

Axel Holz

**Immissionsorientierte Bilanzierung
punktuellder und diffuser Schwermetallfrachten**

Dissertation genehmigt von der
Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften

Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

2004

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. H.H. Hahn PhD

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. F. Nestmann

Axel Holz

Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser
Schwermetallfrachten

Karlsruhe: Universität Karlsruhe - Institutsverlag

(Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe – Band 117)

Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2004

ISBN 3-9809383-0-1

ISBN 3-9809383-0-1

Alle Rechte vorbehalten

Satz: Institut für Siedlungswasserwirtschaft

Universität Karlsruhe /TH

Druck: Ernst Grässer, Humboldtstr. 1, 76131 Karlsruhe

Printed in Germany

**Immissionsorientierte Bilanzierung
punktuellder und diffuser
Schwermetallfrachten**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
DOKTOR-INGENIEURS
von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

vorgelegte
DISSERTATION
von

Dipl.-Biol.
aus

Axel A. Holz
Herrenberg

Tag d. mündl. Prüfung: 26. Mai 2004
Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. H. H. Hahn PhD
Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. F. Nestmann

Karlsruhe: 2004

VORWORT DES HERAUSGEBERS

Es ist das Anliegen des Autors, die Anteile punktförmiger Quellen, nicht punktförmiger oder diffuser Quellen und biogener Art für die wichtigsten Schwermetalle (von Herrn Holz prioritäre Schwermetalle genannt) zu quantifizieren. Insbesondere, wie in der folgenden Besprechung noch deutlich wird, hat er sich selbst um die Entwicklung eines Ansatzes zum Abschätzen des geogenen Eintrages bemüht. Dieser Eintrag wird von ihm durch die Analyse zweier unterschiedlicher Datenreihen quantifiziert; (1) der des sog. Basisabflusses, der also unabhängig vom Niederschlag im Gewässer zu beobachten ist und (2) der der Konzentrationsdaten, wie sie z. B. aus Grundwasser- oder Zwischenabflussmessungen bekannt sind (der Zwischenabfluss wird in der Regel nicht beprobt; Herr Holz macht hier eine plausible Annahme, dass die Qualität des Zwischenabflusses ähnlich oder sogar identisch ist mit derjenigen des Grundwassers).

Insgesamt kann man festhalten, dass auf diese Art und Weise eine plausible oder sogar akzeptable Methode der Quantifizierung einerseits des Basisabflusses, andererseits der mit diesem Abfluss in die Gewässer eingetragenen Schadstofffracht gegeben ist. So kann der Autor nun für die einzelnen Teileinzugsgebiete Frachteinträge absolut und auch flächenbezogen angeben. Sie fallen erwartungsgemäß für die einzelnen Nebenfluss-Teileinzugsgebiete und Neckar-Teileinzugsgebiete unterschiedlich aus.

Interessant ist für die gesamte Diskussion des Eintrags von Schadstoffen in die Gewässer, dass der geogene Anteil – wie vermutet – verhältnismäßig klein ist und sich in einem Bereich von 7 bis 14 % der gesamten im Fluss beobachteten Schadstofffracht bewegt. Noch interessanter ist, dass auch der Anteil der punktförmigen Quellen, die ebenfalls aus dieser Massenbilanz heraus ermittelt werden können, geringer ist als derjenige der diffusen Einträge, so dass deutlich wird, dass für die weitere Sanierung der Gewässer ein besonderes Augenmerk auf die diffus eingetragenen Schadstofffrachten gelegt werden muss.

Karlsruhe, im Juli 2004

Hermann H. Hahn

DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit geht zurück auf meine Mitarbeit am Verbundprojekt NIEDERSCHLAG Phase III, das am Institut für Siedlungswasserwirtschaft im Forschungszentrum Umwelt der Uni Karlsruhe durchgeführt wurde mit der Zielsetzung, Schadstofffrachten für Flussgebiete hochzurechnen und zu bilanzieren.

