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

Jost Hellwig

Auswirkungen von Trockenheit auf die Wasserqualität von Fließgewässern in Baden-Württemberg

Referent: $_{\text{apl}}$Prof. Dr. Jens Lange

Koreferent: Prof. Dr. Kerstin Stahl

Masterarbeit im Studiengang M.Sc. Hydrologie

Freiburg i. Br., August 2016

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

Auswirkungen von Trockenheit auf die Wasserqualität von Fließgewässern in Baden-Württemberg

von Jost Hellwig

Jost Hellwig
Matrikelnummer: 3906229
jost.hellwig@merkur.uni-freiburg.de

Herchersgarten 25
79249 Merzhausen

Betreuer:

apl Prof. Dr. Jens Lange
Professur für Hydrologie
an der Universität Freiburg

Prof. Dr. Kerstin Stahl
Professur für Umwelthydrosysteme
an der Universität Freiburg

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis . . . III
Tabellenverzeichnis . . . IV
Anhangsverzeichnis . . . V
Tabellenverzeichnis des Anhangs . . . VI
Zusammenfassung . . . VII
Extended English summary . . . IX

Vorwort **1**

1 Einleitung **2**

2 Grundlagen **4**
2.1 Wasserinhaltsstoffe in Fließgewässern . . . 4
2.1.1 Kategorien von Inhaltsstoffen . . . 4
2.1.2 Das Konzept der Wasserqualität . . . 5
2.1.3 Stoffquellen für Wasserinhaltsstoffe . . . 6
2.1.3.1 Punktuelle Einträge . . . 6
2.1.3.2 Diffuse Einträge . . . 6
2.2 Trockenheit im Kontext mitteleuropäischer Fließgewässer . . . 7
2.2.1 Abgrenzung des Begriffs Trockenheit . . . 7
2.2.2 Auftreten von Trockenheit und globale Klimaveränderungen 9
2.2.3 Aktualität des Themas . . . 10
2.3 Entwicklung der Forschung zum Thema Wasserqualität . . . 11
2.3.1 Wasserqualität im Generellen . . . 11
2.3.1.1 Methodik zur Bestimmung von Einflussfaktoren 12
2.3.1.2 Faktoren für die Wasserqualität . . . 14
2.3.2 Wasserqualität und Trockenheit . . . 20
2.4 Hypothesen zu den Fragestellungen dieser Arbeit . . . 25

3 Methodik **27**
3.1 Untersuchungsgebiet . . . 27
3.2 Datengrundlage . . . 31
3.3 Datenaufbereitung . . . 31
3.3.1 Qualitätsdaten . . . 32
3.3.1.1 Daten in monatlicher Auflösung . . . 32
3.3.1.2 Daten in täglicher Auflösung . . . 34
3.3.2 Abflussdaten . . . 34
3.3.3 Daten zur Einzugsgebietscharakteristik . . . 35

3.4 Datenauswertung zu monatlichen Wasserqualitätsdaten 37
3.4.1 Zusammenhang von Trockenheit und Wasserqualität . . 37
3.4.2 Erklärung und Modellierung der trockenheitsbedingten Veränderungen 39
3.4.2.1 Multivariate ANOVA 39
3.4.2.2 Lineare Regression 39
3.4.2.3 Erklärung der Wassertemperatur 44
3.5 Datenauswertung zu täglichen Wasserqualitätsdaten 45

4 Ergebnisse 46
4.1 Analysen zum Zusammenhang von Abfluss und Wasserqualität . 46
4.1.1 Monatliche Daten 46
4.1.1.1 ANOVA 46
4.1.1.2 Rangkorrelationskoeffizient 47
4.1.1.3 Univariates lineares Regressionsmodell 47
4.1.2 Tägliche Daten 51
4.2 Modell zur Erklärung der Auswirkungen 55
4.2.1 Multivariate ANOVA 55
4.2.2 Multivariates lineares Regressionsmodell 56
4.2.3 Erklärung der Abweichung der Wassertemperatur 59

5 Diskussion 61
5.1 Datenverfügbarkeit 61
5.2 Einfluss von Trockenheit auf die Wasserqualität 62
5.3 Bestimmung der relevanten Faktoren für die Wasserqualität bei Trockenheit 68
5.3.1 Methodische Ansätze 68
5.3.2 Relevanz für die Qualitätsparameter 69
5.3.3 Methodik und Ergebnisse zur Wassertemperatur 76
5.4 Relevanz und Unsicherheit der Ergebnisse 76
5.5 Ausblick 78

6 Schlussfolgerungen 79

Literaturverzeichnis 80

Anhang 88

Abbildungsverzeichnis

2.1 Auswirkungen von punktuellen und diffusen Einträgen auf Stoffkonzentrationen im Fließgewässer 7
2.2 Anzahl an Publikationen, die sich mit dem Einfluss von Trockenheit auf die Wasserqualität auseinandersetzen 21

3.1 Natureinheiten 2. Ordnung in Baden-Württemberg 28
3.2 Einteilung Baden-Württembergs in Höhenstufen 28
3.3 Geologische Einheiten im Land Baden-Württemberg 29
3.4 Landnutzungsklassen des Jahres 2006 in Baden-Württemberg . 29
3.5 Räumliche Lage der Einzugsgebiete der einzelnen Messstationen in Baden-Württemberg. 30

4.1 Boxplot der Rangkorrelationskoeffizienten der sechs Qualitätsparameter. 47
4.2 Boxplot der berechneten relativen Steigungen für die verschiedenen Qualitätsparameter. 49
4.3 Scatterplots der Messwerte für Chlorid und Wassertemperatur über dem Abfluss der Breg, unterteilt nach Jahreszeit. 49
4.4 Abweichung des Sauerstoffgehalts über der Abweichung der Wassertemperatur vom saisonal üblichen Wert an der Donau bei Trockenheit, unterteilt nach Jahreszeiten. 52
4.5 Relative Sauerstoffsättigung unter Trockenheit für die Donau über der Wassertemperatur. 53
4.6 Qualitätsparameter und Abfluss der Donau während des Trockenjahres 2003. 54
4.7 Scatterplot der berechneten Steigungen der Wassertemperaturabweichungen für Trockenheit über dem Beschattungsgrad der Gewässer im Einzugsgebiet. 60

Tabellenverzeichnis

3.1 Auflistung und Erklärung der aus dem WaBoA abgeleiteten Parameter zur Charakteristik der Einzugsgebiete. 36

4.1 Ergebnisse für die ANOVA zur Abhängigkeit der Wasserqualität vom Abfluss. 46
4.2 Kennwerte der berechneten Steigungen aus dem univariaten Regressionsmodell. 48
4.3 Kennwerte der berechneten Steigungen aus dem univariaten Regressionsmodell über der Spannweite des Vormonats. 50
4.4 Kennwerte der berechneten Steigungen aus dem univariaten Regressionsmodell über dem zeitlichen Abstand zum letzten zum Abfluss gekommenen Ereignis. 51
4.5 Ausgewählte Korrelationen bei geringem Abfluss zwischen verschiedenen Qualitätsparametern für die sechs Stationen mit täglich aufgelösten Daten. 52
4.6 Ergebnisse der multivariaten ANOVA zur Bestimmung von Einflussfaktoren für die Veränderung bei Trockenheit. 55
4.7 *Adjusted* R^2 der multivariaten Regressionen und p-Werte der Koeffizienten für die verschiedenen Qualitätsparameter. 56
4.8 Schematische Darstellung aller Ergebnisse der Bestimmung des Einflusses von Landschaftscharakteristika auf das Verhalten der Qualitätsparameter bei Trockenheit. 57

Anhangsverzeichnis

A Monatliche Daten **88**
A.1 Standorte der Untersuchung 88
A.2 Wasserqualität in Abhängigkeit der Trockenheit 96
A.3 Multivariate Regressionen über den Landschaftscharakteristika . 106

B Tägliche Daten **108**
B.1 Standorte der Untersuchung 108

C Abkürzungsverzeichnis **109**

Tabellenverzeichnis des Anhangs

A.1 Informationen zu den verwendeten Messstandorten für die Wasserqualität mit monatlicher Auflösung. 89
A.2 ID der Messstationen, die Teileinzugsgebiete zu anderen Einzugsgebieten bilden. 94
A.3 Rangkorrelationskoeffizienten zwischen Wasserqualitätsparametern und Abfluss für die einzelnen Einzugsgebiete. 97
A.4 Abhängigkeit der Qualitätsparameter von der Trockenheit in den einzelnen Einzugsgebieten. 100
A.5 Ergebnisse der linearen Regression für die saisonal unterteilten Daten von Chlorid und der Temperatur. 104
B.1 Informationen zu den verwendeten Messstandorten für die Wasserqualität mit täglicher Auflösung. 108

Zusammenfassung

Trockenheit spielt zunehmend auch in Mitteleuropa und Baden-Württemberg eine wichtige Rolle. Bisherige Untersuchungen fokussieren sich überwiegend auf deren rein quantitativen Auswirkungen, wobei es aber inzwischen viele Hinweise gibt, dass auch ein Zusammenhang von Dürre und Wasserqualität gegeben ist.

Die vorliegende Arbeit untersucht erstmals diesen Zusammenhang zwischen Trockenheit und Wasserqualität für Baden-Württemberg mittels umfangreicher Datensätze von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Die Messreihen umfassen bis zu 40 Jahre und weisen überwiegend eine monatliche Auflösung auf. Je nach Standort werden Daten zur Leitfähigkeit, zur Konzentration von Chlorid, Natrium, Nitrat, Phosphat und Sulfat sowie zur Wassertemperatur mit dem Abfluss über parametrische und nicht-parametrische Verfahren in Verbindung gebracht. Die berechnete Steigung einer linearen Regression gilt als Maß für die Stärke des Einflusses der Trockenheit und wird anschließend als Zielvariable eines multiplen linearen Regressionsmodells genommen. Erklärende Variablen sind verschiedene Einzugsgebietscharakteristika: die Häufigkeit verschiedener Landnutzungstypen, der Anteil bestimmter geologischer Komponenten und die Abwassermenge pro Fläche. Darüber hinaus werden noch einige zur Verfügung stehende, täglich aufgelöste Daten von Neckar und Donau im Hinblick auf einen Zusammenhang von Abfluss, Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoff analysiert.

Es zeigt sich, dass die Wasserqualität in Baden-Württemberg bei Trockenheit nahezu flächendeckend für alle Qualitätsparameter abnimmt. Nur für die Nährstoffe Nitrat und Phosphat gibt es eine nennenswerte Zahl an Flüssen, bei denen auch Qualitätsverbesserungen festgestellt werden können. Wie stark sich die Konzentrationen ändern, hängt je nach Parameter von anderen Charakteristika der Einzugsgebiete ab. Generell lässt sich jedoch sagen, dass vor allem die Geologie und die menschlichen Einleitungen eine wichtige Rolle spielen, die Landnutzung hingegen weniger. Hauptantrieb sind dabei Verdünnungsprozesse: Bei Trockenheit werden Grundwasserzuflüsse und Einleitungen im Vergleich zu Oberflächen- und Zwischenabflüssen wichtiger. Diese Quellen weisen häufig unterschiedliche Stoffkonzentrationen auf und so ändern sich auch die Werte im Abfluss. Gerade für die Nährstoffe können noch andere Prozesse wie eine verstärkte biologische Aktivität hinzukommen.

Insgesamt stützen die Ergebnisse bisherige Erkenntnisse und bieten konkrete

Werte für Baden-Württemberg. Mit der Identifikation der entscheidenden Einflussfaktoren für die Qualitätsverschlechterungen ist darüber hinaus die Grundlage für ein angepasstes Management der Fließgewässer bei Trockenheit geschaffen.

Stichworte: Trockenheit, Baden-Württemberg, Verschlechterung der Wasserqualität, lineare Regression, Einzugsgebietscharakteristika, anthropogener Einfluss, geogener Einfluss

Extended English summary

Drought is getting more important both in Central Europe and in Baden-Wuerttemberg. Previous studies are mainly focused on quantitative impacts of dryness but there are also several hints for a linkage between water quality and drought.

The present thesis investigates for the first time the connection of drought and water quality in Baden-Wuerttemberg. Data of the Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Wuerttemberg spanning up to 40 years in a monthly resolution are analysed. Available data regarding the conductivity, concentrations of chloride, sodium, nitrate, phosphate and sulfate as well as water temperature are related to discharge by parametric and non-parametric statistical methods. The computed slopes of linear regression models are taken as measures of drought impact for each drainage area and used as a target variable for a multiple linear regression model. Independent variables of this model are different characteristics of the catchment: the frequency of different types of land use, the percentage of selected kinds of rocks and the volume of sewage per area. Moreover, some available data with daily resolution from Neckar and Danube were analysed regarding possible links of discharge, conductivity, water temperature and oxygen content.

It becomes obvious, that water quality in Baden-Wuerttemberg deteriorates during drought for all parameters in almost every drainage area. Just for nitrate and phosphate there are some noteworthy rivers with enhancing quality. Changes in concentrations are for all parameters depending on various catchment characteristics. Taking everything into consideration it can be found that geology and human discharges are the most important factors whereas land use is less important. Main reasons for changes during drought are dilution processes: During low flow baseflow as well as human discharges are getting more important compared to surface- and subsurface flow. The different sources of water mostly differ in concentrations and as a consequence values of discharge are changing. Particularly for nutrients there are also some other important processes like an increased biological activity.

Altogether results are consistent with previous studies and increase knowledge for Baden-Wuerttemberg. The identification of the main influencing factors for deterioration of water quality offers opportunities for an adapted management of water during drought.

Keywords: drought, Baden-Wuerttemberg, deterioration of water quality, linear regression, catchment characteristics, anthropogenic influence, geogenic influence

Vorwort

Es ist nicht immer leicht, ein passendes Thema für die Abschlussarbeit zu finden. Ich habe von vielen Leuten gehört, die mit ihrem Thema nicht zufrieden waren oder lange Zeit für die Suche brauchten. Umso glücklicher bin ich, auch nach fast einem halben Jahr noch immer sagen zu können, dass diese Arbeit und das Thema für mich genauso spannend und interessant wie zu Beginn sind und die optimale Zusammenführung von meinem Forschungsinteresse und in fünf Jahren Studium erworbenen Fähigkeiten darstellen. Für die Ermöglichung dieser Arbeit und der Möglichkeit, sie so nach eigenen Ideen gestalten zu können, genauso wie für die fachliche Unterstützung und stets schnelle Hilfe bei Schwierigkeiten möchte ich besonders meinen Betreuern, Herrn $_{\text{apl}}$Professor Jens Lange (Professur für Hydrologie) und Frau Professorin Kerstin Stahl (Professur für Umwelthydrosysteme), danken.

Ebenso danken möchte ich allen weiteren Mitarbeitern der Professur für Hydrologie in Freiburg, die mich im Laufe der Arbeit mit Rat und Tat unterstützt haben. Insbesondere genannt seien hier Emil Blattmann, Doktor Michael Stölzle und Hannes Leistert. Mein Bruder Niels Hellwig (Institut für Geographie, Universität Osnabrück) leistete insbesondere durch seinen kritischen Blick von außen einen wichtigen Beitrag zum Gelingen dieser Arbeit. Zuletzt möchte ich noch ganz besonders meiner Frau Iris Hellwig danken, die mich immer unterstützt und auch in schwierigen Momenten zum Durchhalten motivierte.

Kapitel 1

Einleitung

Trockenheit und Dürre – bei diesen Begriffen denkt man in der Regel wohl nicht als Erstes an Baden-Württemberg und Zentraleuropa. Und doch können sich die meisten Menschen in dieser Region noch an den Hitzesommer 2003 und auch an das trockene Jahr 2015 erinnern. Die Häufung von Dürreperioden machte vor allem in den letzten zwei Jahrzehnten deutlich, dass gerade vor dem Hintergrund des Klimawandels das Thema immer relevanter wird. Der überwiegende Teil von politischen Maßnahmen zielt bisher auf den naheliegenden quantitativen Aspekt, also dem Umgang mit der akuten Knappheit der lebensnotwendigen Ressource Wasser. So stellte die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (kurz: LAWA) eine sechssäulige Handlungsempfehlung zum nachhaltigen Niedrigwassermanagement auf (Bund/ Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser – LAWA, 2007), in der es nur um Maßnahmen zum Umgang mit wenig verfügbarem Wasser geht. Dabei ist in den letzten Jahrzehnten immer deutlicher geworden, dass Dürren noch eine zweite wesentliche Dimension haben: die Verschlechterung der Wasserqualität.

Während für einige Interessensgruppen tatsächlich vor allem die Menge des Wassers von Bedeutung ist (Stromerzeugung durch Wasserkraft, Schifffahrt, Kühlwasser für Industrieanlagen), hängen etliche Ökosystemfunktionen darüber hinaus auch entscheidend von der Qualität des Wassers ab. Hierzu zählen insbesondere die Trinkwassergewinnung, Nutzungen für Freizeitzwecke und die Eigenschaft des Gewässers als Lebensraum für zahlreiche Tiere und Pflanzen. Aus diesem Grund ist es sehr wichtig, auch die qualitativen Auswirkungen von Trockenheit in Baden-Württemberg zu untersuchen und gegebenenfalls Maßnahmen zu ergreifen. Diesem Ansatz folgt das Forschungsprojekt DRIeR, das die unterschiedlichen Dimensionen von Trockenheit in Baden-Württemberg untersucht und in dessen Rahmen diese Arbeit einzuordnen ist.

Ziel dieser Untersuchung ist es, herauszufinden, ob sich die Wasserqualität in Baden-Württemberg bei Trockenheit verändert und welche Prozesse dabei von besonderer Bedeutung sind. Zur Beantwortung dieser Fragestellung werden Messreihen von verschiedenen Flüssen aus ganz Baden-Württemberg hinsichtlich wesentlicher Qualitätsparameter analysiert. Dabei kommen sowohl parametrische als auch nicht-parametrische statistische Verfahren zum Einsatz. Darüber hinaus werden multiple Regressionsmodelle zur Identifikation wichtiger Einflussfaktoren für die Änderung der Wasserqualität entwickelt. Aus dem Gesamtbild der Untersuchungen lässt sich ein Resümee für die Relevanz der veränderten Wasserqualität bei Trockenheit ziehen.

Im Folgenden werden zunächst die notwendigen Definitionen gegeben und der aktuelle Stand der Forschung auf dem Gebiet der Einflussfaktoren für die Wasserqualität zusammengefasst. Anschließend wird die Methodik erläutert, nach der die Untersuchungen durchgeführt werden. Der Darstellung der Ergebnisse folgt eine detaillierte Diskussion. Abschließend wird ein Fazit hinsichtlich der genannten Fragestellung gezogen.

Kapitel 2

Grundlagen

2.1 Wasserinhaltsstoffe in Fließgewässern

2.1.1 Kategorien von Inhaltsstoffen

In den Flüssen der Erde fließt niemals hundertprozentig reines Wasser. Stattdessen wird eine unüberschaubare Zahl an Stoffen mittransportiert, von denen wiederum nur ein kleiner Teil erforscht ist oder detektiert werden kann. Unter der Annahme eines relativ reinen Niederschlags ohne viele Inhaltsstoffe gelangt die Stofffracht erst im Einzugsgebiet ins Wasser. Dementsprechend können fast alle im Flussgebiet vorkommenden Stoffverbindungen früher oder später im Fluss wiedergefunden werden. Somit kann zurecht behauptet werden, die Inhaltsstoffe in den Flüssen stellten einen Spiegel ihrer Einzugsgebiete dar.

Bei der Analyse der Wasserinhaltsstoffe muss sich ein Untersuchender zwangsläufig auf eine kleinere Anzahl von Parametern beschränken. Zur besseren Übersichtlichkeit lassen sich die Stoffe in verschiedene Gruppen klassifizieren. Der Einordnung von van Vliet und Zwolsman (2008) folgend werden hier die möglichen Untersuchungsparameter in vier Gruppen eingeteilt:

1. Generelle Qualitätsparameter (u. a. Leitfähigkeit, Wassertemperatur, pH-Wert, Gelöster Sauerstoff, Chemischer Sauerstoffbedarf)

2. Nährstoffe (vor allem Stickstoff- und Phosphorverbindungen wie Nitrat oder Phosphat)

3. Hauptinhaltsstoffe (Chlorid, Sulfat, Calcium, Kalium u. v. m.)

4. Schwer- und Halbmetalle (u. a. Blei, Quecksilber, Kupfer, Nickel, Arsen)

Bei diesen Größen ist es wichtig, zwischen Einzel- und Summenparametern zu unterscheiden. Einzelparameter wie Nitrat, Chlorid oder Blei geben dabei immer eine genaue Auskunft über einen einzelnen Stoff. Summenparameter wie die Leitfähigkeit oder der chemische Sauerstoffbedarf hingegen geben immer eine Gesamtinformation für eine ganze Stoffgruppe. Aussagen für einen einzelnen Stoff sind daher hiermit nicht möglich. Je nach Fragestellung kann es zum Beispiel interessant sein, wie hoch der Chloridgehalt ist (Einzelparameter) oder welche Menge an Ionen insgesamt im Wasser gelöst ist (über den Summenpararameter Leitfähigkeit).

2.1.2 Das Konzept der Wasserqualität

Der Begriff *Wasserqualität* ist ein weiter Ausdruck, der unter verschiedenen Gesichtspunkten beleuchtet und auf sehr verschiedene Aspekte angewendet werden kann. Generell geht es um die Menge der im Wasser vorkommenden Stoffe, wie sie in Kapitel 2.1.1 erläutert wurden. Auf Grundlage des Vorsorgeprinzips gibt es in Deutschland eine Vielzahl von gesetzlichen Höchstwerten für Stoffkonzentrationen in Gewässern, die nicht überschritten werden sollten bzw. nicht überschritten werden dürfen. Es gibt u. a. die Kategorien der Vorsorgewerte, Orientierungswerte, Leitwerte und viele mehr (Dieter, 2011), die in der konkreten Gewässerbewirtschaftung eine Rolle spielen. Darüber hinaus können auch hier Höchstwerte für einzelne Stoffe und für Summenparameter unterschieden werden.

Die Bewertung der Wasserqualität soll in dieser Arbeit unabhängig von den gesetzlichen Regelungen, die zeitlich und räumlich Veränderungen unterworfen sind, erfolgen. Wenn im Folgenden die Bezeichnung einer *besseren* bzw. *schlechteren* Wasserqualität benutzt wird, so ist hiermit gemeint, dass die Konzentration des betreffenden Stoffes im Vergleich zu einem anderen Zeitpunkt oder Fluss geringer bzw. höher ist. Aufgrund dieser relativen Betrachtungsweise von Wasserqualität wird es auch vermieden, von einer absolut *guten* oder *schlechten* Qualität zu sprechen.

Ein wichtiges Konzept im Kontext der Wasserqualität sind die so genannten *kumulativen Einflüsse*. Hintergrund ist die Annahme, dass eine unüberschaubare Anzahl einzelner Faktoren die Wasserqualität beeinflusst. Die meisten dieser Einflüsse sind dabei jedoch so klein, dass die Auswirkungen für sich allein betrachtet wohl gar nicht messbar wären. Dadurch dass sich die einzelnen Faktoren jedoch überlagern, aufsummieren und wechselseitig verstärken, kommt es insgesamt dennoch zu Auswirkungen, die deutlich beobachtbar sind. Entschei-

dend für die Untersuchung der Wasserqualität und ihrer Ursachen ist deshalb nicht nur die unmittelbare Auswirkung eines Faktors, sondern vielmehr sein kumulativer Einfluss, was gemäß Johnston et al. (1990) der inkrementelle Effekt zusätzlich zu allen vergangenen, gegenwärtigen und zukünftigen Einflüssen auf die Wasserqualität ist. In der Forschung hat sich das Konzept des kumulativen Einflusses bei der Untersuchung von Einflussfaktoren weitestgehend durchgesetzt (Bolstad und Swank, 1997; Johnston et al., 1990, u. v. m.). Auch in dieser Arbeit wird der Fokus daher immer auf den kumulativen Einflüssen einzelner Faktoren liegen.

2.1.3 Stoffquellen für Wasserinhaltsstoffe

Seit Jahrzehnten versuchen Forscher, die Quellen und Ursachen für die beobachtete Wasserqualität zu identifizieren (Johnson et al., 1997). Dabei haben sich zwei grundverschiedene Wege herauskristallisiert, über die Stoffe in Gewässer gelangen können: als punktuelle und als diffuse Einträge (u. a. Ahearn et al., 2005; Bolstad und Swank, 1997; Murdoch et al., 2000; Reimann et al., 2009; van Vliet und Zwolsman, 2008).

2.1.3.1 Punktuelle Einträge

Bei punktuellen Stoffeinträgen (engl. point source pollution) lässt sich klar eine Stelle identifizieren, an der die Verschmutzung stattfindet. Prominentestes Beispiel hierfür sind Kläranlagen, bei denen sich das mit hohen Stoffkonzentrationen belastete Abwasser mit dem Flusswasser vermischt und so für einen allgemeinen Anstieg der Konzentrationen sorgt. Mit zunehmender Verdünnung flussabwärts durch hinzukommende Seitengewässer, die weniger belastet sind, sinkt die Stoffkonzentration unterhalb eines punktuellen Eintrags langsam wieder ab. Neben den menschlichen Einleitungen gibt es auch einige wenige natürliche Arten punktuellen Eintrags, zum Beispiel in der Form von hydrothermalen Quellen.

2.1.3.2 Diffuse Einträge

Diffuse Stoffeinträge (engl. nonpoint source pollution) sind ein flächenhaftes Phänomen, so dass dabei kein eindeutiger Ursprungsort bestimmt werden kann. Derartige Stoffflüsse treten häufig auf, wenn Grundwasser oder Oberflächenwasser, das zuvor durch ein Gebiet geflossen ist, in dem es die Stoffe lösen konnte, einem Fließgewässer zufließt. Als Quelle für die Stofflösung kommen da-

bei beispielsweise Mineralien im Untergrund, Nährstoffen im Boden oder durch Deposition über die Atmosphäre verlagerte Stäube an der Bodenoberfläche in Frage. Je nach naturräumlichen Bedingungen und anthropogenen Einflüssen im Einzugsgebiet sind eine Vielzahl von möglichen diffusen Einträgen vorstellbar. Da diese Einträge kontinuierlich in das Fließgewässer erfolgen, kommt es zu keiner Verdünnung flussabwärts und die Stoffkonzentration bleibt unverändert. Die prinzipiell unterschiedlichen Charakteristika von Stoffkonzentrationen im Fließgewässer infolge punktueller bzw. diffuser Einträge sind in Abbildung 2.1 dargestellt.

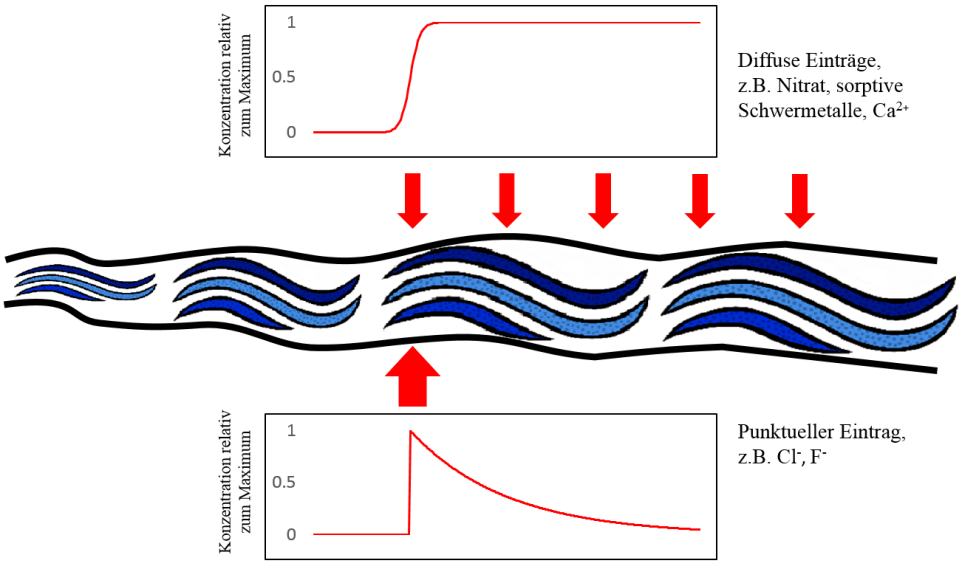


Abbildung 2.1: Auswirkungen von punktuellen und diffusen Einträgen auf Stoffkonzentrationen im Fließgewässer. Quelle: Eigene Darstellung.

2.2 Trockenheit im Kontext mitteleuropäischer Fließgewässer

2.2.1 Abgrenzung des Begriffs Trockenheit

Der Begriff *Trockenheit* wird im allgemeinen Sprachgebrauch von jedem verstanden, ohne dass es dafür nötig wäre, eine konkrete Definition im Kopf zu haben. Die einfache Vorstellung von einer geringen Wasserverfügbarkeit reicht jedoch bei einer genaueren Auseinandersetzung mit dem Thema nicht aus. Je nach Bezugspunkt kann die Erscheinungsform einer Trockenheit sehr stark variieren, in einem Feuchtgebiet der gemäßigten Breiten beispielsweise muss man bei einer wissenschaftlichen Untersuchung des Phänomens wohl andere Kriterien

heranziehen als in den ariden Subtropen. Diesem Problem entsprechend empfahlen Dracup et al. (1980a), den Begriff je nach gegebener wissenschaftlicher Fragestellung zu konkretisieren. Hierbei wiesen sie insbesondere auf vier zu klärende Umstände hin:

1. Das Wesen des Wasserdefizits (z. B. beim Bodenwasser oder Abfluss)
2. Die zeitliche Auflösung der analysierten Daten (Tage, Monate, Jahre)
3. Die Trennschärfe, mit der Trockenphasen vom Rest der Zeitreihe abgetrennt werden
4. Die Art der Regionalisierung von Daten

Von besonderer Bedeutung bei der Analyse von Fließgewässern ist die Unterscheidung der Begriffe Niedrigwasser (engl. low flow) und Dürre (engl. drought). Niedrigwasser beschreibt das Phänomen eines nach festgelegten Kriterien bestimmten geringen Abflusses, betrachtet auf einer Zeitspanne von Tagen oder wenigen Wochen. Ist der niedrige Abfluss auf einer größeren zeitlichen Skala von mehreren Monaten oder gar Jahren zu beobachten, lässt sich von einer Dürre sprechen (Dracup et al., 1980a).

Für diese Arbeit wird der Abfluss in Fließgewässern untersucht. Die meisten der untersuchten Daten liegen lediglich in monatlicher Auflösung vor, nur wenige Messpunkte verfügen über tägliche Daten. Als Trockenphase wurden für die Untersuchung alle Abflüsse bezeichnet, die unterhalb des durchschnittlichen Abflusses lagen. Da nur die Daten von bestimmten Messpunkten verwendet wurden, liegt keinerlei Regionalisierung der Daten vor. Im Falle der nur monatlich aufgelösten Daten muss Trockenheit in dieser Arbeit im Sinne von Niedrigwasser verstanden werden. Allein die hoch aufgelösten, täglichen Daten ermöglichen es, einzelne längere Trockenphasen zu analysieren, so dass bei diesen Untersuchungen Trockenheit tatsächlich als Dürre zu verstehen ist.

Um die verschiedenen Dimensionen von Trockenheit voneinander abgrenzen zu können, werden verschiedene speziellere Begriffe genutzt. Neben der meteorologischen Trockenheit – dem Auftreten von ungewöhnlich wenig Niederschlag – ist insbesondere die hydrologische Trockenheit zu erwähnen. Diese bezeichnet ein Absinken der Grundwasserstände und des Abflusses in Flüssen. Sie ist somit häufig die Folge einer meteorologischen Trockenheit, sollte aber nicht mit derselben verwechselt werden (Tallaksen und van Lanen, 2004). Ein häufiges Charakteristikum von hydrologischer Trockenheit ist, dass alle hydrologischen Speicher deutlich reduziert sind und große Gebiete von ihr betroffen sind

(Smakhtin, 2001). In dieser Arbeit ist mit dem Ausdruck Trockenheit immer die hydrologische Trockenheit gemeint.

In einer weiteren Arbeit von Dracup et al. (1980b) stellten die Autoren drei Merkmale auf, mit denen Trockenperioden in Fließgewässern charakterisiert werden können:

- **Dauer d (duration):** Die zeitliche Ausdehnung, über die das für Trockenheit festgelegte Kriterium erfüllt ist.
- **Stärke s (severity):** Die kumulierte absolute Abweichung des Abflusses vom langjährigen Durchschnitt des Abflusses für die bestimmte Dauer d.
- **Größe m (magnitude):** Die durchschnittliche Abweichung des Abflusses vom langjährigen Durchschnitt, abgeleitet aus Dauer und Stärke gemäß der Formel $m = \frac{s}{d}$

Hiermit lassen sich die in den Daten beobachteten Trockenperioden in ihrem Ausmaß beurteilen und vergleichen.

2.2.2 Auftreten von Trockenheit und globale Klimaveränderungen

In vielen Teilen der Welt ist der Niederschlag und damit auch der Abfluss von einem deutlichen Jahresgang geprägt, so dass sich jedes Jahr wieder ähnliche Trockenzeiten einstellen. Von größerer Bedeutung sind jedoch häufig die unerwarteten Ereignisse, an die sich der Mensch in seinem Umgang mit Wasser nicht durch lange Erfahrung angepasst hat. Diese Trockenheiten spielen auch in Gebieten wie Mitteleuropa, wo es keine ausgeprägte Trockenzeit gibt, eine wichtige Rolle.

Das Auftreten von Extremereignissen wie starken Dürren unterliegt einem stochastischen Prozess und ist somit nicht erstaunlich. Eine verstärkte Aufmerksamkeit erlangt das Thema jedoch vor dem Hintergrund des Klimawandels. Das *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) geht von einer Veränderung des hydrologischen Kreislaufes entsprechend der Veränderungen in den weltweiten Energieflüssen aus. Es ist demnach davon auszugehen, dass es – unter Berücksichtigung regionaler sowie saisonaler Abweichungen – weltweit tendenziell zu einer Intensivierung des Wasserkreislaufs mit verstärktem Auftreten von Extremereignissen kommen wird bzw. bereits kommt (Kirtman et al., 2013; Collins et al., 2013). Die *European Environment Agency* (EEA) geht auch speziell für Europa von Veränderungen aus, mit einem Anstieg des

Abflusses in Nord- und Nordost-Europa und einer Verringerung in Süd- und Südosteuropa (EEA, 2012). Stahl et al. (2010) konnten darüber hinaus saisonale Unterschiede feststellen; während im Winter der Trend an vielen Flüssen in Europa zu steigenden Abflüssen geht, sinken die Sommerabflüsse eher. Trotz dieser Befunde war es jedoch bisher mithilfe von empirischen Untersuchungen noch nicht möglich, eine eindeutige Verstärkung des Phänomens Trockenheit in Mitteleuropa nachzuweisen (Hisdal et al., 2001; Stahl et al., 2008).

2.2.3 Aktualität des Themas

Trockenheit ist in vielen Regionen der Erde ein schwerwiegendes und allgegenwärtiges Problem. In den humiden Gebieten Mitteleuropas hingegen ist Wassermangel ein eher seltenes Phänomen und spielt dementsprechend in der öffentlichen Wahrnehmung eine untergeordnete Rolle. Es verwundert daher nicht, dass das Thema auf politischer Ebene erst durch die EU, deren übrige Mitgliedstaaten zum Teil deutlich größeren Wassermangel als Deutschland aufweisen, auf die Tagesordnung rückte. In einem Weißbuch zur Anpassung an den Klimawandel forderte die europäische Kommission die einzelnen Länder dazu auf, Trockenheit und die damit verbundenen sozioökonomischen Folgen stärker als bisher wissenschaftlich zu untersuchen und Leitlinien für den Umgang mit ihr zu entwickeln (Europäische Kommission, 2009).

