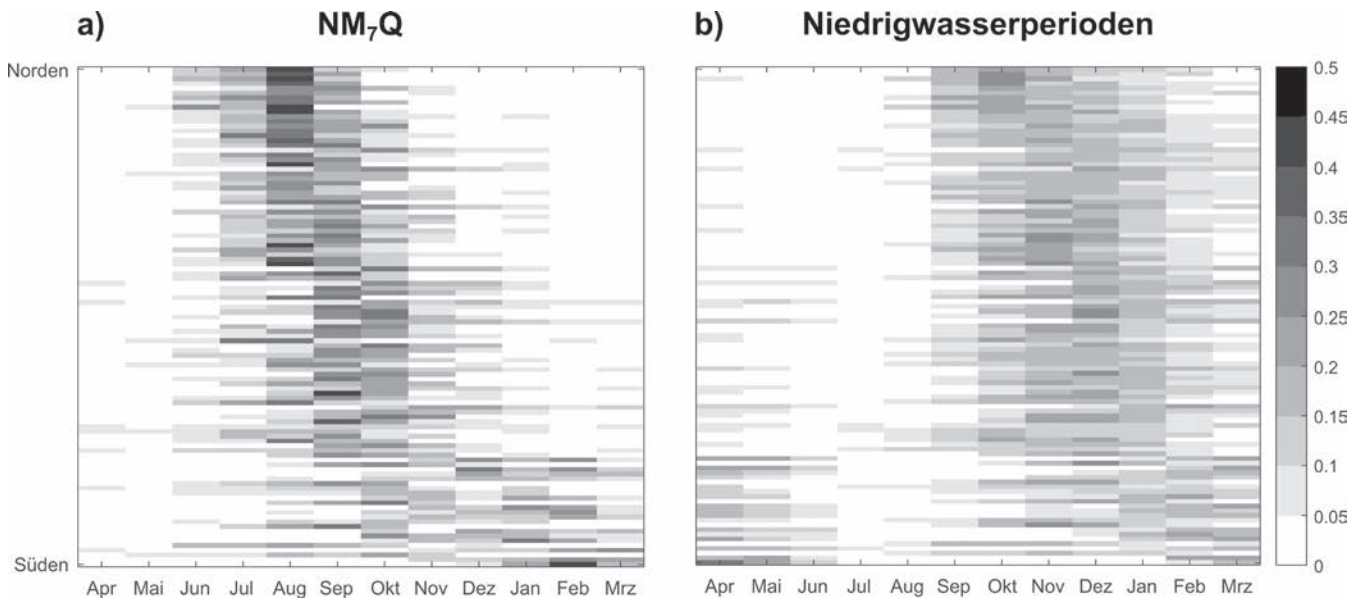
3.4.1 Auftretenszeiten der Niedrigwasserperioden

Für die richtige Validierung der Trends der Kennwerte und die Kennwerte selbst ist die Zeit der auftretenden Niedrigwasserperioden unerlässlich, da sie die Kennwerte selbst beeinflussen. Eine Niedrigwasserperiode im Winterhalbjahr kann durch die natürliche Abflussganglinie ein höheres Defizit erzeugen als eine

Niedrigwasserperiode im Sommerhalbjahr, da die Abflüsse in diesem Zeitpunkt geringer sind.

Aus diesem Grund wurden die Startdaten aller NM_7Q -Ereignisse für jeden Pegel getrennt ermittelt und deren Monate herausgeschrieben. Gegenüber dem Kennwert $NM_{90}Q$ bietet der Niedrigwasserabfluss NM_7Q den Vorteil, dass er nur einen kurzen Zeitbezug aufweist und somit zeitlich begrenzt ist, während sich der $NM_{90}Q$ -Wert über drei Monate erstreckt. Zudem wurden die Startdaten aller Niedrigwasserperioden abhängig zum Schwellenwert Q_{90} jedes Pegels ermittelt und dargestellt. Dabei können die Niedrigwasserperioden unterschiedliche Längen haben und die Monate überschreiten. Die Darstellung befindet sich in Abbildung 10. Die Pegel sind dabei nach ihrem Breitengrad von Süden nach Norden geordnet.

Die NM_7Q -Ereignisse treten vorwiegend im August und September auf. Danach folgen die Monate Juli und Oktober, und die

**Abbildung 10**

Startdatum bezogen auf die Monate für a) den Niedrigwasserabfluss NM_7Q und b) alle aufgezeichneten Niedrigwasserperioden der einzelnen Pegel für den Schwellenwert Q_{90} .

Start date related to months for a) low flow discharge NM_7Q and b) all recorded low flow periods of each gauge for threshold Q_{90} .

Häufigkeit wird gegen Anfang und Ende des Wasserhaushaltsjahres konstant geringer. Am Pegel Partenkirchen (Partnach) treten 42 % der NM_7Q -Ereignisse im Februar auf und konzentrieren sich auf die Monate Dezember bis März. Ähnliches Verhalten zeigen die Pegel Burghausen (Salzach), Wasserburg (Inn), Oberammergau (Ammer) und Kochel (Loisach), welche im Süden Deutschlands liegen. Betrachtet man die neun Pegel aus Kapitel 3.1, die einen signifikanten Trend für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ ohne das Vorhandensein von einer Autokorrelation vorweisen, haben acht Pegel die Konzentration der Startdaten in den Monaten August und September, während der Pegel Unterjettenberg (Saalach) eine Konzentration der Startdaten der NM_7Q -Ereignisse in den Monaten Dezember bis Februar aufweist und im Süden Deutschlands liegt. Es ist deutlich zu sehen, dass sich die Startdaten der NM_7Q -Ereignisse vom Norden bis hin zum Süden zeitlich deutlich verschieben.

Werden alle Niedrigwasserperioden unter dem Schwellenwert Q_{90} betrachtet, starten die meisten der Niedrigwasserperioden im Oktober und November. Es wird ebenfalls deutlich, dass die Pegel im Süden Deutschlands ein anderes Verhalten aufweisen. Der Beginn dieser Niedrigwasserperioden liegt häufig im April bis Mai. Dies betrifft unter anderem die Flüsse Partnach, Inn, Ammer, Salzach, Saalach, Loisach, Tiroler Achen, Lech und Iller.

3.4.2 Zusammenhang zwischen den Trends der Pegel und deren Einzugsgebietsgröße

Nachfolgend sollen die jeweiligen Größen der Trends zu den jeweiligen Niedrigwasserkennwerten in Zusammenhang mit den Einzugsgebietsgrößen der Pegel untersucht werden. Die Ergebnisse sind in Abbildung 11 dargestellt. Dabei wurden die Niedrigwasserabflüsse NM_7Q und $NM_{90}Q$ und die schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte $maxD$, $sumD$, $maxV$ und $sumV$ untersucht. Es wurde die Größe des Trends über den Sen-Slope

ermittelt und mit der Einzugsgebietsgröße (EZG) verglichen. Die Trends des Niedrigwasserabflusses und der Kennwerte für das Defizit wurden mit dem MQ des jeweiligen Pegels normiert, damit eine Vergleichbarkeit unter den Pegeln gewährleistet werden kann. Bei der Dauer ist dieses nicht erforderlich. Sieben Gewässer, an denen mehrere Pegel vorliegen, sind farblich gekennzeichnet. Für den Niedrigwasserabfluss sind vor allem die negativen Trends und für die schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte die positiven Trends entscheidend, da sie eine Verschärfung der Niedrigwassersituation darstellen. Die Pegel mit dem größten negativen Trend für den Niedrigwasserabfluss NM_7Q sind die Pegel Hohensaaten-Finow (Oder), Geislingen-Fils (Fils) und Cochem (Mosel). Beim $NM_{90}Q$ weisen die Pegel Geislingen-Fils (Fils), Harreshausen (Gersprenz), Eisenhüttenstadt und Hohensaaten-Finow (beide Oder) die stärksten negativen Trends auf. Es ist aber auch zu beobachten, dass der Trend für NM_7Q positiv ist und der Trend für $NM_{90}Q$ am gleichen Pegel negativ. Der Pegel Hanau (Kinzig) hat für NM_7Q und für $NM_{90}Q$ einen großen positiven Trend im Vergleich zu den anderen untersuchten Pegeln. Der Pegel Unterjettenberg (Saalach) weist einen geringen positiven Trend für NM_7Q auf, jedoch einen der größten positiven Trends für $NM_{90}Q$.