Die wissenschaftliche Arbeit entstand berufsbegleitend während meiner praktischen Tätigkeit in internationalen Projekten zu Infrastrukturmaßnahmen im Bereich Wasser und Abwasser. Meine Intention war es, eine für die Praxis relevante Thematik zu bearbeiten und einen praktisch ausgerichteten Lösungsansatz für die Schwermetallbilanz von Flussgebietseinheiten zu entwickeln.

Mein Dank geht an all jene die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben:

Dank an Herrn Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn PhD für die Bereitschaft, das Hauptreferat zu übernehmen und für seine kritische Durchsicht der Arbeit sowie an Herrn Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Franz Nestmann, der trotz seiner Auslastung als Dekan bereit war, das Korreferat zu übernehmen.

Dank an Herrn Dr.-Ing. Stephan Fuchs und die ganze Wasserwirtschaftsgruppe am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, die mit ihren Anregungen und Unterstützungen dazu beigetragen haben, die Arbeit zu verwirklichen.

Dank auch an Herrn Dr. rer. pol. Horst Niemes und meine Kollegen von der Deutschen-Abwasser-Reinigungs-Gesellschaft (DAR) und von den Consultants and Water Engineers der MVV für ihr reges Interesse am Fortgang der Arbeit.

Danken möchte ich auch der Landesanstalt für Umweltschutz, Ba.-Wü., für die freizügige Bereitstellung von Daten und Informationen.

Mein besonderer Dank gilt meinen Eltern, die all meine Entscheidungen in Studium und Beruf stets bereitwillig akzeptiert und unterstützt haben.

Last but not least gilt mein herzlicher Dank meiner Frau Uta für ihre stete Motivation und Unterstützung, die wesentlich zum Gelingen der Arbeit beigetragen hat, was durch Felix Matteo nochmals verstärkt wurde.

Mannheim, Juli 2004

Axel A. Holz

KURZFASSUNG

Der Schutz unserer natürlichen Lebensgrundlage – des Wassers - verlangt eine nachhaltige und schonende Nutzung dieser natürlichen Ressource als ein gemeinsames Gut mit kommenden Generationen. Dieser Schutz umfasst vor allem die traditionellen Siedlungsgebiete des Menschen, die Flussgebiete. Internationale Schutzabkommen und die europäische Wasserrahmenrichtlinie fordern den Schutz der Wasserqualität innerhalb der Einzugsgebiete von Flüssen. Ein integraler Bestandteil ist dabei die Abschätzung der im Gewässer transportierten Schadstofffrachten nach deren Herkunft. Die dazu notwendigen Frachtabeschätzungen der Schadstoffe erfolgten bisher weitgehend über die Abschätzung der Stoffeinträge, der Emissionen. Im Rahmen der notwendigen Überwachung der Gewässerbeschaffenheit (Gewässer-Monitoring) wird jedoch der Gewässerzustand immissionsorientiert erfasst, d.h. bezogen auf das Gewässer, quasi aus der Sicht des Gewässers. Neben den qualitativen Messwerten des Gewässer-Monitorings werden im Rahmen der Überwachung der Pegelstände die quantitativen Abflusswerte ermittelt, die somit ebenfalls direkt am Fließgewässer erhoben werden.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist eine immissionsorientierte Bilanzierung der wesentlichen diffusen und punktuellen Frachtanteile der Schwermetalle unter Verwendung der vor Ort am Gewässer erhobenen und allgemein verfügbaren Messdaten (*hard data*). Die Arbeit berücksichtigt die Schwermetalle Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink, die in ihrem Gefährdungspotential für die Umwelt überwiegend als vordringlich (prioritäre Schwermetalle) eingestuft werden. Die für die Frachtabeschätzungen verwendeten Messdaten des Gewässer-Monitorings beziehen sich auf die Gesamtkonzentrationen der einzelnen Schwermetalle in der Wasserphase.