Darüber hinaus lenkte in den letzten Jahren eine Anzahl von Trockenheitsperioden in Mitteleuropa die breite Aufmerksamkeit auf das Thema. Neben den besonders ausgeprägten Dürren 2003 und 2015 zeigte insbesondere auch das von hydrologischen Extremen geprägte Jahr 2011, in welchen unterschiedlichen Formen Trockenheit in Mitteleuropa auftreten kann (Kohn et al., 2014).

Vor diesem Hintergrund ist auch das Projekt *DRIeR* zu sehen, in dessen Rahmen diese Arbeit erstellt wird. In dem Projekt werden neben der naturwissenschaftlichen Dimension, wie sie hier untersucht wird, auch soziale und ökonomische Aspekte von Trockenheit in Baden-Württemberg beleuchtet.

2.3 Entwicklung der Forschung zum Thema Wasserqualität

2.3.1 Wasserqualität im Generellen

Die wissenschaftliche Forschung beschäftigt sich wegen der Wichtigkeit des Themas für viele verschiedene Bereiche seit über 50 Jahren mit verschiedenen Aspekten der Wasserqualität. Aufgrund eines immer genaueren Verständnisses und neuer Untersuchungsmöglichkeiten verlagerte sich immer wieder der Fokus der Arbeiten. Johnson et al. (1997) und Haidary et al. (2015) folgend lässt sich die Entwicklung der Forschung in vier wesentliche Perioden unterteilen:

1. In den 60er Jahren konzentrierte man sich mit dem Beginn der Forschung in dem Bereich zunächst auf die geomorphologischen Einflüsse und versuchte damit, generelle Qualitätsparameter wie den gelösten Sauerstoff oder die Wassertemperatur zu erklären.

2. Spätestens seit den 70er Jahren rückte zunehmend die zeitliche Dynamik der Wasserqualität in den Vordergrund und es konnten die verschiedenen Arten von Verschmutzungsquellen identifiziert werden.

3. Gegen Ende des 20. Jahrhunderts ermöglichten neue technische Möglichkeiten eine systematische Erforschung des Themas auf größeren Skalen, dabei fanden insbesondere geographische Informationssysteme (GIS) und Methoden der multivariaten Statistik Anwendung. Nun wurden auch die wechselseitigen Einflüsse von Mensch, Klima und Geologie untersucht.

4. In den letzten zwei Jahrzehnten wurden vermehrt hydrologische Modelle eingesetzt und es wurde versucht, mit ihnen die beobachteten Wasserqualitäten zu simulieren.

Es gelang dabei, den Einfluss einer Vielzahl von Faktoren zu bestimmen. Ebenso wurde jedoch deutlich, dass räumlich zum Teil große Unterschiede bestehen und Erkenntnisse über die Ursachen der Wasserqualität in der Regel nur in sehr geringem Maße überregional verallgemeinerbar sind. Nichtsdestotrotz werden im Folgenden die Einflussfaktoren, die immer wieder als wichtig für die Wasserqualität eingestuft wurden, vorgestellt. Zuvor wird kurz auf die häufig verwendeten Methoden zur Bestimmung der Einflussfaktoren eingegangen.

2.3.1.1 Methodik zur Bestimmung von Einflussfaktoren

Statistische Verfahren

Die Quantifizierung von Einflüssen erfolgt in der Regel über statistische Verfahren. Besonders häufig findet der Kleinste-Quadrate-Schätzer (KQ, engl. OLS = ordinary least squares) Anwendung. Dabei wird ein in der Regel multivariater, funktionaler Zusammenhang zwischen Umweltfaktoren und Wasserqualität angenommen und mit dem KQ eine Schätzung der Koeffizienten der einzelnen Faktoren für die vorgegebene funktionale Form durchgeführt. Mit der Methode ist es häufig möglich, einen Großteil der Varianz in den Daten zu erklären, nichtsdestotrotz ist bei der Anwendung Vorsicht geboten. Die Koeffizienten können nur richtig geschätzt werden, wenn gewisse Modellannahmen erfüllt werden. Dazu zählen zum Beispiel die Unabhängigkeit der Störterme zueinander (somit auch die Abwesenheit jeglicher Autokorrelation in den Daten), die Kenntnis des korrekten funktionalen Zusammenhangs und auch die Berücksichtigung von sämtlichen relevanten erklärenden Variablen. All diese Bedingungen sind kritisch und es wird in den wissenschaftlichen Veröffentlichungen zum Thema Wasserqualität häufig gar nicht oder zu wenig darauf eingegangen. Werden beispielsweise nicht alle relevanten Variablen berücksichtigt, kommt es zu einem Bias in der Schätzung der Koeffizienten der berücksichtigten Variablen. Das kann fälschlicherweise aus einem eigentlich nicht signifikanten Wert einen signifikanten machen – andersherum natürlich genauso – oder im Extremfall sogar das Vorzeichen des Koeffizienten ändern.

Deshalb sollten bei der Untersuchung zunächst alle plausiblen Faktoren in die Regression mit aufgenommen werden und das Modell erst danach schrittweise ausgedünnt werden. Auch wenn diese Vorgehensweise in den meisten Untersuchungen angewendet wird (u. a. Ahearn et al., 2005; Bolstad und Swank, 1997; Close und Daviescolley, 1990; Reimann et al., 2009), gibt es zum Teil Veröffentlichungen, die von Anfang an nur einen Bereich wie die Landnutzung berücksichtigen und somit kritisch hinterfragt werden müssen (z. B. Amiri und Nakane, 2009; Basnyat et al., 1999; Nagy et al., 2012).

Buck et al. (2004) versuchten, das Problem des korrekten funktionalen Zusammenhangs mithilfe von Scatterplots zu lösen. Dabei wird allerdings jeweils nur der Zusammenhang zwischen der Zielvariablen und einer einzelnen erklärenden Variable dargestellt. Unter der Annahme einer in Wirklichkeit multivariaten Abhängigkeit lässt sich daraus nicht visuell ableiten, welche funktionale Form die beste Wiedergabe der Realität liefert. In der Praxis

werden fast immer lineare Zusammenhänge gewählt, es sollte jedoch stets bedacht werden, dass in der Natur – gerade vor dem Hintergrund kumulativer Effekte – sicherlich nichtlineare Zusammenhänge bestehen.

Auch für die Problematik der Autokorrelation gibt es Lösungsansätze. Yang und Jin (2010) stellten bei ihren Untersuchungen am Cedar River in Iowa eine räumliche Korrelation der Stickstoffbelastungen fest. Sie verwendeten deshalb zur Modellierung das Kriging-Verfahren, welches Autokorrelation berücksichtigt und eine Fehlerabschätzung ermöglicht. Auf diese Weise konnten sie eine höhere Modellgüte als mit dem KQ erreichen.

Wenn grundlegende Bedingungen für eine gute Schätzung mit dem KQ-Verfahren verletzt werden, ist die Güte des Modells und vor allem seine Übertragbarkeit auf veränderte Gegebenheiten in hohem Maße reduziert. Es sollte deshalb zunächst sorgfältig geprüft werden, ob das Verfahren überhaupt angewendet werden kann und wenn dem so ist, auf welche Weise. Auch andere statistische Verfahren können je nach Situation eine gute Alternative darstellen.

Hydrologische Modelle

Ein weiteres Vorgehen bei Untersuchungen zur Wasserqualität von Oberflächengewässern ist die Anwendung von speziell zu diesem Zweck entwickelten Modellen. Es gibt inzwischen eine Vielzahl von ihnen, wobei sie sich hinsichtlich abbildbarer Prozesse, benötigter Eingangsdaten und vorgesehener Skala unterscheiden. Eine wichtige Eigenschaft des jeweilige Modells ist auch die Art des Stoffeintrags, die es in der Lage ist, abzubilden. Während zum Beispiel das „Agricultural Nonpoint Source“ (AGNPS), wie der Name bereits sagt, insbesondere auf das Simulieren von Nährstoffeinträgen aus landwirtschaftlichen Flächen, also diffusen Einträgen, spezialisiert ist und eventbasiert arbeitet (Young et al., 1989), ist das „Soil and Water Integrated Model“ (SWIM) für große Einzugsgebiete im Ganzen, so wie beispielsweise das der Elbe, mit kontinuierlicher Simulation geeignet (Krysanova et al., 1998). Je nach Bedarf gibt es darüber hinaus zahlreiche für bestimmte Zwecke entwickelte weitere Modelle wie BASINS (Tong und Chen, 2002), CREAMS (Knisel, 1980) oder ANSWERS (Beasley et al., 1980).

2.3.1.2 Faktoren für die Wasserqualität

Geologie, Boden und Geomorphologie

Ohne den Menschen läge in Gestein und Boden die mit Abstand wichtigste Quelle für mögliche Stoffeinträge ins Gewässer. Der Niederschlag, der nicht direkt ins Gerinne fällt oder über Evapotranspiration dem Gebiet entweicht, fließt über Basis-, Zwischen- oder Oberflächenabfluss einem Oberflächengewässer zu. Dabei löst er im Untergrund Minerale, wäscht Nährstoffe aus dem Boden aus und verursacht Erosion. In allen Fällen landen Stoffe im Gerinne und wirken sich dort auf die Wasserqualität aus. Besonders interessant ist die Frage, wie wichtig diese Prozesse für die insgesamt durch alle Faktoren hervorgerufene Qualität bei dem heutigen Ausmaß an menschlichem Einfluss noch sind.

Für Neuseeland konnten Close und Daviescolley (1990) in einer detaillierten Studie einen starken Zusammenhang zwischen der Geologie im Einzugsgebiet und den Werten der 17 Untersuchungsparametern herstellen. Erstaunlicherweise galt dies auch für Parameter wie Nitrat- und Ammoniumgehalte, die geogen überhaupt nicht vorkommen. Auch eine Untersuchung in Norwegen zeigte, dass der größte Einflussfaktor für die Wasserqualität die Geologie im Einzugsgebiet ist (Reimann et al., 2009). In den Arbeiten von Haidary et al. (2013, 2015) wurde neben der Geologie auch der Boden als wichtiger Faktor gefunden. Dieser nimmt demnach insbesondere auf die Stickstoffvorkommen und die Gesamtleitfähigkeit Einfluss. Dazu passen die Ergebnisse von Yang und Jin (2010), die eine negative Korrelation zwischen Rückhaltefähigkeit der Böden und Nitratbelastung im Gewässer feststellten. Böden können also offenbar über ihr Retentionspotenzial den diffusen Eintrag von Nährstoffen reduzieren.

Darüber hinaus konnten Johnson et al. (1997) feststellen, dass es saisonale Unterschiede im Erklärungsgehalt der Wasserqualität durch geologische Komponenten gibt. In den Sommermonaten wurde der Einfluss der Geologie auf die Wasserqualität deutlich stärker von anderen Faktoren – insbesondere der Landnutzung – überlagert als im Herbst.

Der Einfluss der Topographie auf die Wasserqualität kann als äußerst gering eingestuft werden. Close und Daviescolley (1990) stellten zwar fest, dass zwischen einzelnen Wasserinhaltsstoffen und der Steigung im Einzugsgebiet oder seiner Fläche ein Zusammenhang besteht, andere Untersuchungen konnten dies jedoch nicht bestätigen (Haidary et al., 2015; Yang und Jin, 2010). Lediglich Johnson et al. (1997) konnten ebenfalls eine Verbindung zur Flussgebietsfläche herstellen. Die allgemeine Auffassung, dass die Topographie kein wesentlicher

Einflussfaktor ist, wird vor allem durch die Tatsache ersichtlich, dass eine Vielzahl von Untersuchungen sie von vornherein überhaupt nicht betrachtet (Ahearn et al., 2005; Buck et al., 2004; Ngoye und Machiwa, 2004).

In den Untersuchungen auf regionaler Ebene konnte insgesamt ein großer Einfluss der Geologie festgestellt werden, auf lokaler Ebene wurde auch ein Einfluss des Bodentyps festgestellt. Die Topographie spielt im Allgemeinen nur eine sehr untergeordnete Rolle. Bei Studien, die eher auf einer kleinen räumlichen Skala stattfinden, tritt der grundsätzlich sehr prägende Charakter der Geologie nicht in den Vordergrund, da es innerhalb der Untersuchungsgebiete nur sehr geringe geologische Unterschiede gibt. Der Einfluss ist deshalb nicht mehr quantifizierbar und geht bei der Verwendung von Regressionen in der Konstanten auf.

Landnutzung

Der Faktor für die Wasserqualität, der in den Forschungen der letzten Jahre die größte Aufmerksamkeit erzielt hat, ist die menschliche Landnutzung. Vor dem Hintergrund immer stärker werdender Umweltveränderungen und weltweiter Verschlechterungen in der Wasserqualität (Foley et al., 2005) kommt dem besseren Verständnis des menschlichen Einflusses auf die natürlichen Systeme eine herausragende Bedeutung zu. Im Folgenden soll es um die Beeinflussung der Wasserqualität durch diffuse Einträge von verschiedenen Arten der Landnutzung – namentlich Feuchtgebiete, Wälder, Grünland, Äcker und Siedlungsräume – gehen.

Bei Untersuchungen zum Einfluss der Landnutzung stellt sich die Frage, welche Gebiete über welchen Zeitraum betrachtet werden sollen. Es konnte gezeigt werden, dass diese nur im Kontext beantwortet werden kann, da es sich um ein skalenabhängiges Problem handelt. Pratt und Chang (2012) konnten in ihrer Untersuchung an Nebenflüssen des Columbia in Oregon und Washington nachweisen, dass durch die Einbeziehung sämtlicher Flächen des Einzugsgebiets bessere Regressionsergebnisse möglich sind als bei alleiniger Berücksichtigung der an das Fließgewässer angrenzenden Bereiche. Die Ergebnisse von Buck et al. (2004) deuten zudem darauf hin, dass bei Flüssen höherer Ordnung eher die oberstromigen Landnutzungen von Bedeutung sind, während bei Flüssen geringerer Ordnung die lokalen Bedingungen größeren Einfluss ausüben. Zahlreiche Autoren konnten in ihren Untersuchungen außerdem nachweisen, dass der Einfluss der Landnutzungen je nach meteorologischen Bedingungen schwankt und somit über saisonale Wetteränderungen und sogar einzelne Niederschlagser-

eignisse auch eine zeitliche Skalenabhängigkeit bei der Untersuchung gegeben ist (u. a. Ahearn et al., 2005; Buck et al., 2004; Johnson et al., 1997; van Vliet und Zwolsman, 2008). Dies muss auch bei der Betrachtung von Wetterextrema wie einer länger anhaltenden Trockenheit berücksichtigt werden.

Ein weiterer Punkt, der bei der Untersuchung des Einflusses der Landnutzung auf die Wasserqualität berücksichtigt werden muss, ist die räumliche Anordnung der verschiedenen Landnutzungen zueinander. Amiri und Nakane (2009) zeigten in ihrer Untersuchung, dass unter Berücksichtigung dieser so genannten „landscape metrics“ eine bessere Erklärung der beobachteten Varianzen möglich ist.

Feuchtgebiete:

Bereits seit Jahrzehnten ist die besondere Stellung von Feuchtgebieten für wichtige Ökosystemfunktionen in der Forschung ein Thema. Es konnte nachgewiesen werden, dass Auenwälder in der Lage sind, einen Großteil der aus einem Acker ausgewaschenen Nährstoffe aufzunehmen und somit die Belastung im Gewässer deutlich zu reduzieren. Besonders stark war die Wirkung auf Stickstoff, Calcium und Phosphor, wobei die Breite des Auenwaldes am Gewässerrand als entscheidender Faktor für die Wirksamkeit ausgemacht werden konnte (Lowrance et al., 1984; Basnyat et al., 2000).

Ein weiterer wichtiger Aspekt für die Wasserqualität ist die Aufenthaltsdauer des Wassers in Feuchtgebieten. Johnston et al. (1990) zeigten, dass der Stickstoffaustrag aus Feuchtgebieten stark negativ korreliert ist mit der Aufenthaltsdauer des Wassers darin. Gleiches gilt in geringerem Maße auch für Phosphor, Sedimentfracht, Leitfähigkeit, Chlorid, Blei und andere Metalle. Die Aufenthaltsdauer selbst hängt wiederum von der Größe des Feuchtgebiets und der Größe des Abflusses ab. Insgesamt betrachtet sind Feuchtgebiete somit in der Lage, bei langen Aufenthaltszeiten eine große Menge an Schadstoffen wirkungsvoll zurückzuhalten.

Wälder:

Ein großer Einfluss auf die Wasserqualität geht von Wald im Einzugsgebiet aus. Es konnte in einer Vielzahl von Studien gezeigt werden, dass der flächenmäßige Anteil von Wald am Einzugsgebiet positiv mit der Wasserqualität des Flusses korreliert ist (Haidary et al., 2013; Gburek und Folmar, 1999; Basnyat et al., 1999). Tong und Chen (2002) fanden für alle untersuchten Wasserqualitätsparameter (inklusive Phosphor, Stickstoff und Kolibakterien) einen negativen Zusammenhang zwischen dem Flächenanteil des Waldes und der

Belastung im Wasser, außer für die Mangangehalte. Die Untersuchung von Basnyat et al. (1999) konnte ebenfalls mit einer Regression zeigen, dass der Waldanteil negativ mit den untersuchten Parametern Nitrat und Sedimentfracht korreliert ist. Auch biologische Indikatoren deuteten in der Studie von Lenat und Crawford (1994) darauf hin, dass der Stress für die Biota in einem von Wald dominierten Einzugsgebiet am geringsten und die Wasserqualität am höchsten ist.

Bei dem positiven Einfluss von Wald auf die Wasserqualität wirkt sich nicht jeder Waldtyp gleich stark aus. Eine systematische Untersuchung dieses Phänomens erfolgte durch Singh und Mishra (2014). Sie unterteilten die Landnutzungsklasse „Wald“ in die zwei Subklassen „alter Wald“ und „gestörter bzw. offener Wald“. Damit konnten sie zeigen, dass die Abnahme der Waldbedeckung im Gebiet zu einer überproportionalen Zunahme von gelösten Ionen, Fäkalbakterien und der Trübung führt und somit negativ auf die Wasserqualität wirkt. Darüber hinaus konnten zum Teil deutliche Unterschiede zwischen dem Einfluss der beiden Waldtypen herausgefunden werden. Im Bezug auf die Wasserhärte waren die Einflüsse entgegengesetzt (mehr alter Wald reduziert die Härte, mehr gestörter Wald hingegen erhöht sie); bei den Werten für die gesamten gelösten Ionen und die Trübung zeigte sich, dass die alten Wälder bei einer Vergrößerung des Flächenanteils die Qualität mehr als doppelt so stark wie die gestörten Wälder verbessern. Daraus lässt sich ableiten, dass es in der Praxis für die Wasserqualität von großer Bedeutung ist, wie stark gestört ein Wald ist.

Grünland:

Ein vor allem in bergigen Regionen wichtiger Landnutzungstyp ist das Grünland. In der Regel ist das Vorkommen mit einer Vieh- oder Milchwirtschaft in der Nähe verbunden. Fisher et al. (2000) zeigten in ihrer Untersuchung, dass diese Form der Landnutzung zu einer starken Belastung von Oberflächengewässern mit Nährstoffen und Fäkalbakterien führte. Close und Daviescolley (1990) kamen zu dem Ergebnis, dass bewirtschaftete Weideflächen einen größeren Einfluss auf zahlreiche Wasserinhaltsstoffe haben als ungenutztes Brachland.

Besonders interessant beim Grünland ist der Aspekt der zeitlichen Variabilität. Ahearn et al. (2005) zeigten in ihrer Untersuchung anhand von Nitrat, dass sich diese Flächen unter bestimmten meteorologischen Bedingungen von Nährstoffquellen zu Nährstoffsenken entwickeln können. Während sie in normalen Jahren mit positivem Vorzeichen in die Regressionsgleichungen eingehen, dreht sich das Vorzeichen in trockenen Jahren um. Dementsprechend wird das

Grünland in Studien häufig weder als gut, noch als schlecht für die Wasserqualität eingeordnet, sondern eher als Faktor mit geringer Auswirkung, der zwischen Wald auf der einen Seite und Landwirtschaft und Siedlungen auf der anderen Seite steht (Basnyat et al., 1999).

Äcker:

Die Landwirtschaft ist eine der großen potentiellen Quellen für eine Verschlechterung der Wasserqualität. Die natürliche Vegetation ist völlig verschwunden und es wird durch den Menschen eine Vielzahl von Stoffen in Form von Dünger, Pestiziden oder Ähnlichem zugegeben. Eine Erhöhung der Konzentration im Fluss durch die Auswaschung im Boden ist denkbar für Phosphat, Ammonium oder Nitrat, aber auch viele weitere Stoffe wie Kalium, Magnesium oder Chlorid, die zum Teil mit auf Feldern ausgebracht werden (Reimann et al., 2009).

Die Ergebnisse der Studie von Johnson et al. (1997) passen zu diesen theoretischen Überlegungen. Sie konnten feststellen, dass in den Flüssen derjenigen Einzugsgebiete, die als hauptsächliche Landnutzung Ackerbau in Monokultur aufwiesen, die höchsten Belastungen durch Nitrat und Nitrit sowie die höchste Gesamtionenzahl vorkamen. Insgesamt stimmten die Stoffe, bei denen erhöhte Konzentrationen im Fluss gemessenen wurden, gut mit den Inhaltsstoffen von Dünger überein. Lediglich Ammonium konnte nicht in erhöhtem Maße gefunden werden. Im Gegensatz dazu berichteten Haidary et al. (2013) von einer signifikanten Korrelation (Signifikanzniveau $\alpha = 0.01$) zwischen dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen und der Ammoniumkonzentration im Wasser. Das lässt die Vermutung zu, dass je nach örtlichen Gegebenheiten in manchen Fällen das Ammonium des Düngers direkt aus dem Feld ausgewaschen wird, in anderen Fällen zuvor noch eine Nitrifikation stattfindet.

Johnson et al. (1997) stellten bei ihren Messungen für die Belastung durch den Ackerbau eine zeitliche Variabilität fest. Der größte Zusammenhang zwischen Wasserqualität und Landnutzung besteht in der feuchten Saison. In der trockenen Saison hingegen überwiegt eher der Einfluss der Geologie. Viele Untersuchungen bestätigen aber generell den gut erkennbaren negativen Zusammenhang zwischen dem Anteil von Landwirtschaft im Einzugsgebiet und der Wasserqualität (z. B. Tong und Chen, 2002).

Siedlungsräume:

Als weitere große Emittenten von Belastungen für die Wasserqualität konnten in zahlreichen Studien urbane Räume ausgemacht werden (Pratt und Chang, 2012; Ngoye und Machiwa, 2004; Tong und Chen, 2002; Haidary et al., 2013, u.

v. m.). Denkbare Quellen für den diffusen Eintrag bestehen hier beispielsweise in dem Kontakt des Wassers mit Baumaterialien, einem undichten Kanalnetz, gelöstem Streusalz oder der Kontamination mit Verkehrs- und Industrieemissionen (Reimann et al., 2009).

Wen et al. (2015) zeigten, dass die zunehmende Urbanisierung im Bereich des Unterlaufs eines chinesischen Flusses zu einer Abnahme der Wasserqualität führt. Ebenso wiesen Ngoye und Machiwa (2004) für den Ruvu in Tansania eine starke Belastung durch Siedlungsräume nach, wobei hier das Problem einer mangelhaften Abwasserentsorgung besondere Bedeutung hatte. Doch auch für Florida konnten Nagy et al. (2012) beweisen, dass bereits eine geringfügige Erhöhung des versiegelten Flächenanteils im Einzugsgebiet zu einer Verschlechterung der Wasserqualität führt. Die Untersuchung von Bolstad und Swank (1997) offenbarte ebenfalls parallel zu steigender Besiedelungsdichte eine abnehmende Wasserqualität. Darüber hinaus konnte gemessen werden, dass sich der daraus resultierende Gradient entlang des Flusses bei hohen Abflüssen nach Niederschlägen noch verstärkt, insbesondere für Nitrat.

Die zahlreichen Untersuchungen zum Thema Landnutzung und Wasserqualität führen zu dem eindeutigen Bild, dass ein sehr großer Einfluss vom Nutzungstyp ausgeht. Dabei wirken sich landwirtschaftliche Flächen und urbane Räume in aller Regel negativ auf die Wasserqualität aus, Feuchtgebiete und Wälder hingegen positiv. Beim Grünland ist der Beitrag von der Art der Bewirtschaftung und den meteorologischen Bedingungen abhängig. Generell bleibt festzuhalten, dass in jedem Fall eine saisonale bzw. wetterbedingte Komponente besteht und die Ergebnisse derartiger Untersuchungen immer nur unter den jeweils beobachteten Verhältnissen gelten können.

Einleitungen von Kläranlagen

Im Gegensatz zu den zuvor genannten Faktoren handelt es sich bei Einleitungen von Kläranlagen um punktuelle Einträge ins Gewässer. Wie in Abschnitt 2.1.3 erläutert, unterscheiden sich dementsprechend auch die Auswirkungen auf die Gewässer deutlich.

Die Forschungsliteratur zeigt, dass der Einfluss von solchen Einleitungen häufig nur schwer quantifizierbar ist. Reimann et al. (2009) stellten fest, dass bei ihren Messungen keine Einflüsse von Kläranlagen auf die Wasserqualität zu beobachten waren. Sie führten das auf die geringe räumliche Dichte ihres Messnetzes zurück und wiesen darauf hin, dass der Einfluss derartiger Ein-

leitungen nur eine relativ kurze Strecke stromabwärts detektierbar ist. Die Untersuchung von Ahearn et al. (2005) hingegen konnte eine verschlechterte Wasserqualität in Folge von punktuellen Einleitungen nachweisen. Mithilfe der Anwesenheit bzw. Abwesenheit von Kläranlagen konnten die gemessenen Nitratwerte in den Einzugsgebieten besser erklärt werden. Flussgebiete mit ähnlicher Bevölkerungsdichte aber ohne Kläranlage wiesen geringere Belastungen auf als solche mit. Für andere Parameter wie die Gesamtionenzahl wurde jedoch keine derartige Verbindung festgestellt. Es lässt sich zusammenfassend sagen, dass unter normalen Umständen (durchschnittlicher Abfluss, keine extreme Verschmutzung wie durch die Havarie einer Biogasanlage) eine relativ hohe Messdichte zur Entdeckung eines Einflusses von punktuellen Einleitungen nötig ist.

2.3.2 Wasserqualität und Trockenheit

Die Verbindung von Wasserqualität und Trockenheit ist ein relativ junges Forschungsfeld. Die Erforschung beider Gebiete verlief jahrzehntelang völlig getrennt, erst seit den 80er Jahren sind vermehrt Arbeiten erschienen, die sich mit dem Einfluss von Trockenheit auf die Wasserqualität befassen (Mosley, 2015, vgl. Abbildung 2.2).

Seither konnte in einer Vielzahl von Studien belegt werden, dass ein Zusammenhang zwischen den beiden Phänomenen gegeben ist. Zahlreiche mögliche Verbindungen wurden ausführlich von Murdoch et al. (2000) vor dem Hintergrund des Klimawandels diskutiert; es lässt sich in der Forschungsliteratur jedoch feststellen, dass die konkreten Auswirkungen von Dürren auf die Wasserqualität sehr unterschiedlich ausfallen können und nicht generell bestimmbar sind. Einer Einteilung von Mosley (2015) folgend lassen sich nichtsdestotrotz drei Schwerpunkte feststellen, in denen sich die Trockenheit konkret auf die Qualität auswirkt: gegebene und variable Stoffflüsse unter geänderten Abflussbedingungen, sodass die Qualitätsänderungen Folgen eines Ausgleichs der Stoffbilanz sind, veränderte Wassertemperaturen und verlängerte Aufenthaltszeiten des Wassers im Gerinne. Diese Punkte werden im Folgenden mit Bezug auf die vorhandene Literatur zu dem Thema dargestellt.

Ausgleichen der Stoffbilanz

Die Konzentration eines im Wasser gelösten Stoffes ergibt sich unter der Annahme einer vollständigen Durchmischung und eines konservativen Verhaltens

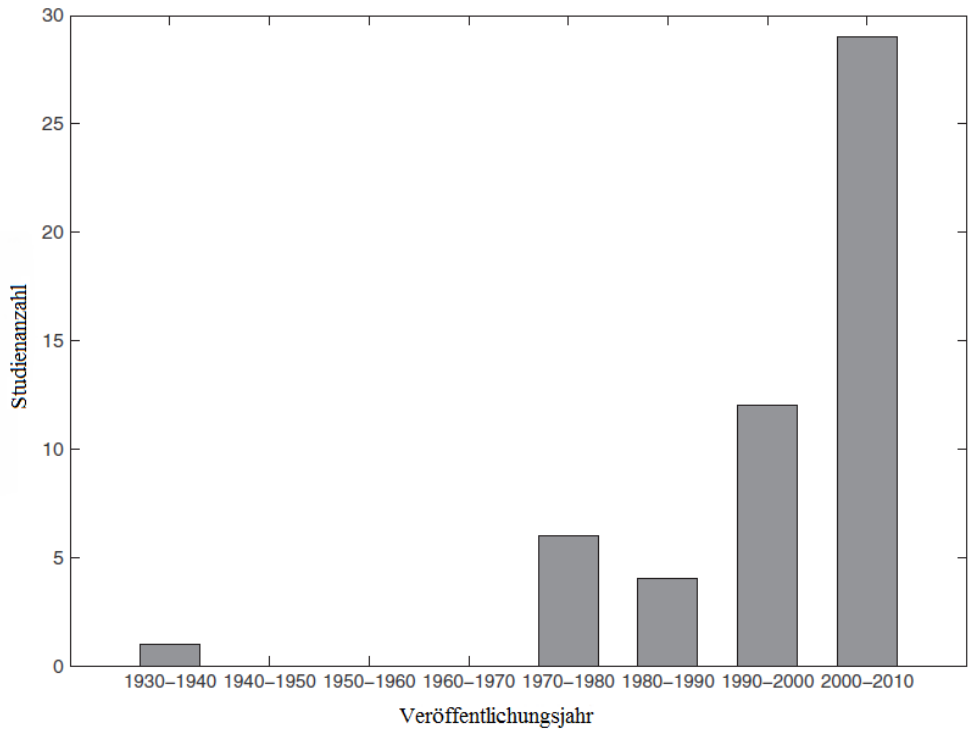


Abbildung 2.2: Anzahl an Publikationen, die sich mit dem Einfluss von Trockenheit auf die Wasserqualität auseinandersetzen. Quelle: Verändert nach Mosley (2015).

des Stoffes aus der eingetragenen Stoffmenge und dem Abfluss. Hierfür gilt die Gleichung $C = a/Q + b$, wobei C die resultierende Stoffkonzentration [mg/l], a der Stoffeintrag [g/s], Q der Abfluss [m^3/s] und b die Hintergrundkonzentration [mg/l] ist (van Vliet und Zwolsman, 2008). Im Falle einer Trockenheit wird Q kleiner, die Änderung von C hängt nun davon ab, ob und in welche Richtung sich die Werte von a und b bei einer Trockenheit ändern. Bleiben a und b konstant ist eine Erhöhung von C und somit eine Verschlechterung der Wasserqualität im Falle einer Dürre zu erwarten. Ein solches Verhalten konnte in vielen Studien für verschiedene Stoffe gezeigt werden, insbesondere auch für den Summenparameter der Leitfähigkeit (Chessman und Robinson, 1987; Sprague, 2005; Nosrati, 2011; Baures et al., 2013).

Ein konstanter Stoffeintrag trotz veränderter hydrologischer Bedingungen ist vor allem bei Punktquellen denkbar, die nur geringfügig von einer Trockenheit betroffen sind. Von besonderer Bedeutung sind hierbei Kläranlagen, denn der Wasserverbrauch des Menschen nimmt in Trockenperioden nicht unbedingt ab. Es gelangen hierüber also die gleichen Stoffmengen ins Gewässer wie unter Normalbedingungen, es ist jedoch weniger Wasser zur Verdünnung vorhanden. Dieser Zusammenhang konnte für viele verschiedene Regionen der Welt und

ebenso viele anthropogen eingetragene Stoffe nachgewiesen werden. Phosphate und Ammonium werden beispielsweise häufig überwiegend durch Kläranlagen eingeleitet. Vielfach stiegen hier die Konzentrationen in Trockenperioden an (Hrdinka et al., 2015; Macintosh et al., 2011; van Vliet und Zwolsman, 2008; Zwolsman und van Bokhoven, 2007), es gibt jedoch vereinzelt auch Beispiele für unveränderte Werte (Sprague, 2005; Zielinski et al., 2009). Ebenso konnten für Trockenperioden in einzelnen Studien erhöhte Werte von Chlorid, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat, Sulfat, Fluorid oder Brom nachgewiesen werden, wobei sich je nach Untersuchungsgebiet Unterschiede ergeben können (Andersen et al., 2004; Mosley et al., 2012; Nosrati, 2011; Zielinski et al., 2009; Zwolsman und van Bokhoven, 2007). Die Hauptquelle dieser Stoffe liegt aber nicht unbedingt immer in anthropogenen Punktquellen. Gerade Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat oder Sulfat werden häufig geogen über das Grundwasser auf diffuse Art und Weise ins Gewässer eingetragen. Während der Trockenheit steigt nämlich der Anteil des Grundwassers am Abfluss im Vergleich zu dem des Bodenwassers. Da sich diese zum Teil stark in ihrer chemischen Zusammensetzung unterscheiden, kommt es auch ohne den menschlichen Einfluss zu veränderten Konzentrationen während der Trockenheit.

Ein Beispiel dafür, dass eine solche Veränderung auch positiv auf die Wasserqualität wirken kann, liefern Golladay und Battle (2002). Ihr Untersuchungsgebiet in Georgia, USA, zeichnete sich insbesondere durch die Abwesenheit menschlicher Einleitungen aus. Da hier die Inhaltsstoffe überwiegend über Oberflächen- oder Bodenwasser eingetragen wurden, sanken die Belastungen durch Ammonium, Phosphor, organischem und inorganischem Material sowie gelöstem organischem Kohlenstoff (*engl. dissolved organic carbon*; kurz: DOC) bei abnehmenden Abfluss. Gerade für den DOC-Wert konnte ein derartiger Zusammenhang zu dem Abfluss, der mit den oberflächennahen Eintragwegen des Stoffes erklärbar ist, mehrfach gezeigt werden (Zielinski et al., 2009; Burt et al., 2015).

Insgesamt lässt sich feststellen, dass ein Großteil der beobachteten Veränderung unter Trockenheit mit einer einfachen Stoffbilanz erklärbar ist. Die verschiedenen Wasserquellen im Einzugsgebiet, die alle unterschiedlich stark belastet sind, stehen während der Dürre im Vergleich zu Normalbedingungen in einem anderen Mischungsverhältnis. Somit ist eine geringere (oder für das Bodenwasser größere) Verdünnung gegeben und die Stoffkonzentrationen steigen (sinken) dementsprechend.

Auf die gleiche Art lässt sich ein weiteres Phänomen im Zusammenhang mit Trockenperioden erklären. Es wird vielfach berichtet, dass es mit den ersten Niederschlägen nach einer Trockenperiode zu einem übermäßigen Anstieg in der Konzentration von DOC (Burt et al., 2015) und Nitrat bzw. Stickstoff kommt (Burt und Worrall, 2009; Foster und Walling, 1978; Morecroft et al., 2000). Auch hier lässt sich mit der Stoffbilanz argumentieren: Während der Trockenheit können die Stoffe nicht von der Oberfläche oder aus dem Boden ausgewaschen werden und akkumulieren sich dort dementsprechend. Die so entstehende große Menge des Stoffes wird mit den ersten Niederschlägen dann sehr schnell ins Gewässer transportiert, wo sich anschließend allerdings bald wieder eine ähnliche Konzentration wie vor der Dürre einstellt (Burt et al., 2015).