Die in Tabelle 2 genannten Pegel mit signifikant positivem Trend für die schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte weisen auch die größten positiven Trends auf. Hier sind die Pegel Geislingen-Fils (Fils), Berlin Mühlendamm Op (Spree), Biessenhofen (Wertach) und Großdittmannsdorf (Große Röder) mit den größten Trends vertreten. Der Pegel Eisenhüttenstadt (Oder) hat die größten negativen Trends, gefolgt von den vier Pegeln Barby, Magdeburg-Strombrücke, Neu-Darchau und Wittenberge (alle Elbe). Die Variabilität ist bei den Trends für kleinere Einzugsgebietsgrößen groß. Für nicht schwellenwertbasierte Kennwerte haben die größeren Flüsse zumeist keinen Trend. Bei den Trends

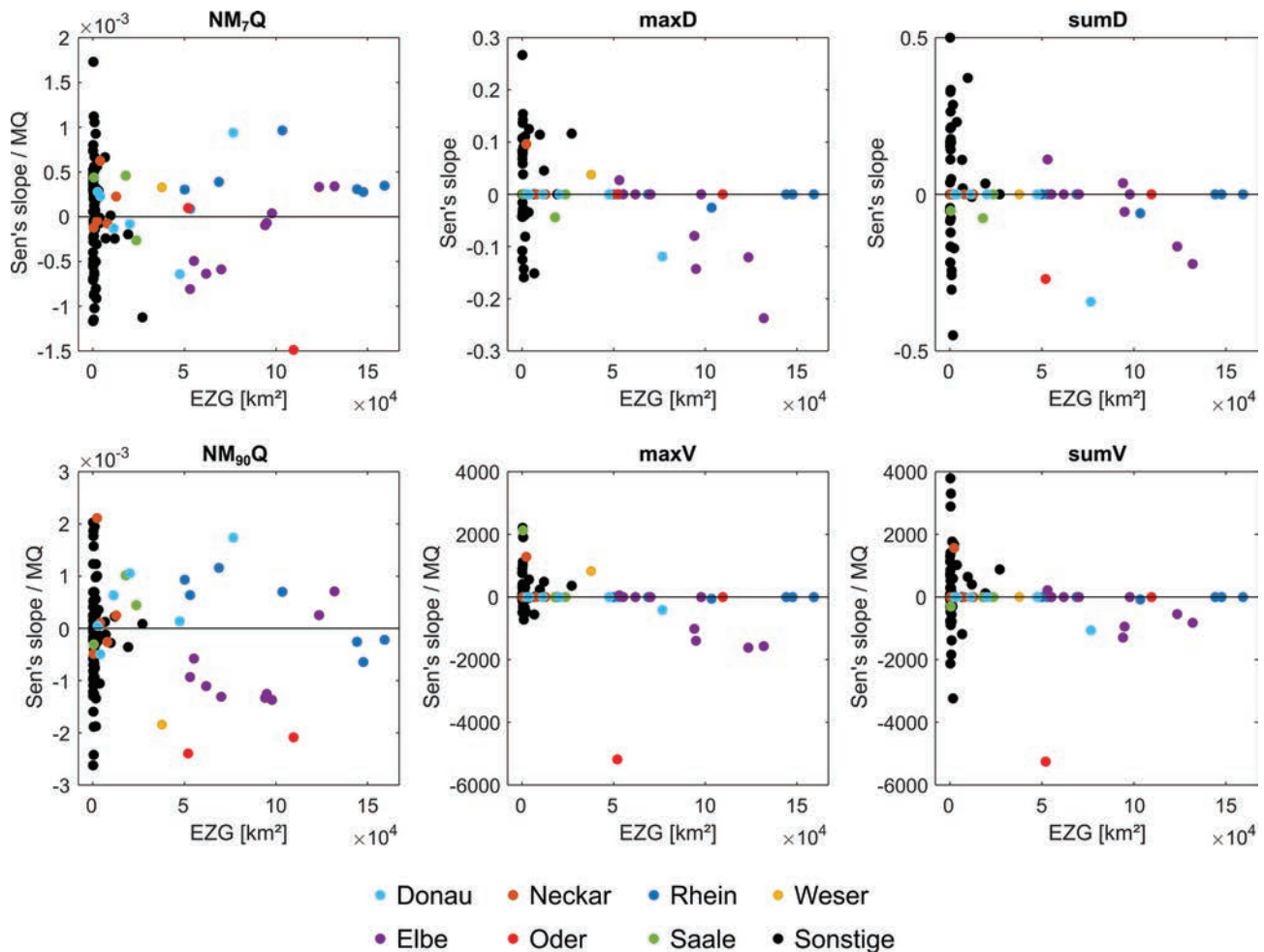


Abbildung 11

Vergleich der Trends über den Sen-Slope in Abhängigkeit zu den Einzugsgebietsgrößen der Pegel für die Niedrigwasserabflüsse NM_7Q und $NM_{90}Q$, sowie den Niedrigwasserkennwerten $maxD$, $sumD$, $maxV$ und $sumV$.

Comparison of trends over the Sen's slope as a function of gauge catchment sizes for the low flow parameters NM_7Q , $NM_{90}Q$, $maxD$, $sumD$, $maxV$ and $sumV$.

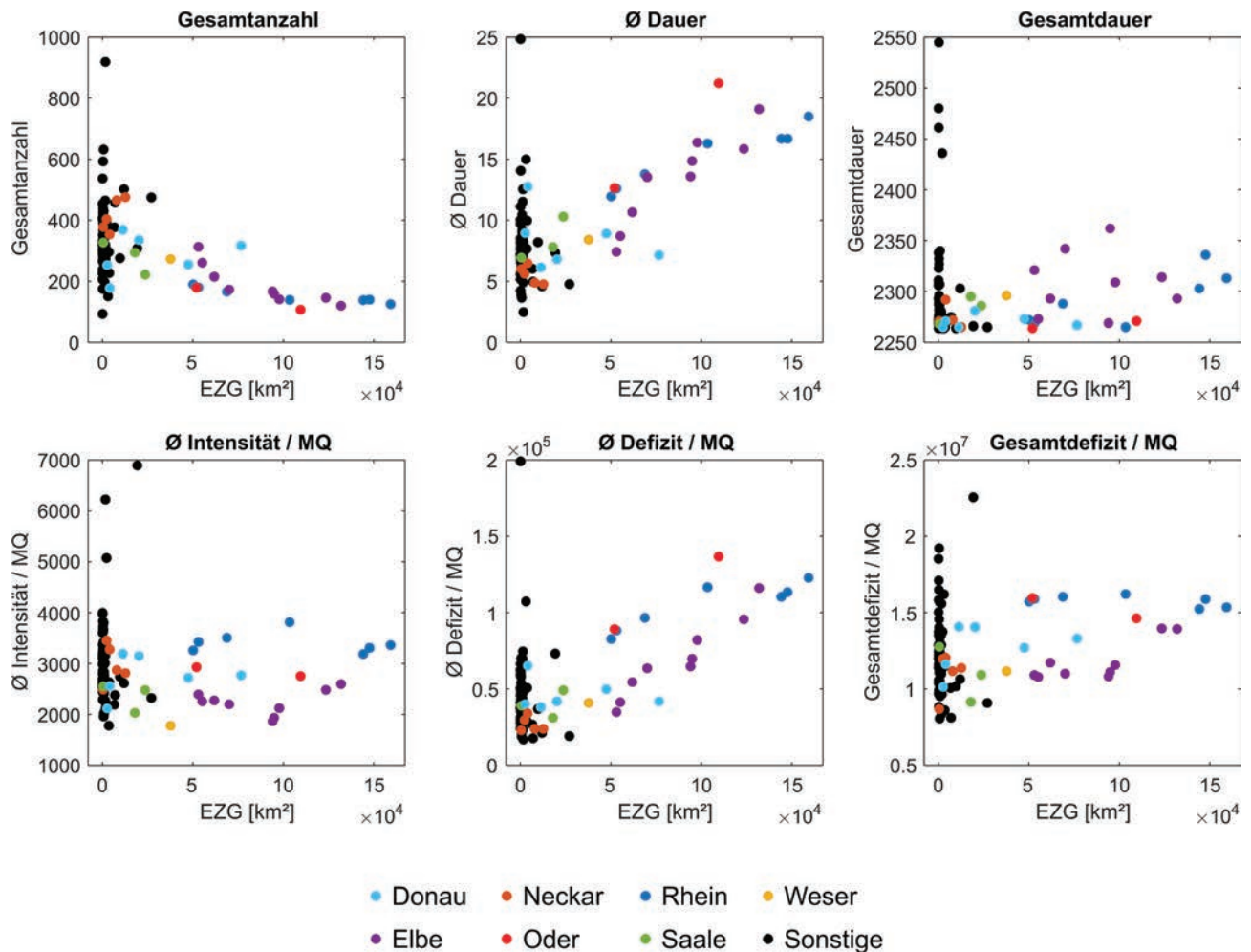
für die Niedrigwasserabflüsse ist die Streuung der Werte für alle Einzugsgebietsgrößen ähnlich hoch. Während die Trends für den Rhein beim NM_7Q über alle Einzugsgebietsgrößen konstant sind, nehmen die $NM_{90}Q$ -Trends für größere Einzugsgebietsgrößen ab und ändern ihre Trendrichtung von positiv zu negativ. Bei der Elbe ist ein eher lineares Verhalten über die Einzugsgebietsgrößen vorhanden, wobei sich die Situation für größere Einzugsgebiete tendenziell verbessert und für kleinere Einzugsgebiete verschlechtert. Dagegen weisen andere betrachtete Flüsse ein diffuses Verhalten über die Einzugsgebietsgrößen auf. Auffällig ist das Verhalten der Oder beim $NM_{90}Q$ mit den beiden stark negativen Trends.