Das Untersuchungsgebiet ist das makro-skalige Einzugsgebiet (13.956 km²) des rechtsrheinischen Neckars. Davon entfallen 98 % auf das Bundesland Baden-Württemberg und die restlichen 2 % auf Hessen (298 km²) und Bayern (16 km²). Der untersuchte Neckar ist ein typischer Vertreter eines Mittelgebirgsflusses ohne ausgeprägte Niederungstrecken, mit einem komplex strukturierten Einzugsgebiet. Die Flächennutzung reicht von dicht besiedelten und industriellen Ballungsräumen (Stuttgart, Heilbronn) über Gebiete mit intensiver und extensiver landwirtschaftlicher Aktivität bis hin zu naturnahen Waldgebieten (Schwarzwald, Schwäbische Alb).

In die Untersuchung einbezogen werden fünf Teileinzugsgebiete des Neckars mit den Referenzpunkten Rottweil, Plochingen, Poppenweiler, Kochendorf und Feudenheim sowie die meso-skaligen Einzugsgebiete der fünf Nebenflüsse Fils, Rems, Enz, Kocher und Jagst. Die Arbeit umfasst einen vierjährigen Beobachtungszeitraum von 1993 bis 1996 für das Neckargebiet und von 1994 bis 1997 für die untersuchten Nebenflussgebiete (im Falle der Enz von 1993 bis 1996).

Der immissionsorientierte Ansatz der Arbeit basiert auf dem hydrologischen Kreislauf. Der Abfluss im Fließgewässer setzt sich dabei aus einzelnen Abflusskomponenten zusammen. Die in einem Fließgewässer transportierte Fracht ist somit die Kombination der mit den einzelnen Abflusskomponenten transportierten Frachtanteile. Diese sind der unmittelbar niederschlagsbeeinflusste Oberflächen- und Zwischenabfluss sowie der Basisabfluss und die vom Menschen verursachten punktuellen Abflüsse. Aus der Korrelation von Frachtdaten zu Abflussdaten eines Fließgewässers lässt sich mit Hilfe

des mathematischen Lösungsansatzes der linearen Regression die Punktfracht ermitteln. Für die immissionsorientierte Abschätzung der Punktfracht ist dazu noch das Aufkommen der Punktabflüsse des untersuchten Einzugsgebietes (das im Rahmen der Landesstatistik erhoben wird) sowie der Basisabfluss und die damit transportierte Fracht erforderlich. Im Rahmen der immissionsorientierten Schwermetallbilanzierung ist der geogen geprägte Basisabfluss und die damit transportierte Schwermetallfracht nicht vernachlässigbar und daher detaillierter zu betrachten.

Der Basisabfluss wird mit der in dieser Arbeit vorgestellten Methode der Dauerlinien-Separation abgeschätzt. Diese Methode erfordert die Analyse der Datensätze aus den täglichen Niederschlagsmengen und den täglichen Abflüssen, welche das hydrologische Geschehen in den betrachteten Einzugsgebieten des Neckars beschreiben, um den Basisabfluss quantitativ zu bestimmen. Der für die Schwermetalle relevante qualitative Aspekt des Basisabflusses wird über die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers aus den Messdaten des Grundwasser-Monitorings ermittelt, um damit aus diesen Datensätzen die Basisfracht abzuschätzen.

Die Abschätzung der gesamten mittleren Schwermetallfracht erfolgt unmittelbar aus den Datensätzen der Abflusswerte und der Schwermetallkonzentrationen für ein Einzugsgebiet, bezogen auf die Referenzpunkte der Datenerhebung am Fließgewässer. Da im Untersuchungszeitraum die Daten zur Wasserqualität über unterschiedliche Arten der Probenahmen (Einzel- und Mischproben) erhoben wurden, werden in der Arbeit die an die Probenahme angepassten Berechnungsansätze und Fehlerabschätzungen auf die Gesamtfrachten angewendet. Anschließend wird aus der Differenz der Punkt- und Basisfrachten zur Gesamtschwermetallfracht die diffuse Fracht abgeschätzt.