Einfluss der Wassertemperatur

Ein weiterer Punkt, der für die Erklärung der beobachteten Wasserqualität unter Trockenheit eine große Rolle spielt, ist die Wassertemperatur. Von besonderer Relevanz ist das Thema Temperatur bei Trockenzeiten, die im Sommer stattfinden. Zahlreiche Untersuchungen konnten zeigen, dass ein geringerer Abfluss dazu führt, dass die Wassertemperatur im Fluss steigt (Baures et al., 2013; Chessman und Robinson, 1987; Sprague, 2005; van Vliet und Zwolsman, 2008; Zielinski et al., 2009), es gibt jedoch vereinzelt auch Studien, die keinen Zusammenhang fanden (Mosley et al., 2012; Wilbers et al., 2009). Wie Caruso (2001) feststellt, ist es nicht unbedingt trivial, eine Verbindung mit der Temperatur nachzuweisen, da sich Temperaturschwankungen als Folge der Abflussmenge mit dem saisonalen Gang der Temperatur überlagern können.

Von großer Bedeutung ist die Wassertemperatur insbesondere für den Sauerstoffgehalt des Wassers. Bei höheren Temperaturen lässt sich weniger Sauerstoff im Wasser lösen, was die maximal mögliche Verfügbarkeit herabsetzt. Darüber hinaus führen höhere Temperaturen auch zu höherer biologischer Aktivität. Die verstärkte Atmung zehrt den vorhandenen Sauerstoff schneller auf als bei geringeren Temperaturen. Diese Zusammenhänge führen dazu, dass theoretische Untersuchungen in der Regel von einem geringeren Sauerstoffgehalt, also schlechterer Wasserqualität, in Folge von höheren Wassertemperaturen ausgehen (Mulholland et al., 1997; Murdoch et al., 2000; Mimikou et al., 2000). Praktische Studien zeichnen hier jedoch ein anderes Bild: Sofern überhaupt ein Effekt vorhanden ist, steigen die Sauerstoffgehalte – entgegen der Annahmen – bei höheren Temperaturen an (Caruso, 2001; Hrdinka et al., 2015; Zwolsman

und van Bokhoven, 2007). Dies ist eng verbunden mit einem Anstieg in der Primärproduktion, die mit der Wassertemperatur nämlich ebenfalls positiv korreliert ist und somit mehr Sauerstoff nachliefert (van Vliet und Zwolsman, 2008).

Verlängerte Aufenthaltszeiten

Während einer Dürre sinkt der Wasserspiegel der Flüsse und das Wasser fließt dementsprechend langsamer. Es kommt somit zu längeren Aufenthaltszeiten des Wassers im Gerinne, was – wie bereits in Kapitel 2.3.1.2 erläutert – laut Johnston et al. (1990) eine stärkere Verbesserung der Wasserqualität durch Feuchtgebiete zur Folge hat. Generell ist eine höhere biologische Aktivität gegeben, was sich insbesondere in einer erhöhten Nährstoffaufnahme bzw. verstärktem Abbau organischen Materials und somit einer verbesserten Wasserqualität widerspiegelt. Andersen et al. (2004) beobachteten gerade im hyporheischen Interstitial eine starke Stickstoffreduktion und auch zahlreiche weitere Autoren vermuten einen verstärkten Abbau durch erhöhte Aufenthaltsdauern im Fluss infolge von Trockenheit (Mosley et al., 2012; van Vliet und Zwolsman, 2008; Zielinski et al., 2009; Zwolsman und van Bokhoven, 2007).

Aus den Wechselwirkungen zwischen einer verlängerten Aufenthaltszeit und dem Einhalten der Stoffbilanz bzw. der erhöhten Wassertemperatur ergeben sich interessante Effekte. Durch die höheren Temperaturen und geringeren Fließgeschwindigkeiten kommt es unter anderem auch zu höheren Konzentrationen von Chlorophyll a (van Vliet und Zwolsman, 2008; Zwolsman und van Bokhoven, 2007). Dadurch steigt die Sauerstoffproduktion an und es kommt zu einem gegenläufigen Effekt, der je nach Umständen sogar stärker wirken kann als die herabgesetzte Löslichkeit des Sauerstoffs und die größere Respiration. Im Endeffekt ist daher die Änderung des gelösten Sauerstoffs bei Trockenheit schwierig zu bestimmen. Ein weiteres Beispiel ist die Konzentration von Nährstoffen in Flüssen während der Trockenheit. Hier muss bedacht werden, dass sowohl die geänderten Stoffflüsse als auch die verstärkte biologische Aktivität Auswirkungen haben. Die Schwierigkeit, solche Wechselwirkungen korrekt vorauszusagen, ist vermutlich eine wichtige Fehlerquelle für Modelle der Wasserqualität unter Trockenheit.

Neben den genannten Effekten kann es noch zu weiteren, indirekten Auswirkungen durch Dürre auf die Wasserqualität kommen. Murdoch et al. (2000) sehen beispielsweise einen Zusammenhang zwischen durch Trockenheit hervorgerufe-

nen Waldbränden und der Wasserqualität. Tatsächlich konnten Sakalauskiene und Ignatavicius (2003) kurze Zeit später zeigen, dass in Litauen infolge von Bränden durch Trockenheit extreme Anstiege in der Belastung der Flüsse durch Schwermetalle stattfanden.

Trotz der zahlreichen Belege für einen Zusammenhang zwischen Dürre und Wasserqualität sollte nicht unerwähnt bleiben, dass es eine Anzahl von Studien gibt, die in ihren Untersuchungsgebieten keine Qualitätsveränderung für die analysierten Parameter feststellen konnten (Wilbers et al., 2009; Garcia-Prieto et al., 2012; Hudson et al., 1978; Worrall und Burt, 2008; Barros et al., 1995). Dies ist ein weiterer starker Hinweis darauf, dass es große regionale Unterschiede in der Antwort der Wasserqualität gibt.

Ein Forschungsbereich, der bisher kaum bearbeitet wurde, ist die Erklärung der unterschiedlichen Reaktionen auf Trockenheit anhand des Einzugsgebiets. Worrall und Burt (2008) konzentrieren sich in ihrer Untersuchung zwar auf einen bestimmten Landnutzungstyp, doch ist dies eher dem speziellen Forschungsinteresse als einer systematischen Untersuchung geschuldet. Dem Wissen des Autors dieser Arbeit nach ist die Studie von Sprague (2005) bisher die einzige, die versucht, unterschiedliche Reaktionen von Flüssen auf Trockenheit mit Einzugsgebietscharakteristika zu erklären. Doch auch hier fehlt die Anwendung belastbarer statistischer Verfahren, wie sie in anderen Bereichen der Forschung zur Wasserqualität schon seit Jahrzehnten üblich sind (vgl. Abschnitt 2.3.1.1).

2.4 Hypothesen zu den Fragestellungen dieser Arbeit

In der hier vorgelegten Arbeit geht es konkret um Flüsse in Baden-Württemberg und die Wirkung von Trockenheit auf ihre Wasserqualität. Im vorangegangenen Abschnitt wurde deutlich, dass in der Forschung bereits einige zugrunde liegende Mechanismen festgestellt wurden, sich aber dennoch lokal unterschiedliche Ausprägungen zeigen. Auch gibt es bisher keine allgemein gültigen methodischen Standards für die Auswertung einer großen Zahl von Flüssen unter diesen Aspekten. Es gilt deshalb, zunächst mithilfe des bisherigen Standes der Forschung konkrete Hypothesen für diese Arbeit aufzustellen und diese dann mit einer dafür geeigneten Methodik zu testen. Im Sinne des Falsifikationismus sollen die Hypothesen dabei als Nullhypothesen formuliert und – wenn möglich – im Laufe der Arbeit zurückgewiesen werden. Als erforderlicher Grenzwert für die Zurückweisung einer Hypothese gilt in dieser Arbeit ein Signifikanzniveau

von $\alpha = 0.05$.

Die grundlegende Vermutung der Arbeit ist, dass Trockenheit die Wasserqualität der Fließgewässer Baden-Württembergs verändert. Als Qualitätsparameter werden die gemessenen Konzentrationen unterschiedlicher Stoffe im Wasser herangezogen. Die erste zu widerlegende Hypothese lautet somit:

H1: Die Werte der Wasserqualitätsparameter in den Flüssen Baden-Württembergs sind unabhängig vom zugehörigen Abflusswert.

Wie in dem Überblick über die Forschung gezeigt wurde, variiert die Stärke der Reaktion auf Trockenheit zwischen verschiedenen Einzugsgebieten. Es wird deshalb davon ausgegangen, dass es gerade in einem so heterogenen Land wie Baden-Württemberg ebenfalls derartige Unterschiede gibt. Es konnte darüber hinaus bereits nachgewiesen werden, wie stark die naturräumlichen Bedingungen und menschlichen Einflüsse wie Landnutzung und Einleitungen auf die Wasserqualität wirken. Es liegt daher nahe, anzunehmen, dass diese Faktoren ebenso großen Einfluss auf die Veränderungen der Wasserqualität unter Trockenheit haben:

H2: Die Unterschiede in der Reaktion der Wasserqualität auf Trockenheit sind in keiner Weise durch die naturräumlichen Bedingungen oder menschlichen Einflüsse im Einzugsgebiet erklärbar.

Im Folgenden werden die Methoden vorgestellt, mit denen die Untersuchung durchgeführt wurde, um die beiden Hypothesen zu testen und – wenn möglich – zurückzuweisen.

Kapitel 3

Methodik

3.1 Untersuchungsgebiet

Baden-Württemberg, das flächenmäßig drittgrößte Bundesland Deutschlands, ist ein naturräumlich heterogenes Land, das sich in insgesamt 11 Großräume einteilen lässt (Abbildung 3.1). Die starken Unterschiede im Gebiet spiegeln sich auch in der Höhenverteilung, die sich über mehr als 1400 m erstreckt, wider. Ganz im Nordwesten des Landes liegen die Geländehöhen nur bei knapp 90 mNN, am Feldberg im Hochschwarzwald erreichen sie nahezu 1500 mNN (Abbildung 3.2).

Die verschiedenen Naturräume unterscheiden sich neben der Topographie auch in den Faktoren Geologie und Landnutzung. Diese beiden Charakteristika, die – wie in Abschnitt 2.3.1.2 dargelegt wird – besonders entscheidend für die Wasserqualität in den Flüssen eines Gebietes sind, sind in den Abbildungen 3.3 und 3.4 für Baden-Württemberg dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die anstehenden Gesteine aus sehr verschiedenen Erdzeitaltern stammen und eine große Bandbreite aufweisen. Während die Schwäbische Alb und die Neckar- und Tauber-Gäuplatten beispielsweise kalkhaltiges Gestein aufweisen, findet sich im Schwarzwald überwiegend kristallines Gestein. Ebenso groß sind die Unterschiede in der Landnutzung. Während die Höhenzüge vor allem durch große Wald- und Wiesenflächen geprägt sind, herrscht in den Ebenen Ackerland mit einer hohen Dichte an Siedlungsflächen vor.

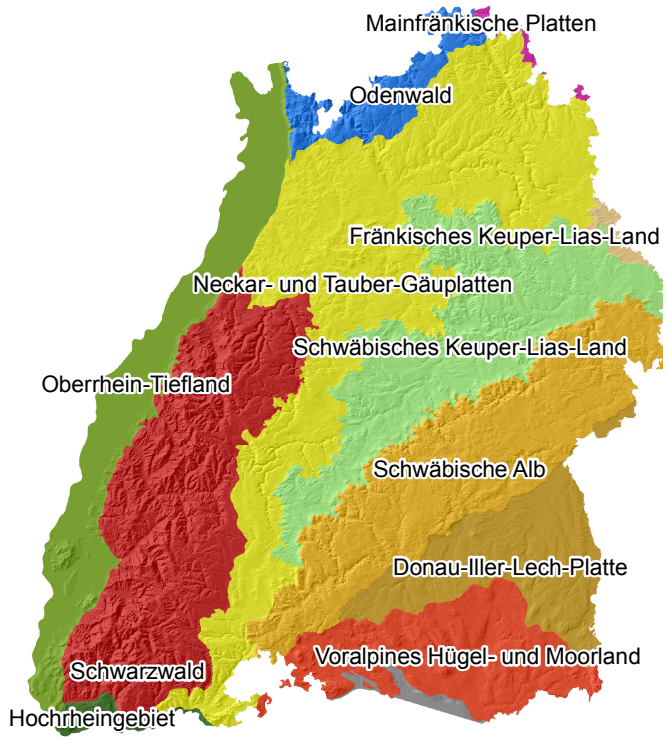


Abbildung 3.1: Natureinheiten 2. Ordnung in Baden-Württemberg. Quelle: Eigene Darstellung nach Umweltministerium Baden-Württemberg (2012).

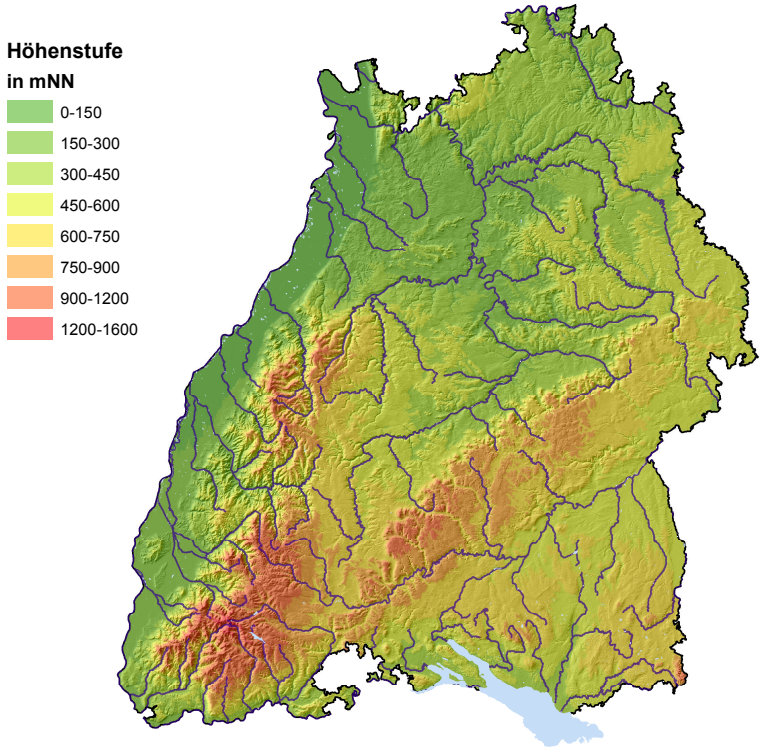


Abbildung 3.2: Einteilung Baden-Württembergs in Höhenstufen. Quelle: Eigene Darstellung nach Umweltministerium Baden-Württemberg (2012).

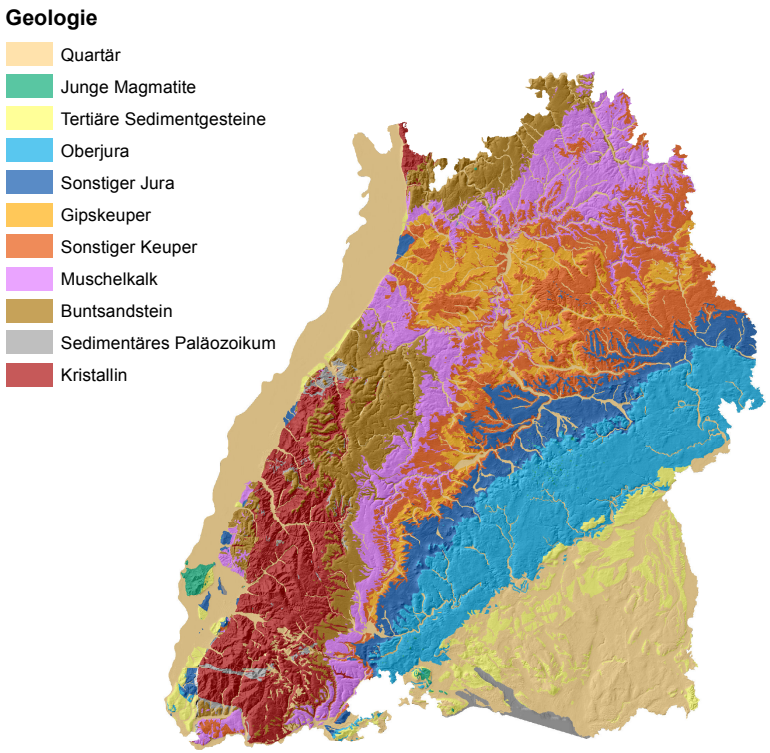


Abbildung 3.3: Geologische Einheiten im Land Baden-Württemberg. Quelle: Eigene Darstellung nach Umweltministerium Baden-Württemberg (2012).

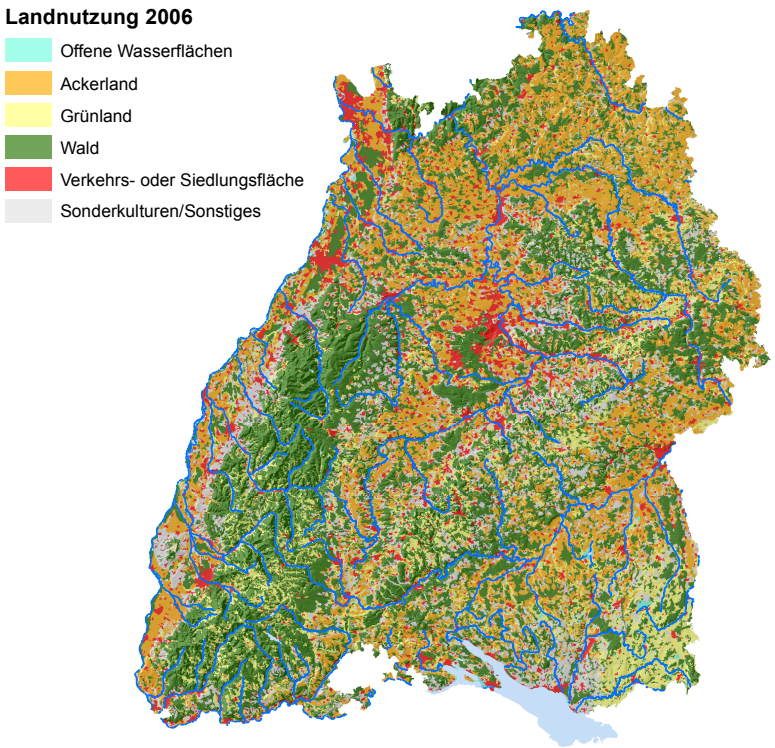


Abbildung 3.4: Landnutzungsklassen des Jahres 2006 in Baden-Württemberg. Quelle: Eigene Darstellung nach Umweltministerium Baden-Württemberg (2012).

Es werden in der Arbeit insgesamt 88 Einzugsgebiete in Baden-Württemberg untersucht. Die Gebiete überschneiden sich häufig, da bei den längeren Flüssen Probenahmestellen an verschiedenen Flussabschnitten vorliegen. Allein am Neckar liegen beispielsweise neun Messpunkte, über die Nebenflüsse kommen nochmals 38 weitere Stationen hinzu. Daneben sticht insbesondere die Donau mit vier Beprobungsstellen am Fluss selbst und 14 in Nebenflüssen hervor. In Abbildung 3.5 sind die untersuchten Standorte sowie die Einzugsgebiete der Flüsse an diesen Punkten dargestellt. Dabei ist erkennbar, dass die einbezogenen Gebiete über 70 % der Landesfläche Baden-Württembergs abdecken.

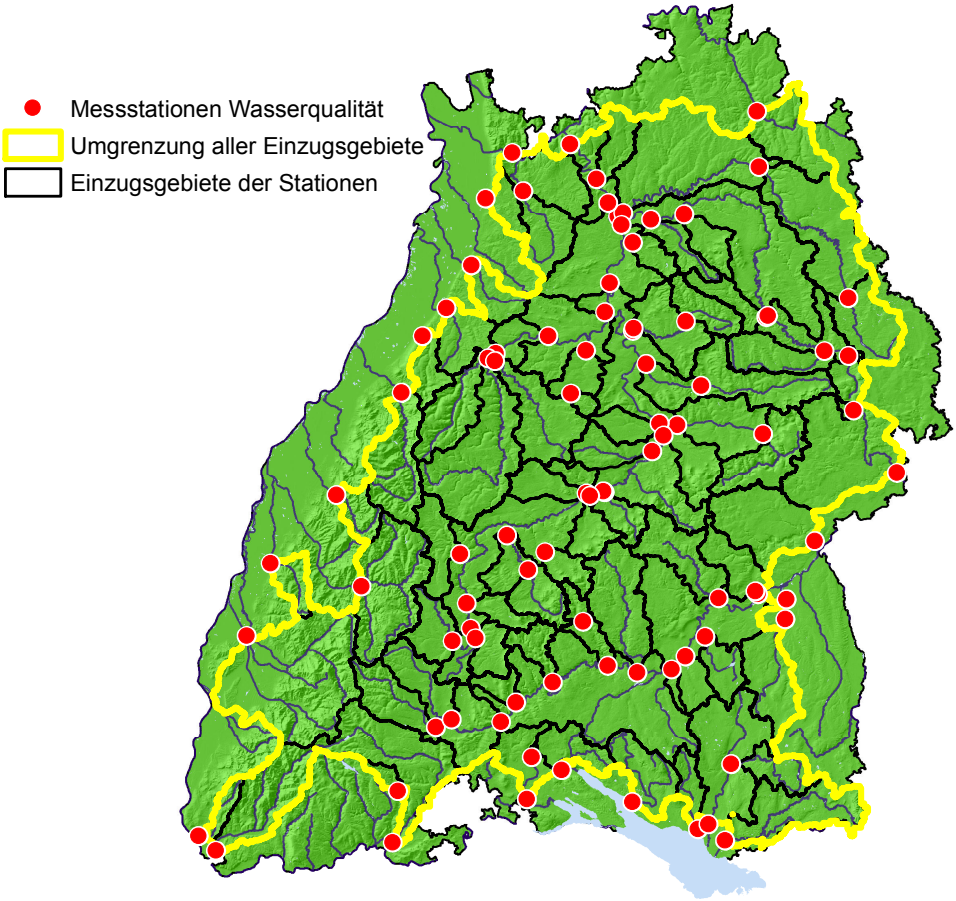


Abbildung 3.5: Räumliche Lage der Einzugsgebiete der einzelnen Messstationen in Baden-Württemberg.

3.2 Datengrundlage

Die in dieser Arbeit verwendeten Daten stammen von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Messwerte der Beprobungen zur Wasserqualität sind im Internet zu knapp 300 Standorten an Fließgewässern in Baden-Württemberg vorhanden. Die Daten sind in monatlicher Auflösung vorhanden, in der Regel nur für einen Teil des Zeitraums von 1972 bis 2013 und einen Teil der bis zu 65 Parameter. Die Daten werden gewonnen durch individuelle Probenahme vor Ort. Für diese Arbeit werden nur Einzelproben verwendet.

Außerdem abrufbar sind Wasserqualitätsdaten in täglicher Auflösung, die an einzelnen besonders relevanten Gewässern in Baden-Württemberg gewonnen werden. Hier befinden sich Online-Messstationen, die selbstständig verschiedene Wasserqualitätsparameter erfassen. Die eigentlich minütlichen Messwerte werden dabei zu Tageswerten aggregiert. Vorliegende Parameter sind in der Regel Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und pH-Wert, zum Teil gibt es bei einzelnen oder allen Parametern Fehlwerte.

Darüber hinaus verfügt die LUBW über ein Messnetz von Pegelstationen. Es werden seit zum Teil über 100 Jahren Abflüsse gemessen und als Stunden- oder Tagesdaten abgespeichert. Die für die Analyse benötigten Pegeldaten wurden von der LUBW bereitgestellt.

Zur Charakterisierung der Einzugsgebiete werden die Daten des Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA) vom Umweltministerium Baden-Württemberg (2012) genutzt. Neben den flächenhaften Daten zu Geologie und Landnutzung (Abbildungen 3.3 und 3.4) sind insbesondere die punktuellen Informationen zu Kläranlagen im Atlas sehr hilfreich.

3.3 Datenaufbereitung

Die Aufbereitung und Analyse der verschiedenen Daten erfolgte überwiegend mit R 3.2.0 von der *R Foundation for Statistical Computing*, für die Daten mit Raumbezug (insbesondere zu den Einzugsgebieten) wurden die Programme ArcGIS 10.2.2 von *ESRI Inc.* sowie QGIS 2.6.0 vom *QGIS Development Team* verwendet.

3.3.1 Qualitätsdaten

3.3.1.1 Daten in monatlicher Auflösung

Die Orte, an denen Pegel den Abfluss messen, stimmen nicht mit den Probenahmestellen für die Wasserqualität überein. Dies erschwert die Analyse eines Zusammenhangs zwischen den beiden Messgrößen. Das Problem ist nicht außergewöhnlich, Hrdinka et al. (2015) beispielsweise stießen in der Tschechischen Republik auf die gleichen Schwierigkeiten. In dieser Arbeit werden deshalb 88 Messstellen der Wasserqualität ausgewählt, die so nah an Pegelstationen liegen, dass die Abflusswerte als übertragbar angenommen werden können. Wichtiges Kriterium ist dabei, dass zwischen Pegel und Probestelle keine Mündung eines größeren Nebenflusses liegt. Es könnte dann nämlich zu einer Veränderung der Trockenphasen kommen, wenn dieser eine andere Abflusscharakteristik aufweist. Der mit dieser Annäherung gemachte Fehler sollte vor dem Hintergrund der zeitlich sehr niedrig aufgelösten Daten, die in ihrer Qualität im Einzelfall nur schwer bewertbar sind, eher gering sein, muss in der Auswertung jedoch berücksichtigt werden. Eine Auflistung der Messstellen mit ihrer genauen Position sowie dem jeweils verwendeten Abflusspegel findet sich im Anhang in Tabelle A.1.

Die Vielzahl an gemessenen Parametern macht eine Auswahl nötig, um den Rahmen der Arbeit nicht zu sprengen. Dabei sollten solche Parameter gewählt werden, die einerseits in ausreichender Häufigkeit beprobt wurden und somit für statistische Analysen genügend Material bieten, andererseits aber auch für unterschiedliche Prozesse stehen, Aussagen für verschiedene Bereiche zulassen und in ihren Ergebnissen interpretiert werden können. Deshalb werden in dieser Arbeit folgende sieben Parameter gewählt:

- Die elektrische Leitfähigkeit als genereller Qualitäts- und Summenparameter der Wasserqualität
- Die Wassertemperatur, die einem starken saisonalen Gang folgt und wichtiger Einflussfaktor für chemische sowie vor allem biologische Prozesse ist
- Die Nährstoffe Nitrat und Phosphat als wichtige Formen des organischen Stickstoffs und pflanzenverfügbaren Phosphors
- Chlorid, Natrium und Sulfat als Hauptionen, die in unterschiedlichen Ausmaßen anthropogen und geogen vorkommen

Die Qualitätsdaten wurden über eine Zeitspanne von etwa 40 Jahren erfasst. Bei der Analyse des Einflusses von Trockenheit muss bedacht werden, dass in einem so langen Zeitraum generelle Änderungen in der Wasserchemie der Flüsse und den klimatischen Bedingungen auftreten können und die Daten somit nur noch eingeschränkt vergleichbar sind. Deshalb wird für die Zeitreihe jedes Parameters an jedem Standort zunächst eine Trendanalyse durchgeführt. Sofern ein Trend festgestellt wird, werden die folgenden Analysen mit trendbereinigten Daten durchgeführt.

An fast allen Messstellen ist ein Sprung in den Phosphatkonzentrationen zu beobachten. Anfang der 90er Jahre sanken die Konzentrationen in den meisten Fällen auf einen Bruchteil des vorherigen Wertes. Diese Änderung geht zurück auf die deutliche Reduktion von Einträgen aus Punktquellen. Zum einen wurden die Kläranlagen durch die flächendeckende Ausstattung mit der dritten Reinigungsstufe deutlich effektiver, zum anderen wurde der Phosphorgehalt in Waschmitteln, einer der Hauptquellen für Phosphat in Gewässern, deutlich reduziert. Da dieser Sprung in der Konzentration den Einfluss des Abflusses überlagert, werden für die weiteren Analysen nur die Daten ab dem Jahr 1994, also nachdem die abrupte Konzentrationsänderung stattgefunden hat, verwendet.

Ausgenommen die Wassertemperatur werden für die Trendanalyse die Qualitätsdaten in einem ersten Schritt geglättet. Dabei wird ein rechtsbündiges gleitendes Mittel, das die letzten zwölf Werte erfasst, verwendet. Um zu verhindern, dass größere Datenlücken durch die Glättung verschwinden, wird sie nur dort angewendet, wo keine Datenpunkte mehr als 65 Tage auseinanderliegen. Dadurch ist gewährleistet, dass keine saisonalen Schwankungen oder Ähnliches unbeachtet blieben. Mit den neu generierten Daten wird im Anschluss eine lineare Regression durchgeführt, deren Steigung den Trend in den Daten angibt. Die abschließende Korrektur der Daten um den Trend erfolgt für alle Flüsse zum Niveau vom 1. Januar 2000.

Da die Wassertemperatur neben einem Trend viel stärker einem saisonalen Gang folgt, wird zusätzlich zum linearen Trend eine sinusförmige Funktion zur Beschreibung der Daten gewählt. Der Funktionsterm, der für die Anpassung angewendet wird, lautet dementsprechend:

$$T = a * \sin\left(\frac{2 * \pi}{365.25} * x + \phi\right) + b * x + c \tag{3.1}$$

Dabei beschreibt a die halbe Amplitude der Temperaturschwankungen im

Jahresgang, $\frac{2*\pi}{365.25}$ ist die Periodendauer von einem Jahr, x der Zeitpunkt in Tagen seit dem 01.01.1970, ϕ die Phasenverschiebung, b die Steigung des linearen Trends und c der Ordinatenabschnitt. Die Zielvariable T gibt die Wassertemperatur in Grad Celsius an. Die Anpassung mit dieser Funktion ergibt den zu erwartenden Temperaturwert für jeden Tag. Es wird die Abweichung der aktuellen Temperatur von diesem Erwartungswert berechnet und für die weitere Analyse genutzt.

3.3.1.2 Daten in täglicher Auflösung

Auch die Messstationen mit täglichen Messwerten liegen nicht zwangsläufig in der Nähe von Pegeln. Daher wird der Abfluss über eine Kombination von vorhandenen Pegeldaten in der Nähe der Stationen berechnet und so ein Näherungswert gefunden. Im Untersuchungsgebiet können dennoch insgesamt nicht mehr als fünf Stationen am Neckar sowie eine Station an der Donau analysiert werden. Für die weiteren Messstationen konnten keine Abflussdaten gewonnen werden. Genaue Informationen zu den einzelnen Stationen sind im Anhang in Tabelle B.1 gegeben.

Die Daten zu Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt im Gewässer werden entsprechend des Vorgehens bei der Wassertemperatur der geringer aufgelösten Daten über eine Anpassung aufbereitet. Es wird jeweils eine Sinusfunktion mit additivem linearen Trend gefittet (vgl. Formel 3.1) und daraus anschließend die jeweilige Abweichung als neue Variable berechnet. Die Leitfähigkeitsdaten werden ebenfalls so wie bei den monatlichen Daten um den linearen Trend bereinigt.

3.3.2 Abflussdaten

Im Zuge der Auswertungen werden den Qualitätsdaten Abflusswerte zugeordnet, wobei letztere in der Regel eine deutlich höhere zeitliche Auflösung aufweisen. Zur Vereinheitlichung werden an Stationen mit stündlicher Auflösung Tagesmittelwerte berechnet. Alle Qualitätsdaten bekommen unabhängig von der Uhrzeit der Beprobung den Tagesmittelwert des Abflusses zugeordnet. Um die Abflussgrößen der Stationen vergleichbar zu machen, werden alle Abflusswerte durch den mittleren Abfluss (MQ) an der jeweiligen Messstelle geteilt. Der MQ berechnet sich dabei als ungewichtetes, arithmetisches Mittel sämtlicher vorliegender Abflussdaten des Pegels. Negative Werte bzw. Datenlücken werden von der Analyse ausgeschlossen.

Zusätzlich werden die Abflüsse charakterisiert, indem ein Maß für die Trockenheit im vorherigen Zeitraum berechnet wird. Zum einen wird die Länge des Zeitraums seit dem letzten Ereignis berechnet, zum anderen wird die Schwankung des Abflusses während des letzten Monats als Proxy genommen. Je nach zeitlicher Auflösung der Abflussdaten entsteht bei letzterem ein mehr oder weniger großer Fehler, da insbesondere die Abflussspitzen nicht genau erfasst werden.

Für die Analysen in der Arbeit werden darüber hinaus einige Perzentile der Abflusswerte benötigt. Diese werden ebenfalls für jede Messstelle aus der jeweiligen Messreihe bestimmt, indem für jeden Abfluss der Anteil der diesen Wert übersteigenden Messwerte berechnet wird.

Aufgrund fehlerhafter Messungen oder nicht vollständig vorliegender Abflusszeitreihen gibt es zum Teil nicht zu allen Wasserqualitätsdaten der Stationen entsprechende Abflusswerte. In der weiteren Auswertung können diese Werte dann nicht berücksichtigt werden. In 16 Fällen kann eine gesamte Messreihe der Wasserqualität aufgrund fehlender Abflusswerte nicht genutzt werden.

3.3.3 Daten zur Einzugsgebietscharakteristik

Für alle 88 Messstellen in Baden-Württemberg werden im ersten Schritt die Einzugsgebiete berechnet. Dabei ist es wichtig, zu berücksichtigen, dass an insgesamt vier Standorten (die Tauber bei Edelfingen, der Neckar bei Neckargmünd, die Argen bei Gießen und die Wutach bei Oberlauchringen) ein Teil des Gebiets außerhalb Baden-Württembergs liegt und die Informationen darüber somit unvollständig sind.

Anschließend wird aus den Daten vom Umweltministerium Baden-Württemberg (2012) eine Reihe von Parametern für jedes Einzugsgebiet bestimmt. Die einzelnen Parameter sind in Tabelle 3.1 aufgelistet und in ihrer Bedeutung erklärt.

Die drei Parameter Kr, Gk und Ka beziehen sich auf die Geologie. Die Parameter Gk und Ka ergeben sich aus der Kombination verschiedener WaBoA-Klassen und umfassen die sulfathaltigen Gesteine (Gipskeuper) bzw. die kalkhaltigen Gesteine (Muschelkalk und Oberer Jura). Der Parameter Kr (kristallines Gestein) wird direkt den WaBoA-Daten entnommen.

Auch bei den Parametern für die Landnutzung (Ru, Gr, Ur, Wa und Fe) werden einzelne WaBoA-Kategorien zusammengefasst. Während Ru und Gr den WaBoA-Klassen Ackerland und Grünland entsprechen, sind im Parameter Ur dicht bebaute Siedlungsflächen, locker bebaute Siedlungsflächen und Verkehrs-,

Tabelle 3.1: Auflistung und Erklärung der aus dem WaBoA abgeleiteten Parameter zur Charakteristik der Einzugsgebiete (kurz: EZG).

Parameter	Bedeutung
Kr	Prozentualer Anteil des EZG mit kristallinem Gestein
Gk	Prozentualer Anteil des EZG mit Gipskeuper als Gestein
Ka	Prozentualer Anteil des EZG mit kalkhaltigem Gestein
Ru	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Landwirtschaft*
Gr	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Grünland*
Ur	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Urbaner Raum*
Wa	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Wald*
Fe	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Feuchtflächen*
Jwm	Jährliche Wassermenge, die über Kläranlagen in Gewässer im EZG eingeleitet wird [m^3]
Ewz	Zahl der Einwohner, deren Abwässer im EZG geklärt und in Gewässer eingeleitet werden
A	Fläche des Einzugsgebiets [km^2]
JWpA	$= Jwm/A$; entspricht der jährlich in Gewässer im EZG eingetragenen Abwassermenge pro Fläche [m^3/km^2]

Industrie- und Gewerbeflächen enthalten. Auch für den Parameter Wa werden drei Kategorien zusammengefasst (Laub-, Misch- und Nadelwälder), für Fe die Klassen Offene Wasserflächen und Feuchtflächen.

Die Parameter Jwm und Ewz können direkt aus den WaBoA-Daten zu Kläranlagen entnommen werden. Da sie jedoch untereinander und genauso zum Parameter A hoch korreliert sind (Korrelationskoeffizienten von über 0.9), wird JWpA als weiterer Parameter abgeleitet. Dieser ist wiederum hoch korreliert mit dem Parameter Ur.