3.4.3 Zusammenhang zwischen Niedrigwasserkenngrößen und der Einzugsgebietsgröße

In der Abbildung 12 sind verschiedene Kenngrößen zusammengefasst, welche die Dauer und das Defizit einer Niedrigwasserperiode repräsentieren. Hierfür wurden alle Niedrigwasserperioden bezogen auf den Schwellenwert Q_{90} ermittelt und getrennt erfasst. Diese Niedrigwasserperioden sind übergreifend über das Wasserhaushaltsjahr und werden nicht zeitlich begrenzt. Die mittlere Dauer und das mittlere Defizit ergeben

sich aus dem arithmetischen Mittel der Dauern bzw. Defizite aller Niedrigwasserperioden eines Pegels. Die Gesamtdauer bzw. das Gesamtdefizit stellt die Summe aller Ereignisse dar. Mit der Gesamtanzahl ist die Anzahl der Niedrigwasserperioden der einzelnen Pegel beschrieben. Die Intensität einer Niedrigwasserperiode ergibt sich aus dem Quotienten des Defizits und der Dauer der jeweiligen Niedrigwasserperiode. Die mittlere Intensität wird aus dem arithmetischen Mittel aller einzelnen Intensitäten des Pegels gebildet. Für Werte mit einem direkten Bezug zu dem Abfluss wurde eine Normierung der Werte mit dem MQ des jeweiligen Pegels durchgeführt, die bei der Dauer entfällt.

Der Pegel Oberammergau (Ammer) weist sowohl die höchste mittlere Dauer als auch das höchste mittlere Defizit auf. Danach folgen die größeren Flüsse Oder, Elbe und Rhein mit den Pegeln Hohensaaten-Finow, Neu-Darchau und Rees. Auffällig wird, dass mit zunehmender Einzugsgebietsgröße die mittlere Dauer und das mittlere Defizit der Niedrigwasserperioden ansteigen. Lediglich der Pegel Oberammergau stellt hier mit dem vergleichsweise kleinen Einzugsgebiet eine Ausnahme dar. Die genannten Pegel weisen die geringste Anzahl an Niedrigwasserperioden auf, was sich analog mit den Pegeln deckt, die eine geringe mittlere Dau-

**Abbildung 12**

Darstellung der mittleren Dauer und des mittleren normierten Defizits, der Gesamtanzahl aller Niedrigwasserperioden, der Gesamtdauer und des normierten Gesamtdefizits und der mittleren normierten Intensität in Bezug auf die zugehörige Einzugsgebietsgröße.

Plot of mean duration and mean normalized deficit, total number of all low flow periods, total duration and total normalized deficit, and mean normalized intensity with relation to associated catchment size.

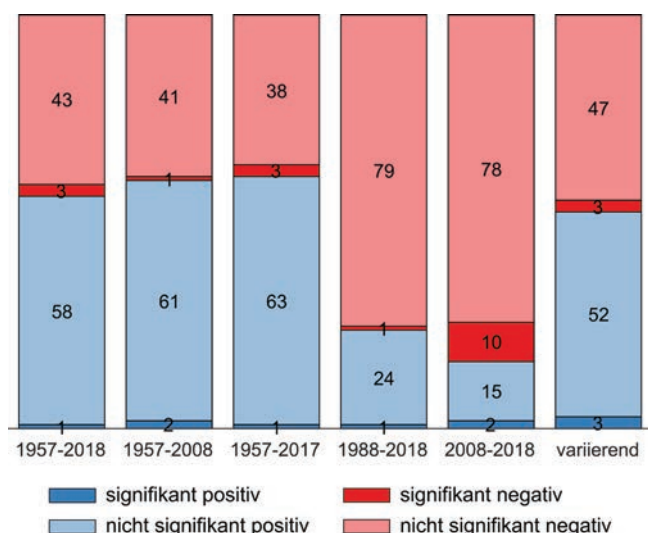
er und ein mittleres Defizit vorweisen. Die großen Flüsse Rhein, Elbe, Weser, Donau und Oder weisen dabei weniger Niedrigwasserperioden im Vergleich zu kleineren Flüssen auf. In der Summe aller Dauern und Defizite eines Pegels besteht zwischen den kleinen und großen Flüssen kein Unterschied. Die Pegel Leipzig-Thekla (Parthe), Fridingen (Bara), Erb (Leitzach) und Wechselburg 1 (Zwickauer Mulde) zeigen eine deutlich größere Gesamtdauer für den Untersuchungszeitraum als alle anderen untersuchten Pegel. Das größte Gesamtdefizit haben die Pegel Rathenow Up (Havel), Schönach (Große Laber) und Oberamergau (Ammer). Bei der mittleren Intensität haben die Pegel Rathenow Up (Havel) und Lechbruck und Landsberg (beide Lech) die größten Werte. Für die anderen Pegel liegt eine gleichmäßige Streuung der Werte über alle Einzugsgebietsgrößen vor, was auch für die Gesamtdauer und das Gesamtdefizit erkennbar ist. Tendenziell weisen die Weser und die Elbe die kleineren Werte für die mittlere Intensität und das Gesamtdefizit auf, gefolgt von der Donau und der Oder mit größeren Werten und dem Rhein mit den größten Werten für mittlere Intensität und Gesamtdefizit. Dabei ist bei den genannten Flüssen ein konstantes Verhalten über die Einzugsgebietsgrößen erkennbar. Für das mittlere De-

fizit und für die mittlere Dauer steigen die Werte an, wobei die Oder tendenziell die größten Werte der Flüsse vorweist.

3.5 Einfluss der Zeitreihenlänge auf die Niedrigwassertrends

Nachfolgend sollen die 105 betrachteten Pegel hinsichtlich der Konsistenz ihrer Niedrigwassertrends untersucht werden. Dafür wurden die Anzahl der Trends für verschiedene Zeiträume für den Niedrigwasserabfluss NM_{10Q} und für die maximale Dauer $maxD$ dargestellt. Für die Zeiträume wurden jeweils die Wasserhaushaltsjahre angegeben.

Abbildung 13 stellt die Anzahl der Trends hinsichtlich Signifikanz und Richtung für den Niedrigwasserabfluss NM_{10Q} in Abhängigkeit von verschiedenen Betrachtungszeiträumen dar. Dabei beziehen sich die Jahreszahlen auf das jeweilige Wasserhaushaltsjahr. Neben dem Referenzzeitraum dieser Untersuchung von 1957 bis 2018 wird der Einfluss der letzten Dekade und des Wasserhaushaltsjahres 2018 auf die Trends untersucht. Zusätzlich wurden kürzere Zeiträume für alle Pegel angenommen. Dazu zählen die letzten 30 Jahre und die letzten zehn Jahre ausgehend von dem

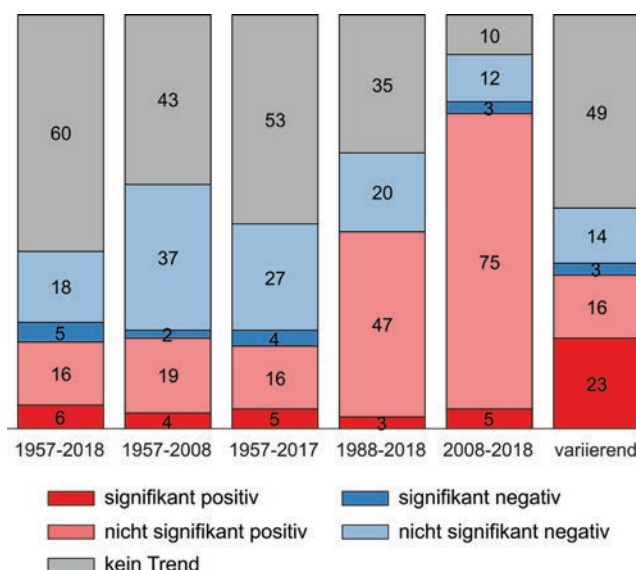

Abbildung 13

Einfluss der untersuchten Zeitreihenlänge auf die Trends der nicht schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte am Beispiel des NM_{10Q} , wobei die Jahre die jeweiligen Wasserhaushaltsjahre repräsentieren und variierend die gesamte zur Verfügung stehende lückenlose Zeitreihe der einzelnen Pegel darstellt.