Da die Bilanzierung auf mittleren, über einen mehrjährigen Beobachtungszeitraum erhobenen Stofffrachten basiert, sind außergewöhnliche hydrologische Ereignisse, insbesondere extreme Abflüsse, auszuschließen. Sowohl für die Abschätzung der Gesamtfrachten als auch für die Abschätzung der punktuellen Schwermetallfrachten wurden daher die Extremwerte des Abflusses mit Hilfe des statistisch robusten, verteilungsunabhängigen Verfahrens der explorativen Datenanalyse bestimmt. Als weiteres wesentliches Werkzeug der Datenaufbereitung dient in dieser Arbeit die Verarbeitung von raumbezogenen Daten mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS), beispielsweise um die Ausgangsdaten für die Basisabflussfrachtkomponente aufzubereiten.

Diese fließgewässerbasierte Frachtbilanzierung der Schwermetalle wurde mit vergleichbaren emissionsorientierten Schwermetallbilanzen (basierend auf Stoffeintragspotentialen) mit Hilfe von Literaturdaten auf ihre Plausibilität überprüft.

Die immissionsorientierte Schwermetallbilanzierung bildet ein handhabbares Werkzeug für die am Management von Flussgebieten beteiligten Planer und Entscheidungsträger, indem die wesentlichen Stofffrachtanteile eines Flussgebietes, basierend auf dem Fließgewässer-Monitoring, aufgeschlüsselt werden in:

- anthropogen bedingte Punktfrachten,
- geogen geprägte Hintergrundfrachten und
- sonstige (anthropogene) diffuse Frachten.

ABSTRACT

The protection and conservation of our natural basis of life – the water – demands the sustainable and preventive use of this resource as a common good for future generations. Above all, this protection encompasses the traditional settlement areas of man, the river basins. International protection and conservation treaties like the European Water Framework Directive require the protection of the water quality within the catchment areas of rivers on a high level.

An integral part of these regulations is the estimation of loads of transported pollutants within a water body by their origin. So far these necessary calculations widely result from the estimation of the import of pollutants into a water body, the emissions. Within the frame of the necessary monitoring of the water quality, however, the water quality is recorded immission-orientated, with regard to the water body, more or less in view of the water body. In addition to the qualitative data from the water quality monitoring, the quantitative data from runoff are determined, as part of the monitoring of the water levels of a water course. These data, too, are taken directly from the water body.

The presented thesis aims in the elaboration of the immission-orientated mass balance for the main diffuse (non-point) and point load proportions of heavy metals by the use of publicly accessible in-situ measurement data of the water body (hard data). The thesis considers seven heavy metals: arsenic, cadmium, chrome, copper, nickel, lead and zinc, which are mostly classified as prior by their hazard potential for the environment. The monitoring data used for the estimation of loads refer to the total concentration of the heavy metals within the water.

The project area is the macro-scaling basin (13,956 km²) of the river Neckar orographically to the right of the river Rhine. 98 % of the catchment area are situated within the federal state of Baden-Württemberg and the remaining 2 % are within the federal states of Hesse (298 km²) and Bavaria (16 km²). The investigated river Neckar is a typical representative of a river without distinct lowland stretches, with a complexly structured catchment area. The characteristics extend from densely populated and industrial regions (Stuttgart and Heilbronn), areas of intensive and extensive agricultural activities to nature-like forest areas (black forest, Swabian low mountain range).

The investigation includes five sub-basins of the river Neckar with the reference points Rottweil, Plochingen, Poppenweiler, Kochendorf and Feudenheim as well as meso-scaling basins of the five tributaries Fils, Rems, Enz, Kocher and Jagst. The thesis comprises a four-year period of water quality observation from 1993 until 1996 for the Neckar river basin and from 1994 until 1997 for the investigated basins of the tributaries (in case of the tributary Enz from 1993 until 1996).