Die Faktoren, die als prozentuale Anteile vom Einzugsgebiet angegeben sind, liegen in allen Fällen zwischen null und eins. Der Parameter JWpA hingegen erreicht sehr viel höhere Werte. Zur besseren Vergleichbarkeit der im weiteren Verlaufe berechneten Koeffizienten wird letzterer Faktor darum umskaliert auf den Wertebereich [0,1], indem alle Werte durch den maximal vorkommenden Wert dividiert werden.

Über diese Daten hinaus werden im Verlauf der Auswertungen verschiedene weitere Daten benötigt, die dem WaBoA entnommen werden. Die Angaben zum Gewässernetz in Baden-Württemberg, zur Beschattung von Gewässern und der Grundwasserneubildungsrate werden nicht weiter modifiziert, sondern

lediglich auf die untersuchten Einzugsgebieten zugeschnitten.

3.4 Datenauswertung zu monatlichen Wasserqualitätsdaten

Bereits die rein deskriptive Auswertung der Qualitätsdaten aus ganz Baden-Württemberg ist ein sehr interessantes und umfangreiches Thema. Da allein hierüber sicherlich eine eigene Arbeit verfasst werden könnte, wird im Hinblick auf den Umfang und die Zielsetzung dieser Studie darauf verzichtet, eine tiefer gehende deskriptive Statistik einzusetzen. Die Methodik ist vielmehr konsequent an der Untersuchung der Hypothesen ausgerichtet und somit stark explorativ.

3.4.1 Zusammenhang von Trockenheit und Wasserqualität

Im ersten Schritt der Analysen wird der Zusammenhang zwischen Abfluss und Wasserqualität mittels einer Varianzanalyse (engl. analysis of variance; kurz: ANOVA) berechnet. Hierzu werden die vorhandenen Abflussdaten klassifiziert und die Daten ausgewählt, die im unteren 20%-Perzentil und im mittleren Bereich – Abflüsse die größer als 40% und kleiner als 60% aller Abflüsse sind – liegen. Über einen Vergleich der Varianzen innerhalb der beiden Gruppen mit der Varianz zwischen den beiden Gruppen kann eine Aussage darüber gemacht werden, ob sich die Mittelwerte beider Klassen signifikant voneinander unterscheiden und somit von einem Zusammenhang von Trockenheit und Wasserqualität ausgegangen werden kann oder nicht.

Darüber hinaus wird für alle Qualitätsparameter ein Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman zwischen der Konzentration und dem Abfluss berechnet. Die Analyse beschränkt sich auf die Abflüsse, die unterhalb des langjährigen mittleren Abflusses liegen. Das Vorzeichen der Korrelation gibt – unabhängig von einer funktionalen Form – die Richtung des Zusammenhangs an, die absolute Höhe des Wertes die Stärke.

Des Weiteren wird ein lineares Modell genutzt, um die Stärke der Veränderung unter Trockenheit zu quantifizieren. Dafür werden alle Qualitätsdaten ausgewählt, deren korrespondierender Abfluss kleiner oder gleich dem mittleren Abfluss an der Stelle ist. Eine univariate lineare Regression der Qualitätsdaten in Abhängigkeit des Abflusses ermöglicht die funktionale Beschreibung des Zusammenhangs. Mit dem t-Test des Regressionskoeffizienten kann darüber hinaus die Signifikanz der Steigung, die das Maß für die Stärke des Zusammenhangs

ist, festgestellt werden. Die Regression wird – außer für die Wassertemperatur – sowohl für die absoluten Werte der Wasserqualität (also absolute Konzentrationsveränderungen unter Trockenheit) als auch für relative Werte (also relative Veränderungen in den Stoffkonzentrationen bei Trockenheit) durchgeführt. Da es sich bei den relativen Werte lediglich um umskalierte Werte handelt (absolute Werte geteilt durch den Wert bei MQ), ändert sich zwar die bestimmte Steigung im Vergleich zu den absoluten Werten, nicht jedoch die Signifikanz der Ergebnisse. Für den Parameter der Wassertemperatur ist die Berechnung für die relative Änderung nicht praktikabel. Im Mittel ist die Abweichung per Definition null, so dass schon kleine absolute Abweichungen zu extremen relativen Abweichungen führen. Die Regression wird für die Wassertemperatur daher nur auf die absoluten Abweichungen durchgeführt.

Für die beiden Parameter Chlorid und Wassertemperatur wird von einem hohen saisonalen Einfluss ausgegangen. Beim Chlorid spielt das Streusalz auf Straßen im Winter eine wichtige Rolle, für die Wassertemperatur ist es der natürliche Jahresgang der Temperatur, der sich voraussichtlich in der Reaktion des Parameters auf Trockenheit niederschlagen wird. Um den Einfluss dieser Prozesse zu erfassen, werden die Daten unterteilt nach ihrem Messzeitpunkt. Anschließend wird getrennt für die Wintermonate Dezember bis März und die restlichen Monate eine lineare Regression berechnet und miteinander verglichen.

Abschließend werden andere Maße für Trockenheit als der momentane Abfluss gewählt und eine Regression gegen diesen Parameter durchgeführt. Zum einen wird die Spannweite der Abflüsse des Vormonats als Indikator des Ausmaßes der Trockenheit genommen. Je kleiner die Spannweite ist, desto ausgeprägter ist die Dürre, da offenbar sehr wenig Wasser vorhanden ist, um Schwankungen im Abfluss zu ermöglichen, das Niveau ist immer sehr gering. Zur besseren Vergleichbarkeit der Einzugsgebiete wird die Spannweite der Schwankung ins Verhältnis zum MQ des Flusses gesetzt. Ein weiteres Maß ist die Zeitspanne seit dem letzten Niederschlagsereignis. Je länger das letzte Ereignis, das sich als Anstieg im Abfluss widerspiegelte, her ist, umso ausgeprägter ist die Trockenheit.

3.4.2 Erklärung und Modellierung der trockenheitsbedingten Veränderungen

3.4.2.1 Multivariate ANOVA

Um einen Zusammenhang zwischen den trockenheitsbedingten Veränderungen und den Landschaftscharakteristika nachzuweisen, wird zunächst eine ANOVA durchgeführt. Mithilfe der Faktoren JWpA, Kr, Gk, Ka, Ru, Gr, Wa und Fe (vgl. Tabelle 3.1) soll geklärt werden, welche Charakteristika signifikanten Einfluss auf welche Wasserqualitätsparameter haben. Hierzu werden die Werte der erklärenden Variablen an ihrem Median in jeweils zwei Klassen geteilt. So entstehen die zwei gleich große Kategorien *hoher* und *niedriger Wert*, außer für die Faktoren Gk, Kr und Fe. Hier liegt der Median bei null und somit entstehen die Kategorien *vorhanden* und *nicht vorhanden*.

Über eine multivariate ANOVA wird der Einfluss der einzelnen Parameter auf die gemäß Abschnitt 3.4.1 bestimmte Abhängigkeit der Wasserqualität von der Trockenheit – die Steigung der linearen Regression auf die absoluten Messwerte – bestimmt. Dabei wird der Einfluss für die Leitfähigkeit, Chlorid, Natrium, Nitrat, Sulfat und Phosphat berechnet.

3.4.2.2 Lineare Regression

Im nächsten Schritt wird mithilfe eines multivariaten Modells die Veränderung der Wasserqualität bei Trockenheit als Folge der verschiedenen Einflussfaktoren genauer quantifiziert. Wie in vielen Untersuchungen zur Erklärung der Wasserqualität wird auch in dieser Arbeit der Ansatz einer linearen Regression gewählt. Da keinerlei Hypothesen bezüglich des tatsächlichen funktionalen Zusammenhangs bestehen, scheint es gerechtfertigt, zunächst den linearen Zusammenhang als einfachste Form des Modells zu wählen. Es wird das im Folgenden beschriebene Ausgangsmodell genutzt, das für einzelne Untersuchungen dann wie weiter unten beschrieben modifiziert wird.

Das Maß der Veränderung der Wasserqualität unter Trockenheit, das mit der Regression erklärt werden soll, ist die im ersten Schritt der Datenauswertung ermittelte Steigung der Regressionsgeraden. Als unabhängige, erklärende Variablen dienen die Einzugsgebietseigenschaften, wie sie in Tabelle 3.1 aufgelistet sind. Da die Schätzung der Koeffizienten mit dem *Kleinste-Quadrate-Schätzer* erfolgt, müssen für die Variablen einige Beschränkungen beachtet werden. Von besonderer Bedeutung sind dabei die folgenden:

1. Unabhängigkeit der Realisierungen der zu erklärenden Variable
2. Aufnahme sämtlicher relevanter erklärender Variablen in das Modell
3. Vermeidung von Multikollinearität

Um diese drei Beschränkungen einzuhalten, wurde eine angepasste Vorgehensweise notwendig:

1. Unabhängigkeit der Realisierungen der zu erklärenden Variable

Die Beobachtungspunkte liegen zum Teil im selben Flusssystem (insbesondere von Donau und Neckar). In vielen Fällen kommt es dazu, dass Einzugsgebiete Teile der Einzugsgebiete von flussabwärts gelegenen Messstellen sind. Da das Wasser aus Teilen des Untersuchungsgebiets somit an mehreren Stellen Einfluss nimmt, sind die Beobachtungen nicht mehr unabhängig voneinander. Zur Vermeidung dieser Verzerrung wird eine Korrektur durchgeführt, die aus den bestimmten Steigungen der einzelnen Messstellen den Einfluss der flussaufwärts gelegenen und ebenfalls analysierten Teileinzugsgebiete herausrechnet.

Hierzu werden im ersten Schritt für jede Messstelle die flussaufwärts gelegenen Messstellen bestimmt (siehe Anhang, Tabelle A.2). Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass die beobachteten Veränderungen in der Wasserqualität eine Linearkombination sämtlicher disjunkter Teileinzugsgebiete, gewichtet mit ihrer Fläche A_i, darstellen. Das heißt, die Steigung β_{gesamt} ergibt sich aus den Steigungen β_i der Teileinzugsgebiete gemäß folgender Formel:

$$\beta_{gesamt} = \frac{\sum \beta_i * A_i}{\sum A_i} \tag{3.2}$$

Da β_{gesamt} und – soweit vorhanden – die β_i einiger Teileinzugsgebiete als Ergebnis des vorherigen Analyseschrittes bekannt sind, können nun über das Umstellen von Formel 3.2 die β der Zwischeneinzugsgebiete, die alle voneinander unabhängig sind, bestimmt werden. In einigen Fällen kann es allerdings dazu kommen, dass die berechneten β extreme Werte aufweisen. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn die Messpunkte nah beieinander liegen und somit das Zwischeneinzugsgebiet im Vergleich zum Teileinzugsgebiet relativ klein ist. Weist einer der beiden Standorte eine sehr geringe Zahl von Messwerten auf, weicht das berechnete β häufig sehr stark von dem der anderen Stelle ab. Das aufgrund seiner Fläche deutlich geringer gewichtete Zwischeneinzugsgebiet muss dann einen extremen Wert annehmen, um den starken Unterschied der β ausgleichen zu können. Die beschriebene Problematik tritt vor allem an

der Jagst und an der Murr auf. Hier wird jeweils die Messstelle gewählt, die aufgrund der deutlich höheren Anzahl an Messwerten als vertrauenswürdiger eingestuft wird. Die andere Messstelle wird in den Auswertungen nicht weiter berücksichtigt.

Eine andere naheliegende Methode zur Umgehung des Problems der statistischen Abhängigkeit liegt darin, nur die obersten Einzugsgebiete zu berücksichtigen. Diese Methode wird als Variante 2 umgesetzt, die im Folgenden noch genauer erklärt wird.

2. Aufnahme sämtlicher relevanter erklärender Variablen in das Modell

Um sicherzustellen, dass alle relevanten Parameter im Modell enthalten sind, werden im ersten Schritt sämtliche vorhandene Parameter in die Regression aufgenommen. Anschließend wird das Modell schrittweise bis zu einem endgültigen Modell, das nur noch die wirklich relevanten Faktoren enthält, ausgedünnt.

Ein übliches Maß für die Beurteilung der Güte eines Modells ist R^2. Dieses berechnet sich nach der Formel (z. B. Backhaus et al., 2016, S. 84):

$$R^2 = \frac{\text{durch Regression erklärte Streuung}}{\text{Gesamtstreuung}} = \frac{SSE}{SST} \tag{3.3}$$

Da die erklärte Abweichung SSE durch die Aufnahme neuer Variablen niemals geringer werden kann, während die Gesamtabweichung SST konstant bleibt, eignet sich R^2 nicht als Maß zur Beurteilung, ob eine Variable als relevant ins Modell aufgenommen werden sollte oder nicht. Hierfür ist das modifizierte *adjusted* R^2, das die Anzahl der Freiheitsgrade mit berücksichtigt, besser geeignet (z. B. Hedderich und Sachs, 2016, S. 779):

$$\textit{adjusted } R^2 = R^2 - \frac{K * (1 - R^2)}{N - K - 1} \tag{3.4}$$

Dabei ist N die Anzahl der Beobachtungen und K die der Parameter. Das *adjusted* R^2 wägt ab, ob die Verbesserung durch die Aufnahme eines weiteren Parameters den Verlust eines Freiheitsgrades rechtfertigt. Ziel bei der schrittweisen Regression ist es deshalb, das *adjusted* R^2 zu optimieren, was in der Regel durch die Entfernung von Parametern mit kleinen t-Werten gelingt.

Neben diesem Maß gibt es weitere Hinweise, ob ein Parameter im Modell von Relevanz ist. Zunächst ist ein Parameter umso relevanter, je größer der Betrag seines zugehörigen t-Wertes ist. Ein absolut hoher t-Wert aus dem t-Test für Regressionskoeffizienten korrespondiert dabei mit einem niedrigen

p-Wert. Darüber hinaus können die Ergebnisse des F-Tests für die zwei Modellvarianten mit und ohne einen Parameter verglichen werden. Ein höherer F-Wert deutet auf ein besseres Modell hin. Ein deutlicher Hinweis, dass ein eigentlich wichtiger Modellparameter entfernt wurde, ist eine abrupte, deutliche Veränderung der übrigen Koeffizienten. Bei der Berechnung der Koeffizienten wird nun das Fehlen des wichtigen Faktors kompensiert. Letztlich kann ein wichtiger Hinweis für die Relevanz eines Parameters auch die Erklärbarkeit des Faktors sein. Beispielsweise sollte für die Erklärung der Wasserqualität in Flüssen in Mitteleuropa die Zahl der Kläranlagen in Asien ohne Relevanz sein, ein solcher Parameter könnte a priori eliminiert werden. Ein Einfluss der Kläranlagen vor Ort hingegen erscheint sehr logisch, ein solcher Parameter sollte also zumindest zu Beginn auf jeden Fall berücksichtigt werden.

Alle beschriebenen Methoden zur Trennung von relevanten und nicht relevanten Parametern liefern lediglich Hinweise. Es bleibt immer dem Untersuchenden vorbehalten, die Ergebnisse zu bewerten und zu entscheiden, welche Parameter aufgenommen werden und welche nicht. Vor dem Hintergrund einer transparenten Vorgehensweise wird in dieser Arbeit sehr stark dem Kriterium des *adjusted* R^2 gefolgt, solange die Ergebnisse der anderen Kriterien diesem nicht eindeutig entgegen laufen.

3. Vermeidung von Multikollinearität

Multikollinearität bedeutet, dass einzelne Parameter linear von anderen abhängig sind. Die Abhängigkeit muss dabei nicht unbedingt einzelnen Faktoren gegenüber gegeben sein, sondern kann sich auch auf sämtliche andere Parameter beziehen. Im Falle perfekter Multikollinearität lässt sich ein Parameter mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 1$ durch ein Regressionsmodell der übrigen Parameter beschreiben. In diesem Fall lassen sich keine Koeffizienten mehr bestimmen, da es theoretisch unendlich viele, gleich gute Anpassungsmöglichkeiten des Modells gibt. Bei einem kleineren R^2 ist das Modell zwar noch bestimmbar, die Effizienz des KQ lässt jedoch sehr stark nach. Je größer das R^2 ist, desto schwieriger ist zu bestimmen, welcher Faktor verantwortlich für einen Effekt ist und dementsprechend unsicher werden die Koeffizienten.

In dieser Arbeit würde eine perfekte Multikollinearität vorliegen, wenn sämtliche Landnutzungklassen oder sämtliche geologischen Komponenten aufgenommen würden. Diese ergeben nämlich jeweils in ihrer Summe für alle Einzugsgebiete immer eins, weisen also ein $R^2 = 1$ zu dem Ordinatenabschnitt im Modell auf (hier ist der imaginäre Parameter ebenfalls in allen Fällen eins).

Deshalb werden bereits von Anfang an nur die in Tabelle 3.1 gelisteten Parameter zu Landnutzung und Geologie verwendet. Aufgrund hoher Korrelationen zwischen den Parametern Jwm, A und Ewz ist darüber hinaus eine weitere Multikollinearität gegeben. Aus diesem Grund wird der neue Parameter JWpA berechnet und stattdessen verwendet. Allerdings ist dieser Faktor wiederum hoch korreliert zu dem Parameter Ur, welcher in den weiteren Analysen ebenfalls nicht weiter verwendet wurde. Damit umfasst das Ausgangsmodell vor der schrittweisen Ausdünnung von Parametern die acht Faktoren JWpA (Einfluss Kläranlagen/Siedlungen), Kr, Gk, Ka (Einfluss Geologie), Ru, Gr, Wa und Fe (Einfluss Landnutzung).

Die beschriebene Vorgehensweise wird unabhängig voneinander für die Qualitätsparameter Leitfähigkeit, Chlorid, Natrium, Nitrat, Phosphat und Sulfat durchgeführt. Zielvariable ist in allen Fällen die zuvor berechnete absolute Steigung β der Konzentration in Abhängigkeit der Trockenheit. Die Vorgehensweise zur Erklärung der Wassertemperatur, bei der grundsätzlich andere Faktoren als relevant angenommen werden, ist im weiteren Verlauf beschrieben.

Zur Berücksichtigung einzelner Aspekte werden insgesamt vier Varianten des beschriebenen Ausgangsmodells verwendet. Die jeweiligen Modifikationen werden in den nächsten Abschnitten erläutert.

Variante 1: Relative Steigung

Wie in Abschnitt 3.4.1 erläutert wird, wird bei der Regression der Konzentrationen in Abhängigkeit des Abflusses neben der absoluten auch die relative Steigung berechnet. In Anbetracht der zum Teil stark unterschiedlichen Niveaus in den Konzentrationen der einzelnen Flüsse ergibt die relative Steigung ein anderes Muster als die absolute. Als Variante 1 werden im Folgenden die Modelle bezeichnet, die als Zielvariable das β als relative Steigung verwenden. Diese Variante wird ebenfalls für alle untersuchten Qualitätsparameter außer der Wassertemperatur durchgeführt.

Variante 2: Nur obere Einzugsgebiete

Ein wichtiger Aspekt im Ausgangsmodell ist die Vermeidung von Abhängigkeiten der Realisierungen der Zielvariablen. Die verwendete Linearkombination zur Berechnung des β einzelner Zwischeneinzugsgebiete impliziert dabei für jeden Zeitpunkt eine homogene Abflussspende im gesamten Einzugsgebiet. Um abschätzen zu können, inwiefern diese Annahme kritisch ist, wird in

Variante 2 die zweite zuvor beschriebene Möglichkeit verwendet, die nur die oberen Einzugsgebiete berücksichtigt. Dadurch reduziert sich allerdings die Zahl der verwendbaren Messpunkte.

Variante 3: Einzugsgebiet gewichtet mit Grundwasserneubildung

In einer weiteren Variante werden die erklärenden Variablen für die einzelnen Einzugsgebiete auf andere Weise bestimmt. Für Geologie und Landnutzung werden im Ausgangsmodell lediglich die flächenhaften Anteile im Einzugsgebiet berechnet. Diese Annahme ist insofern unsicher, dass nicht unbedingt davon ausgegangen werden kann, dass alle Flächen in gleichem Maß Einfluss auf die Wasserqualität ausüben. Ein sinnvolles Maß für die Gewichtung des Einflusses der Flächen im Gebiet scheint die Grundwasserneubildung zu sein. Geht man davon aus, dass der Abfluss eines Gebiets vor allem aus dem Basisabfluss besteht, tragen gerade die Flächen mit hoher Neubildungsrate besonders stark zu der vorgefundenen Wasserqualität bei. Dementsprechend werden in Variante 3 zunächst alle Flächen mit ihrer Neubildungsrate gewichtet und dann die prozentualen Anteile der einzelnen geologischen Klassen und Landnutzungsarten berechnet. Anschließend wird die Regression genau wie im Ausgangsmodell durchgeführt.

Variante 4: Puffer um die Gewässer

Eine andere Möglichkeit, die erklärenden Variablen stärker entsprechend dem Einfluss auf die Wasserqualität zu berechnen, besteht darin, nur die Flächen direkt am Gewässer zu berücksichtigen. Einträge von diesen Flächen gelangen unmittelbar in die Vorflut und können nicht mehr im Boden zurückgehalten oder von Pflanzen aufgenommen werden. Somit lässt sich davon ausgehen, dass der Einfluss von an Gewässer angrenzenden Flächen besonders bedeutend ist.

Vor diesem Hintergrund wird ein Puffer von 100 m Breite um das Gewässernetz in den Einzugsgebieten gelegt. Anschließend werden die Landnutzung und Geologie als prozentualer Anteil an der gepufferten Fläche berechnet. Mit diesen Variablen wird dann wie im Ausgangsmodell die Regression durchgeführt.

3.4.2.3 Erklärung der Wassertemperatur

Die für die anderen Regressionen angewendeten erklärenden Variablen haben keinen offensichtlichen Zusammenhang mit der Wassertemperatur. Von deutlich größerer Bedeutung sollte hier die Sonneneinstrahlung ins Gewässer sein. Aus

diesem Grund wird statt der bisherigen Faktoren der Beschattungsgrad der Gewässer als Mittelwert der WaBoA-Angaben für jedes Einzugsgebiet berechnet und anschließend nach einer Korrelation zu den Temperaturabweichungen bei Trockenheit gesucht.

3.5 Datenauswertung zu täglichen Wasserqualitätsdaten

Da sich die täglichen Datensätze auf sechs Stationen beschränken, ist es schwierig, verallgemeinerbare Ergebnisse wie im Fall der monatlichen Datensätze abzuleiten. Daher bleibt die Untersuchung dieser Daten auf der deskriptiven Ebene und es wird kein Modell erstellt.

Entsprechend der Datenlage werden an den Stationen aus den Pegeldaten die Perioden extrahiert, die geringere Abflüsse als den mittleren Abfluss aufweisen. Für diese Zeiten werden Korrelationen zwischen Abfluss, Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt ermittelt. Dabei wird aus den Daten zu Temperatur und Sauerstoff zusätzlich die saisonale Schwankung herausgerechnet und die jeweilige Abweichung mit berücksichtigt. Die Sauerstoffdaten werden in eine relative Sauerstoffsättigung umgerechnet, um so Perioden mit hoher Primärproduktion zu identifizieren. Zur Berechnung der Löslichkeit des Sauerstoffs C_S wird eine vereinfachte Formel nach Maniak (2010, S. 550) genutzt, die lediglich die Wassertemperatur T berücksichtigt:

$$C_S = 14.61996 - 0.40420 * T + 0.00842 * T^2 - 0.00009 * T^3 \tag{3.5}$$

Mit der hohen Auflösung der Daten ist es darüber hinaus möglich, die saisonalen Unterschiede in den Beziehungen untereinander zu erfassen. Darum werden die Daten unterteilt in die vier Jahreszeiten und getrennte Korrelationen berechnet.

In einem weiteren Schritt soll eine einzelne Trockenperiode untersucht werden, um Erkenntnisse über den Einfluss des zeitlichen Verlaufs zu gewinnen. Besonders geeignet dafür ist prinzipiell das Jahr 2003 mit einer sehr langen und ausgeprägten Trockenzeit. Unglücklicherweise liegen für dieses Jahr allerdings nur Abflussdaten für die Station an der Donau vor.

Kapitel 4

Ergebnisse

4.1 Analysen zum Zusammenhang von Abfluss und Wasserqualität

4.1.1 Monatliche Daten

4.1.1.1 ANOVA

Durch die weitere Aufteilung der Daten in die zwei Abflussklassen sind an einigen Stationen nicht genug Daten vorhanden für die Analyse. Je nach Wasserqualitätsparameter kann deshalb in bis zu 60 Einzugsgebieten eine ANOVA durchgeführt werden. Für jedes Einzugsgebiet wurde auf dem 5%-Signifikanzniveau für alle Parameter festgestellt, ob ein signifikanter Einfluss des Abflusses vorhanden ist oder nicht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.1 gegeben.

Tabelle 4.1: Ergebnisse für die ANOVA zur Abhängigkeit der Wasserqualität vom Abfluss. Angegeben ist die Zahl der Einzugsgebiete, in denen ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Abfluss und den sieben Parametern besteht und die Zahl der Einzugsgebiete ohne Zusammenhang.

Parameter	Zusammenhang	kein Zusammenhang
Leitfähigkeit	29	31
Chlorid	37	23
Natrium	8	9
Nitrat	26	34
Sulfat	34	15
Phosphat	30	28
Wassertemperatur	31	29

4.1.1.2 Rangkorrelationskoeffizient

Die Rangkorrelationskoeffizienten weisen für die unterschiedlichen Einzugsgebiete sehr verschiedene Werte auf. In Abbildung 4.1 ist die Verteilung der Koeffizienten für die einzelnen Parameter dargestellt. Die genauen Werte für jedes Einzugsgebiet können Tabelle A.3 im Anhang entnommen werden.

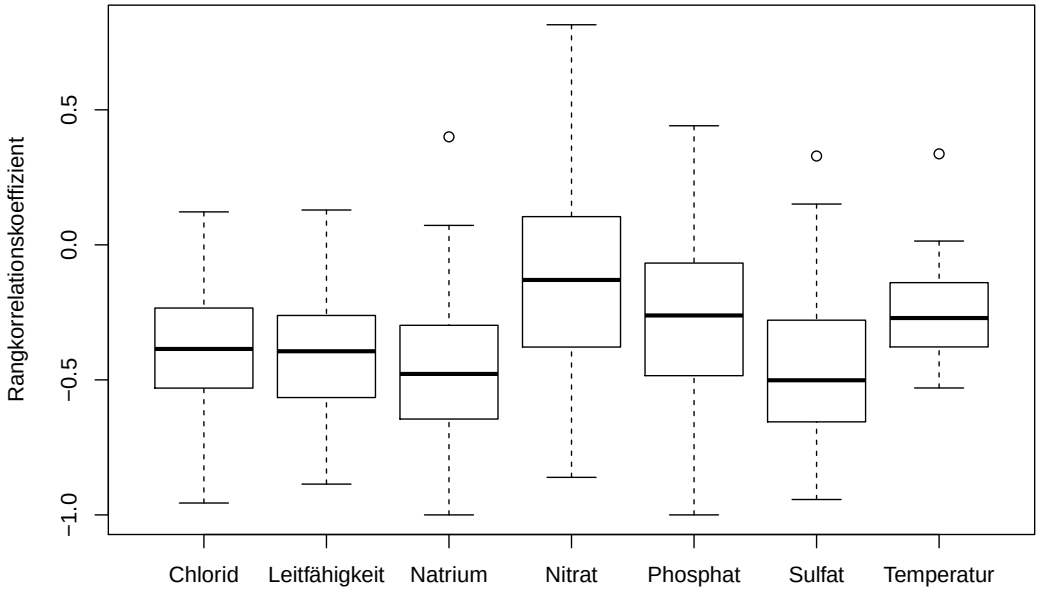


Abbildung 4.1: Boxplot der Rangkorrelationskoeffizienten der sechs Qualitätsparameter für 72 analysierte Einzugsgebiete. Abweichend ist für Phosphat N=68, für Sulfat N=56 und für Natrium N=27.

4.1.1.3 Univariates lineares Regressionsmodell

Die Anwendung eines univariaten linearen Regressionsmodells zur Bestimmung der Abhängigkeit der sieben Qualitätsparameter vom Abfluss war aufgrund einer unzureichenden Datenlage nicht in allen Einzugsgebieten möglich. Die berechneten Steigungen sowie die p-Werte des t-Tests für die Steigung können im Anhang Tabelle A.4 entnommen werden. Tabelle 4.2 gibt zusammenfassend die wichtigsten Kennwerte aus der Gesamtheit der Regressionen für die einzelnen Parameter wieder. Die Angaben sind jeweils für alle durchgeführten Regressionen und nur solche mit einem signifikanten Koeffizienten gegeben.

Tabelle 4.2: Kennwerte der berechneten Steigungen aus dem univariaten Regressionsmodell. Für alle sieben Qualitätsparameter sind die Kennwerte für die Gesamtheit der Einzugsgebiete und für diejenigen mit einer signifikanten Steigung angegeben. Die Spalte *N* gibt die Anzahl der jeweils betrachteten Einzugsgebiete an.

Parameter		N	Minimum	Median	Mittelwert	Maximum
Leitf.	gesamt	72	-913.8	-150.0	-208.0	104.0
	signif.	47	-869.9	-221.5	-253.8	32.87
Chlorid	gesamt	72	-201.9	-12.87	-24.00	24.04
	signif.	38	-201.9	-21.98	-35.56	-3.89
Natrium	gesamt	24	-65.89	-12.16	-16.78	4.11
	signif.	14	-65.89	-20.67	-26.08	-5.59
Nitrat	gesamt	72	-14.70	-0.41	-0.89	3.88
	signif.	39	-14.70	-1.16	-1.37	3.88
Sulfat	gesamt	55	-403.2	-16.60	-50.95	2.50
	signif.	42	-403.2	-34.31	-62.83	-1.13
Phosphat	gesamt	66	-0.51	-0.05	-0.06	0.51
	signif.	31	-0.51	-0.10	-0.11	0.02
Temperatur	gesamt	70	-20.01	-6.96	-6.90	6.79
	signif.	41	-16.71	-9.09	-9.28	6.79

Relative Steigung

Die relativen Steigungen der einzelnen Parameter unterscheiden sich deutlich weniger als die absoluten. In Abbildung 4.2 ist eine Darstellung für die Verteilung der relativen Steigungen gegeben. Es ist zu erkennen, dass alle Mediane im Bereich zwischen -0.1 und -0.6 liegen. Die höchsten Werte treten bei Nitrat auf, die größte Spannweite liegt bei Phosphat vor, die geringste bei der Leitfähigkeit.

Saisonale Analyse der Daten

Durch die Aufteilung der Daten in einen Sommer- und einen Winterdatensatz stehen für die Regression weniger Daten als zuvor zur Verfügung. Es kann sowohl für Chlorid, als auch für die Wassertemperatur festgestellt werden, dass sich die Größe der Werte in vielen Einzugsgebieten generell für die Jahreszeiten unterscheidet. Zum Teil ergeben sich dadurch auch, wie in Abbildung 4.3 beispielhaft dargestellt ist, stark verschiedene Steigungen für die Jahreszeiten.

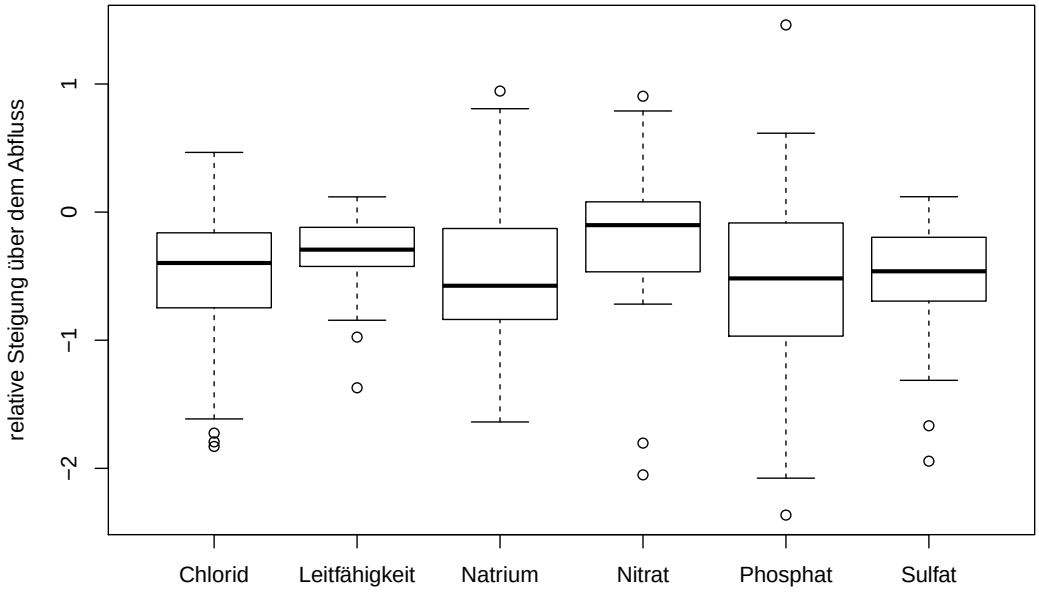
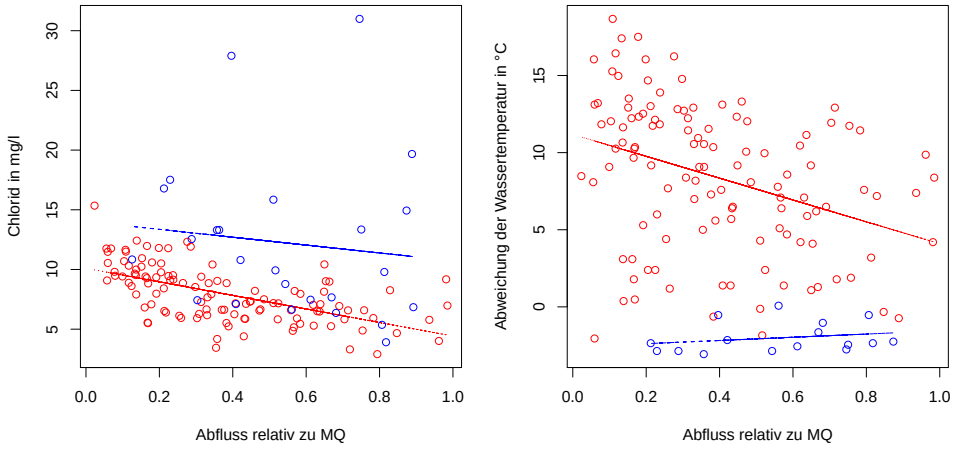


Abbildung 4.2: Boxplot der berechneten relativen Steigungen für die verschiedenen Qualitätsparameter von 72 Einzugsgebieten. Abweichend ist für Phosphat N=66, für Sulfat N=55 und für Natrium N=24.



(a) **(b)**

Abbildung 4.3: Scatterplots der Messwerte für Chlorid (a) und Wassertemperatur (b) über dem Abfluss der Breg, unterteilt nach Jahreszeit. Dargestellt sind nur die Werte bei einem Abfluss kleiner als oder gleich MQ. Blaue Messwerte und Regressionsgeraden repräsentieren die Wintermonate Dezember bis März, die roten Darstellungen den Rest des Jahres.

Im Anhang in Tabelle A.5 sind die Steigungen für alle Einzugsgebiete mit ausreichenden Daten für die saisonale Unterscheidung von Chlorid und Wassertemperatur angegeben. Auch hier sind entsprechende p-Werte für die

Einschätzung der Signifikanz der Steigung vorhanden.

Variation der x-Achse

Auch bei der Regression der Qualitätsparameter über den Abflussschwankungen des Vormonats ergeben sich überwiegend negative Steigungen. Die wesentlichen Kennwerte zur Verteilung der Steigungen für alle Einzugsgebiete insgesamt sind in Tabelle 4.3 aufgelistet. Dabei ist zu erkennen, dass gerade die signifikanten Werte eine besonders negative Steigung aufweisen. Das bedeutet, dass bei kleineren Schwankungen, also ausgeprägteren Trockenphasen, höhere Konzentrationen gemessen wurden als in Phasen mit größeren Schwankungen und Feuchtigkeit. Es muss dabei beachtet werden, dass für alle Parameter eine Variation gegeben ist, die auch positive Steigungen einschließt.