Influence of the studied time series length on the trends of non-threshold based low flow parameters using NM_{10Q} as an example.

Wasserhaushaltsjahr 2018. Für die Untersuchungen wurden die Zeitreihen aller Pegel auf die gleiche Länge gekürzt, sodass eine Vergleichbarkeit der Pegel gewährleistet werden kann. In Abbildung 13 wurde die Anzahl der Trends für die gesamte ungekürzte Zeitreihe jedes einzelnen Pegels unter dem Zeitraum "variierend" zusammengefasst, um die Auswirkungen der Zeitreihenverkürzung zu untersuchen. Dadurch weist der Pegel Dresden (Elbe) eine lückenlose Zeitreihe ab dem Jahr 1806 vor. 21 der insgesamt 105 Pegel hatten durch diesen Ansatz einen Zeitreihenbeginn vor dem Wasserhaushaltsjahr 1902. Dazu zählen alle untersuchten Pegel der Elbe. Die anderen großen Flüsse wiesen eine große Variabilität für den Zeitreihenbeginn auf. Die Zeitreihen der Pegel Klein Bengerstorf (Schaale) und Hanau (Kinzig) beginnen beide erst ab dem 1. April 1957. Alle variierenden Zeitreihen gingen bis zum 31. März 2019. Die Abweichungen der Zeiträume ohne die letzte Dekade (1957 bis 2008) und ohne das Wasserhaushaltsjahr 2018 (1957 bis 2017) vom Referenzzeitraum (1957 bis 2018) sind nur gering. Auch die Trends mit dem variierenden Zeitraum unterscheiden sich nicht zum Referenzzeitraum. Lediglich bei den Trends der letzten 30 Jahre (1988 bis 2018) und der letzten zehn Jahre (2008 bis 2018) sind Unterschiede zum Referenzzeitraum zu verzeichnen. Dabei nimmt die Anzahl der nicht signifikant positiven Trends zugunsten der nicht signifikant negativen Trends ab. Für die letzten 30 Jahre ist jeweils nur ein signifikant negativer und positiver Trend zu verzeichnen. Dagegen stellen die letzten zehn Jahre ein Maximum der signifikant negativen Trends mit zehn von 150 Pegeln dar. Für die anderen untersuchten Niedrigwasserabflüsse NM_xQ ergibt sich ein vergleichbares Bild.

In der Abbildung 14 wird die Konsistenz der Trenduntersuchungen für den Referenzzeitraum von 1957 bis 2018 für die schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte untersucht. Dabei werden die gleichen Zeiträume wie in Abbildung 13 untersucht.


Abbildung 14

Einfluss der untersuchten Zeitreihenlänge auf die Trends der schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte am Beispiel des $maxD$, wobei die Jahre die jeweiligen Wasserhaushaltsjahre repräsentieren und variierend die gesamte zur Verfügung stehende lückenlose Zeitreihe der einzelnen Pegel darstellt.

Influence of the studied time series length on the trends of threshold based low flow parameters using $maxD$ as an example.

Auch für die vier schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte ergeben sich vergleichbare Ergebnisse untereinander. Daher werden nur die Ergebnisse für $maxD$ dargestellt. Die Verteilung der Trends für den Zeitraum von 1957 bis 2008 und für den Zeitraum von 1957 bis 2017 unterscheiden sich nur geringfügig von dem Referenzzeitraum. Es ist eine Verringerung der nicht signifikant negativen Trends mit der Betrachtung der letzten Dekade zu verzeichnen. Die Anzahl der signifikant negativen Trends (Entspannung der Niedrigwassersituation) für die variierenden Zeitreihen ist ebenso wie die Anzahl der Trends der letzten zehn Jahre vergleichbar mit dem Referenzzeitraum. In den vergangenen 30 Jahre liegen keine signifikant negativen Trends vor. Für die letzten 30 und zehn Jahre nimmt die Anzahl der nicht signifikant positiven Werte deutlich zu. Die Anzahl der Pegel mit keinem Trend sinkt ebenfalls. Deutlich herausstechend ist die Anzahl der signifikant positiven Trends bei den ungekürzten Zeitreihen. Dabei sind die signifikant positiven Trends in ganz Deutschland verteilt, zugleich liegt eine deutliche Häufung der signifikant positiven Trends im Osten Deutschlands vor (ohne Abbildung).

4 Diskussion

Ziel der Untersuchungen war es, eine räumlich verteilte Trendanalyse von verschiedenen Niedrigwasserkennwerten in Deutschland durchzuführen, um zum einen Gebiete mit einer Tendenz zu stärkeren Niedrigwassersituationen aufzuzeigen und zum anderen die Beeinflussung der Niedrigwasserkennwerten durch die letzte Dekade darzustellen. Dabei wurden sowohl schwellenwertbasierte als auch nicht schwellenwertbasierte Niedrigwasserkennwerte ermittelt und deren langjährige Trends über den Zeitraum der Wasserhaushaltsjahre 1957 bis 2018 bestimmt. Zudem wurden Beziehungen zwischen den Niedrigwassertrends

und der Einzugsgebietsgröße der einzelnen Pegel dargestellt. Weitere Analyse hinsichtlich der Eintrittsdaten der Niedrigwasserperioden und über die Zusammenhänge der Dauern und Defizite in Beziehung zu den Einzugsgebietsgrößen wurden durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden im Folgenden diskutiert. Grundlage für die untersuchten Trendanalysen sind die in Abbildung 1 dargestellten Pegel.

4.1 Trends von nicht schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerten

Wie in Abbildung 5 und Abbildung 6 erfasst, ist die Homogenisierung der Sprungstelle und Autokorrelation der auf Trend untersuchten Zeitreihe von großer Bedeutung, um das Ergebnis des Mann-Kendall-Tests nicht zu verfälschen. Ohne die Homogenisierung der Sprungstelle kann nicht zwischen einer kurzfristigen Änderung (Sprungstelle) oder langfristigen Änderung (Trend) unterschieden werden. Wird das Pre-Whitening nicht durchgeführt, kann es zu einer Überschätzung der Signifikanz des Mann-Kendall-Tests kommen. Daher lassen nur diejenigen Pegel eine verlässliche Aussage über einen signifikanten Trend zu, an denen keine Sprungstelle und Autokorrelation enthalten sind. Bei BORMANN & PINTER (2017) wurde dieses Vorgehen nicht explizit erwähnt, daher sind die dargestellten Trends mit diesem Wissen als kritisch anzusehen.

Für insgesamt elf Pegel ergibt sich ein signifikanter Trend für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ , von denen neun Pegel nach Tabelle 1 keine Autokorrelation enthalten. Dies sind die Pegel Geislingen-Fils (Fils), Hanau (Kinzig), Harreshausen (Gersprenz), Intschede (Weser), Kirchentellinsfurt (Neckar), Marburg (Lahn), Pforzheim (Wurm), Rheine Unterschleuse (Ems) und Unterjettenberg (Saalach). Insgesamt ergibt sich eine große Anzahl an Pegeln, die keinen signifikanten Trend vorweisen. Ein negativer Trend für den Niedrigwasserabfluss spricht für eine Verschärfung der Niedrigwasserperiode. Der Niedrigwasserabfluss NM_7Q (eine Woche) stellt im Vergleich zum $NM_{90}Q$ (drei Monate) einen kurzen Bezugszeitraum dar. Ein negativer Trend für den kurzen Zeitraum spricht für eine Verschärfung in den Abflussspitzen eines Jahres. Andererseits stellt ein negativer Trend für den $NM_{90}Q$ langfristige negative Einflüsse auf den Wasserhaushalt dar. Die Auswirkungen sind daher unterschiedlich zu bewerten, da sie den Wasserhaushalt auf verschiedene Weise beeinflussen. Die Pegel Harreshausen, Hanau und Unterjettenberg haben einen positiven Trend für die Niedrigwasserabflüsse und sind daher nicht nachteilig von Niedrigwasser betroffen. Auch der Pegel Kirchentellinsfurt hat für die großen Niedrigwasserabflüsse einen positiven Trend, was auf eine Entspannung für den Wasserhaushalt hinsichtlich der Niedrigwasserbewirtschaftung hinweist. Dagegen weisen die Pegel Geislingen-Fils, Marburg, Rheine Unterschleuse und Pforzheim einen konstant negativen Trend auf und der Pegel Intschede einen negativen Trend für die langfristige Niedrigwasserbewirtschaftung. Die räumliche Verteilung dieser Pegel lässt keine Rückschlüsse auf besonders betroffene Gebiete zu.