The immission orientated approach of the thesis is based on the hydrological cycle. The runoff in a water course consists of separate runoff components. The pollution load in a water course is therefore the combination of the pollution loads from each runoff component. These are the surface runoff and interflow directly influenced by the precipitation as well as the base flow and the man made point effluents. From the correlation of load data to runoff data from a water course the point load can be estimated by means of the mathematical method of the linear regression. For the immission-

orientated estimation of the point load additionally the discharge from point sources within the investigated catchment area (recorded by the statistical office of a state) as well as the base flow and its load are required. Within the frame of the immission-orientated calculation of the heavy metal mass balance the geogenic influenced base flow of a water course can not be neglected and has to be considered in detail.

The base flow is estimated with the method introduced in the presented thesis - the duration curve separation. To determine the base flow quantitatively this methodological approach requires the analysis of the data sets of the daily amount of precipitation and the daily runoff which describe the hydrological conditions within the investigated catchment areas of the Neckar. The relevant qualitative aspect for the heavy metals in the base flow is derived from monitoring data of the quality of groundwater close to the surface to estimate from these data sets the pollution loads transported by the base flow.

The estimation of the mean total loads of heavy metal for a catchment area results directly from the runoff data and the data of concentrations of heavy metals, related to the predefined reference points for data collection at the water course. During the observation period the water quality monitoring data have been taken by different ways of sampling techniques (spot and composite sample). Subsequently, the calculations of the pollution loads and appended estimations of errors had to be adjusted to the kind of sampling techniques. Following these calculations the diffuse load of heavy metals is based on the difference between the total load and the sum of the point load and the basic load.

As the balance of loads is based on the mean pollution load taken over an observation period lasting several years, extraordinary hydrological incidents, especially extreme runoff values, have to be excluded. For both, the estimation of the total loads and the estimation of the point loads of heavy metals, extreme runoff values have been determined by the statistical procedure of the explorative data analysis (EDA), which is statistically sound and independent from normal distribution. In addition a Geographical Information System (GIS) was used for this thesis as important tool for the processing of spatial data, e.g. the base flow component.

This water course orientated balance of loads of heavy metals was checked for its plausibility with comparable data from emission-orientated balance of loads (based on emission potential for heavy metals) taken from literature.

The immission-orientated heavy metal mass balance forms an appropriate tool for planners and decision makers participating in the management of river basins by breaking down the essential load components of a river catchment area into three major aspects based on the water course monitoring:

- the anthropogenic point loads,
- the geogenic influenced background loads and
- the further (anthropogenic) diffuse loads.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINFÜHRUNG	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Zielsetzung der Arbeit.....	1
2	GRUNDLEGENDE ASPEKTE.....	4
2.1	Begriffsdefinitionen.....	4
2.2	Hydrosphäre.....	7
2.2.1	Hydrologischer Kreislauf und natürliche Abflusskomponenten.....	7
2.2.2	Prozess der Abflussbildung und seine stoffliche Beschaffenheit.....	8
2.3	Schadstoffströme in der Hydrosphäre	10
2.3.1	Punktformige und diffuse Quellen.....	10
2.3.2	Quellen und Transportpfade von Stoffströmen	12
2.4	Stand der Forschung	14
2.5	Ökotoxikologische Bedeutung der Schwermetalle	15
3	BASISDATEN UND UNTERSUCHUNGSGEBIET	20
3.1	Basisdaten.....	20
3.1.1	Begriffsverwendungen	20
3.1.2	Meteorologische Basisdaten	20
3.1.3	Hydrologische Basisdaten	20
3.1.4	Basisdaten der Fließgewässerbeschaffenheit	24
3.1.4.1	Auswahl der Stationen des Gewässer-Monitorings	24
3.1.4.2	Neckar	24
3.1.4.3	Nebenflüsse	26
3.1.4.4	Analytik	26
3.1.5	Basisdaten der Grundwasserbeschaffenheit.....	28
3.1.6	Datenmaterial des Statistischen Landesamtes	29
3.2	Datenaufbereitung.....	29
3.2.1	Statistische Datenanalyse.....	29