Tabelle 4.3: Kennwerte der berechneten Steigungen aus dem univariaten Regressionsmodell über der Spannweite des Vormonats. Für alle sieben Qualitätsparameter sind die Kennwerte für die Gesamtheit der Einzugsgebiete und für diejenigen mit einer signifikanten Steigung angegeben. Die Spalte *N* gibt die Anzahl der jeweils betrachteten Einzugsgebiete an.

Parameter		N	Minimum	Median	Mittelwert	Maximum
Leitf.	gesamt	72	-82.46	-5.80	-5.36	112.4
	signif.	27	-46.53	-12.00	-16.62	12.58
Chlorid	gesamt	72	-12.93	-0.38	-0.54	41.95
	signif.	22	-12.93	-2.10	-2.25	41.95
Natrium	gesamt	24	-5.60	-0.61	-1.10	3.47
	signif.	5	-5.60	-4.66	-3.85	-0.68
Nitrat	gesamt	72	-1.28	-0.002	-0.03	0.74
	signif.	23	-0.39	0.03	0.04	0.74
Sulfat	gesamt	55	-23.56	-0.68	-2.81	20.62
	signif.	25	-23.56	-2.16	-5.24	0.34
Phosphat	gesamt	66	-0.12	-0.01	-0.01	0.004
	signif.	21	-0.12	-0.01	-0.02	-0.001
Temperatur	gesamt	70	-1.86	-0.21	-0.09	2.44
	signif.	27	-1.86	-0.51	-0.43	1.25

Die Ergebnisse der Regression der Qualitätsparameter über dem zeitlichen Abstand zum letzten zum Abfluss gekommenen Ereignis zeigen ebenfalls ein heterogenes Bild. Tabelle 4.4 gibt die Kennwerte der Regressionen unter diesen Bedingungen an. Dabei ist zu beachten, wie die Steigung zu interpretieren ist:

Je positiver sie ist, umso höher sind die Konzentrationen bei einem erst kurz zurückliegenden Ereignis im Gegensatz zu einer längeren Trockenphase. Bei der Annahme eines 30 Tage andauernden Trockenphase nimmt die x-Achse nämlich den Wert -30 an, bei einem zum Abfluss gekommenen Ereignis am Vortag hingegen den Wert -1. Ist die Steigung positiv, heißt dies, dass unter den relativ feuchten Bedingungen (Ereignis am Vortag) höhere Konzentrationen vorhanden sind. Eine positive Steigung steht somit der These entgegen, dass die Wasserqualität bei größerer Trockenheit schlechter sei.

Tabelle 4.4: Kennwerte der berechneten Steigungen aus dem univariaten Regressionsmodell über dem zeitlichen Abstand zum letzten zum Abfluss gekommenen Ereignis. Für alle sieben Qualitätsparameter sind die Kennwerte für die Gesamtheit der Einzugsgebiete und für diejenigen mit einer signifikanten Steigung angegeben. Die Spalte *N* gibt die Anzahl der jeweils betrachteten Einzugsgebiete an.

Parameter		N	Minimum	Median	Mittelwert	Maximum
Leitf.	gesamt	72	-17.14	1.10	3.57	66.85
	signif.	17	-12.06	5.82	6.16	26.33
Chlorid	gesamt	72	-3.48	0.16	0.50	15.44
	signif.	11	-3.28	0.73	0.86	3.98
Natrium	gesamt	24	-2.15	0.11	0.21	2.42
	signif.	3	-1.69	-0.25	-0.01	1.90
Nitrat	gesamt	72	-0.18	-0.01	-0.01	0.44
	signif.	16	-0.18	-0.04	-0.05	0.09
Sulfat	gesamt	55	-4.72	0.10	0.79	12.75
	signif.	11	-0.26	0.54	2.03	8.64
Phosphat	gesamt	66	-0.04	0.002	0.001	0.01
	signif.	21	0.0006	0.004	0.004	0.01
Temperatur	gesamt	70	-1.52	0.25	0.24	1.74
	signif.	30	0.21	0.29	0.35	0.73

4.1.2 Tägliche Daten

Alle sechs Stationen zeigen bei Trockenheit eine ähnliche Veränderung in ihren Wasserqualitätsparametern. Insbesondere zu erkennen ist dies an den relativ gut übereinstimmenden Korrelationskoeffizienten, die in Tabelle 4.5 für einige ausgewählte Parameter gegeben sind.

Wie in Tabelle 4.5 zu erkennen ist, besteht in Trockenperioden eine hohe negative Korrelation zwischen Leitfähigkeit und Abfluss. Ebenso konsistent

Tabelle 4.5: Ausgewählte Korrelationen bei geringem Abfluss zwischen verschiedenen Qualitätsparametern für die sechs Stationen mit täglich aufgelösten Daten. Abw. = Abweichung.

Parameter		N1	N2	N3	N4	N5	D1
Abfluss	Leitf.	-0.60	-0.55	-0.49	-0.57	-0.58	-0.18
Abfluss	O_2	0.21	0.23	0.21	0.45	0.37	0.02
O_2	Temp.	-0.87	-0.74	-0.69	-0.61	-0.57	-0.52
Abw. O_2	Abw. Temp.	-0.50	-0.14	-0.07	-0.25	-0.16	-0.06

ist der positive Zusammenhang zwischen Abfluss und Sauerstoffgehalt. Die Korrelationskoeffizienten sind hierbei jedoch deutlich weniger stark ausgeprägt. Von größerem Einfluss ist für den Sauerstoff die Wassertemperatur, die sehr stark negativ korreliert ist. Bei höheren Temperaturen als für die Jahreszeit üblich ist der Sauerstoffgehalt niedriger als normal, bei geringeren höher, wie an den Koeffizienten der Abweichungen von Sauerstoff und Temperatur zu sehen ist. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass dieser Zusammenhang je nach Jahreszeit unterschiedlich ausfällt. In Abbildung 4.4 ist der saisonale Zusammenhang dargestellt, indem die Daten in Frühling, Sommer, Herbst und Winter mit jeweils einer eigenen Regression unterteilt wurden.

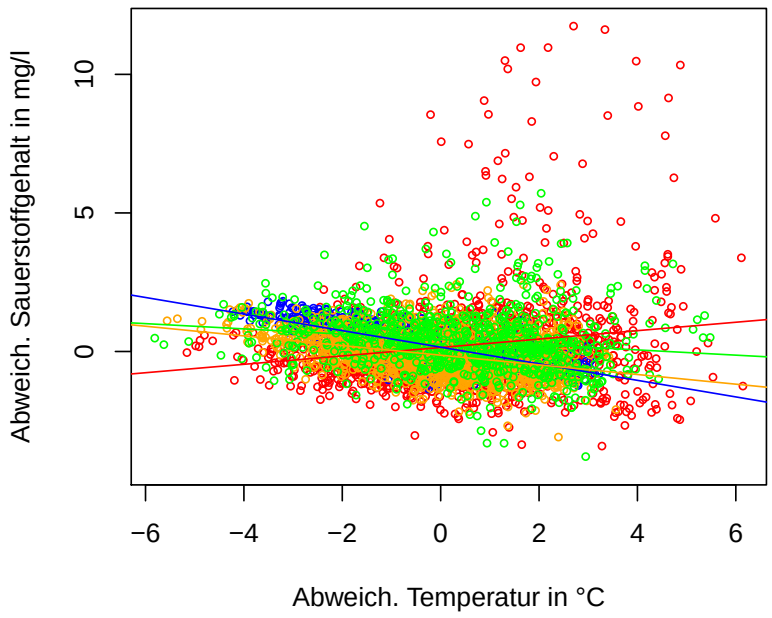


Abbildung 4.4: Abweichung des Sauerstoffgehalts über der Abweichung der Wassertemperatur vom saisonal üblichen Wert an der Donau bei Trockenheit, unterteilt nach Jahreszeiten. Grün = Frühling; Rot = Sommer; Orange = Herbst; Blau = Winter.

Es ist in Abbildung 4.4 zu erkennen, dass vor allem im Herbst und Winter die negative Korrelation der Werte stark gegeben ist. Im Sommer und teilweise auch im Frühling hingegen streuen die Werte deutlich stärker. Hier kommen für hohe Temperaturabweichungen auch ungewöhnlich hohe Sauerstoffabweichungen vor, im Sommer tritt dies sogar so stark auf, dass ein positiver Zusammenhang festgestellt werden kann. Die ungewöhnlich hohen Sauerstoffwerte schlagen sich auch in der relativen Sauerstoffsättigung nieder. In Abbildung 4.5 sind alle vorhandenen Werte zur relativen Sauerstoffsättigung für die Donau über der Wassertemperatur dargestellt.

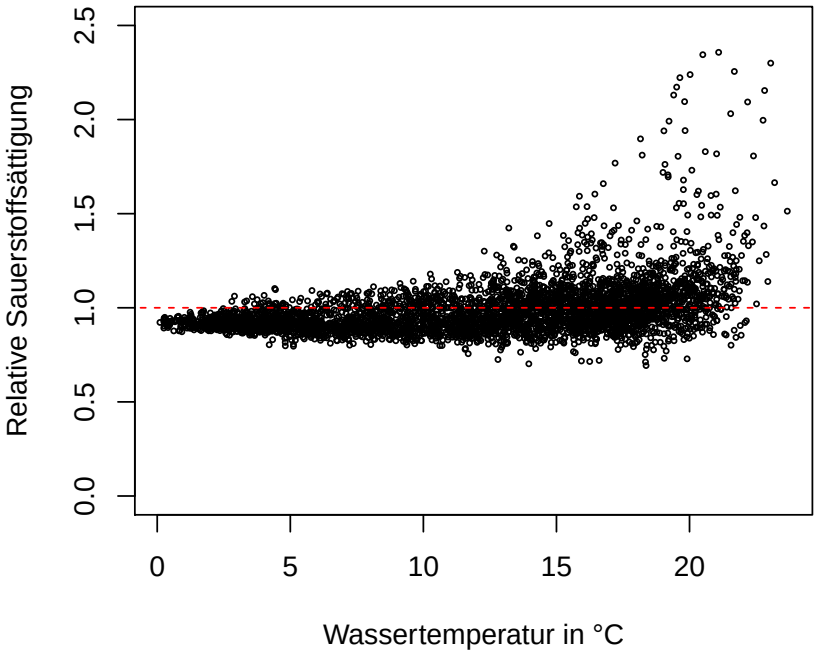


Abbildung 4.5: Relative Sauerstoffsättigung unter Trockenheit für die Donau über der Wassertemperatur. Als gestrichelte Linie ist eine Sättigung von 100 % angegeben.

Wie Abbildung 4.5 entnommen werden kann, ist die Sättigung bei Trockenheit an der Donau stets auf einem relativ hohen Niveau von knapp 100 %, zum Teil sogar mit leichter Übersättigung. Ab Temperaturen von circa 14 °C kommt es jedoch vereinzelt offenbar zu sehr starken Übersättigungen. Das gleiche Muster lässt sich auch in den Daten der Messstationen vom Neckar erkennen (hier nicht dargestellt).

Die hohen Sauerstoffgehalte lassen sich auch in dem einzigen Datensatz, der für 2003 zur Verfügung steht, beobachten. In Abbildung 4.6 sind alle untersuchten Qualitätsparameter und der Abfluss der Donau für das Trockenjahr 2003 gegeben. Erstmals bereits im Mai bei einer besonders hohen Temperatur,

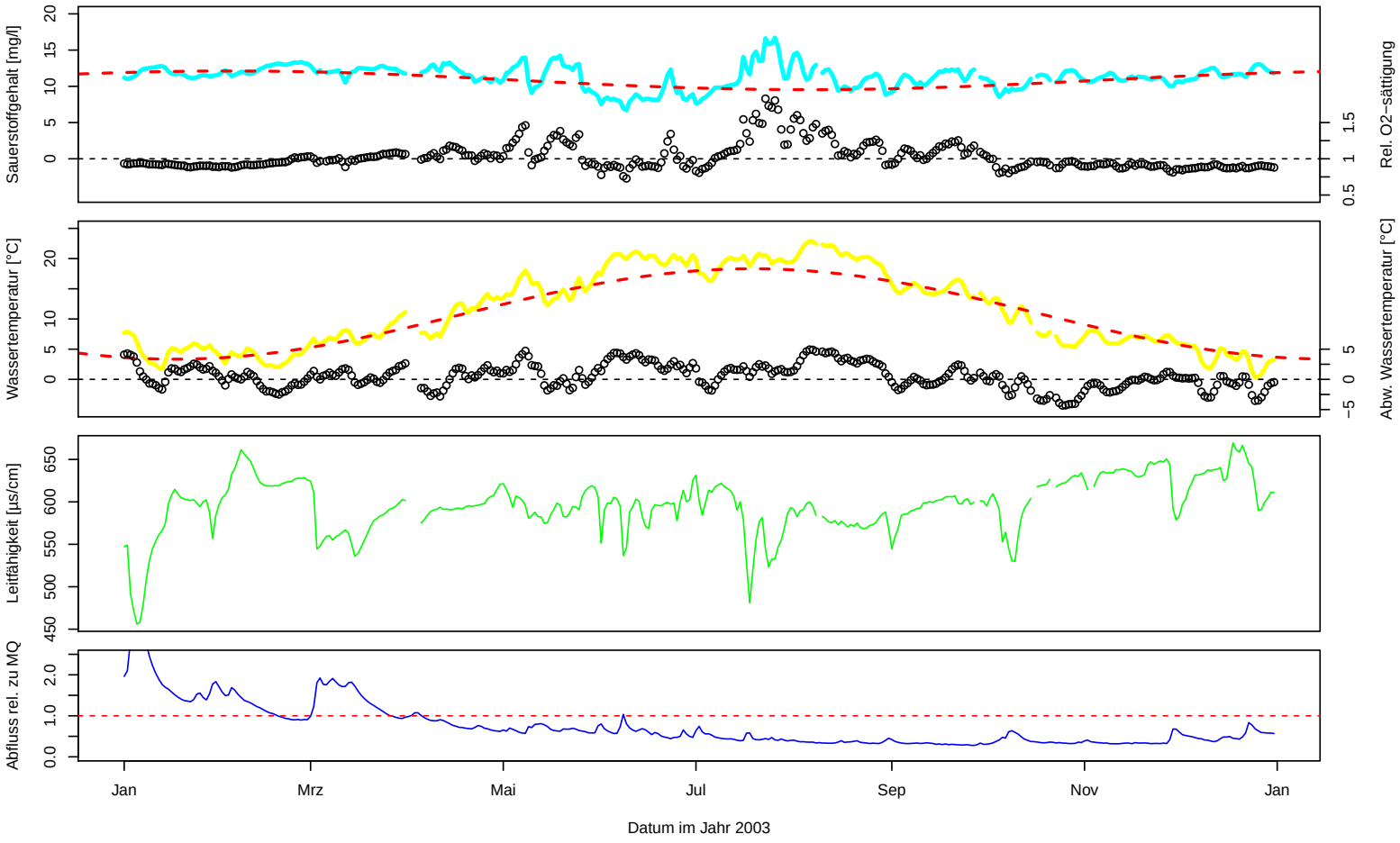


Abbildung 4.6: Qualitätsparameter und Abfluss der Donau während des Trockenjahres 2003. Abfluss: In Rot ist der MQ angegeben. Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt: In Rot ist der berechnete durchschnittliche Jahresgang gegeben, die schwarz dargestellten Werte beziehen sich auf die rechte Achse.

vor allem aber im Juli, zur Zeit der höchsten Temperaturen, überschreitet die Sauerstoffsättigung ganz deutlich 100 %. Dabei ist kein Zusammenhang mit dem Abfluss in diesem Zeitraum zu erkennen. Die Leitfähigkeit hingegen ist deutlich negativ mit dem Abfluss korreliert.

4.2 Modell zur Erklärung der Auswirkungen

4.2.1 Multivariate ANOVA

Die multivariate ANOVA liefert für die einzelnen Qualitätsparameter Wahrscheinlichkeiten dafür, ob sich eine erklärende Variable korrespondierend zur Zielvariablen unterscheidet oder nicht. Die p-Werte der Untersuchung, das heißt die Wahrscheinlichkeiten dafür, dass die gemeinsamen Muster in erklärender und erklärten Variable nur zufällig sind, sind für alle beschriebenen Einzugsgebietsparameter in Tabelle 4.6 gegeben. Es ist darin zu erkennen, dass sich die Höhe des Abflusses aus Kläranlagen pro Flächeneinheit (JWpA) signifikant auf die Änderungen der Werte von Leitfähigkeit, Chlorid, Natrium und Nitrat bei Trockenheit auswirkt. Für die Leitfähigkeit ist darüber hinaus noch der Flächenanteil von Gipskeuper (Gk) und kristallinem Gestein (Kr) im Einzugsgebiet von entscheidender Bedeutung. Die Änderung des Sulfatgehalts geht signifikant mit Änderungen in allen geologischen Parametern einher, also dem Anteil von kalkhaltigem Gestein (Ka), Gipskeuper und kristallinem Gestein. Dabei weist Gipskeuper den kleinsten p-Wert in der Untersuchung auf. Lediglich

Tabelle 4.6: Ergebnisse der multivariaten ANOVA zur Bestimmung von Einflussfaktoren für die Veränderung bei Trockenheit. Für alle Qualitätsparameter außer der Temperatur sind die Wahrscheinlichkeiten angegeben, dass die Änderungen der Werte bei Trockenheit unabhängig von den Ausprägungen der einzelnen erklärenden Variablen zustande kommen. Werte im Signifikanzbereich, bei denen ein kausaler Zusammenhang sehr wahrscheinlich ist, sind in fett hervorgehoben.

Parameter	JWpA	Ka	Gk	Kr	Ru	Gr	Wa	Fe
Leitf.	**1.2e-3**	0.11	**7.5e-4**	**0.046**	0.71	0.67	0.45	0.34
Chlorid	**2.5e-3**	0.22	0.75	0.59	0.94	0.87	0.90	0.89
Natrium	**2.7e-3**	0.20	0.54	0.54	0.76	0.15	0.39	0.20
Nitrat	**2.6e-3**	0.95	0.68	0.73	0.78	0.67	0.63	0.76
Sulfat	0.34	**1.4e-3**	**8.2e-6**	**2.8e-3**	0.06	0.92	0.26	0.14
Phosphat	0.84	0.49	0.50	0.32	0.68	0.50	0.94	0.33

für Phosphat kann zu keiner der erklärenden Variablen ein signifikanter Zusammenhang hergestellt werden.

4.2.2 Multivariates lineares Regressionsmodell

Für jeden Parameter wurde ein optimales Modell angepasst. Die Gleichungen lauten für das Ausgangsmodell wie folgt:

$$\begin{aligned}
\beta_{Leitf.} &= -42.67 - 144.43 * JWpA - 560.75 * Gk \\
&\quad -485.40 * Gr \\
\beta_{Chlorid} &= 1.76 - 109.75 * JWpA \\
\beta_{Natrium} &= -4.47 - 40.35 * JWpA - 83.69 * Gk \\
\beta_{Nitrat} &= 0.82 - 6.02 * JWpA - 3.38 * Gk - 44.70 * Fe \\
\beta_{Sulfat} &= 41.72 + 64.52 * Ka - 276.75 * Gk + 210.71 * Kr \\
&\quad -120.50 * Gr - 193.07 * Wa \\
\beta_{Phosphat} &= 0.18 - 0.12 * JWpA + 0.07 * Ka + 0.23 * Kr \\
&\quad -0.30 * Ru - 0.44 * Wa
\end{aligned} \tag{4.1}$$

Diese Anpassungen sind für die Parameter unterschiedlich gut. Das *adjusted* R^2 als Gütemaß für die Anpassungen ist für alle Qualitätsparameter in Tabelle 4.7 aufgeführt. Außerdem sind dort die p-Werte des t-Tests der Regressionskoeffizienten angegeben.

Tabelle 4.7: *Adjusted* R^2 der multivariaten Regressionen und p-Werte der Koeffizienten für die verschiedenen Qualitätsparameter. P-Werte im Signifikanzbereich sind fett hervorgehoben.

	Leitf.	Chlorid	Natrium	Nitrat	Sulfat	Phosphat
adjusted R^2	0.13	0.33	0.29	0.18	0.19	0.71
JWpA	0.30	**1.8e-7**	**0.038**	**5.9e-5**	–	0.19
Ka	–	–	–	–	0.10	0.27
Gk	**0.014**	–	0.068	**1.5e-3**	**0.014**	–
Kr	–	–	–	–	0.062	0.21
Ru	–	–	–	–	–	**1.6e-5**
Gr	0.17	–	–	–	0.26	–
Wa	–	–	–	–	**0.025**	**0.019**
Fe	–	–	–	0.24	–	–

Die p-Werte in Tabelle 4.7 zeigen viele Übereinstimmungen, aber auch einige Abweichungen von den Ergebnissen der multivariaten ANOVA (Tabelle 4.6). Während bei der ANOVA der Parameter Anteil kristallinen Gesteins für die Leitfähigkeit noch als signifikant erkannt wurde, taucht er in der multivariaten Regression nicht mehr auf. Dafür wurden im Gegenzug die Anteile von Landwirtschaft und Wald für Phosphat, Wald ebenso für Sulfat und Gipskeuper für Nitrat beim Regressionsmodell als signifikant eingestuft. Der starke Einfluss der Abwassermenge auf Chlorid, Natrium und Sulfat wird von beiden Methoden gleichermaßen gestützt, genauso wie der Zusammenhang zwischen Gipskeuper und Leitfähigkeit sowie Sulfat.

Modellvarianten mit anderen Eingangsdaten

Die verschiedenen Varianten zeigen in ihren Ergebnissen einige – vor allem kleinere – Unterschiede zum Ausgangsmodell. Tabelle 4.8 liefert eine schematische Übersicht, welche Parameter in welcher Modellvariante vorkommen und welche Koeffizienten jeweils gemäß des p-Wertes aus dem t-Test signifikant sind. Die genauen Regressionsgleichungen für alle Varianten sind im Anhang in Abschnitt A.3 gegeben.

Tabelle 4.8: Schematische Darstellung aller Ergebnisse der Bestimmung des Einflusses von Landschaftscharakteristika auf das Verhalten der Qualitätsparameter bei Trockenheit. Für die sechs Parameter (ohne Temperatur) sind die Ergebnisse der multivariaten ANOVA, des multivariaten Ausgangsmodells und der vier Varianten (Codierung: 1 = Relative Steigung; 2 = Nur obere Einzugsgebiete; 3 = Gewichtung mit GW-Neubildung; 4 = Puffer um Gewässer) dargestellt. + deutet auf einen signifikanten Zusammenhang hin, o auf einen nicht signifikaten, der jedoch ins Modell aufgenommen wurde (für die ANOVA: p-Wert <= 0.5) und – auf keinen Zusammenhang (für die ANOVA: p-Wert > 0.5). Darüber hinaus sind für die abgebildeten Regressionen die *adjusted* R^2 (gerundete Werte) angegeben.

		multiv. ANOVA	Ausgangs-modell	Variante 1	2	3	4
Leitfähigkeit	JWpA	+	o	+	o	o	–
	Ka	o	–	–	–	–	o
	Gk	+	+	+	+	+	+
	Kr	+	–	–	o	–	–
	Ru	–	–	–	–	–	–
	Gr	–	o	–	o	o	o
	Wa	o	–	–	+	–	o
	Fe	o	–	–	–	–	–
Adjusted R^2		NA	0.13	0.18	0.23	0.13	0.12

Tabelle 4.8: Fortsetzung

		multiv. ANOVA	Ausgangs-modell	Variante 1	2	3	4
Chlorid	JWpA	+	+	o	+	+	+
	Ka	o	–	–	o	–	–
	Gk	–	–	o	o	o	+
	Kr	–	–	o	–	–	–
	Ru	–	–	–	–	–	o
	Gr	–	–	–	–	–	o
	Wa	–	–	–	o	–	–
	Fe	–	–	–	o	–	o
Adjusted R^2		NA	0.33	0.03	0.25	0.33	0.43
Natrium	JWpA	+	+	–	+	+	o
	Ka	o	–	–	–	–	–
	Gk	–	o	–	o	o	o
	Kr	–	–	o	–	–	–
	Ru	–	–	–	–	–	–
	Gr	o	–	o	–	–	–
	Wa	o	–	–	–	–	–
	Fe	o	–	o	–	–	–
Adjusted R^2		NA	0.29	0.18	0.32	0.28	0.21
Nitrat	JWpA	+	+	+	+	+	+
	Ka	–	–	o	+	–	–
	Gk	–	+	+	+	+	+
	Kr	–	–	o	–	–	–
	Ru	–	–	o	–	–	–
	Gr	–	–	–	–	–	–
	Wa	–	–	–	+	–	–
	Fe	–	o	o	+	o	–
Adjusted R^2		NA	0.18	0.16	0.40	0.18	0.19
Sulfat	JWpA	o	–	–	–	–	o
	Ka	+	o	o	o	o	–
	Gk	+	+	o	+	+	+
	Kr	+	o	–	o	o	o
	Ru	o	–	o	+	–	o
	Gr	–	o	–	–	o	–
	Wa	o	+	–	–	o	o
	Fe	o	–	–	–	o	–
Adjusted R^2		NA	0.19	0.01	0.40	0.17	0.21

Tabelle 4.8: Fortsetzung

		multiv. ANOVA	Ausgangs-modell	Variante 1	2	3	4
Phosphat	JWpA	–	o	o	o	–	–
	Ka	–	o	–	–	o	–
	Gk	o	–	–	o	–	–
	Kr	o	o	–	–	o	–
	Ru	–	+	–	–	+	+
	Gr	o	–	–	–	–	–
	Wa	–	+	o	–	o	o
	Fe	o	–	o	–	–	–
Adjusted R^2		NA	0.71	0.01	0.06	0.70	0.58

Aus Tabelle 4.8 geht hervor, dass nicht eine Variante prinzipiell bessere Anpassungsergebnisse liefert als die anderen. Außerdem ist erkennbar, dass je nach Parameter die unterschiedlichen Methoden auch unterschiedlich konsistente Ergebnisse liefern. Während sich für die Leitfähigkeit und den Chloridgehalt immer ähnliche relevante Faktoren ergeben, sind sie zum Beispiel für Phosphat je nach Methode sehr verschieden.

4.2.3 Erklärung der Abweichung der Wassertemperatur

Die beobachtete Steigung der Abweichung der Wassertemperatur von saisonal üblichen Temperaturen über dem Abfluss lässt sich nur äußerst geringfügig mit den zur Verfügung stehenden Daten zum Beschattungsgrad der Gewässer erklären. In Abbildung 4.7 ist ein Scatterplot der beiden Werte für alle Einzugsgebiete gegeben. Dabei ist zu erkennen, dass die lineare Regression kaum etwas von der vorhandenen Varianz zu erklären vermag. Dies spiegelt sich auch in dem äußerst geringen Korrelationskoeffizienten von etwa -0.038 wider.

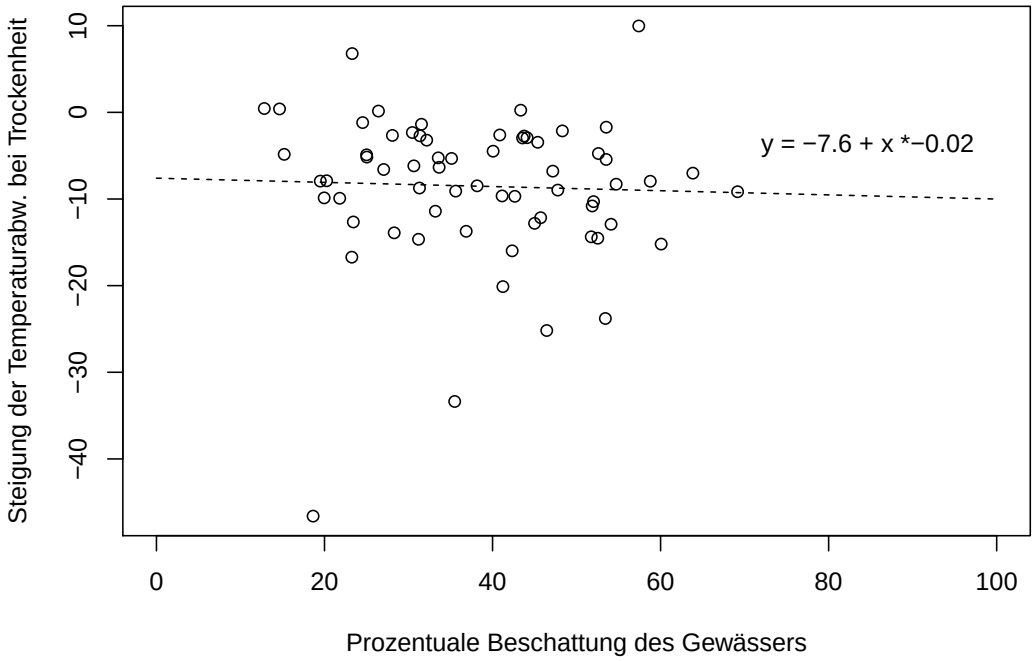


Abbildung 4.7: Scatterplot der berechneten Steigungen der Wassertemperaturabweichungen für Trockenheit über dem Beschattungsgrad der Gewässer im Einzugsgebiet. Es ist darüber hinaus die lineare Regression mit ihrer Gleichung eingezeichnet.

Kapitel 5

Diskussion

5.1 Datenverfügbarkeit

Der Ursprung der Daten von der LUBW als öffentlicher Behörde, die Daten erst nach einer Qualitätskontrolle veröffentlicht, lässt sie relativ vertrauenswürdig erscheinen. Gerade der Prozess der Kontrolle machte es allerdings auch unmöglich, eine größere Zahl von Messstellen als in dieser Arbeit zu untersuchen. Bevor die Daten weitergegeben werden, müssen sie geprüft worden sein. Da alle Daten aus einer Quelle stammen und auf die gleiche Art und Weise erhoben bzw. behandelt werden, ist zu erwarten, dass eventuelle Fehler in der Erhebung oder Verarbeitung alle Daten gleichermaßen betreffen und sich somit auf die statistischen Ergebnisse der Arbeit relativ gering auswirken.

Wie gezeigt wurde, stammen die Daten aus naturräumlich sehr unterschiedlichen Gebieten und können somit ein Bild liefern, dass auf ganz Baden-Württemberg und zum Teil auch darüber hinaus übertragen werden kann. Andererseits ist jedoch zu bedenken, dass es sich bei der Arbeit klar um einen regionalen Ansatz handelt und lokale Variabilitäten unberücksichtigt bleiben. Wie die Ergebnisse der Studien von Reimann et al. (2009), Close und Davies-colley (1990) – mit einem großen Gewicht auf der Bedeutung der Geologie der Einzugsgebiete – und zahlreicher anderer Autoren (z. B. Ahearn et al., 2005; Johnson et al., 1997; Bolstad und Swank, 1997) – mit deutlich stärkerer Betonung des Einflusses der Landnutzung – zeigen, spielt die räumliche Skala eine wichtige Rolle für das Gewicht der einzelnen Parameter. Auf der hier betrachteten regionalen Ebene ist den genannten Untersuchungen nach eher ein geologischer als ein durch die Landnutzung bedingter Einfluss zu erwarten.

Auch die zeitliche Skala wirkte sich in den Ergebnissen anderer Autoren auf die Ergebnisse aus (u. a. Ahearn et al., 2005; Buck et al., 2004; van Vliet und

Zwolsman, 2008; Burt et al., 2015). Die Einflussfaktoren unter Berücksichtigung einzelner Niederschlagsereignisse sind andere als bei einer saisonalen Betrachtung der Parameter. Da die deutliche Mehrheit der vorhandenen Daten nur auf monatlicher Basis verfügbar ist, ist die Analyse als saisonale Betrachtung einzustufen. Insgesamt standen nur sechs Stationen an zwei Flüssen mit höher aufgelösten Messwerten zur Verfügung, sodass auf dieser Skala keine verallgemeinerbaren Aussagen möglich sind.

Ein großer Nachteil der vorhandenen Daten besteht in der unterschiedlichen Lage von Pegeln und Wasserqualitätsmessstellen. Wie schon bei Hrdinka et al. (2015) mussten dadurch die an anderer Stelle gemessenen Pegeldaten als Approximation genommen werden und eine Vielzahl vorhandener Daten konnte überhaupt nicht genutzt werden. Die Beschränkung der Untersuchung auf relative Abflüsse minimiert jedoch zumindest den Fehler durch die räumliche Abweichung. Trockenperioden führen nämlich in aller Regel zu einem relativ geringen Abfluss in größeren Regionen und können somit auch anhand eines etwas weiter entfernten Pegels bestimmt werden. Gerade für die täglichen Qualitätsdaten wäre es jedoch interessant, ob ein zeitlicher Versatz der Zeitreihen von Abfluss und Wasserqualität zueinander besteht.

5.2 Einfluss von Trockenheit auf die Wasserqualität

Zahlreiche Untersuchungen in den letzten Jahren konnten eine Verbindung zwischen der Wasserqualität und Trockenheit finden (Mosley, 2015). Die in dieser Arbeit präsentierten Ergebnisse zeigen für Baden-Württemberg eindeutig, dass zumindest für einen Teil der untersuchten Einzugsgebiete ebenfalls eine solche Verbindung bei verschiedenen Wasserqualitätsparametern gegeben ist. Die Hypothese H1, nach der Abfluss und Qualität voneinander unabhängig sind, kann also zurückgewiesen werden.

Die verwendeten Methoden – ANOVA, Rangkorrelationskoeffizient und lineare Regression – weisen sehr unterschiedliche Herangehensweisen auf. Ebenso haben sie alle bestimmte Schwächen, die je nach der unbekannten realen Verteilung der Variablen unterschiedlich stark zum Tragen kommen können. Während für die ANOVA vor allem die Einteilung in Gruppen kritisch ist, ermöglicht der verteilungsunabhängige Rangkorrelationskoeffizient keine Aussagen zur Signifikanz. Neben den zahlreichen bereits diskutierten notwendigen Voraussetzungen der Regressionsanalyse ist für diese besonders die korrekte

Wahl des funktionalen Zusammenhangs unsicher.

Umso bedeutsamer ist die Tatsache, dass sich die einzelnen Ergebnisse der verschiedenen Methoden zu einem Gesamtbild ergänzen, dass sich in folgenden Hauptaussagen zusammenfassen lässt:

1. Die Stärke des Zusammenhangs von Abfluss und dem Wert der Qualitätsparameter variiert zwischen den Einzugsgebieten.

2. In einem Teil der Einzugsgebiete gibt es eine signifikante Verbindung von Abfluss und Qualitätsparametern.

3. Die Einzugsgebiete, in denen offensichtlich ein Zusammenhang besteht, zeigen in fast allen Fällen eine Verschlechterung der Wasserqualität bei geringeren Abflüssen.

Im Folgenden sollen die Ergebnisse für die einzelnen untersuchten Qualitätsparameter detailliert diskutiert werden.

Leitfähigkeit

Da die Leitfähigkeit ein Summenparameter ist, sind die Ergebnisse hierzu relativ schwierig zu interpretieren. Generell lässt sich sagen, dass hohe Werte auf eine hohe Gesamtbelastung zurückzuführen sind. Da unterschiedliche Ionen allerdings sehr unterschiedlich relevant für die Wasserqualität insgesamt sind, sollten immer weitere Parameter berücksichtigt werden. Hinzu kommt, dass aus der Leitfähigkeit nicht direkt Konzentrationen ableitbar sind: Eine Änderung der Leitfähigkeit kann nicht nur durch Konzentrationsänderungen, sondern auch durch einen Ionenaustausch bedingt sein. Calciumionen, die zweifach positiv geladen sind, führen beispielsweise zu einem doppelt so hohen Messwert wie die einfach positiv geladenen Natriumionen. Diese zwei möglichen Erklärungen für Änderungen müssen bei der Auswertung berücksichtigt werden.