Die räumliche Verteilung der Trends und die Anzahl der signifikanten Trends aus den Analysen von BORMANN & PINTER (2017) kann in der Menge und Richtung nicht bestätigt werden. Dort liegen signifikant negative Trends an der Aller, Mosel, Havel und Spree vor. Der größte Teil der von BORMANN & PINTER (2017) ausgewerteten Pegel hat einen signifikant positiven Trend für den Niedrigwasserabfluss.

4.2 Trends von schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerten

Im Gegensatz zu dem Niedrigwasserabfluss NM_xQ stellt ein positiver Trend der Niedrigwasserkennwerte $maxD$, $sumD$, $maxV$ und $sumV$ eine Verlängerung der Dauer bzw. ein größeres Ausmaß des Defizits über die Zeit der Niedrigwasserperioden dar. Völlig analog gilt dies für einen negativen Trend der genannten Kennwerte. Die Anzahl der unbeeinflussten signifikanten Trends, also ohne das Vorhandensein von einer Sprungstelle oder Autokorrelation, ist mit 17 Pegeln deutlich höher als beim Niedrigwasserabfluss NM_xQ . Die restlichen elf Pegel weisen eine Autokorrelation auf, welche zu einer Überschätzung der Signifikanz führen kann. Somit ergeben sich an den Pegeln Oberensingen (Aich), Rheine Unterschleuse (Ems), Geislingen-Fils (Fils), Kämmerzell (Fulda), Eisenach-Petersberg (Hörsel), Cochem (Mosel), Kirchentellinsfurt (Neckar), Berlin Mühlendamm Op (Spree), Biessenhofen (Wertach) und Intschede (Weser) eine Verschärfung der Niedrigwassersituation, während die Pegel Beutelsau (Untere Argen), Eisenhüttenstadt (Oder), Hanau (Kinzig), Hof (Saale), Magdeburg-Strombrücke, Neu-Darchau und Wittenberge (alle Elbe) eine Entspannung der Niedrigwassersituation darstellen. Diese Pegel liegen großflächig verteilt in Deutschland und nicht gebietspezifisch vor. Ein Vergleich mit BORMANN & PINTER (2017) ergibt eine deutlich geringe Anzahl an signifikanten Trends, jedoch sind die Pegel Cochem, Berlin Mühlendamm Op und Hanau vergleichbar.

Es ist zu berücksichtigen, dass die schwellenwertbasierten Trends in Abhängigkeit des zugrundeliegenden Schwellenwertes Q_s stehen. Daher wurde untersucht, welcher Einfluss der gewählte Schwellenwert auf das Trendverhalten der Pegel hat. Für einen kleineren Schwellenwert reduziert sich die Anzahl der Niedrigwasserperioden an den Pegeln. Für größere Schwellenwerte nimmt die Anzahl folglich zu. Eine Folge der kleineren Schwellenwerte sind die daraus resultierenden Nullwerte für die Kennwerte $maxD$, $sumD$, $maxV$ und $sumV$, die aber wesentlicher Bestandteil der Zeitreihe sind, da sie ein Jahr dokumentieren, in dem kein Niedrigwasser vorhanden war. Durch die Schwellenwertanalyse aus Abbildung 9 wird deutlich, dass die Anzahl der Pegel mit keinem Trend für kleinere Schwellenwerte deutlich zunimmt. Die Anzahl der Pegel mit verschärfender Niedrigwassersituation ist für den Schwellenwert Q_{90} beim Defizit am größten und sinkt mit größerem Schwellenwert. Die Verschärfung der Niedrigwasserperioden für Q_{90} wird nicht durch die zunehmenden Nullwerte für kleinere Schwellenwerte maßgeblich beeinflusst, da aus den Zeitreihen mit Nullwerten häufig kein Trend resultiert. Somit ist anzunehmen, dass sich die Zunahme der signifikant positiven Trends für Q_{90} aus den Zeitreihenwerten selbst ergibt und nicht durch die untere Begrenzung der Zeitreihen.

Für die signifikant negativen Trends ergeben sich nur geringfügige Unterschiede. Somit sind die Ergebnisse robust gegenüber Änderungen des Schwellenwertes, sodass keine nennenswerten Abweichungen erkennbar sind und die dargestellten Trends repräsentativ für die schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte sind. Das Poolingverfahren der Niedrigwasserperioden wurde mit der MA-Methode durchgeführt. Durch die Wahl eines anderen Poolingverfahrens kann es zu Abweichungen kommen, die hier nicht betrachtet wurden.

Auffällig in Tabelle 2 ist die Vielzahl der Trends mit einer nicht homogenisierten Autokorrelation. Durch die beschriebene erhöhte Anzahl der Nullwerte in der Zeitreihe für kleinere Schwellenwerte führt das geschilderte Vorgehen aus Kapitel 2.2 zu einer Ablehnung der Homogenisierung signifikanter Autokorrelationen. Das Pre-Whitening kann in diesem Fall nicht durchgeführt werden, da eine Subtraktion der enthaltenen Nullwerte zu negativen Werten führen würde. Für größere Schwellenwerte ist die Anzahl der Pegel mit Nullwerten in den Zeitreihen für maxD, sumD, maxV und sumV geringer, wodurch die Homogenisierung entsprechend häufiger erfolgreich durchgeführt werden kann. Da die Autokorrelation einer Zeitreihe mit einem vorliegenden Trend größer ist als in einer trendfreien Zeitreihe, kann die Anwendung des trendfreien Pre-Whitenings nach YUE et al. (2002) zu einer Verringerung der Autokorrelation führen. Dadurch könnte es seltener zu negativen Werten in der Zeitreihe und der damit einhergehenden Ablehnung der Homogenisierung kommen. Die Ablehnung der Homogenisierung ist maßgeblich von den Nullwerten in den Zeitreihen beeinflusst, weshalb die Anwendung des trendfreien Pre-Whitenings nur geringen Einfluss auf das Ergebnis hätte. Es könnte auch eine Korrektur der negativen Werte mit Nullwerten durchgeführt werden. Dieses Vorgehen wurde aber nicht durchgeführt, weil insbesondere bei Zeitreihen mit vielen negativen Werten künstliche Nullwerte erzeugt werden, die wiederum den Trend der Zeitreihe erheblich beeinflussen können. Im Vergleich zu der Bestimmung der Trendrichtung mittels Sen-Slope-Estimator und linearer Regression, kommt es bei der Trendstärkenschatzung nach Sen zu der Annahme, dass kein Trend vorliegt. Für die lineare Regression würde in den meisten Fällen ein positiver oder negativer Trend angezeigt werden. Die lineare Regression kann an dieser Stelle nicht angewendet werden, da die Residuen der linearen Regression nicht normalverteilt sind.

4.3 Zusammenhänge der Trends und schwellenwertbasierter Kennwerte in Bezug auf die Einzugsgebietsgrößen der Pegel

Die Untersuchung der Startdaten des Niedrigwasserabflusses NM_{7Q} und aller Niedrigwasserperioden (Abb. 10) ergibt, dass die Pegel unterschiedlichen Abflussregimen unterliegen. Zum einen weisen die meisten der untersuchten Pegel einen Beginn des Niedrigwasserabflusses im August und September und der Niedrigwasserperioden im November und Dezember auf, während dies bei anderen Pegeln häufig von Februar bis April der Fall ist. Die zuletzt genannten Pegel liegen im Süden Deutschlands. Durch die natürlichen Einwirkungen durch das Abflussregime können die Niedrigwasserkennwerte beeinflusst sein. Findet eine Niedrigwasserperiode häufig in einer abflussreichen Zeit statt, ist das daraus resultierende Defizit im Vergleich zu einem Niedrigwasser in einer abflussarmen Zeit deutlich geringer, da zunächst der konstante Schwellenwert unterschritten werden muss.