3.2.2	GIS – Räumliches Bearbeiten der Daten.....	31
3.2.2.1	WEG – Wassereinzugsgebiete des Neckarflussgebietes	31
3.2.2.2	Meteorologische Daten	33
3.2.2.3	Grundwasserdaten.....	33
3.3	Flussgebietsprofil des Neckars	34
4	METHODEN.....	40
4.1	Berechnung der Immissionsgesamtfrachten	40
4.1.1	Probenahme.....	40
4.1.2	Begriffsdefinition.....	41
4.1.3	Frachtberechnung bei Mischproben	41
4.1.4	Frachtberechnung bei Einzelproben – Immissions- und Basisfracht.....	42
4.2	Immissionsorientierter Ansatz - Trennung von Punkt- und Diffusen Frachten	44
4.2.1	Herleitung des immissionsorientierten Berechnungsansatzes	44
4.2.2	Berechnung mit Hilfe der linearen Regression	47
4.3	Verfahrensweise für die Berechnungsansätze	52
4.4	Die Dauerlinien-Separation - Bestimmung des mittleren Basisabflusses	54
5	ERGEBNISSE DER AUSGANGSDATEN	56
5.1	Grundlegende Primärdaten.....	56
5.1.1	Meteorologie und Hydrologie.....	56
5.1.2	Schadstoffe in der Wasserphase	64
5.2	Dauerlinien-Separation	67
5.2.1	Entwicklung und Ergebnisse	67
5.2.2	Plausibilitätsbetrachtungen.....	71
6	ERGEBNISSE DER STOFFFRACHTBILANZEN.....	75
6.1	Basisfrachten	75
6.2	Punktfrachten.....	79
6.3	Gesamte Immissionsfrachten.....	84
6.3.1	Fehlerabschätzung bei Mischprobenahme	86
6.3.2	Fehler- und Plausibilitätsbetrachtungen bei Einzelprobenahme	87
6.4	Diffuse Frachten und Zusammenschau der eigenen Resultate	89

7	DISKUSSION.....	96
7.1	Immissionsorientierte und emissionsorientierte Bilanzierung im Vergleich	96
7.1.1	Punktfrachten	99
7.1.2	Basisfrachten.....	100
7.1.3	Sonstige diffuse Frachten	101
7.2	Vergleich – „mit und ohne“ Berücksichtigung der Werte kleiner der analytischen Bestimmungsgrenze.....	103
8	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	105
9	LITERATURVERZEICHNIS.....	109
	ANHANG	118
Anhang A:	ZAHLENTAFELN	
Anhang B:	SCHAUTAFELN	