Vermutlich aufgrund dieser Schwierigkeiten bearbeiten viele detaillierte Studien zum Einfluss von Trockenheit auf die Wasserqualität diesen Parameter nicht (z. B. van Vliet und Zwolsman, 2008; Wilbers et al., 2009) oder diskutieren die Beobachtungen nicht weiter (Andersen et al., 2004; Baures et al., 2013). Nichtsdestotrotz sind die Muster bzw. klaren Ergebnisse in dieser Arbeit durchaus interessant und sollten genauer betrachtet werden: 46 der 47 Messstationen mit signifikantem Zusammenhang aus der Regressionsanalyse zeigen eine negative Steigung. Auch die Ergebnisse der anderen Methoden

decken sich hiermit. Es kann also davon ausgegangen werden, dass in Baden-Württemberg in den Einzugsgebieten, in denen ein Zusammenhang besteht, die Leitfähigkeitswerte bei Trockenheit ansteigen. Eine passende Erklärung hierfür ist das Ausgleichen der Stoffbilanz: Die Ioneneinträge in die Gewässer gehen offenbar nicht im gleichen Maße zurück wie der Rückgang des Abflusses, sodass insgesamt die Konzentrationen und damit auch die Leitfähigkeiten steigen. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass auch verlängerte Aufenthaltszeiten und erhöhte biologische Aktivität (Mosley, 2015) eine Rolle spielen. Gepaart mit dem möglichen Ionenaustausch liegen eine ganze Reihe Gründe vor, die die unterschiedliche starken Änderungen der Leitfähigkeit erklären können.

Chlorid, Natrium und Sulfat

Chlorid, Natrium und Sulfat gehören gemäß der Einteilung von van Vliet und Zwolsman (2008) zu den Hauptinhaltsstoffen, die in der Regel weder durch die Wassertemperatur, noch durch verlängerte Aufenthaltszeiten des Wassers und höhere biologische Aktivität beeinflusst werden. Es ist also davon auszugehen, dass die beobachteten Veränderungen unter Trockenheit allein darauf zurückzuführen sind, dass die Stoffbilanz aufrechterhalten wird. Vor diesem Hintergrund überrascht es nicht, dass für alle drei Parameter eine sehr ähnliche Reaktion festgestellt wurde. Die Verteilung der Rangkorrelationskoeffizienten ist sehr ähnlich und macht die negative Antwort auf Trockenheit deutlich. Bemerkenswert ist, dass bei der ANOVA Sulfat gefolgt von Chlorid den höchsten Anteil an Einzugsgebieten mit signifikantem Zusammenhang hat. Auch bei der Regressionsanalyse ist im Vergleich zu allen anderen Parametern für Sulfat der Anteil der Gebiete mit signifikanter Änderung mit Abstand der höchste. Das alles deutet darauf hin, dass für die Hauptinhaltsstoffe der Einfluss von Trockenheit ganz eindeutig negativ ist. Und tatsächlich weisen die signifikanten Ergebnissen der Regressionen für diese Stoffe allesamt eine negative Steigung auf.

Die eindeutige Reaktion der Hauptinhaltsstoffe auf Trockenheit spiegelt sich in den Ergebnissen anderer Untersuchungen nur zum Teil wider: Nosrati (2011) konnte für einen Teil seiner im Iran untersuchten Stationen ebenfalls für Sulfat, Chlorid und Natrium einen signifikanten Zusammenhang zum Abfluss feststellen. Dieser war jedoch nur zum Teil negativ, er beobachtete auch steigende Konzentrationen mit dem Abfluss. Wilbers et al. (2009) konnten an der Dommel keine Veränderungen in der Chloridkonzentration in Folge von Trockenheit nachweisen, während van Vliet und Zwolsman (2008) für die

Maas einen ähnlichen Zusammenhang wie in dieser Arbeit fanden. Mithilfe einer Stoffbilanz konnten sie einen Großteil der beobachteten Varianz in den Messwerten für Chlorid und Sulfat erklären.

Eine wichtige Erkenntnis ist die Beobachtung der saisonalen Schwankungen in dem Zusammenhang von Chloridkonzentration und Abfluss. Da Chlorid weitestgehend unverändert bleibt und somit unabhängig von biologischer Aktivität oder Temperatur sein sollte, liegt die einzig mögliche Erklärung in saisonal verschiedenen Einträgen bei gleichem Abfluss. Als große mögliche Quelle für Chlorid könnte hier Streusalz dienen, dass vor allem im Winter in die Gewässer eingetragen werden kann. Dies passt auch zu den vielfach gemessenen erhöhten Konzentrationen im Winter.

Eine Interpretation der unterschiedlichen Steigungen für die verschiedenen Jahreszeiten ist bei der vorhandenen Datenlage leider nicht möglich. Die Steigungen im Winter weisen aufgrund der geringeren Zahl an Messpunkten viel seltener eine Signifikanz auf. Auch der Vergleich der Steigungen für Sommer und Winter ist damit wenig aussagekräftig. Werden jedoch unterschiedliche Eintragswege für die Jahreszeiten angenommen, erscheint es plausibel, dass sich dadurch auch andere Zusammenhänge zum Abfluss ergeben können und die Steigungen systematisch voneinander abweichen können.

Nitrat und Phosphat

Gerade der Eintrag und das Vorkommen von Nährstoffen wurde in der Vergangenheit bereits vielfach untersucht und entsprechend umfangreich ist die Fachliteratur. Hintergrund war und ist dabei häufig die Problematik der Eutrophierung von Gewässern. Es zeigte sich vielfach für Stickstoff, gerade für Nitrat, dass die Konzentrationen während einer Dürre eher geringer werden (Mosley et al., 2012; Morecroft et al., 2000; Hrdinka et al., 2015; Caruso, 2001; Burt et al., 2015; Baures et al., 2013; van Vliet und Zwolsman, 2008). Für Phosphat hingegen gibt es verschiedene Befunde, in manchen Untersuchungen wurden die Konzentrationen bei Trockenheit geringer (Golladay und Battle, 2002; Caruso, 2001), zum Teil aber auch höher (Hrdinka et al., 2015; van Vliet und Zwolsman, 2008).

Entscheidend für das Verständnis dieser deutlich anderen Reaktion als bei den Hauptinhaltsstoffen ist das andere Verhalten der Nährstoffe. Neben dem bloßen Ausgleich der Stoffbilanz wirken auch eine veränderte Wassertemperatur und höhere Aufenthaltszeiten auf die gemessenen Konzentrationen. Je höher die biologische Aktivität im Gewässer und je länger der mögliche Kontakt

der Nährstoffe mit Pflanzen und Mikroben, desto mehr wird aufgenommen bzw. abgebaut und die Wasserqualität verbessert sich entsprechend. Darüber hinaus ist ein sehr wichtiger Eintragsweg für die Nährstoffe die oberflächennahe Auswaschung, die in der Regel durch Niederschlagsereignisse geschieht. Während der Trockenheit ist dieser Eintragsweg jedoch stark reduziert. Entsprechend der umso stärkeren Auswaschung direkt nach der Trockenheit wird in der Literatur mehrfach von abrupten Anstiegen der Konzentrationen beim ersten Niederschlag nach einer Dürre berichtet (Burt und Worrall, 2009; Foster und Walling, 1978). Die zeitliche Auflösung der vorhandenen Nährstoffdaten macht es leider unmöglich, diesen Effekt zu prüfen.

Die Ergebnisse dieser Arbeit passen gut ins Bild der bisherigen Untersuchungen. Nitrat und Phosphat weisen die höchsten Rangkorrelationskoeffizienten auf, im Median genauso wie in den Extremwerten. Auch aus dem univariaten Regressionsmodell ergeben sich für beide Nährstoffe signifikante positive Steigungen. Es muss jedoch ebenso beachtet werden, dass es auch zahlreiche Einzugsgebiete gibt, in denen eine negative Steigung oder negative Korrelationskoeffizienten bestimmt wurden. Das Gesamtbild ist also sehr heterogen. Dies ist ein Spiegel der unterschiedlichen Prozesse, die auf die Konzentrationen wirken: In einigen Einzugsgebieten überwiegt offenbar die geringere Verdünnung, in anderen die verstärkte biologische Aktivität. Dabei sind die negativen Steigungen für Nitrat in einigen Einzugsgebieten besonders interessant, da hier – wie bereits erwähnt – in der Literatur fast immer nur der gegenteilige Trend beobachtet wurde. Hauptgrund hierfür ist wohl, dass der Eintrag nicht so stark reduziert wird wie anderswo, d.h. zu hohem Maße punktuell über Kläranlagen und nicht diffus über Äcker oder Ähnliches erfolgt.

Die vergleichsweise hohen Werte für die relative Steigung sind durch die generell sehr geringen Konzentrationen bedingt. Gerade dieses niedrige Grundniveau, bei dem auch die Schwankungen absolut gesehen relativ gering ausfallen, birgt für die Analyse einige Unsicherheiten. Messfehler oder zufällige Variationen in den Werten können einen großen Einfluss haben und müssen deshalb bei der Interpretation der Daten stets berücksichtigt werden.

Temperatur und Sauerstoff

Der jahreszeitliche Gang der Temperaturen im Wasser ist mit den meteorologischen Bedingungen über das Jahr gut erklärbar. Dabei ist die Temperatur sowohl für die biologischen Vorgänge als auch physikalisch für die Löslichkeit von Gasen wie Sauerstoff von großer Bedeutung. Mosley (2015) identifizier-

te deshalb die Temperaturveränderungen als eine der bedeutendsten Folgen von Dürre für die Wasserqualität. Zahlreiche Studien konnten zeigen, dass die Wassertemperatur bei Trockenheit anstieg (u. a. Caruso, 2001; van Vliet und Zwolsman, 2008; Zielinski et al., 2009; Baures et al., 2013; Chessman und Robinson, 1987), nur wenige fanden keinen signifikanten Zusammenhang (Wilbers et al., 2009; Mosley et al., 2012). Hierzu passen sowohl die Daten mit monatlicher als auch mit täglicher Auflösung: In allen Fällen ist klar zu erkennen, dass die Temperatur mit sinkendem Abfluss steigt. Ein neues Bild ergibt sich jedoch für die Regressionen über den Daten aus den Wintermonaten. Hier gibt es für alle signifikanten Fälle eine positive Steigung, d.h. die Wassertemperatur sinkt mit zunehmender Trockenheit.

Auch wenn der Befund allen anderen Untersuchungen widerspricht, ist er relativ logisch erklärbar. Unter Trockenheit nimmt das Wasser eher die Umgebungstemperatur an. Denkbare Gründe hierfür sind zum Beispiel die geringere Menge an Wasser und die längeren Aufenthaltszeiten. Den Großteil des Jahres ist das Wasser der Flüsse in Baden-Württemberg kälter als die Lufttemperatur, im Winter jedoch kommt es tendenziell eher vor, dass die Wassertemperaturen höher sind. Die schnellere Anpassung an die Umgebungstemperatur wirkt sich dann gegenteilig auf die Wassertemperatur aus und sie sinkt entsprechend stärker bei Trockenheit.

Eng korreliert mit dem Gang der Temperaturen ist die Sauerstoffkonzentration in den Gewässern. Interessanter als die absoluten Werte mit ihrem Jahresgang ist deshalb auch hier die Betrachtung der Abweichung des Sauerstoffgehalts vom saisonal üblichen Wert. Physikalisch betrachtet sollte diese Abweichung bei geringeren Temperaturen als gewöhnlich positiv sein. Prinzipiell ist sie das auch, doch sind vor allem im Sommer – zum Teil auch im Frühling – teilweise gegenteilige Effekte zu beobachten. Hier überwiegt die biologische Komponente des Sauerstoffgehalts eindeutig die physikalische. Ab circa 14 °C kann es offenbar im späten Frühling bzw. Sommer bei passenden Bedingungen und Trockenheit zu extrem hoher Primärproduktion kommen, so dass es zu deutlichen Übersättigungen von Sauerstoff kommt. Dies passt zu den Ergebnissen der Studien von Caruso (2001), Hrdinka et al. (2015) und Zwolsman und van Bokhoven (2007). Es erscheint also für Modelle und Abschätzungen zur Wasserqualität wichtig zu sein, diesen Einfluss von biologischer Aktivität zumindest in warmen Trockenphasen im Frühling und Sommer zu berücksichtigen. Das ist zum Teil vernachlässigt worden und führt zu falschen Vorhersagen (z. B. Murdoch et al., 2000; Mimikou et al., 2000).

5.3 Bestimmung der relevanten Faktoren für die Wasserqualität bei Trockenheit

Da bisher keine vergleichbaren Studien zur Bestimmung der relevanten Einflussfaktoren durchgeführt wurden, lassen sich die Ergebnisse nur schwer einordnen. Nichtsdestotrotz soll im Folgenden versucht werden, die unterschiedlichen Methoden zu bewerten und die verschiedenen Ergebnisse zu interpretieren.

5.3.1 Methodische Ansätze

Zunächst muss das nicht parametrische Verfahren der multivariaten ANOVA von der parametrischen linearen Regression unterschieden werden. Beide Verfahren zeigen spezifische Vor- und Nachteile. Beide Verfahren haben in vielen Fällen ähnliche Faktoren als relevant erkannt und scheinen somit geeignet zu sein, um die wichtigsten Parameter zu identifizieren.

Eine multivariate ANOVA ist relativ einfach und schnell zu implementieren. Es gibt aufgrund der Unabhängigkeit von der Verteilung der Daten nur wenige Voraussetzungen, die zuvor überprüft werden müssten. Eine wichtige Stärke ist die Tatsache, dass kein bestimmter funktionaler Zusammenhang zwischen den Variablen angenommen werden muss. Die Ergebnisse der ANOVA sind unabhängig von der tatsächlichen Form der Funktion.

Andererseits müssen für die multivariate ANOVA die Daten jedoch zuerst klassifiziert werden, was bei den metrischen Variablen dieser Arbeit einen relativ hohen subjektiven Spielraum lässt. Auch kann an den Ergebnissen nicht die Größe oder Richtung des Zusammenhangs abgelesen werden, sondern nur, ob ein Einfluss besteht oder nicht. Diese Nachteile machen die ANOVA zu einem Werkzeug, mit dem zwar relativ schnell ein erster Eindruck über die relevanten Faktoren gewonnen werden kann, dessen Ergebnisse jedoch nicht für die tiefere Analyse oder eine Vorhersage mittels eines Modells genutzt werden können.

Wie der Name bereits impliziert, geht die multivariate lineare Regression von einem linearen Zusammenhang zwischen den unabhängigen und der abhängigen Variable aus. Gerade bei komplexen Abhängigkeiten mit zahlreichen Parametern, wie sie in dieser Arbeit gegeben sind, ist es jedoch nicht trivial, eine geeignete funktionale Form zu bestimmen. Die verallgemeinerte Annahme der linearen Form beinhaltet möglicherweise einen Fehler, der nicht quantifiziert werden kann. Ein weiterer Nachteil sind die zahlreichen Bedingungen, die erfüllt sein müssen, damit der Kleinste-Quadrate-Schätzer seine Gültigkeit behält. Hierzu

waren einige Rechenschritte notwendig, die wiederum in neuen Annahmen und Unsicherheiten resultieren.

Der Vorteil der linearen Regression ist, dass sich der Anteil der erklärten Varianz und Nutzen des Modells genau berechnen lassen. Die Relevanz einzelner Faktoren lässt sich bestimmen und somit kann letztlich das Modell aufgestellt werden, das am meisten zur Vorhersage der Änderungen bei Trockenheit geeignet ist. Damit ist die Regressionsanalyse insgesamt ein Instrument, das sich für detaillierte Untersuchungen und Modelle eignet.

In dieser Arbeit wurden neben dem Ausgangsmodell der Regression vier Varianten genutzt, um verschiedene Aspekte und Einflussfaktoren auf die Ergebnisse der Regressionsanalyse genauer zu untersuchen. In den Resultaten zeigen sich Unterschiede, die wichtigsten Erkenntnisse bleiben aber für alle Varianten gleich. Daraus lässt sich ableiten, dass das Ausgangsmodell in den meisten Fällen für die Untersuchungen ausreicht und keine weiteren speziellen Modifikationen vorgenommen werden müssen.

5.3.2 Relevanz für die Qualitätsparameter

Entsprechend der in Abschnitt 5.1 formulierten Erwartungen findet sich in den Ergebnissen vor allem der Einfluss der Geologie. Hierbei spielt insbesondere die große Heterogenität der geologischen Bedingungen in Baden-Württemberg eine wichtige Rolle. Der wichtigste Einzelfaktor ist jedoch für viele Qualitätsparameter die Abwassermenge pro Fläche. Das wiederum spiegelt die hohe Siedlungsdichte und den großen Einfluss der Siedlungsgebiete auf die Natur wider.

Wie an den zum Teil hohen *adjusted* R^2 zu erkennen ist (siehe Tabelle 4.8), kann mit den Merkmalen der einzelnen Einzugsgebiete zumindest ein Teil der unterschiedlichen Reaktionen der Flüsse erklärt werden. Damit kann auch Hypothese H2, die dem widerspricht, zurückgewiesen werden.

Leitfähigkeit

Alle Untersuchungen ergaben den Anteil von Gipskeuper im Einzugsgebiet als wichtigsten Einflussfaktor für die Änderung der Leitfähigkeit bei Trockenheit. Ebenfalls in allen Fällen ist der Regressionskoeffizient signifikant, genauso wie der Einfluss in der ANOVA. Der Koeffizient ist stark negativ, d.h. je mehr Gipskeuper vorhanden ist, umso stärker ist der negative Einfluss von Trockenheit auf die Wasserqualität hinsichtlich der Leitfähigkeit. Als weiterer

Faktor taucht häufig die Abwassermenge auf, wobei auch hier der Koeffizient negativ ist, jedoch nicht so signifikant.

Vor dem Hintergrund der bereits diskutierten zahlreichen möglichen Einflussfaktoren ist es bemerkenswert, dass mit dem Anteil von Gipskeuper ein für alle Untersuchungen konsistenter signifikanter Faktor gefunden werden kann. Die Interpretation der Ergebnisse legt vor allem den starken Einfluss der veränderten Stoffflüsse nahe: Bei Trockenheit wird der Abfluss weniger aus Oberflächen- und Zwischenabfluss gebildet, sondern vor allem aus Basisabfluss und punktuellen Einleitungen wie Kläranlagen. Die Leitfähigkeit sollte also steigen, wenn diese beiden Wasserquellen eine höhere Leitfähigkeit aufweisen als das Fließgewässer üblicherweise. Bei Trockenheit erfolgt eine geringere Verdünnung und die Wasserqualität verschlechtert sich. Für Kläranlagen ist dies offenbar der Fall und je mehr Abwasser pro Fläche eingeleitet wird, umso stärker ist auch der negative Effekt auf die Wasserqualität. Der Basisabfluss hingegen scheint vor allem dort eine hohe Leitfähigkeit aufzuweisen, wo Gipskeuper vorherrscht. Das überwiegt so stark die anderen Gesteinsarten, dass vor allem der Zufluss von Grundwasser aus dem Gipskeuper verantwortlich für die Reaktion der Leitfähigkeit ist.

Die Untersuchungen haben nur Faktoren ergeben, die für eine Verschlechterung der Wasserqualität sorgen. Das zeigt, dass Prozesse, die die Leitfähigkeit bei Trockenheit senken, offenbar kaum oder gar nicht vorhanden sind. Die biologische Aktivität beispielsweise reicht bei Weitem nicht aus, um die veränderten Stoffflüsse auszugleichen. Es muss von daher generell in Baden-Württemberg damit gerechnet werden, dass die Leitfähigkeiten bei Dürre steigen. Als besonders kritisch sollten dabei Gebiete im Gipskeuper und/oder mit einem großem Abwasseranteil aus Kläranlagen betrachtet werden. Während bei den Kläranlagen theoretisch Maßnahmen wie eine vierte Reinigungsstufe denkbar sind, ist der natürliche Einfluss des Gipskeupers nur schwer beeinflussbar.

Chlorid

Für Chlorid ist der mit Abstand entscheidendste Faktor die Abwassermenge pro Fläche. Bei der Regressionsanalyse wurde hierfür auch der signifikanteste Koeffizient der gesamten Untersuchung bestimmt. Allein mit diesem einen Faktor war es auch möglich, ein relativ hohes *adjusted* R^2 zu erreichen. Dabei ist der Faktor für Chlorid stark negativ, mit höheren Abwassermengen steigen also die Konzentrationen bei Trockenheit ebenfalls stärker an.

Je nach Variante der Regression kommen noch weitere Faktoren hinzu. Da

diese jedoch alle weit weniger signifikant sind und sich darüber hinaus keine einheitlichen Koeffizienten ergeben, scheinen diese Parameter keinen großen Einfluss auszuüben. Wie schon bei der Leitfähigkeit existiert somit für Chlorid nur ein Hauptfaktor mit negativem Koeffizienten, dessen Einfluss offenbar von überragender Bedeutung ist. Da der Koeffizient negativ ist, muss generell mit einer Erhöhung der Chloridkonzentrationen bei Trockenheit gerechnet werden. Der Ursprung aus den Kläranlagen legt wiederum den Ausgleich der Stoffbilanz nahe, die hohen Konzentrationen im Abwasser werden bei Trockenheit geringfügiger verdünnt. Diese einfache Erklärung passt gut zu theoretischen Überlegungen: Außer in Steinsalz gibt es kaum geologische Quellen für Chlorid, genauso wenig ist es biologisch von Relevanz. Darum wird Chlorid häufig als Maß für menschliche Aktivität und Einfluss herangezogen. Der Faktor $JWpA$, der die Einleitungen pro Fläche beschreibt, gibt eigentlich nicht nur die Abwassermenge wieder, sondern ist durch seine hohe Korrelation zum Siedlungsanteil der Einzugsgebiete gleichzeitig ein generelles Maß für die menschliche Aktivität in der Region. Der hohe Erklärungsgehalt für die Änderung der Chloridkonzentration von allein dem einen Faktor (vgl. Tabelle 4.8) erscheint somit sehr plausibel.

Wie bereits erläutert, wurden für Chlorid mögliche saisonale Variationen festgestellt. Da nur die Abwassermenge pro Fläche zur Erklärung der Konzentrationsänderungen bei Trockenheit gefunden wurde, ist davon auszugehen, dass ebenfalls in der Konzentration dieser Quelle saisonale Schwankungen bestehen. Demnach müsste das Abwasser im Sommer und Winter unterschiedliche Konzentrationen aufweisen. Dies erscheint vor dem Hintergrund von Streuungen mit Salz im Winter sehr plausibel. Wenn die Konzentrationen im Winter höher sind, führt dies bei geringer Verdünnung zu einem stärkeren absoluten Anstieg der Werte, als dies im Sommer bei geringen Konzentrationen der Fall wäre.

Da die Einleitungen durch Kläranlagen als Hauptgrund für Verschlechterungen der Wasserqualität im Bezug auf Chlorid festgestellt wurden, können besonders gefährdete Flussabschnitte ausgemacht werden. Wirksame Vorsorgemaßnahmen müssen im Hinblick auf Chloridkonzentrationen in Baden-Württemberg ebenfalls an den Kläranlagen erfolgen.

Natrium

Für Natrium ergibt sich ein ähnliches, wenn auch nicht ganz so deutliches Bild wie für Chlorid. Auch hier ist der einzige signifikante Einflussfaktor die Abwassermenge pro Fläche, je nach methodischem Ansatz kommen noch andere,

jedoch nicht signifikante Faktoren hinzu. Der Faktor *JWpA* weist auch hier einen negativen Koeffizienten auf, der jedoch weder absolut noch umgerechnet auf die Atommasse einen so extremen Wert erreicht wie beim Chlorid. Auch die Signifikanz ist entsprechend geringer. Die Erklärungsgehalte der Modelle sind gemäß *adjusted* R^2 geringer als für Chlorid.

Die ähnlichen Ergebnisse für Natrium und Chlorid sind gut über ihr häufiges gemeinsames Auftreten erklärbar. Natriumchlorid (NaCl) wird vom Menschen sowohl als Kochsalz als auch zum Streuen im Winter vielfach angewendet. Ein Großteil der Varianz des Natriums lässt sich somit auf die gleichen Ursachen wie beim Chlorid zurückführen. Darüber hinaus sind für Natrium einige weitere Punkte bei der Interpretation zu beachten:

1. **Geologie:** Neben den Vorkommen in Steinsalz kommt Natrium in geringen Mengen auch in einer Vielzahl weiterer Gesteine vor. Insbesondere das Mineral Albit (zugehörig zu den Feldspaten) weist hohe Anteile an Natrium auf. Infolge von Verwitterungen kommt Natrium somit auch geogen im Grundwasser vor.

2. **Eigenschaften als Kation:** Gelöste Kationen weisen in der Natur ein anderes Verhalten als gleichwertige Anionen auf. Gerade beim Transport spielt die Ladung eine große Rolle. Hauptgrund hierfür sind die unterschiedlichen Sorptionseigenschaften der Ionen. Im Boden können zum Beispiel an Tonmineralen relativ gut Kationen zurückgehalten bzw. ausgetauscht werden. Generell bestehen in den meisten Böden größere Kapazitäten für den Kationenaustausch als für den der Anionen (Blume et al., 2010, S.139). Sie gelangen damit in der Regel weniger schnell und stark ins Grundwasser und die Vorflut und Schwankungen können stärker gepuffert werden, als es bei Anionen der Fall wäre.

3. **Anzahl der Messungen:** Die Anzahl an Messungen ist für das Natrium deutlich geringer als für Chlorid. Das betrifft zum einen generell die Zahl an Stellen, an denen überhaupt Auswertungen durchgeführt werden können, zum anderen auch die Zahl an Datenpunkten an den ausgewerteten Stellen.

Diese zusätzlichen Aspekte sind mutmaßlich die Ursachen für die etwas unschärferen Ergebnisse als beim Chlorid. Dennoch bleibt mit den menschlichen Einflüssen durch Siedlungsgebiete und Einleitungen die wesentliche Ursache für den Anstieg der Konzentrationen bei Trockenheit gleich.

Nitrat

Der wichtigste Einflussfaktor in Bezug auf das Nitrat ist laut allen Untersuchungen eindeutig die Abflussmenge pro Fläche. Dies entspricht den theoretischen Überlegungen zu veränderten Konzentrationen durch veränderte Verdünnungsverhältnisse. Das Abwasser aus den Kläranlagen weist eine relativ hohe Belastung mit Nitrat auf, bei verringerter Verdünnung in Folge von Trockenheit steigt die Belastung im Gewässer. Dies spiegelt sich im hochgradig signifikanten, negativen Koeffizienten der Regression wider: Je mehr Abwasser pro Fläche im Einzugsgebiet vorhanden ist, desto extremer fällt der Anstieg bei Trockenheit aus.

Überraschenderweise konnte kein Einfluss der Landnutzung auf die Veränderung der Nitratgehalte nachgewiesen werden. Neben dem Einfluss von Kläranlagen (Ahearn et al., 2005) wurde in verschiedenen Studien die große Bedeutung der Landnutzung, insbesondere Landwirtschaft, für die Nitrat- und Stickstoffkonzentrationen im Fluss nachgewiesen (Johnson et al., 1997; Tong und Chen, 2002). Dieser grundsätzliche Zusammenhang zur Stoffkonzentration im Fluss führt in Baden-Württemberg jedoch offenbar nicht zu einem Zusammenhang mit der Änderung der Konzentrationen bei Trockenheit. Eine mögliche Ursache hierfür sind die komplexen Einflüsse durch Dürre: Neben der Verdünnung spielt hier auch die biologische Aktivität eine wichtige Rolle: In der Regel steigt die Aktivität bei Trockenheit (zumindest im Sommer) und somit auch der Abbau des Nitrats im Wasser. Aufgrund der ohnehin geringen Konzentrationen kann eine solche Änderung bereits den Effekt von Landnutzungen überdecken.

Auch die Geologie spielt für das Nitrat eine eher untergeordnete Rolle. Während die ANOVA keinerlei Verbindung herstellen kann, zeigen die Regressionen zumindest für Gipskeuper teilweise eine Signifikanz. Es ist schwer vorstellbar, wie genau dieser stets negative Zusammenhang – also je mehr Gipskeuper, desto stärker der Anstieg bei Trockenheit – zustande kommt. Eventuell handelt es sich auch nur um einen zufälligen Zusammenhang ohne tatsächlichen Erklärungsgehalt.

In sämtlichen Regressionsmodellen weisen alle Einflussfaktoren einen negativen Koeffizienten auf. Lediglich der Ordinatenabschnitt hat einen positiven Wert, über den die positiven Steigungen, die für Nitrat beobachtet wurden, im Modell wiedergegeben werden können. Das bedeutet, dass kein Faktor gefunden werden konnte, von dem ein eindeutig gegenläufiger Einfluss ausgeht, also durch den die Konzentrationen bei Trockenheit eher sinken würden. Am

ehesten zu vermuten gewesen wäre ein solcher Einfluss bei den geologischen Faktoren. Es gibt kein geogenes Nitrat und wenn der Anteil des Basisabflusses am Gesamtabfluss steigt, wie es bei Trockenheit der Fall ist, ist zunächst zu erwarten, dass die Konzentrationen sinken. Dies ist jedoch unabhängig von der Gesteinsart überall der Fall. Dadurch geht dieser Einfluss der Geologie in der Konstanten auf und könnte die Ursache für dessen positiven Wert darstellen.

Phosphat

Neben Nitrat ist Phosphat am meisten von den unterschiedlichen Einflussfaktoren (Verdünnung, biologische Aktivität, Temperatur) betroffen. Hinzu kommt, dass die Konzentrationen generell seit der Einführung der dritten Reinigungsstufe in den Kläranlagen sowie dem Verbot von Phosphaten in Waschmitteln sehr gering sind. Die Konzentrationsänderungen sind ebenfalls sehr geringfügig und bei Berücksichtigung von Messunsicherheiten relativ unscharf. Vor dem Hintergrund dieser Punkte sollten auch die Ergebnisse von Regressionsanalyse und ANOVA zu den Einflussfaktoren gesehen werden, die relativ heterogen sind.

Ausgerechnet die drei signifikantesten Faktoren der multiplen Regression – landwirtschaftlicher Anteil, Waldanteil, und Abflussmenge pro Fläche – sind bei der multivariaten ANOVA unter den vier Faktoren mit dem geringsten Einfluss zu finden. Nichtsdestotrotz erreicht die Regression mit einem *adjusted* R^2 von etwa 0.71 einen äußerst hohen Wert, den höchsten aus allen Untersuchungen. Die Varianten hingegen, die zum Teil wiederum andere Faktoren als relevant ergaben, zeigen mit Werten bis unter 0.1 deutlich geringere Modellgüten. Gemessen an dem Bestimmtheitsmaß ist das Ausgangsmodell als am geeignetsten zu bewerten und wird im Folgenden ausgewertet, doch zeigen die starken Streuungen der Varianten, wie unsicher die Aussagen sind.

Die signifikanten Faktoren landwirtschaftlicher Anteil und Waldanteil haben negative Koeffizienten, wobei der Wert für den Waldanteil höher ist. Führt man diese Werte auf den Verdünnungseffekt zurück, heißt das, dass bei Trockenheit Phosphatquellen stärker bzw. phosphatarme Zuflüsse geringer zum Abfluss beitragen. Da generell der Anteil des Oberflächenabflusses während einer Dürre abnimmt, tragen auch die Zuflüsse aus den beiden Landnutzungen Wald und Landwirtschaft weniger bei. Für den Faktor Wald erscheint es plausibel, dass damit ein Zufluss mit wenig Phosphat reduziert wird. Viele Studien haben die geringeren Belastungen in Gewässern durch höhere Waldanteile nachweisen können (u. a. Tong und Chen, 2002; Haidary et al., 2013). Gerade für die

landwirtschaftlichen Flächen wäre aber ein gegenteiliger Effekt zu erwarten, da hier infolge von Düngung Abflüsse mit hohen Phosphatkonzentrationen entstehen (Johnson et al., 1997). Eine mögliche Erklärung wäre, dass der Abfluss aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten nicht in so starkem Maße reduziert ist, wie zu erwarten wäre bzw. wie es bei den anderen Landnutzungen der Fall ist: Gerade in Dürreperioden werden die Felder bewässert, zum Teil so stark, dass es zu Abfluss kommt. Anteilsmäßig steigt damit sogar möglicherweise der Abfluss von den Feldern. Dieser zunehmenden Einfluss des phosphatreichen Wassers bietet einen Erklärungsansatz für den negative Koeffizienten.

Auch der Koeffizient für den Faktor der Abwassermenge ist negativ. Aus den Kläranlagen steigt ebenfalls der Anteil am Abfluss während einer Trockenperiode. Das Abwasser mit den relativ hohen Konzentrationen bewirkt eine Verschlechterung der Qualität. Die Anwesenheit der Faktoren kalkhaltiges und kristallines Gestein in der Gleichung ist verwunderlich, da in Baden-Württemberg geogenes Phosphat keine Rolle spielt und dementsprechend der Einfluss aller geologischen Formationen gleich sein sollte. Demnach müssten der Einfluss in der Konstante aufgehen und die einzelnen geologischen Komponenten nicht mit auftauchen. Zumindest die positiven Vorzeichen der jeweiligen Koeffizienten sind jedoch nachvollziehbar. Der höhere Einfluss des gering belasteten Grundwassers führt zu geringeren Konzentrationen bei Trockenheit.

Sulfat

Auch für Sulfat zeigen die verschiedenen Methoden unterschiedliche Ergebnisse. Einheitlich ist jedoch in allen Fällen der Faktor mit der höchsten Signifikanz: Der Anteil von Gipskeuper. Dies erscheint sehr plausibel, da in Gipskeuper geogen viel Sulfat vorkommt und er somit eine der Hauptquellen für Sulfat in Baden-Württemberg darstellt. Dementsprechend stark negativ ist auch der Koeffizient für den Faktor: Der höhere Einfluss des Grundwassers während Trockenheit lässt die Konzentrationen in Gebieten mit Gipskeuper steigen.

Teilweise wurde auch ein Einfluss der anderen Gesteinsarten (also kalkhaltig und kristallin) nachgewiesen, wobei diese einen positiven Koeffizienten aufweisen. Das entspricht den Erwartungen, da in diesen Gebieten kein geogenes Sulfat vorkommt. Das Grundwasser sollte somit nur geringe Konzentrationen aufweisen und im Falle einer Trockenheit dazu führen, dass die Sulfatwerte geringer ansteigen. Diese Koeffizienten lassen sich somit durch die Verdünnungseffekte erklären.

Ebenfalls relativ ähnlich bei allen Ergebnissen ist der nur marginale Ein-

fluss der Abwassermenge auf die Veränderung der Sulfatkonzentration bei Trockenheit. Dies deutet darauf hin, dass sich der Eintrag von Sulfat über die Kläranlagen nicht bedeutend von der Belastung im Gewässer unterscheidet. Verschmutzungen durch Siedlungen sind somit für diesen Qualitätsparameter als sehr gering einzustufen. Ähnlich sind auch die verschiedenen Landnutzungstypen zu bewerten, für die die Methoden unterschiedliche Ergebnisse liefern. Insgesamt lässt sich sagen, dass die Änderung der Sulfatkonzentration bei Trockenheit von allen untersuchten Parametern am wenigsten dem menschlichen Einfluss ausgesetzt ist. Dementsprechend schwierig ist es auch, Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität hinsichtlich Sulfat bei Trockenheit durchzuführen.

5.3.3 Methodik und Ergebnisse zur Wassertemperatur

Für die Auswertungen zur Wassertemperatur standen nur begrenzt Daten zur Verfügung. Der Datensatz zur Beschattung der Gewässer liefert keine Informationen zum jahreszeitlichen oder täglichen Verlauf, genauso wenig zu dem Zeitpunkt, für den die Werte gelten sollen. Aufgrund dieser Unsicherheiten sind das schlechte Ergebnis der Regression und der kleine Korrelationskoeffizient wenig verwunderlich.