Die betrachteten Trends der jeweiligen Pegel bezogen auf den Niedrigwasserabfluss NM_{xQ} und auf die Kennwerte maxD, sumD, maxV und sumV ergeben für die Pegel mit signifikanten Trends tendenziell eine der größten absoluten Trends. Durch die hohe Repräsentanz der Pegel mit einer kleineren Einzugsgebietsgröße (Abb. 2) ist die natürliche Streuung der Werte größer als bei größeren Flüssen. Es kann jedoch auch ein Indiz für einen stärkeren anthropogenen Einfluss bei den größeren Gewässern sein,

um die Nutzung dieser Gewässer (z. B. Schifffahrt) zu bewahren. Für den Niedrigwasserabfluss ergeben sich aber ähnlich hohe Streuungen zwischen kleinen und großen Flüssen sowohl in negative als auch in positive Richtung. Zudem stellen die in Abbildung 11 dargestellten Trends auch nicht signifikante Trends dar. Es lassen sich keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen den Trends der Niedrigwasserkennwerte und der Einzugsgebietsgröße herstellen, da ein sehr diffuses Verhalten auch für die einzelnen Flüsse vorliegt.

Aus der Analyse der Parameter Dauer und Defizit aller Niedrigwasserperioden eines Pegels mit der jeweiligen Einzugsgebietsgröße (Abb. 12) geht hervor, dass die Anzahl der Niedrigwasserperioden für größere Einzugsgebiete deutlich abnimmt. Die mittlere Dauer und das mittlere Defizit korrelieren mit der Gesamtanzahl der Niedrigwasserperioden. Pegel mit einer geringen Anzahl an Niedrigwasserperioden weisen die größten Dauern und Defizite auf, weil auch in Verbindung mit der Gesamtdauer und des Gesamtdefizits eine konstante Verteilung über die Pegel vorhanden ist. Somit konzentrieren sich die Dauern und Defizite auf eine geringere Anzahl an Niedrigwasserperioden und fallen dementsprechend höher aus.

4.4 Aussagen zur Konsistenz der Niedrigwassertrends und der Niedrigwassersituation in Deutschland

Die dargestellten Trenduntersuchungen beziehen sich auf den Zeitraum der Wasserhaushaltsjahre 1957 bis 2018. Eine Variation des Zeitraumes könnte zu deutlich abweichenden Trends führen. Daher wurde eine Konsistenzprüfung der Trends durchgeführt, um auch zusätzlich den Effekt der letzten Dekade auf das Trendverhalten der Niedrigwasserkennwerte in Deutschland zu untersuchen. Die Konsistenzprüfung der Trends ist in Abbildung 13 und Abbildung 14 abgebildet. Für die verschiedenen Zeiträume ergeben sich nur geringfügige Unterschiede hinsichtlich der signifikanten Trends für den Niedrigwasserabfluss NM_{xQ} (Abb. 13). Betrachtet man ausschließlich die letzte Dekade, ist ein deutlicher Anstieg der nicht signifikant negativen Trends zu verzeichnen, was für eine Verschärfung in der letzten Dekade sprechen kann. Dieser Anstieg ist auch für die letzten 30 Jahre zu beobachten. Die Anzahl der signifikant negativen Trends ist nur für die letzten zehn Jahre deutlich erhöht.

Die Verteilung der Trends für die schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte ab dem Wasserhaushaltsjahr 1957 ist ähnlich zu den Trends des Niedrigwasserabflusses (Abb. 14). Jedoch sind hier größere Unterschiede zwischen den nicht signifikanten Trends vorhanden. Dies bezieht sich jedoch auf die Trends, die für eine Entspannung der Niedrigwassersituation sprechen. Die Anzahl der signifikanten Trends ist im Vergleich zum Niedrigwasserabfluss leicht erhöht, es bleibt aber ein deutlicher Anstieg von einer signifikanten Verschärfung in den letzten zehn Jahren aus. An den Pegeln, die eine Verschärfung detektieren, resultieren keine anderen Aussagen für die Gesamtsituation in Deutschland, wenn keine Abflussdaten vor 1957 einbezogen werden. Für die ungekürzten Zeitreihen ergeben sich mehrere signifikant positive Trends vor allem im Osten Deutschlands, aber auch in ganz Deutschland. Diese sprechen für eine verschärfte Niedrigwassersituation. Dies betrifft die Pegel der Elbe, die für den gekürzten Zeitraum eine Entspannung aufzeigen. Für die kürzeren Zeiträume von 30 und zehn Jahren erhöht sich ebenfalls die Anzahl

der nicht signifikanten Trends, welche eine Verschärfung andeuten. Betrachtet man diese Zeitspannen räumlich, ergeben sich keine gewässerbezogenen oder gebietspezifischen Muster. Es wurde gezeigt, dass die Kürzung der Zeitreihen auf den gleichen Zeitraum für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ keine maßgeblichen Auswirkungen auf die dargestellten Trends hat, was andererseits eine bessere Vergleichbarkeit der Werte unter den Pegeln zulässt. Für die Trends von Dauer und Defizit ergeben sich jedoch Unterschiede besonders im Osten Deutschlands im Bereich der Elbe.

Es kann dennoch von einer Konsistenz der Niedrigwassertrends in Deutschland ausgegangen werden. Der Referenzzeitraum vom 1. April 1957 bis 31. März 2019 stellt somit ein valides Ergebnis dar.

Wie aus dem Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel hervorgeht, wurden keine klimabedingten Häufungen von Niedrigwasserereignissen von 1960 bis 2016 festgestellt (UMWELTBUNDESAMT, 2019). Untersucht wurden die Niedrigwassertage für das Winter- und Sommerhalbjahr. Dabei kam es über diesen Zeitraum immer wieder zu Jahren mit einer großen Anzahl an Niedrigwassertagen. Sowohl für das Winter- als auch für das Sommerhalbjahr ergaben sich keine signifikanten Trends. Die Niedrigwasserereignisse lassen sich nach UMWELTBUNDESAMT (2019) auf stabile Hochdrucklagen zurückführen, die eine großflächige Betroffenheit zur Folge haben. Das Vorhandensein von großflächigen Auswirkungen und einer Vielzahl an nicht signifikanten Niedrigwassertrends konnte ebenfalls gezeigt werden. Eine Untersuchung in Thüringen zeigte, dass dort in jedem Jahrzehnt extreme Niedrigwasserperioden beobachtet werden konnten, was die Häufung von Niedrigwasser in den letzten Jahren ebenfalls widerlegt (TRAUTH & HAUPT, 2020).

Abnehmende Werte für Niedrigwasser können nach SVENSSON et al. (2005) jedoch auch aus einem Ansteigen der Wassermanagementsysteme im Einzugsgebiet resultieren. Der Niedrigwasserausgleich der Talsperren dient vor allem der Erhaltung der Gewässergüte/-ökologie, der Schifffahrt und des Vorhaltens von Industriebrachwasser und Trinkwasser. Einige der untersuchten Pegel befinden sich an Schifffahrtsstraßen, die für den Gütertransport auch in Zukunft wichtig sind. Durch größere Schiffe werden die Beeinträchtigungen bei Niedrigwasser größer, wodurch die Kapazität der Schiffe abnimmt, was durch häufigere Fahrten ausgeglichen werden muss (ROTHSTEIN & SCHOLTEN, 2014). Durch den anthropogenen Eingriff in den Wasserhaushalt sind die untersuchten Abflusszeitreihen beeinflusst. Es ist fraglich, ob die Regulierung des Niedrigwasserausgleichs durch die Talsperren in Hinblick auf den Klimawandel und den damit verbundenen Wasserstress in den Talsperren nicht endlos weiterführbar ist, da der Zufluss von Talsperren in gleichem Maße durch Niedrigwasser betroffen ist. Neben den quantitativen Problemen durch eine Trockenperiode nimmt die Wasserqualität der Talsperren ab und der Aufbereitungsaufwand steigt (UHLMANN et al., 2014). Durch die zunächst moderaten negativen Auswirkungen auf die Wassermenge von 2021 bis 2050 mit darauffolgenden stärkeren Auswirkungen auf die Wassermenge (KOFALK et al., 2014) könnte es zu Versagen der Talsperren durch Leerlaufen kommen. Dem könnte durch den Ausbau der Kapazitäten der Talsperren oder auch durch eine angepasste Talsperrenbewirtschaftung entgegengewirkt werden. Dies ist nur ein Ausblick auf

eine mögliche Entwicklung, muss aber durch weiterführende Studien genauer untersucht werden.