Darüber hinaus muss bedacht werden, dass das Modell nur mit der Beschattung sicherlich keineswegs vollständig ist. Es gibt andere, vielleicht sogar wichtigere Faktoren wie die Wassernutzung zur Kühlung durch den Menschen, der Anteil an (kühlem oder thermalen) Grundwasser oder die Flusslänge. Auch die Variabilität der Abflusshöhe und der Fließgeschwindigkeit können wichtige Einflussfaktoren sein. Erst durch ein Modell mit der Verbindung dieser und weiterer potenzieller Faktoren können belastbare Aussagen dazu getroffen werden, welche Ursachen für die unterschiedlichen Änderungen der Wassertemperatur tatsächlich relevant sind.

5.4 Relevanz und Unsicherheit der Ergebnisse

Die vorliegende Arbeit führt die bisherigen Untersuchungen zum Einfluss der Trockenheit auf die Wasserqualität fort. Dabei wurde im ersten Schritt auf die bewährte Methodik der linearen Regression zurückgegriffen (Ahearn et al., 2005; Reimann et al., 2009, u. v. m.), allerdings ist die Nutzung zur Quantifizierung des Einflusses von Trockenheit eine neue Anwendung. Manche Autoren haben in Anlehnung an theoretische Überlegungen zu Verdünnungsprozessen andere Funktionsformen gewählt (vgl. Zwolsman und van Bokhoven, 2007), die jedoch

nicht nur für den Bereich kleiner als MQ galten. Für die unterschiedlichen Parameter und unterschiedlichen Flüsse stellen jedoch nicht unbedingt immer dieselben Verdünnungsprozesse den wesentlicher Antrieb der Veränderungen dar. Für jeden möglichen Funktionsterm können deshalb Argumente gefunden werden, die gegen die Verwendung sprechen. Es scheint darum gerechtfertigt zu sein, zunächst die lineare Regression als einfachste Form anzuwenden, auch wenn damit eventuell nicht die der Natur am meisten entsprechende funktionale Form gewählt wird. Mit einer solchen Regression können gut generelle Aussagen zur Tendenz gemacht werden, gerade auch vor dem Hintergrund der Kontrolle durch die ANOVA und den Rangkorrelationskoeffizient. Die unterschiedlichen Verfahren (parametrisch – nicht-parametrisch) gewährleisten, dass die beobachteten signifikanten Änderungen mit dem Abfluss auch tatsächlich existieren.

Die Ergebnisse zur veränderten Wasserqualität bestätigen im Wesentlichen die Erkenntnisse aus anderen Regionen. Sie veranschaulichen, dass tatsächlich Qualitätsänderungen mit veränderter Abflussmenge stattfinden (wie auch von Zwolsman und van Bokhoven (2007), van Vliet und Zwolsman (2008), Mosley et al. (2012) und zahlreichen weiteren Studien festgestellt wurde), diese jedoch nicht überall signifikant sind (entsprechend der Ergebnisse von Wilbers et al. (2009), Worrall und Burt (2008) und anderen). Darüber hinaus liefert diese Arbeit erstmals ein flächiges Bild mit verlässlichen Erkenntnissen für Baden-Württemberg. Damit besteht die Möglichkeit, an besonders gefährdeten Flüssen im Fall von Trockenheit Warnungen auszugeben und Maßnahmen zu ergreifen.

Während die bisherigen Untersuchungen bis auf wenige Ausnahmen stets auf der deskriptiven Ebene blieben – die Arbeit von Sprague (2005) ist bisher die einzige Ausnahme, doch erfolgt ebenfalls keine tiefer gehende, systematische Auswertung –, wurden in dieser Arbeit erstmals statistische Modelle zur Erklärung der unterschiedlichen Veränderungen an verschiedenen Flüssen eingesetzt. Da die Methodik entsprechend neu entwickelt wurde und bisher keine vergleichbaren anderen Vorgehensweisen angewendet wurden, ist die Bewertung der Methode schwierig. Es ist auf jeden Fall zu berücksichtigen, dass die multiple lineare Regression mit den Ergebnissen einer anderen Regression als Zielvariable Möglichkeiten zur Fehlerfortpflanzung bietet. Die Resultate sollten somit nicht als exakte Werte, sondern eher als richtungsweisende Aussagen verstanden werden. Nichtsdestotrotz lassen sich die Ergebnisse erstaunlich gut mit dem bisherigen Wissen über Prozesse bei Trockenheit vereinbaren und untermauern damit quantitativ bisherige Theorien. Gerade die große Zahl an

verwendeten Einzugsgebieten in dieser Untersuchung (nach Wissen des Autors die mit Abstand größte Zahl bisher in Studien zu dem Thema) verleiht den Erkenntnissen besonderes Gewicht und macht sie reliabel.

Insgesamt bieten die Ergebnisse dieser Arbeit trotz aller Unsicherheiten wichtige neue Erkenntnisse zu den Ursachen und Prozessen von Wasserqualitätsänderungen bei Trockenheit.

5.5 Ausblick

Die Ergebnisse dieser Arbeit ergänzen zum Teil bereits bestehende Untersuchungen (u. a. van Vliet und Zwolsman, 2008; Mosley, 2015), erschließen zum Teil aber auch ganz neue Bereiche. Gerade für die Bestimmung der Einflussfaktoren ist es offen, ob die beobachteten Prozesse nur beschränkt auf das Untersuchungsgebiet Baden-Württemberg gültig sind, oder ob sie eine höhere Generalisierbarkeit besitzen. Deshalb sollten weitere Studien in anderen Gebieten Europas und der Welt durchgeführt werden, um dort die relevanten Einflussfaktoren zu bestimmen.

Doch auch innerhalb des Untersuchungsraums bleiben weitere Schritte zu tun. Zur Überprüfung und Validierung der Modelle sollten landesweit Vorhersagen für bisher unbeprobte Gewässer erfolgen. Mithilfe zukünftiger Messungen kann so die Vorhersagekraft bestimmt werden und die Modellunsicherheit weiter eingegrenzt werden. Außerdem wäre es dadurch möglich, besonders sensible Regionen zu bestimmen und gezielt Maßnahmen zur Prävention zu ergreifen.

Ein weiterer zukünftiger Untersuchungspunkt liegt in den Messungen mit täglicher Auflösung. Mit einem größeren Datenumfang könnten hier deutlich genauere Untersuchungen stattfinden. Damit sollte es möglich sein, Unterschiede in den Prozessen im Verlauf einer Trockenperiode zu bestimmen. Auf diese Weise würde die Wichtigkeit der einzelnen Faktoren eine zusätzliche zeitliche Dimension bekommen.

Kapitel 6

Schlussfolgerungen

Trockenheit und Dürre – Themen, die auch in Baden-Württemberg von zunehmender Relevanz sind. In dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass in Baden-Württemberg mit einer Trockenheit neben der reinen Änderung der verfügbaren Wassermenge auch eine Veränderung der Wasserqualität einhergeht. Signifikante Qualitätsänderungen bestehen zwar nicht in allen untersuchten Einzugsgebieten, sind aber gerade für die Parameter Leitfähigkeit, Chlorid, Natrium und Sulfat fast überall negativ. Auch bei den Nährstoffen Nitrat und Phosphat überwiegen die Abnahmen der Wasserqualität, es gibt aber auch vereinzelt Einzugsgebiete mit verringerten Konzentrationen und somit verbesserter Qualität bei Trockenheit.

Die Steigungen linearer Regressionen wurden als Maß für die Stärke der Qualitätsänderungen verwendet. Über die Anwendung parametrischer und nicht-parametrischer statistischer Verfahren wurde deutlich, dass zumindest ein signifikanter Teil der beobachteten Streuung dieser Steigung über Charakteristika der Einzugsgebiete erklärt werden kann. Für die unterschiedlichen Qualitätsparameter sind jeweils verschiedene Einflussfaktoren besonders relevant. Am bedeutendsten für die Änderung der Wasserqualität bei Trockenheit sind den Untersuchungen zufolge menschliche Einleitungen im Einzugsgebiet über Kläranlagen sowie die unterschiedliche Geologie der Gebiete. Die Wasserqualität ist somit Resultat einer komplexen Wechselwirkung von natürlichen Prozessen und anthropogenen Einflüssen.

Je nach Fluss und Qualitätsparameter ergeben sich für das Flussmanagement unterschiedliche Möglichkeiten, positiven Einfluss auf die Wasserqualität auszuüben. Die Arbeit konnte deutlich machen, dass es in Zukunft stärker notwendig sein wird, Dürren hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Wasserqualität zu beurteilen und eventuell Vorsorgemaßnahmen zu treffen.

Literaturverzeichnis

Ahearn, D. S., Sheibley, R. W., Dahlgren, R. A., Anderson, M., Johnson, J. und Tate, K. W. (2005): *Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California.* In: Journal of Hydrology, **313**, 3-4: 234–247.

Amiri, B. J. und Nakane, K. (2009): *Modeling the Linkage Between River Water Quality and Landscape Metrics in the Chugoku District of Japan.* In: Water Resources Management, **23**, 5: 931–956.

Andersen, C. B., Lewis, G. P. und Sargent, K. A. (2004): *Influence of wastewatertreatment effluent on concentrations and fluxes of solutes in the Bush River, South Carolina, during extreme drought conditions.* In: Environmental Geosciences, **11**, 1: 14.

Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. und Weiber, R. (2016): *Multivariate Analysemethoden.* Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Barros, M. C., Mendo, M. J. M. und Negrao, F. C. R. (1995): *Surface-water quality in Portugal during a drought period.* In: Science of the Total Environment, **171**, 1-3: 69–76.

Basnyat, P., Teeter, L., Lockaby, B. G. und Flynn, K. M. (2000): *Land use characteristics and water quality: A methodology for valuing of forested buffers.* In: Environmental Management, **26**, 2: 153–161.

Basnyat, P., Teeter, L. D., Flynn, K. M. und Lockaby, B. G. (1999): *Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries.* In: Environmental Management, **23**, 4: 539–549.

Baures, E., Delpla, I., Merel, S., Thomas, M. F., Jung, A. V. und Thomas, O. (2013): *Variation of organic carbon and nitrate with river flow*

within an oceanic regime in a rural area and potential impacts for drinking water production. In: Journal of Hydrology, **477**: 86–93.

Beasley, D. B., Huggins, L. F. und Monke, E. J. (1980): *ANSWERS - a model for watershed planning.* In: Transactions of the Asae, **23**, 4: 938–944.

Blume, H.-P., Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (2010): *Lehrbuch der Bodenkunde.* 16. neu bearb. aufl. Aufl. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg.

Bolstad, P. V. und Swank, W. T. (1997): *Cumulative impacts of landuse on water quality in a southern Appalachian watershed.* In: Journal of the American Water Resources Association, **33**, 3: 519–533.

Buck, O., Niyogi, D. K. und Townsend, C. R. (2004): *Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments.* In: Environmental Pollution, **130**, 2: 287–299.

Bund/ Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser – LAWA (2007): *Leitlinien für ein nachhaltiges Niedrigwassermanagement.* Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin.

Burt, T. P. und Worrall, F. (2009): *Stream nitrate levels in a small catchment in south west England over a period of 35 years (1970-2005).* In: Hydrological Processes, **23**, 14: 2056–2068.

Burt, T. P., Worrall, F., Howden, N. J. K. und Anderson, M. G. (2015): *Shifts in discharge-concentration relationships as a small catchment recover from severe drought.* In: Hydrological Processes, **29**, 4: 498–507.

Caruso, B. S. (2001): *Regional river flow, water quality, aquatic ecological impacts and recovery from drought.* In: Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques, **46**, 5: 677–699.

Chessman, B. C. und Robinson, D. P. (1987): *Some effects of the 1982-83 drought on water-quality an macroinvertebrate fauna in the lower Latrobe river, Victoria.* In: Australian Journal of Marine and Freshwater Research, **38**, 2: 289–299.

Close, M. E. und Daviescolley, R. J. (1990): *Baseflow water chemistry in New-Zealand rivers 2. influence of environmental factors.* In: New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, **24**, 3: 343–356.

Collins, M., Knutti, R., Arblaster, J., Dufresne, J.-L., Fichefet, T., Friedlingstein, P., Gao, X., Gutowski, W., Johns, T., Krinner, G., Shongwe, M., Tebaldi, C., Weaver, A. und Wehner, M. (2013): *Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility*, in: Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex und P.M. Midgley (Hrsg.) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. S.1029-1136.

Dieter, H. H. (2011): *Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte – Aktuelle Definitionen und Höchstwerte.*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Dracup, J. A., Lee, K. S. und Paulson, E. G. (1980a): *On the definition of droughts.* In: Water Resources Research, **16**, 2: 297–302.

Dracup, J. A., Lee, K. S. und Paulson, E. G. (1980b): *On the statistical characteristics of drought events.* In: Water Resources Research, **16**, 2: 289–296.

EEA (2012): *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012.* EEA-Report 12. 314 S., European Enviroment Agency.

Europäische Kommission (2009): *Anpassung an den Klimawandel: Ein europäischer Handlungsrahmen.* Weißbuch, Brüssel.

Fisher, D. S., Steiner, J. L., Endale, D. M., Stuedemann, J. A., Schomberg, H. H., Franzluebbers, A. J. und Wilkinson, S. R. (2000): *The relationship of land use practices to surface water quality in the Upper Oconee Watershed of Georgia.* In: Forest Ecology and Management, **128**, 1-2: 39–48.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. und Snyder, P. K. (2005): *Global consequences of land use.* In: Science, **309**, 5734: 570–574.

Foster, I. D. L. und Walling, D. E. (1978): *The effects of the 1976 drought and autumn rainfall on stream solute levels.* In: Earth Surface Processes, **3**, 4: 14.

Garcia-Prieto, J. C., Cachaza, J. M., Perez-Galende, P. und Roig, M. G. (2012): *Impact of drought on the ecological and chemical status of surface water and on the content of arsenic and fluoride pollutants of groundwater in the province of Salamanca (Western Spain).* In: Chemistry and Ecology, **28**, 6: 545–560.

Gburek, W. J. und Folmar, G. J. (1999): *Flow and chemical contributions to streamflow in an upland watershed: a baseflow survey.* In: Journal of Hydrology, **217**, 1-2: 1–18.

Golladay, S. W. und Battle, J. (2002): *Effects of flooding and drought on water quality in gulf coastal plain streams in Georgia.* In: Journal of Environmental Quality, **31**, 4: 1266–1272.

Haidary, A., Amiri, B. J., Adamowski, J., Fohrer, N. und Nakane, K. (2013): *Assessing the Impacts of Four Land Use Types on the Water Quality of Wetlands in Japan.* In: Water Resources Management, **27**, 7: 2217–2229.

Haidary, A., Amiri, B. J., Adamowski, J., Fohrer, N. und Nakane, K. (2015): *Modelling the relationship between catchment attributes and wetland water quality in Japan.* In: Ecohydrology, **8**, 4: 726–737.

Hedderich, J. und Sachs, L. (2016): *Angewandte Statistik. Methodensammlung mit R.* Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Hisdal, H., Stahl, K., Tallaksen, L. M. und Demuth, S. (2001): *Have streamflow droughts in Europe become more severe or frequent?* In: International Journal of Climatology, **21**, 3: 317–333.

Hrdinka, T., Vlasak, P., Havel, L. und Mlejnska, E. (2015): *Possible impacts of climate change on water quality in streams of the Czech Republic.* In: Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques, **60**, 2: 192–201.

Hudson, L. D., Schaeffer, D. J., Tucker, W. J. und Ettinger, W. H. (1978): *1976 Illinois drought - evidence for improved water-quality.* In: Environmental Management, **2**, 6: 555–559.

Johnson, L. B., Richards, C., Host, G. E. und Arthur, J. W. (1997): *Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems.* In: Freshwater Biology, **37**, 1: 193–208.

Johnston, C. A., Detenbeck, N. E. und Niemi, G. J. (1990): *The cumulative effect of wetlands on stream water-quality and quantity - a landscape approach.* In: Biogeochemistry, **10**, 2: 105–141.

Kirtman, B., Power, S., Adedoyin, J., Boer, G., Bojariu, R., Camilloni, I., Doblas-Reyes, F., Fiore, A., Kimoto, M., Meehl, G., Prather, M., Sarr, A., Schär, C., Sutton, R., van Oldenborgh, G., Vecchi, J. und Wang, H. (2013): *Near-term Climate Change: Projections and Predictability*, in: Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex und P.M. Midgley (Hrsg.) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. S. 953-1028.

Knisel, W. G. (1980): *CREAMS. A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems.* Report, US Department of Agricultural Conservation Research Report, Washington.

Kohn, I., Rosin, K., Freudiger, D., Belz, J. U., Stahl, K. und Weiler, M. (2014): *Niedrigwasser in Deutschland 2011.* In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, **58**, 1: 4–17.

Krysanova, V., Muller-Wohlfeil, D. I. und Becker, A. (1998): *Development and test of a spatially distributed hydrological water quality model for mesoscale watersheds.* In: Ecological Modelling, **106**, 2-3: 261–289.

Lenat, D. R. und Crawford, J. K. (1994): *Effects of land-use on water-quality and aquatic biota of 3 North-Carolina Piedmont streams.* In: Hydrobiologia, **294**, 3: 185–199.

Lowrance, R., Todd, R., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard, R. und Asmussen, L. (1984): *Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds.* In: Bioscience, **34**, 6: 374–377.

Macintosh, K. A., Jordan, P., Cassidy, R., Arnscheidt, J. und Ward, C. (2011): *Low flow water quality in rivers; septic tank systems and high-*

resolution phosphorus signals. In: Science of the Total Environment, **412**: 58–65.

Maniak, U. (2010): *Hydrologie und Wasserwirtschaft.* Eine Einführung für Ingenieure. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Mimikou, M. A., Baltas, E., Varanou, E. und Pantazis, K. (2000): *Regional impacts of climate change on water resources quantity and quality indicators.* In: Journal of Hydrology, **234**, 1-2: 95–109.

Morecroft, M. D., Burt, T. P., Taylor, M. E. und Rowland, A. P. (2000): *Effects of the 1995-1997 drought on nitrate leaching in lowland England.* In: Soil Use and Management, **16**, 2: 117–123.

Mosley, L. M. (2015): *Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration.* In: Earth-Science Reviews, **140**: 203–214.

Mosley, L. M., Zammit, B., Leyden, E., Heneker, T. M., Hipsey, M. R., Skinner, D. und Aldridge, K. T. (2012): *The Impact of Extreme Low Flows on the Water Quality of the Lower Murray River and Lakes (South Australia).* In: Water Resources Management, **26**, 13: 3923–3946.

Mulholland, P. J., Best, G. R., Coutant, C. C., Hornberger, G. M., Meyer, J. L., Robinson, P. J., Stenberg, J. R., Turner, R. E., VeraHerrera, F. und Wetzel, R. G. (1997): *Effects of climate change on freshwater ecosystems of the south-eastern United States and the Gulf Coast of Mexico.* In: Hydrological Processes, **11**, 8: 949–970.

Murdoch, P. S., Baron, J. S. und Miller, T. L. (2000): *Potential effects of climate chance on surface-water quality in North America.* In: Journal of the American Water Resources Association, **36**, 2: 347–366.

Nagy, R. C., Lockaby, B. G., Kalin, L. und Anderson, C. (2012): *Effects of urbanization on stream hydrology and water quality: the Florida Gulf Coast.* In: Hydrological Processes, **26**, 13: 2019–2030.

Ngoye, E. und Machiwa, J. F. (2004): *The influence of land-use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system.* In: Physics and Chemistry of the Earth, **29**, 15-18: 1161–1166.

Nosrati, K. (2011): *The effects of hydrological drought on water quality.* In: Water Quality: Current Trends and Expected Climate Change Impacts, **348**: 51–56.

Pratt, B. und Chang, H. J. (2012): *Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales.* In: Journal of Hazardous Materials, **209**: 48–58.

Reimann, C., Finne, T. E., Nordgulen, O., Saether, O. M., Arnoldussen, A. und Banks, D. (2009): *The influence of geology and land-use on inorganic stream water quality in the Oslo region, Norway.* In: Applied Geochemistry, **24**, 10: 1862–1874.

Sakalauskiene, G. und Ignatavicius, G. (2003): *Effect of drought and fires on the quality of water in Lithuanian rivers.* In: Hydrology and Earth System Sciences, **7**, 3: 423–427.

Singh, S. und Mishra, A. (2014): *Spatiotemporal analysis of the effects of forest covers on stream water quality in Western Ghats of peninsular India.* In: Journal of Hydrology, **519**: 214–224.

Smakhtin, V. U. (2001): *Low flow hydrology: a review.* In: Journal of Hydrology, **240**, 3-4: 147–186.

Sprague, L. A. (2005): *Drought effects on water quality in the South Platte River Basin, Colorado.* In: Journal of the American Water Resources Association, **41**, 1: 11–24.

Stahl, K., Hisdal, H., Hannaford, J., Tallaksen, L. M., van Lanen, H. A. J., Sauquet, E., Demuth, S., Fendekova, M. und Jodar, J. (2010): *Streamflow trends in Europe: evidence from a dataset of near-natural catchments.* In: Hydrology and Earth System Sciences, **14**, 12: 2367–2382.

Stahl, K., Hisdal, H., Tallaksen, L., van Lanen, H., Hannaford, J. und Sauquet, E. (2008): *Trends in low flows and streamflow droughts across Europe*, UNESCO Fee Contract 4500040322, Paris.

Tallaksen, L. M. und van Lanen, H. A. J. (2004): *Hydrological Drought - Processes and estimation methods for streamflow and groundwater.* In: Developments in Water Science, **48**.

Tong, S. T. Y. und Chen, W. L. (2002): *Modeling the relationship between land use and surface water quality.* In: Journal of Environmental Management, **66**, 4: 377–393.

Umweltministerium Baden-Württemberg (2012): *Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA).* 1., 2., 3. und 4. Lieferung. Stuttgart.

van Vliet, M. T. H. und Zwolsman, J. J. G. (2008): *Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river.* In: Journal of Hydrology, **353**, 1-2: 1–17.

Wen, T., Sheng, S., Xu, C., Xu, D. L., Wan, Y. und An, S. Q. (2015): *Longitudinal Changes in Water Quality to Landscape Gradients Along Sha River Basin.* In: Clean-Soil Air Water, **43**, 12: 1609–1615.

Wilbers, G. J., Zwolsman, G., Klaver, G. und Hendriks, A. J. (2009): *Effects of a drought period on physico-chemical surface water quality in a regional catchment area.* In: Journal of Environmental Monitoring, **11**, 6: 1298–1302.

Worrall, F. und Burt, T. P. (2008): *The effect of severe drought on the dissolved organic carbon (DOC) concentration and flux from British rivers.* In: Journal of Hydrology, **361**, 3-4: 262–274.

Yang, X. Y. und Jin, W. (2010): *GIS-based spatial regression and prediction of water quality in river networks: A case study in Iowa.* In: Journal of Environmental Management, **91**, 10: 1943–1951.

Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D. und Anderson, W. P. (1989): *AGNPS - a nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds.* In: Journal of Soil and Water Conservation, **44**, 2: 168–173.

Zielinski, P., Gorniak, A. und Piekarski, M. K. (2009): *The effect of hydrological drought on chemical quality of water and dissolved organic carbon concentrations in lowland rivers.* In: Polish Journal of Ecology, **57**, 2: 217–227.

Zwolsman, J. J. G. und van Bokhoven, A. J. (2007): *Impact of summer droughts on water quality of the Rhine River - a preview of climate change?* In: Water Science and Technology, **56**, 4: 45–55.

Anhang A

Monatliche Daten

A.1 Standorte der Untersuchung

In Tabelle A.1 sind Informationen zu den 88 in der Arbeit verwendeten Messstandorten für Daten mit monatlicher Auflösung gegeben. Neben dem Kürzel für die Messstelle zur Wasserqualität ist auch deren genauer Standort sowie der als Approximation verwendete Pegel angegeben.

In Tabelle A.2 sind für jede Messstation die Stationen angegeben, deren Einzugsgebiete jeweils Teileinzugsgebiete bilden. Diese können wiederum selbst über Teileinzugsgebiete, die mit Messstationen ausgestattet sind, verfügen.

Tabelle A.1: Informationen zu den verwendeten Messstandorten für die Wasserqualität mit monatlicher Auflösung. Die Lage der Pegel kann dem WaBoA (Umweltministerium Baden-Württemberg, 2012) entnommen werden.

ID	Fluss	Messstelle	Rechtswert	Hochwert	Pegelnummer
CAI025	Aich	Oberensingen	3524038	5388936	2477
CAL010	Alb	Ettlingen	3457965	5422086	3301
CAM028	Ammer	Lustnau	3505090	5376822	76190
CAR028	Argen	Gießen	3545005	5276958	2340
CAS014	Seefelder Aach	Oberuhldingen	3518349	5288023	3313
CAZ001	Radolfzeller Aach	Aachtopf	3489412	5300914	76173
CAZ008	Radolfzeller Aach	Rielasingen	3488005	5288854	2341
CBA010	Bära	Hammerschmiede	3495471	5322499	1156
CBL011	Blau	Ulm-Söflingen	3570835	5363112	76175
CBZ001	Brenz	Königsbronn (Brenzursprung)	3581991	5400649	1155
CBZ029	Brenz	Bergenweiler	3594146	5382691	1121
CCC010	Rotach	Friedrichshafen	3537363	5280170	2377
CCD008	Stockacher Aach	Wahlwies	3498072	5297310	3328
CEL900	Elz	Riegel 2	3407543	5335940	2301
CEN441	Nagold	Pforzheim	3476761	5415612	76159
CEN457	Würm	Würm	3478854	5414831	36056
CEN501	Enz	Pforzheim	3479043	5417016	4422
CEN511	Enz	Mühlhausen.Rosswag	3494146	5422065	3421
CEN610	Glems	EN610	3500647	5405443	37457

Tabelle A.1: Fortsetzung

ID	Fluss	Messstelle	Rechtswert	Hochwert	Pegelnummer
CEN626	Glems	EN626	3505025	5417856	3426
CEN901	Enz	Besigheim, Enz	3510476	5428926	57127
CES111	Elsenz	Meckesheim	3486865	5463728	460
CET007	Elta	Tuttlingen	3484874	5316681	192
CEY016	Eyach	Owingen	3488379	5354772	4408
CEY022	Eyach	Mühringen	3482307	5364632	462
CEZ016	Elz	Neckarelz	3508047	5467239	4421
CFI071	Fils	Süssen	3555905	5393911	76179
CFI129	Fils	Plochingen	3531295	5396426	4427
CGL016	Glatt	Hopfau	3468830	5359356	4410
CJA129	Jagst	Jagstzell	3580482	5433021	3422
CJA323	Jagst	Ailringen	3554814	5470695	477
CJA902	Jagst	Heuchlingen	3515708	5457363	3470
CJA903	Jagst	Jagstfeld	3514154	5456506	3470
CKA009	Kander	Eimeldingen	3393569	5278277	2366
CKI501	Kinzig	Hausach	3440399	5350073	47419
CKI804	Schutter	Lahr	3414222	5356686	1325
CKO116	Kocher	Hüttlingen	3580471	5416347	46358
CKO238	Lein	Abtsgmünd	3573684	5417718	473
CKO317	Kocher	Unterrot	3557383	5427857	4428

Tabelle A.1: Fortsetzung

ID	Fluss	Messstelle	Rechtswert	Hochwert	Pegelnummer
CKO426	Fichtenberger Rot	Unterrot	3556822	5427592	2444
CKO905	Kocher	Kochendorf	3515202	5454037	3465
CKO908	Ohrn	Ohrnberg	3533251	5457100	76163
CKO910	Brettach	Neuenstadt	3523743	5455548	4415
CKS022	Körsch	Friedrichsmühle	3526173	5396881	4414
CLE012	Leimbach	Wiesloch	3476089	5461630	2337
CLR008	Große Lauter	Lauterach	3543150	5346601	47834
CLT017	Lauchert	Sigmaringendorf	3519707	5325300	1131
CMR062	Murr	Backnang	3533749	5426206	436
CMR141	Murr	Murr	3518745	5424243	434
CMR142	Murr	Murr-Mündung	3518487	5423608	434
CMU033	Murg	Hörden	3451875	5405748	1301
CPF014	Pfinz	Berghausen	3464871	5430130	60682
CQI018	Schmiech	Ehingen	3553766	5348576	1160
CQK025	Schwarzach	Ertingen	3533570	5329880	1143
CQK035	Kanzach	Göffingen	3539350	5335599	47840
CQQ015	Breg	Hüfingen	3461827	5309549	1181
CQQ101	Donau	Pfohren	3466308	5311790	1183
CQQ105	Donau	Immendingen	3480552	5311014	185
CQQ501	Donau	Hundersingen	3529626	5326112	120

Tabelle A.1: Fortsetzung

ID	Fluss	Messstelle	Rechtswert	Hochwert	Pegelnummer
CQQ610	Donau	Berg	3554373	5347871	125
CRE006	Rench	Oberkirch	3433165	5376371	2317
CRI018	Riß	Rißtissen	3561358	5347691	1144
CRI031	Riß	Schemmerberg	3561877	5340679	1161
CRS094	Rems	Schorndorf	3538181	5407695	431
CRS121	Rems	Remsmühle	3522331	5413980	1470
CSA006	Schmeie	Ebingen	3504141	5339865	1148
CSA012	Schmeie	Inzigkofen	3511232	5327194	1120
CSB009	Saalbach	Bruchsal	3472127	5442360	76181
CSN014	Wolfegger Ach	Baienfurt	3546742	5298947	2361
CSN021	Schussen	Gerbertshaus	3540248	5281658	2360
CSU016	Sulm	Binswangen	3518436	5448890	3451
CTA517	Tauber	Edelfingen	3554138	5486632	212
CWI025	Wiese	Lörrach	3398539	5274077	1384
CWU503	Wutach	Oberlauchringen	3449403	5276331	357
CWU703	Steina	Illmühle	3450918	5291201	364
CYS027	Echaz	Kirchentellinsfurt	3510358	5377100	4419
CYT016	Starzel	Rangendingen	3493281	5359952	40670
CYV017	Eschach	Horgen	3466562	5334262	2446
CYV029	Schlichem	Epfendorf	3470611	5345164	407

Tabelle A.1: Fortsetzung

ID	Fluss	Messstelle	Rechtswert	Hochwert	Pegelnummer
CYY031	Neckar	Neckargemünd	3483950	5474790	4416
CYY061	Neckar	Rockenau	3500510	5477180	454
CYY094	Neckar	Gundelsheim	3511360	5460320	23800301
CYY125	Neckar	Lauffen	3511810	5437220	442
CYY208	Neckar	Wendlingen	3527369	5393378	46348
CYY247	Neckar	Kirchentellinsfurt	3509930	5377470	420
CYY328	Neckar	Rottweil	3471860	5337860	406
CYZ201	Neckar	Rottenmünster	3473235	5335166	406
CYZ701	Neckar	Lustnau	3506149	5376100	76189

Tabelle A.2: ID der Messstationen, die Teileinzugsgebiete zu anderen Einzugsgebieten bilden.

ID des EZG	ID der Teileinzugsgebiete
CAI025	–
CAL010	–
CAM028	–
CAR028	–
CBA010	–
CBL011	–
CQQ015	–
CBZ029	CBZ001
CBZ001	–
CKO910	–
CQQ610	CLR008; CQQ501; CAS014; CQK035
CQQ501	CLT017; CSA012; CBA010; CET007; CQQ105
CQQ105	CQQ101
CQQ101	CQQ015
CYS027	–
CES111	–
CET007	–
CEL900	–
CEZ016	–
CEN901	CEN626; CEN511
CEN501	CEN441; CEN457
CEN511	CEN501
CYV017	–
CEY022	CEY016
CEY016	–
CKO426	–
CFI129	CFI071
CFI071	–
CGL016	–
CEN610	–
CEN626	CEN610
CLR008	–
CJA903	CJA902
CJA129	–
CJA323	CJA129
CJA902	CJA323

Tabelle A.2: Fortsetzung

ID des EZG	ID der Teileinzugsgebiete
CKA009	–
CQK035	–
CKI501	–
CKO116	–
CKO905	CKO317; CKO426; CKO908; CKO910
CKO317	CKO116; CKO238
CKS022	–
CLT017	–
CLE012	–
CKO238	–
CMU033	–
CMR062	–
CMR142	CMR141
CMR141	CMR062
CEN441	–
CYY094	CJA903; CKO905; CSU016; CYY125
CYY247	CYZ701; CAM028
CYY125	CEN901; CMR142; CKS022; CYY208; CFI129; CRS121
CYY031	CES111; CYY061
CYY061	CEZ016; CYY094
CYY328	CKO908
CYY208	CAI025; CYY247; CYS027
CYZ701	CGL016; CYY328; CYV029; CEY022; CYT016
CKO908	–
CPF014	–
CAZ008	CAZ001
CAZ001	–
CRS121	CRS094
CRS094	–
CRE006	–
CRI018	–
CRI031	–
CCC010	–
CSB009	–
CYV029	–
CSA012	CSA006

Tabelle A.2: Fortsetzung

ID des EZG	ID der Teileinzugsgebiete
CSA006	–
CQI018	–
CSN021	CSN014
CKI804	–
CQK025	–
CAS014	–
CYT016	–
CWU703	–
CCD008	–
CSU016	–
CTA517	–
CWI025	–
CSN014	–
CEN457	–
CWU503	–

A.2 Wasserqualität in Abhängigkeit der Trockenheit

Die berechneten Rangkorrelationskoeffizienten für die unterschiedlichen Qualitätsparameter und einzelnen Einzugsgebiete sind in Tabelle A.3 dargestellt. Zum Teil war es aufgrund einer unzureichender Datengrundlage nicht möglich, einen Wert zu berechnen. Das Vorzeichen gibt Hinweise auf die Richtung des Zusammenhangs der beiden Variablen Konzentration und Abfluss, die absolute Größe auf die Stärke.

In Tabelle A.4 sind die Ergebnisse der linearen Regression der Wasserqualitätsparameter über dem Abfluss gegeben. Neben der berechneten Steigung ist für jedes Einzugsgebiet der p-Wert aus dem t-Test angegeben. Die signifikanten Werte sind fett hervorgehoben. Für Parameter, bei denen aus Mangel an Werten keine Regression möglich ist, fehlen die Angaben.

Tabelle A.3: Rangkorrelationskoeffizienten zwischen Wasserqualitätsparametern und Abfluss für die einzelnen Einzugsgebiete. Nicht vorhandene Werte sind mit – gekennzeichnet.