4.5 Limitationen

Der verwendete Datensatz des GRDC beinhaltet das Wasserhaushaltsjahr 2018, welches von Dürre betroffen war. Der Einfluss der Dürrejahre 2019 und 2020 konnte nicht abgebildet werden. Mangels fehlender Daten für das Wasserhaushaltsjahr 2018 konnte die Weser nur mit einem Pegel repräsentiert werden. Wie auch aus Abbildung 11 hervorgeht, weisen Pegel desselben Flusses oftmals ein ähnliches Trendverhalten auf. Durch die Überrepräsentation der Flüsse oder Gebieten mit mehreren Pegeln in den Untersuchungen kann es zu abweichenden Ergebnissen kommen, wenn alle Pegel miteinander verglichen werden. Eine Einführung einer Feldsignifikanz für diese Pegel könnte zu einer Verbesserung führen. Hierfür werden räumlich abhängige Pegel zusammengefasst und nur einmal repräsentiert. Dabei kann die Wahl der räumlichen Abhängigkeit lokal, aber auch regional gewählt werden, wodurch es zu weiteren Unsicherheiten in den Ergebnissen kommen kann. Aus diesem Grund wurde in den Untersuchungen auf Feldsignifikanz für räumlich abhängige Pegel verzichtet. Es können zudem Trends vorliegen, die jedoch nicht die Anforderungen für eine statistische Signifikanz erfüllen. Anthropogene Einflüsse oder Eingriffe in das Flussregime spiegeln sich in den Abflusszeitreihen wider, was einen Einfluss auf die Ergebnisse haben kann (STAHL et al., 2010; BORMANN & PINTER, 2017). Zeitreihen können neben einer Sprungstelle auch einen Trend enthalten, der durch die Homogenisierung der Sprungstelle entfernt werden könnte. Die Homogenisierung der Sprungstelle wurde trotzdem durchgeführt, da ansonsten nicht differenziert werden kann, ob es sich bei dem detektierten Trend um eine kurzfristige Änderung (Sprungstelle) oder eine langfristige Änderung (Trend) handelt. Die untersuchten Zeitreihen beinhalten auch nach der Homogenisierung der Sprungstelle und der Autokorrelation ein hohes Maß an anthropogenen Einflüssen, wodurch eine längerfristige Extrapolation der Niedrigwassertrends in Deutschland nicht durchgeführt werden kann. Zudem wurden nur die Trends auf jährlicher Basis untersucht. Saisonale Trends können somit nicht abgebildet werden.

5 Zusammenfassung

Aus den Ergebnissen der langjährigen Trendanalyse der Niedrigwasserkennwerte von 105 Pegeln in Deutschland von 1957 bis 2018 geht hervor, dass sowohl für schwellenwertbasierte als auch für nicht schwellenwertbasierte Kennwerte vorwiegend keine signifikanten Trends vorliegen. Lediglich neun Pegel wiesen für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ einen signifikanten Trend auf, wobei fünf Pegel eine Verschärfung der Niedrigwassersituation andeuten. Dazu gehören die Pegel Geislingen-Fils (Fils), Intschede (Weser), Marburg (Lahn), Pforzheim (Wurm) und Rheine Unterschleuse (Ems). Auch zehn der 17 signifikanten Trends für die schwellenwertbasierten Niedrigwasserkennwerte $maxD$, $sumD$, $maxV$ und $sumV$ deuten auf eine Verschärfung hin. Dabei handelt es sich um die Pegel Berlin Mühlendamm Op (Spree), Biessenhofen (Wertach), Cochem (Mosel), Eisenach-Petersberg (Hörsel), Geislingen-Fils (Fils), Intschede (Weser), Kämmerzell (Fulda), Kirchentellinsfurt (Neckar), Oberensingen (Aich) und Rheine Unterschleuse (Ems). Die Pegel Geislingen-Fils, Intschede und Rheine Unterschleuse haben somit einen signifikant verschärfenden Trend für beide Arten von Niedrig-

wasserkennwerten. Pegel, die einen großen normierten Trend im Vergleich zu den anderen Pegeln aufwiesen, waren häufig auch signifikant. Der Pegel Hanau (Kinzig) weist eine signifikante Entspannung für beide Arten von Kennwerten auf, während für die Pegel Harreshausen (Gersprenz), Kirchentellinsfurt (Neckar) und Unterjettenberg (Saalach) nur für den Niedrigwasserabfluss und die Pegel Beutelsau (Untere Argen), Eisenhüttenstadt (Oder), Hof (Saale), Magdeburg-Strombrücke, Neu-Darchau und Wittenberge (alle Elbe) nur für die Dauer und das Defizit einer Niedrigwasserperiode eine signifikante Entspannung vorliegt. Die vorherige Homogenisierung der Sprungstelle und das Pre-Whitening als Voraussetzung für die Trenduntersuchungen wurden dargestellt und die Wichtigkeit erläutert, da es andernfalls zu einer fehlerhaften Trenddetektion führen kann. Es konnte gezeigt werden, dass der Untersuchungszeitraum vom 1. April 1957 bis zum 31. März 2019 repräsentativ für den Niedrigwasserabfluss NM_xQ in Deutschland und konsistent über kürzere Zeiträume ist. Lediglich für die letzten 30 und zehn Jahre ist eine deutliche Zunahme von nicht signifikanten Trends zu verzeichnen, welche eine Verschärfung andeuten. Für die Trends der Dauer und des Defizits einer Niedrigwasserperiode ergeben sich für die ungekürzten Zeitreihen deutlich mehr signifikante Trends, die eine Verschärfung bedeuten. Hier ist der Anstieg im Osten Deutschlands zu nennen. Für die Elbe ergibt sich bei der gekürzten Zeitreihe ab 1957 eine signifikante Entspannung der Niedrigwassersituation, während für die gesamte Zeitreihe teils ab 1806 eine signifikante Verschärfung detektiert wird. Der Einfluss des Schwellenwertes Q_s für schwellenwertbasierte Niedrigwasserkennwerte hat einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Richtung und Signifikanz der jeweiligen Trends, wodurch die Ergebnisse leichte Abweichungen vorweisen, die jedoch keine unterschiedliche Interpretation erlauben. Zudem konnte dargestellt werden, dass Pegel mit einer größeren Einzugsgebietsgröße tendenziell weniger Niedrigwasserperioden im Referenzzeitraum bei ähnlicher Gesamtdauer und ähnlichem Gesamtdefizit vorweisen konnten, wodurch eine stärkere Betroffenheit der einzelnen Niedrigwasserperioden hinsichtlich der Dauer und des Defizits resultiert. Anthropogene Einflüsse wirken sich auf die Abflusszeitreihen der Pegel aus, die ihrerseits die Berechnung der Niedrigwasserkennwerte beeinflussen. Es sollen weiterführende Untersuchungen durchgeführt werden, um den Einfluss des Niedrigwasserausgleichs durch die Talsperren auf die Niedrigwasserkennwerte darzustellen. Da der Zufluss von Talsperren selbst auch von Niedrigwasser betroffen ist, wird durch den zunehmenden Klimawandel mit einer negativen Auswirkung auf die Talsperrenbewirtschaftung gerechnet, welche wiederum Auswirkungen auf den Niedrigwasserausgleich hat und zu einer Verschärfung der Niedrigwassersituation führen kann.

Summary

The results of the long-term trend analysis of the low flow parameters of 105 gauges in Germany from 1957 to 2018 show that there are predominantly no significant trends for either threshold-based or non-threshold-based parameters. Only nine gauges showed a significant trend for the low flow discharge NM_xQ , with five gauges indicating an aggravation of the low flow situation. These include the gauges Geislingen-Fils (Fils), Intschede (Weser), Marburg (Lahn), Pforzheim (Wurm) and Rheine Unterschleuse (Ems). Ten of the 17 significant trends for the threshold-based low flow parameters $maxD$, $sumD$, $maxV$ and $sumV$ also indicate an aggravation. These gauges are Berlin Mühlendamm Op (Spree),