ID	Rangkorrelationskoeffizient						
	Leitf.	Chlorid	Natrium	Nitrat	Sulfat	Phosphat	Temperatur
CAI025	-0.288	-0.317	–	-0.238	–	-0.709	-0.201
CAL010	-0.24	0.045	-0.133	-0.198	0.329	-0.071	-0.445
CAR028	-0.08	-0.273	-0.447	0.407	-0.235	-0.775	-0.234
CAS014	0.08	-0.195	0.068	0.367	-0.275	0.074	-0.391
CAZ008	-0.383	-0.615	-0.604	-0.048	-0.41	-0.233	-0.112
CBA010	-0.315	-0.285	–	-0.414	-0.662	-0.356	-0.142
CBL011	-0.22	-0.48	–	-0.264	-0.342	-0.416	0.337
CBZ001	0.064	-0.245	–	-0.518	-0.491	0.299	-0.036
CBZ029	-0.198	-0.077	–	0.038	–	-1	-0.445
CCC010	0.051	-0.247	-0.298	0.309	-0.522	-0.259	-0.378
CCD008	-0.261	-0.298	-0.157	0.061	-0.332	-0.009	-0.128
CEN457	-0.273	-0.419	–	0.118	–	-0.661	-0.448
CEN501	-0.369	-0.59	-0.702	-0.065	-0.53	-0.674	-0.311
CEN511	-0.355	-0.246	–	-0.248	–	–	-0.355
CEN610	-0.452	-0.19	–	-0.619	-0.214	-0.6	-0.299
CEN626	-0.476	-0.19	–	-0.857	-0.4	0.143	-0.515
CEN901	-0.573	-0.491	–	-0.518	–	-0.27	0.014
CES111	-0.312	-0.17	–	0.093	-0.771	-0.261	-0.034
CET007	-0.226	-0.345	–	-0.21	0.085	-0.555	-0.238
CEY022	-0.545	-0.365	-0.404	-0.246	-0.692	-0.199	-0.35
CEZ016	-0.537	-0.335	–	0.266	-0.613	-0.528	-0.355
CFI071	-0.242	-0.145	–	-0.067	-0.501	-0.014	-0.256
CFI129	-0.552	-0.635	-0.747	-0.486	-0.745	-0.5	-0.369
CGL016	-0.47	-0.497	–	-0.125	-0.799	-0.746	-0.333
CJA902	-0.679	-0.714	–	0.393	–	0.321	–
CJA903	-0.601	-0.519	–	0.462	-0.728	-0.356	-0.331
CKA009	-0.78	-0.956	–	-0.786	–	-0.861	-0.003
CKI804	-0.817	-0.223	–	0.643	0.062	-0.006	-0.403
CKO116	-0.644	-0.606	–	-0.22	-0.569	-0.251	-0.364
CKO238	-0.518	-0.166	–	0.815	-0.311	-0.34	-0.462
CKO317	-0.698	-0.461	-0.78	0.485	-0.71	-0.531	-0.493
CKO426	-0.692	0.091	–	0.472	-0.816	-0.828	-0.514
CKO905	-0.641	-0.444	–	0.516	-0.648	-0.274	-0.399
CKO910	-0.508	-0.128	–	-0.667	-0.829	-0.921	-0.024

Tabelle A.3: Fortsetzung

ID	Rangkorrelationskoeffizient						
	Leitf.	Chlorid	Natrium	Nitrat	Sulfat	Phosphat	Temp.
CKS022	0.053	0.031	0.4	-0.099	-0.309	-0.232	-0.353
CLR008	0.129	-0.026	–	0.105	-0.271	0.056	-0.001
CLT017	-0.262	-0.347	-0.575	-0.063	-0.166	-0.021	-0.009
CMR062	-0.796	-0.593	–	0.229	-0.768	-0.629	-0.453
CMR141	-0.708	-0.358	–	0.287	–	-0.107	-0.048
CMR142	-0.531	-0.417	-0.632	-0.174	-0.649	-0.312	-0.249
CMU033	-0.376	-0.112	–	0.304	–	–	-0.447
CPF014	-0.364	-0.417	–	-0.358	-0.502	-0.307	-0.09
CQI018	0.078	0.122	–	0.028	-0.229	-0.127	-0.038
CQK025	-0.068	-0.711	–	-0.519	–	0.371	0.002
CQK035	-0.295	-0.54	–	-0.559	-0.474	-0.338	-0.14
CQQ015	-0.647	-0.451	–	0.042	-0.487	-0.268	-0.433
CQQ101	-0.683	-0.617	-0.413	-0.596	-0.854	-0.262	-0.28
CQQ105	-0.379	-0.521	-0.513	-0.107	-0.11	-0.329	-0.385
CQQ501	-0.26	-0.387	-0.25	-0.1	0.111	0.022	-0.202
CQQ610	-0.094	-0.146	–	0.104	0.151	0.203	-0.356
CRI018	-0.078	-0.378	-0.298	-0.131	-0.283	-0.16	-0.15
CRS094	-0.886	-0.786	–	-0.25	-0.943	-0.5	–
CRS121	-0.441	-0.481	-1	-0.222	-0.786	-0.223	-0.278
CSA006	-0.577	-0.619	–	-0.554	–	-0.237	-0.264
CSA012	-0.298	-0.349	–	-0.349	-0.534	-0.012	-0.141
CSB009	-0.407	-0.345	–	-0.416	-0.476	-0.064	-0.091
CSN014	-0.355	-0.29	–	-0.043	-0.255	0.277	-0.064
CSN021	-0.401	-0.461	-0.461	0.053	-0.499	-0.247	-0.363
CSU016	-0.444	-0.513	–	-0.25	–	-0.036	-0.162
CTA517	-0.798	-0.827	–	0.436	–	-0.236	-0.252
CWU503	-0.602	-0.557	–	-0.399	–	0.441	-0.476
CWU703	-0.263	0.087	0.072	-0.314	-0.856	-0.262	-0.432
CYS027	-0.387	-0.442	-0.815	-0.516	-0.545	-0.501	-0.252
CYT016	-0.068	-0.019	–	-0.485	-0.632	-0.469	-0.53
CYV017	-0.516	-0.361	–	0.176	–	–	-0.359
CYY031	-0.558	-0.654	-1	-0.259	-0.127	-0.397	-0.261
CYY061	-0.49	-0.477	-0.597	-0.215	-0.561	-0.364	-0.341
CYY125	-0.459	-0.558	-0.478	-0.186	-0.518	-0.163	-0.236
CYY208	-0.38	-0.508	-0.502	-0.129	-0.573	-0.237	-0.253

Tabelle A.3: Fortsetzung

ID	Rangkorrelationskoeffizient						
	Leitf.	Chlorid	Natrium	Nitrat	Sulfat	Phosphat	Temp.
CYY247	-0.291	-0.384	-0.462	-0.116	-0.484	-0.201	-0.099
CYY328	-0.453	-0.616	-0.658	-0.56	-0.584	-0.317	-0.198
CYZ201	-0.847	-0.796	–	-0.861	–	–	-0.291

Tabelle A.4: Abhängigkeit der Qualitätsparameter von der Trockenheit in den einzelnen Einzugsgebieten. Neben den in der Regression berechneten Steigungen sind die p-Werte aus dem t-Test des Regressionskoeffizienten angegeben. Fehlwerte für einzelne Parameter sind mit – gekennzeichnet, p-Werte im Signifikanzbereich sind fett gedruckt.

ID	Leitfähigkeit		Chlorid		Natrium		Nitrat		Sulfat		Phosphat		Temperatur	
	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert
CAI025	-78.23	0.51	6.81	0.78	–	–	-1.89	0.12	–	–	-0.27	**8.1e-3**	-6.17	0.29
CAL010	-7.81	0.64	3.72	0.31	-11.3	0.51	-0.41	**0.015**	1.54	0.08	0.06	0.16	-10.3	**2.1e-4**
CAR028	-38.67	0.35	-3.91	**9.6e-4**	-6.56	**1.9e-3**	0.86	**1.2e-5**	-1.87	0.54	–	–	-6.34	**0.012**
CAS014	-21.25	0.45	-2.44	0.082	1.44	0.28	0.79	**1.6e-8**	-4.18	**9.8e-3**	0.01	0.28	-11.41	**1.3e-9**
CAZ008	-115.13	**1.6e-11**	-22.45	**2e-15**	-18.6	**1e-8**	-0.25	0.16	-16.96	**3e-7**	-0.02	**7.7e-3**	-2.93	0.1
CBA010	-112.23	**0.019**	-19.26	0.096	–	–	-1.22	**3.4e-4**	-7.3	**5.3e-6**	-0.07	**0.013**	-3.2	0.25
CBL011	-8.75	0.65	-9.26	**0.014**	–	–	-0.42	0.11	-1.03	0.37	-0.03	**4.1e-3**	6.79	**0.046**
CBZ001	14.68	0.51	1.05	0.54	–	–	-2.7	**0.048**	-9.59	0.052	0.01	0.41	0.01	0.99
CBZ029	-28.99	0.57	-1.38	0.75	–	–	0.82	0.51	–	–	–	–	-9.91	0.13
CCC010	-5.07	0.81	-4.01	**0.014**	-1.21	0.25	0.7	**6.2e-6**	-6.72	**6e-12**	-0.03	**8.4e-4**	-9.69	**1e-10**
CCD008	-38.54	0.13	-16.59	**2.8e-5**	-1.75	0.62	0.13	0.34	-4.1	**2.8e-4**	0	0.64	-2.73	0.078
CEN457	-240.45	0.32	-68.88	0.062	–	–	0.48	0.81	–	–	-0.22	0.18	-16.71	**0.03**
CEN501	-97.78	**0.005**	-21.52	**1e-10**	-19.99	**7.7e-9**	-0.25	0.28	-15.74	**1.2e-8**	-0.14	**3.4e-8**	-8.08	**2.6e-5**
CEN511	-94.29	**1.4e-3**	-23.84	**3.7e-5**	–	–	-0.65	0.091	–	–	–	–	-9.14	**2.4e-3**
CEN610	-479.51	0.27	-121.34	0.47	–	–	-0.89	**0.042**	-91.81	0.26	-0.03	0.12	-5.25	0.68
CEN626	-913.77	0.19	-90.36	0.05	–	–	-14.7	**0.018**	–	–	0.51	0.48	-20.01	0.24
CEN901	-197.43	0.18	-19.64	0.3	–	–	-2.02	0.15	–	–	-0.05	0.53	2.73	0.83

Tabelle A.4: Fortsetzung

ID	Leitfähigkeit		Chlorid		Natrium		Nitrat		Sulfat		Phosphat		Temperatur	
	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert
CES111	-128.73	0.15	-12.94	0.35	–	–	0.58	0.43	-63.12	**3.2e-5**	-0.08	0.064	-1.37	0.75
CET007	-2.29	0.96	-5.55	0.59	–	–	-0.37	0.24	2.5	0.52	-0.1	**6.7e-5**	-5.16	0.068
CEY022	-287.12	**4e-14**	-8.77	0.16	-0.6	0.94	-0.7	**4.7e-4**	-148.49	**9e-17**	-0.03	**0.039**	-8.29	**9.3e-7**
CEZ016	-167.3	**1.4e-6**	-1.21	0.79	–	–	0.78	**0.022**	-10.55	**3.8e-5**	-0.19	**4.2e-5**	-8.97	**8.5e-3**
CFI071	-124.86	**0.041**	-5.17	0.58	–	–	-0.43	0.43	-12.84	**7.2e-3**	0.04	0.21	-5.43	0.14
CFI129	-295.48	**9e-14**	-63.53	**1e-19**	-65.89	**1e-6**	-3.65	**2e-15**	-48.74	**6e-16**	-0.13	**1.2e-6**	-8.85	**8.3e-7**
CGL016	-86.18	**3.4e-5**	-5.21	0.13	–	–	-0.3	0.21	-32.86	**2e-13**	-0.2	**3e-13**	-7.01	**5.5e-4**
CJA902	-242.31	0.066	-25.04	**0.031**	–	–	0.99	0.65	–	–	0.04	0.87	–	–
CJA903	-183.61	**4e-10**	-15.68	**4.4e-7**	–	–	2.09	**1.7e-4**	-97.01	**6e-10**	-0.08	**3.7e-4**	-8.73	**1.4e-3**
CKA009	-150.31	**3.6e-3**	-7.38	**4.8e-6**	–	–	-1.5	**2e-3**	–	–	-0.16	**1.9e-3**	-1.71	0.78
CKI804	-79.4	**6e-8**	0.12	0.95	–	–	0.69	**1.3e-4**	-0.09	0.9	0	0.76	-14.65	**9.6e-3**
CKO116	-291.32	**1e-14**	-45.08	**2e-11**	–	–	-0.87	**7.3e-4**	-36.24	**7e-10**	-0.13	**0.013**	-7.93	**5e-7**
CKO238	-81.41	**1.3e-3**	3.44	0.39	–	–	3.28	**4e-12**	-6.02	**0.02**	-0.07	**0.015**	-12.81	**1.1e-4**
CKO317	-227.4	**6.6e-6**	-12.28	0.055	-41.2	**0.022**	1.7	**9.8e-5**	-35.75	**8.7e-5**	-0.13	**2.7e-3**	-13.03	**2.4e-3**
CKO426	-665.69	**2.4e-5**	10.15	0.23	–	–	1.4	**0.018**	-403.2	**1.6e-6**	-0.17	**6.1e-6**	-15.98	**8.7e-3**
CKO905	-372.84	**5e-13**	-19.09	**5.8e-6**	–	–	2.79	**4.3e-8**	-143.69	**2.6e-7**	-0.07	**0.037**	-12.43	**1.3e-4**
CKO910	-431.14	0.09	-13.24	0.62	–	–	-2.65	0.078	-164.78	**7.9e-3**	-0.51	**7.3e-4**	0.25	0.98
CKS022	104.05	0.22	13.98	0.59	–	–	-1.43	0.3	-16.6	**0.023**	-0.13	**8.9e-3**	-9.87	**1.2e-5**
CLR008	32.87	**0.036**	2.68	0.36	–	–	0.24	0.17	-1.51	**0.011**	0.01	0.49	0.15	0.93

Tabelle A.4: Fortsetzung

ID	Leitfähigkeit		Chlorid		Natrium		Nitrat		Sulfat		Phosphat		Temperatur	
	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert
CLT017	-51.36	**2.5e-3**	-11.27	**2e-3**	-5.59	**0.047**	-0.18	0.29	-1.13	**0.045**	0	0.78	0.4	0.82
CMR062	-602.36	**4e-29**	-16.51	**1.9e-7**	–	–	0.33	**0.042**	-291.76	**5e-20**	-0.14	**1e-10**	-12.16	**6.1e-08**
CMR141	-457.05	**6.8e-4**	-11.58	0.6	–	–	0.55	0.3	–	–	0.1	0.43	-1.13	0.89
CMR142	-392.36	**5e-27**	-49.67	**1e-11**	-52.35	**0.028**	-0.22	0.49	-141.99	**2e-12**	-0.09	**2.6e-3**	-6.78	**8.8e-08**
CMU033	-69.17	**0.026**	0.11	0.98	–	–	0.34	**0.027**	–	–	–	–	-12.91	**0.014**
CPF014	-221.49	**4.1e-3**	-41.94	**1.7e-3**	–	–	-1.64	**3.1e-3**	-23.93	**9.9e-5**	-0.14	0.058	-3.45	0.35
CQI018	15.05	0.23	-0.78	0.65	–	–	0.1	0.64	-2.3	0.27	-0.01	0.36	-1.18	0.43
CQK025	-38.73	0.31	-12.97	**3e-4**	–	–	-2.32	**0.01**	–	–	0.03	0.78	0.44	0.92
CQK035	-88.63	**1.9e-5**	-10.34	**1.6e-7**	–	–	-3.58	**1e-16**	-8.96	**2.6e-7**	-0.1	**0.011**	-4.84	**0.024**
CQQ015	-50.21	**4e-13**	-3.89	**8.7e-3**	–	–	-0.01	0.88	-2.29	**2.4e-6**	-0.01	**2.5e-4**	-9.09	**2.4e-06**
CQQ101	-226.96	**9.4e-9**	-24.32	**3e-10**	-11.05	0.17	-1.08	**5e-17**	-39.84	**1e-27**	-0.03	**6.2e-3**	-6.13	**0.00013**
CQQ105	-108.22	**6.1e-4**	-12.81	**2.8e-8**	-10.03	**0.01**	-0.23	0.18	-2.87	0.6	-0.03	0.17	-7.83	**2.4e-05**
CQQ501	-87.52	**3.5e-4**	-8.38	**7.1e-4**	-3.91	0.2	-0.19	0.34	1.45	0.062	0	0.93	-6.35	**4.6e-05**
CQQ610	-15.72	0.37	2.25	0.49	–	–	0.26	0.17	0.62	0.63	0.02	**0.033**	-11.09	**4.5e-06**
CRI018	-7.64	0.74	-3.43	0.38	4.11	0.76	-0.42	0.27	-5.57	**0.013**	-0.02	0.38	-5.32	**0.034**
CRS094	-869.95	**0.014**	-47.79	**0.018**	–	–	-2.1	0.29	-233.85	**0.047**	-0.01	0.96	–	–
CRS121	-371.84	**5.4e-7**	-44.03	**2e-6**	–	–	-1.52	**4.5e-3**	-116.14	**0.022**	-0.08	0.29	-8.48	**0.0057**
CSA006	-561.17	**1.4e-6**	-201.88	**1.9e-6**	–	–	-7.87	**8.4e-7**	–	–	-0.13	0.47	-2.71	0.091
CSA012	-205.22	**3.3e-4**	-87.54	**7.9e-7**	–	–	-2.77	**1.5e-6**	-9.79	**6e-6**	-0.01	0.62	-2.68	0.089

Tabelle A.4: Fortsetzung

ID	Leitfähigkeit		Chlorid		Natrium		Nitrat		Sulfat		Phosphat		Temperatur	
	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert	β	p-Wert
CSB009	-323.62	**9.6e-4**	-23.06	0.053	–	–	-4	**4e-5**	-56.59	**3.8e-4**	-0.03	0.62	-2.95	0.39
CSN014	-130	**3.4e-4**	-3.73	0.21	–	–	-0.05	0.85	-36.3	**0.012**	0.02	0.23	-2.33	0.54
CSN021	-149.72	**1.7e-9**	-11.12	**1.4e-9**	-13.01	**2.1e-4**	-0.07	0.78	-31.01	**1e-13**	-0.02	**5.8e-3**	-11.25	**3.6e-11**
CSU016	-426.96	**2.8e-6**	-34.29	**1.1e-4**	–	–	-3.79	**2.8e-3**	–	–	0	0.99	-4.48	0.13
CTA517	-330.38	**8e-7**	-23.24	**5.9e-5**	–	–	3.88	**6.9e-4**	–	–	-0.19	0.55	-6.59	0.28
CWU503	-259.43	**1.5e-5**	-10.83	**6.1e-6**	–	–	-1.16	**4.5e-3**	–	–	0.05	0.14	-14.37	**0.001**
CWU703	-22.32	0.25	1.43	0.44	1.11	0.44	-0.14	0.26	-6.71	**1e-5**	-0.01	0.14	-9.16	**0.011**
CYS027	-98.39	**3.1e-3**	-18.74	**0.033**	-25.61	**7.6e-3**	-3.18	**1e-11**	-13.92	**2.4e-7**	-0.08	**3.3e-6**	-4.9	**0.00056**
CYT016	1.17	0.99	24.04	0.52	–	–	-2.35	**0.018**	-40.82	**5.7e-4**	-0.1	0.052	-15.2	**0.012**
CYV017	-183.25	**3.6e-4**	-3.53	0.11	–	–	0.26	0.65	–	–	–	–	-7.95	**0.029**
CYY031	-455.8	**1e-17**	-143.85	**1e-25**	–	–	-1.23	**3.1e-6**	-9.35	0.53	-0.14	**7.6e-3**	-6.9	**0.00018**
CYY061	-448.62	**2e-12**	-126.3	**6e-17**	-45.53	**9e-20**	-1.33	**2.6e-6**	-67.67	**5e-18**	-0.1	**2.5e-3**	-9.64	**8.3e-06**
CYY125	-255.24	**4e-18**	-41.88	**8e-29**	-21.36	**6e-8**	-1.05	**6.2e-4**	-50.74	**6.2e-8**	-0.06	0.11	-7.4	**3.5e-07**
CYY208	-343.05	**8.2e-4**	-20.55	**5.2e-5**	-15.35	**3.9e-5**	-0.62	0.17	-66.51	**1.3e-7**	-0.06	0.11	-9.24	**0.033**
CYY247	-232.91	0.064	-13.03	0.21	-14.31	0.16	-0.52	0.37	-50.66	0.054	-0.04	0.4	-2.14	0.61
CYY328	-268.6	**2.5e-6**	-26.33	**5e-12**	-24.1	**1.9e-7**	-3.27	**7e-12**	-116.77	**1e-11**	-0.1	**0.025**	-2.67	0.18
CYZ201	-492.01	**6.6e-6**	-43.38	**7e-5**	–	–	-4.17	**1.2e-3**	–	–	–	–	-10.38	0.062

In Tabelle A.5 sind die Ergebnisse der Regressionen für die saisonal aufgeteilten Daten wiedergegeben. Für die Parameter Chlorid und Wassertemperatur wurde für Sommer und Winter je eine Regression durchgeführt, neben der Steigung ist auch der p-Wert der Steigung angegeben.

Tabelle A.5: Ergebnisse der linearen Regression für die saisonal unterteilten Daten von Chlorid und der Temperatur. Der Winter-Datensatz umfasst die Monate Dezember bis Februar, der Sommer die restlichen Monate. Signifikante p-Werte (Spalten *Prob*) der Steigungen (Spalte β) sind in fett hervorgehoben.

ID	Chlorid				Temperatur			
	Sommer		Winter		Sommer		Winter	
	β	Prob	β	Prob	β	Prob	β	Prob
CAI025	-18.26	0.078	35.1	0.73	-4.78	0.32	-5.77	0.64
CAL010	1.75	0.27	-7.37	0.83	-6.78	**9.6e-3**	6.56	0.12
CAR028	-4.23	**5.2e-3**	-2.87	0.28	-6.85	**2.3e-3**	3.53	**1.4e-3**
CAS014	-5.01	**2.8e-6**	-4.77	0.24	-8.34	**6.4e-7**	1.48	0.34
CAZ008	-28.31	**1e-28**	-20.09	**4.5e-4**	-3.62	**0.022**	3.42	**5.5e-4**
CBA010	-10.42	**0.017**	-63.54	**0.03**	-4.5	0.084	4.44	**1.9e-3**
CBL011	-10.15	**4.5e-4**	14.28	0.27	3.44	0.23	2.58	0.73
CBZ001	-2.51	0.14	-1.35	0.73	0.61	0.82	–	–
CBZ029	-2.75	0.58	–	–	-10.77	0.096	–	–
CCC010	-5.61	**4.2e-7**	-4.97	0.36	-7.93	**1.4e-9**	1.71	0.15
CCD008	-15.98	**7.4e-8**	-7.29	0.49	-3.41	**7.9e-3**	0.42	0.75
CEN457	-170.27	**1.2e-3**	14.39	0.8	-12.61	0.12	-7.13	0.42
CEN501	-23.8	**4e-16**	-40.41	**1.4e-4**	-5.65	**1.1e-3**	1.39	0.42
CEN511	-11.47	**0.021**	-16.32	0.32	-6.07	**0.022**	1.91	0.4
CEN610	-93.87	0.53	–	–	-5.25	0.69	–	–
CEN626	-55.26	0.58	–	–	-14.86	0.36	–	–
CEN901	-11.01	0.28	–	–	7.45	0.57	–	–
CES111	-2.24	0.76	-66.05	0.13	-2.02	0.6	6.77	**0.032**
CET007	-11.65	**0.029**	-20.56	0.49	-3.5	0.19	1.52	0.36
CEY022	-23.63	**1.3e-9**	3.49	0.9	-6.39	**1.9e-5**	2.39	0.29
CEZ016	-4.61	**0.016**	-23.73	0.35	-5.95	**0.044**	0.92	0.79
CFI071	-12.47	0.19	-29.04	0.22	-3.77	0.34	5.59	0.28
CFI129	-75.93	**7e-22**	-46	**1.5e-3**	-6.67	**2.4e-5**	2.87	0.13
CGL016	-8.9	**4.7e-6**	-6.94	0.59	-5.88	**1.8e-3**	5	**0.02**
CJA902	-25.04	**0.031**	–	–	–	–	–	–
CJA903	-18.74	**2.1e-9**	-21.2	0.096	-5.51	**0.032**	3.18	0.34
CKA009	-7.23	**3.1e-6**	–	–	-1.71	0.78	–	–
CKI804	-0.78	0.76	-3.11	0.31	-12.1	**0.013**	1.6	0.47

Tabelle A.5: Fortsetzung

ID	Chlorid				Temperatur			
	Sommer		Winter		Sommer		Winter	
	β	Prob	β	Prob	β	Prob	β	Prob
CKO116	-48.07	**9e-20**	-50.36	0.065	-5.41	**9.9e-5**	1.52	0.56
CKO238	-11.4	**4.9e-3**	19.82	**0.033**	-6.79	**0.05**	-0.26	0.84
CKO317	-21.06	**2.6e-3**	33.31	0.07	-9.87	**0.013**	–	–
CKO426	0.4	0.96	–	–	-7.57	0.2	–	–
CKO905	-22.83	**1.3e-7**	-24.95	**0.04**	-8.38	**5.2e-3**	-3.06	0.48
CKO910	-31.84	0.26	–	–	-4.28	0.64	–	–
CKS022	18.91	0.3	-88.76	0.35	-7.41	**1.6e-4**	4.37	0.19
CLR008	-1.78	0.18	-1.85	0.84	0.83	0.59	3.8	**0.016**
CLT017	-16.74	**9e-11**	-14.37	0.24	0.86	0.6	4.67	**3e-4**
CMR062	-17.76	**4e-13**	-36.31	**0.011**	-8.52	**4.9e-5**	1.39	0.45
CMR141	-21.97	**0.03**	-84.05	0.54	0.65	0.93	–	–
CMR142	-60.7	**9e-17**	-20.52	**0.044**	-3.68	**1.2e-3**	-0.52	0.71
CMU033	-8.68	0.059	21.73	0.19	-10.36	**0.027**	3.89	0.39
CPF014	-47.69	**7.5e-5**	-75.41	0.05	-0.77	0.81	3.96	0.42
CQI018	-1.21	0.56	3	0.15	0.71	0.58	-2.82	0.17
CQK025	-13.39	**9.7e-6**	-15.37	**0.031**	-1.17	0.75	2.86	0.56
CQK035	-14.74	**5e-18**	0.59	0.94	-2.35	0.21	2.68	0.14
CQQ015	-5.68	**7e-12**	-3.3	0.58	-7.08	**7.1e-5**	1.04	0.39
CQQ101	-29.69	**1e-13**	-14.59	0.11	-4.53	**1.8e-3**	1.34	0.13
CQQ105	-17.4	**2e-13**	-11.72	0.11	-5.23	**2.5e-3**	2.39	**0.019**
CQQ501	-13.83	**4e-14**	-18.58	**0.028**	-3.55	**0.013**	2.11	0.086
CQQ610	-6.91	**6e-7**	-12.06	0.35	-5.83	**5.4e-3**	-1.49	0.59
CRI018	-12.71	**1.5e-7**	-6.11	0.7	-2.97	0.19	4.05	**0.029**
CRS094	-47.57	**0.035**	–	–	–	–	–	–
CRS121	-44.28	**9.6e-5**	-58.41	**1.4e-3**	-7.81	**5.1e-3**	3.87	**7.7e-3**
CSA006	-217.96	**3.8e-6**	-136.89	0.077	-3.74	**1.6e-3**	2.76	0.41
CSA012	-64.57	**4.1e-5**	-147.63	**1.2e-3**	-2.11	0.14	6.03	**3.7e-6**
CSB009	-24.83	**1.2e-3**	-34.55	0.36	-1.89	0.55	0.27	0.95
CSN014	-6.85	**4.6e-3**	-8.34	0.18	2.88	0.39	-2.41	0.57
CSN021	-15.82	**2e-20**	-10.68	0.064	-8.13	**1.3e-7**	0.77	0.58
CSU016	-31.87	**7.1e-3**	-34.78	**0.011**	-4.33	0.095	5.66	**0.034**
CTA517	-36.25	**8.2e-6**	-37.18	**9.3e-4**	-5.84	0.39	10.48	**2.2e-3**
CWU503	-11.39	**3.3e-5**	-11.95	0.072	-11.27	**2.6e-3**	-6.85	0.13
CWU703	-0.34	0.89	–	–	-5.76	0.093	–	–

Tabelle A.5: Fortsetzung

ID	Chlorid				Temperatur			
	Sommer		Winter		Sommer		Winter	
	β	Prob	β	Prob	β	Prob	β	Prob
CYS027	-40.66	**1e-12**	8.97	0.77	-3.08	**0.012**	0.04	0.98
CYT016	-44.7	0.35	-25.6	0.77	-15.08	**0.018**	7.56	0.11
CYV017	-4.21	**2.1e-3**	-12.03	0.26	-6.63	0.061	–	–
CYY031	-161.07	**8e-24**	-106.31	**1.8e-6**	-6.08	**1.5e-4**	2.07	0.3
CYY061	-138.73	**3e-19**	-72.02	**3.4e-3**	-7.61	**1e-4**	-0.19	0.93
CYY125	-45.68	**5e-29**	-38.16	**2.1e-5**	-3.82	**4.2e-3**	2.42	0.063
CYY208	-23.22	**9.7e-8**	-29.25	0.085	-8.39	**0.021**	6.9	0.2
CYY247	-21.17	**0.03**	-13.75	0.45	-2	0.65	7.84	**4.1e-3**
CYY328	-34.37	**1e-11**	-27.52	**9.9e-4**	-2.16	0.21	6.75	**5.8e-5**
CYZ201	-44.26	**3.7e-4**	–	–	-9.97	**0.041**	–	–

A.3 Multivariate Regressionen über den Landschaftscharakteristika

Im Folgenden sind die Regressionsgleichungen für die vier Varianten angegeben. Die Gleichungen A.1 geben die Regressionsergebnisse für die relative Steigung wieder, die Gleichungen A.2 beziehen sich nur auf die oberen Einzugsgebiete, A.3 auf die mit der Grundwasserneubildung gewichteten Einzugsgebietsparameter und A.4 auf die aus einem Puffer um die Gewässer bestimmten erklärenden Variablen.

$$\begin{aligned}
\beta_{Leitf.} &= -0.09 - 1.06 * JWpA - 0.84 * Gk \\
\beta_{Chlorid} &= -0.23 - 0.02 * JWpA - 0.67 * Gk - 0.52 * Kr \\
\beta_{Natrium} &= -0.22 + 2.19 * Kr - 2.33 * Gr + 43.71 * Fe \\
\beta_{Nitrat} &= 0.25 - 0.88 * JWpA - 0.35 * Ka - 1.09 * Gk \\
&\quad -0.57 * Kr + 0.29 * Ru - 11.22 * Fe \\
\beta_{Sulfat} &= -0.64 + 0.33 * Ka - 1.02 * Gk + 0.88 * Ru \\
\beta_{Phosphat} &= 0.02 - 0.55 * JWpA - 1.14 * Wa - 17.29 * Fe
\end{aligned} \tag{A.1}$$

$$
\begin{aligned}
\beta_{Leitf.} &= 129.2 - 197 * JWpA - 714.6 * Gk + 335.7 * Kr \\
&\quad -304.7 * Gr - 440.3 * Wa \\
\beta_{Chlorid} &= 36.37 - 86.21 * JWpA - 28.66 * Ka - 61.31 * Gk \\
&\quad -52.23 * Wa - 541.66 * Fe \\
\beta_{Natrium} &= -4.21 - 48.23 * JWpA - 86.79 * Gk \\
\beta_{Nitrat} &= 2.79 - 5.27 * JWpA - 1.57 * Ka - 4.63 * Gk \\
&\quad -3.48 * Wa - 74.35 * Fe \\
\beta_{Sulfat} &= -91.98 + 54.22 * Ka - 426.18 * Gk + 146.93 * Kr \\
&\quad 237.27 * Ru \\
\beta_{Phosphat} &= -0.05 - 0.11 * JWpA - 0.17 * Gk
\end{aligned} \tag{A.2}
$$

$$
\begin{aligned}
\beta_{Leitf.} &= -30.94 - 174.58 * JWpA - 542.21 * Gk - 503.45Gr \\
\beta_{Chlorid} &= 3.46 - 106.96 * JWpA - 35.95 * Gk \\
\beta_{Natrium} &= -4.52 - 41.11 * JWpA - 86.22 * Gk \\
\beta_{Nitrat} &= 0.82 - 6.16 * JWpA - 0.35 * Ka - 3.09 * Gk - \\
&\quad 47.90 * Fe \\
\beta_{Sulfat} &= 11.47 + 56.78 * Ka - 267.45 * Gk + 174.22 * Kr \\
&\quad -160.35 * Gr - 117.51 * Wa + 1255.86 * Fe \\
\beta_{Phosphat} &= 0.07 - 0.07 * Ka + 0.17 * Kr - 0.23 * Ru \\
&\quad -0.27 * Wa
\end{aligned} \tag{A.3}
$$

$$
\begin{aligned}
\beta_{Leitf.} &= 123.3 - 281 * Ka - 1031 * Gk - 353.5 * Gr \\
&\quad -322.9Wa \\
\beta_{Chlorid} &= -12.26 - 187.69 * JWpA - 96.08 * Gk + 56.85 * Ru \\
&\quad 46.37 * Gr - 306.74 * Fe \\
\beta_{Natrium} &= -5.32 - 82.16 * JWpA - 99.70 * Gk \\
\beta_{Nitrat} &= 0.54 - 10.59 * JWpA - 5.13 * Gk \\
\beta_{Sulfat} &= -33.76 + 197.36 * JWpA - 385.06 * Gk + 137.3 * Kr \\
&\quad +142.77 * Ru - 96.23 * Wa \\
\beta_{Phosphat} &= 0.02 - 0.19 * Ru - 0.17 * Wa
\end{aligned} \tag{A.4}
$$

Anhang B

Tägliche Daten

B.1 Standorte der Untersuchung

Für die Untersuchungen zu täglich aufgelösten Daten wurden insgesamt sechs Stationen genutzt. Ihre Lage sowie weitere Informationen können Tabelle B.1 entnommen werden.

Tabelle B.1: Informationen zu den verwendeten Messstandorten für die Wasserqualität mit täglicher Auflösung. Die Spalte *verwendete Pegelkombination* gibt an, welcher Pegel verwendet wurde, bzw. welche Kombination aus Pegeln (+ für Addition, - für Subtraktion). Die Lage der Pegel kann dem WaBoA (Umweltministerium Baden-Württemberg, 2012) entnommen werden.

ID	Kürzel	Fluss	Messstelle	Rechtswert	Hochwert	Verwendete Pegelkombination
CYY208	N1	Neckar	Wendlingen	3527369	5393378	46348
CYY150	N2	Neckar	Pleidelsheim	3514507	5424640	$442 - 57127$
CYY137	N3	Neckar	Besigheim	3510860	5429342	$442 - 57127$
CYY061	N4	Neckar	Rockenau	3500510	5477180	454
CYY031	N5	Neckar	Neckargemünd	3483950	5474790	4416
CQQ803	D1	Donau	Ulm-Wiblingen	3571516	5359901	$125 + 1144$

Anhang C

Abkürzungsverzeichnis

A	Fläche des Einzugsgebiets [km^2]
AGNPS	Agricultural Nonpoint Source
ANOVA	Varianzanalyse (engl. analysis of variance)
DOC	Dissolved Organic Carbon = Gelöster organischer Kohlenstoff
DRIeR	DRIeR - Trockenheit: Folgen -Prozesse und -Resilienz – das Unsichtbare sichtbar machen: Interdisziplinäres Projekt zur Erforschung der Folgen von Trockenheit in Baden-Württemberg, genaueres unter: *http://forschdb.verwaltung.uni-freiburg.de/servuni/forschdbuni.recherche0?xmldokumentart=Projekt&lfdnr=9733&sprache=D&Layout=uni&Ausgabeart=bs&Rahmen=1&Variante=3*
EEA	European Environment Agency
Ewz	Zahl der Einwohner, deren Abwässer im EZG geklärt und in Gewässer eingeleitet werden
EZG	Einzugsgebiet
Fe	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Feuchtflächen*
GIS	Geographisches Informationssystem
Gk	Prozentualer Anteil des EZG mit Gipskeuper als Gestein
Gr	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Grünland*
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
Jwm	Jährliche Wassermenge, die über Kläranlagen in Gewässer im EZG eingeleitet wird [m^3]
JWpA	$= Jwm/A$; entspricht der jährlich in Gewässer im EZG eingetragenen Abwassermenge pro Fläche [m^3/km^2]
Ka	Prozentualer Anteil des EZG mit kalkhaltigem Gestein
KQ	(engl. OLS) Kleinste-Quadrate-Schätzer

Kr	Prozentualer Anteil des EZG mit kristallinem Gestein
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
MQ	Mittlerer Abfluss
NaCl	Natriumchlorid
OLS	(deu. KQ) Ordinary-Least-Squares
Ru	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Landwirtschaft*
SWIM	Soil and Water Integrated Model
Ur	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Urbaner Raum*
Wa	Prozentualer Anteil des EZG mit dem Landnutzungstyp *Wald*
WaBoA	Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg

Erklärung

Ich versichere hiermit, dass

1. ich die eingereichte Masterarbeit selbständig 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.

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Ort, Datum	Jost Hellwig