Biessenhofen (Wertach), Cochem (Mosel), Eisenach-Petersberg (Hörsel), Geislingen-Fils (Fils), Intschede (Weser), Kämmerzell (Fulda), Kirchentellinsfurt (Neckar), Oberensingen (Aich) and Rheine Unterschleuse (Ems). Thus, the gauges Geislingen-Fils, Intschede and Rheine Unterschleuse have a significant aggravating trend for both types of low flow parameters. Gauges that had a large normalized trend compared to the other gauges were often significant as well. The gauge Hanau (Kinzig) showed a significant relaxing trend for both types of parameters, while the trend for the gauges Harreshausen (Gersprenz), Kirchentellinsfurt (Neckar) and Unterjettenberg (Saalach) was only significant for the low flow discharge and the gauges Beutelsau (Untere Argen), Eisenhüttenstadt (Oder), Hof (Saale), Magdeburg-Strombrücke, Neu-Darchau and Wittenberge (all Elbe) are significantly relaxing only for the duration and deficit of a low flow period. The prior homogenization of the change point and the pre-whitening as a prerequisite for the trend investigations were presented and the importance was explained, since it can otherwise lead to an erroneous trend detection. It was shown that the investigation period from 1 April 1957 to 31 March 2019 is representative for the low flow discharge NM_xQ in Germany and consistent over shorter periods. Only for the last 30 and ten years is there a significant increase of non-significant trends, which indicate an aggravation. For the trends in the duration and deficit of a low flow period, there are significantly more significant trends for the untruncated time series that imply an aggravation. Here, the increase in eastern Germany is to be mentioned. For the Elbe, a significant relaxation of the low flow situation results for the truncated time series from 1957 onwards, while for the entire time series a significant aggravation is detected partly from 1806 onwards. The influence of the threshold value Q_s for threshold-based low flow parameters has a negligible effect on the direction and significance of the respective trends, whereby the results show slight deviations, which do not allow a different interpretation. In addition, it could be shown that gauges with a larger catchment size tended to have fewer low flow periods in the reference period with similar total duration and total deficit, resulting in a stronger impact of the individual low flow periods in terms of duration and deficit. Anthropogenic influences affect the discharge time series of the gauges, which in turn affect the calculation of the low flow parameters. Further investigations are to be carried out to show the influence of the low flow compensation by the dams on the low flow parameters. Since the inflow of dams itself is also affected by low flow, the increasing climate change is expected to have a negative impact on the dam management, which in turn will have an impact on the low flow compensation and may lead to an aggravation of the low flow situation.

Datenverfügbarkeit und Danksagung

Der während dieser Studie analysierte Datensatz kann auf ordnungsgemäße Anfrage vom jeweiligen Verfasser über das Downloadportal des GRDC angefragt werden. Das Downloadportal ist über folgenden Link zu erreichen: <https://portal.grdc.bafg.de/applications/public.html?publicuser=PublicUser#dataDownload/Home>. Die Nutzung der Daten ist an viele Bedingungen geknüpft, siehe GRDC Policy guidelines for the dissemination of data: https://www.bafg.de/GRDC/EN/01_GRDC/12_plcy/data_policy_node.html. Zuletzt gilt der Dank dem GRDC für die Bereitstellung der Daten und den beiden anonymen Gutachtern, die mit ihren Hinweisen zur Verbesserung des Artikels beigetragen haben.

Anschriften der Verfasser

Florian Oestermann, M.Sc.
 Prof. Dr.-Ing. Christoph Mudersbach
 Lehrgebiet Wasserbau und Hydromechanik
 Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwesen
 Hochschule Bochum
 Am Hochschulcampus 1
 44801 Bochum
 Deutschland
 florian.oestermann@hs-bochum.de
 christoph.mudersbach@hs-bochum.de

Literaturverzeichnis

- BORMANN, H. & N. PINTER (2017): Trends in low flows of German rivers since 1950: Comparability of different low-flow indicators and their spatial patterns, *River Research and Applications* (33), 1191–1204, DOI: 10.1002/rra.3152.
- DIN (1994): DIN 4049-3:1994-10, *Hydrologie – Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie*.
- DVWK (1983): DVWK-Regel 120 – 1983 Niedrigwasseranalyse, Teil I: Statistische Untersuchung des Niedrigwasser-Abflusses.
- DVWK (1992): DVWK-Regel 121 – 1992 Niedrigwasseranalyse, Teil II: Statistische Untersuchung der Unterschreitungsdauer und des Abflussdefizits.
- DWA (2020): DWA-M 541 Statistische Analyse von Niedrigwasserkenngrößen, ISBN: 978-3-88721-986-4.
- FANGMANN, A., BELLI, A. & U. HABERLANDT (2013): Trends in beobachteten Abflusszeitreihen in Niedersachsen, *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* (57), 196–205.
- FINKE, W. & S. KRAUSE (2005): Langzeitverhalten von Niedrigwasserkenngrößen von Pegeln des Havelgebietes und der Elbe, *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* (49), 248–254.
- FLEIG, A.K., TALLAKSEN, L.M., HISDAL, H. & S. DEMUTH (2006): A global evaluation of streamflow drought characteristics, *Hydrology and Earth System Sciences* (10), 535–552, DOI: 10.5194/hess-10-535-2006.
- GRDC (2021), Global Runoff Data Centre, Koblenz, Germany.
- HELLWIG, J. (2019): Grundwasserdürren in Deutschland von 1970 bis 2018, *Korrespondenz Wasserwirtschaft* (12), 567–572.
- KENDALL, M.G. (1975): *Rank correlation methods*, 4. Aufl., Griffin.
- KLIWA (2018): *Niedrigwasser in Süddeutschland. Analysen, Szenarien und Handlungsempfehlungen*, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg; Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- KOFALK, S., WIENHAUS, S., MOSER, H., GRATZKI, A., HEINRICH, H. & H. HEYER (2014): Die Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland einschätzen: Unterstützung für Entscheidung zur Anpassung, *Deutsche Beiträge. 33. Internationaler Schifffahrtkongress*; San Francisco, USA, 1.–5. Juni 2014, 121–133.
- KOHN, I., ROSIN, K., FREUDIGER, D., BELZ, J. U., STAHL, K. & M. WEILER (2014): *Niedrigwasser in Deutschland 2011*, *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* (58), 4–17.
- KULKARNI, A. & H. VON STORCH (1995): Monte Carlo experiments on the effect of serial correlation on the Mann-Kendall test of trend, *Meteorologische Zeitschrift* (4), 82–85.
- LFU BAYERN (2020): Kenn- und Schwellenwerte für Niedrigwasser.
- MANIAK, U. (2016): *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, Springer Berlin Heidelberg, DOI: 10.1007/978-3-662-49087-7.
- MANN, H.B. (1945): Nonparametric Tests Against Trend, *Econometrica* (13), 245, DOI: 10.2307/1907187.
- PETTITT, A.N. (1979): A Non-Parametric Approach to the Change-Point Problem, *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)* (28), 126–135, DOI: 10.2307/2346729.
- PUSHPALATHA, R., PERRIN, C., LE MOINE, N., MATHEVET, T. & V. ANDRÉASIAN (2011): A downward structural sensitivity analysis of hydrological models to improve low-flow simulation, *Journal of Hydrology* (411), 66–76, 10.1016/j.jhydrol.2011.09.034.
- ROTHSTEIN, B. & A. SCHOLTEN (2014): Auswirkungen von Niedrigwasser-Ereignissen auf Wirtschaft und Schifffahrt, *Forum. Das Forschungsmagazin der Hochschule Konstanz*, 38–42.
- SEN, P.K. (1968): Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau, *Journal of the American Statistical Association* (63), 1379–1389, DOI: 10.1080/01621459.1968.10480934.
- SMAKHTIN, V.U. (2001): Low flow hydrology: a review, *Journal of Hydrology* (240), 147–186.
- STAHL, K., HISDAL, H., HANNAFORD, J., TALLAKSEN, L.M., VAN LANEN, H.A.J., SAUQUET, E., DEMUTH, S., FENDEKOVA M. & J. JÓDAR (2010): Streamflow trends in Europe: evidence from a dataset of near-natural catchments, *Hydrology and Earth System Sciences* (14), 2367–2382, DOI: 10.5194/hess-14-2367-2010.
- SVENSSON, C., KUNDZEWICZ, W.Z. & T. MAURER (2005): Trend detection in river flow series: 2. Flood and low-flow index series, *Hydrological Sciences Journal* (50), DOI: 10.1623/hysj.2005.50.5.811.
- TRAUTH, N. & R. HAUPT (2020): *Niedrigwasseranalyse in Thüringen – Zeitreihenanalyse von Abflüssen an Fließgewässerpegeln*, *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 42.20*, DOI: 10.13140/RG.2.2.15234.63688.
- UHLMANN, D., WILLMITZER, H. & M. HUPFER (2014): Limnologie und Bewirtschaftung von Talsperren, In: W. CALMANO, M. HUPFER, H. FISCHER und H. KLAPPER (Hg.). *Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen – Gewässerbelastung – Restaurierung – Aquatische Ökotoxikologie – Bewertung – Gewässerschutz*, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 1–44.
- UMWELTBUNDESAMT (2019): *Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel*.
- YUE, S., PILON, P., PHINNEY, B. & G. CAVADIAS (2002): The influence of autocorrelation on the ability to detect trend in hydrological series, *Hydrological Processes* 16 (9), 1807–1829, DOI: 10.1002/hyp.1095.