ABBILDUNGEN

Abbildung 2.1: Relation der zeitlichen und räumlichen Wirkung von Schwermetallbelastungen in einem Fließgewässer (verändert nach Lijklema, L., 1998).	6
Abbildung 2.2: Schematische Darstellung der Hydrosphäre und der Hauptabflusskomponenten eines Fließgewässereinzugsgebietes (verändert nach Novotny, V., Chester, G., 1981 und Behrendt, H., 1993).	8
Abbildung 2.3: Schema der natürlichen Abflussbildung nach Herkunft und dem zeitlichen Verlauf (nach Baumgartner, A., 1990).	10
Abbildung 2.4: Gegenüberstellung verschiedener Autoren zur Abschätzung diffuser und punktueller Schwermetallfrachten (verändert nach Mohaupt, V. et al., 1998 und BMU, 2001). ..	13
Abbildung 2.5: Hauptsächliche chemische Formen (Spezierung) der Schwermetalle in der Wasserphase (nach Fent, K., 1998).	16
Abbildung 3.1: Untersuchungsgebiet des Neckars mit den Gewässergütestationen und den Abflusspegeln (für die Nummerierung siehe Tabelle 3.1).	22
Abbildung 3.2: Untersuchungsgebiete der Neckar Nebenflüsse mit den Gewässergütestationen und den entsprechenden Abflusspegeln (für die Nummerierung siehe Tabelle 3.1).	23
Abbildung 3.3: Explorative Datenanalyse (EDA) in Form eines „Box-Whisker-Plots“ für Beobachtungswerte des Abflusses eines Neckar Nebenflusses.	30
Abbildung 3.4: Die 21 Wassereinzugsgebiete (WEG) des Neckargebietes und ihre Lage in Baden-Württemberg (BA.-Wü.).	32
Abbildung 3.5: Grundwasser-Monitoring im Neckargebiet: Auswahlraster und Referenzstellen des Basis- und des Quellmessnetzes.	34
Abbildung 3.6: Relevante Flächennutzungstypen für fünf bedeutsame Neckarteileinzugsgebiete und den orographisch linken Nebenfluss Enz sowie die rechten Nebenflüsse Fils, Rems, Kocher und Jagst.	38
Abbildung 3.7: Reinigungsverfahren des öffentlichen Abwasseraufkommens für das Neckarflussgebiet im Vergleich zu Baden-Württemberg für das Jahr 1995, anlagenbezogen (ATV, 1996).	39
Abbildung 4.1: Graphische Darstellung der Korrelation von Abfluss und Fracht (Regressionskoeffizienten C_D und F_D).	52
Abbildung 4.2: Schematische Darstellung der Verfahrensweise für die Berechnungsansätze der Immissionsfracht und der linearen Regression.	53
Abbildung 4.3: Abschätzung des mittleren Basisabflusses mit Hilfe der Dauerlinien-Separation für die Dauerlinien des täglichen Abflusses und der mittleren 3-tägigen Niederschlagshöhen (Station Mannheim/ Feudenheim für 1993-1995).	55
Abbildung 5.1: Ganglinien des mittleren täglichen Niederschlags-Abflussgeschehens für den Beobachtungszeitraum 01.01.1993 bis 31.12.1995 an den Gewässergütestationen Feudenheim und Poppenweiler am Neckar.	57
Abbildung 5.2: Ganglinien des mittleren täglichen Niederschlags-Abflussgeschehens für die Neckar Nebenflüsse Kocher/Kochendorf und Enz/Besigheim für den Zeitraum vom 01.01.1993 bis 31.12.1995.	58

Abbildung 5.3: Wasserbilanz ausgewählter Gewässergütestationen des Neckars. Vergleich der mittleren Niederschlagshöhe und der Abflusshöhe für die Jahre 1993-1996 und seit Beginn der Datenaufzeichnung.	59
Abbildung 5.4: „Box-Whisker-Plots“ der Abflussdaten zu den Probenahmen der Gewässerbeschaffenheit der Jahre 1993-1996 mit den Ausreißer- und Extremwerten für den Neckar (ohne Rottweil).....	61
Abbildung 5.5: „Box-Whisker-Plots“ der Abflussdaten zu den Probenahmen der Gewässerbeschaffenheit der Jahre 1993-1996 der größten Nebenflüsse Enz (links des Neckars) und Fils, Rems, Kocher und Jagst (rechts des Neckars) sowie Rottweil am Neckar mit den Ausreißer- und Extremwerten.	62
Abbildung 5.6: Kumulative Unterschreitungshäufigkeit einzelner Schwermetallkonzentrationen bei Feudenheim als Bezugsquerschnitt für das Neckarflussgebiet für die Zeiträume 1984-1989 und 1993-1996. Eingerahmte Werte sind die Zielvorgaben der LAWA für aquatische Lebensgemeinschaften (siehe Tabelle 5.4).	65
Abbildung 5.7: Graphische Darstellung der Dauerlinien-Separationsmethode für die Ermittlung des mittleren Abflusses im Trockenwetterfall (Basisabfluss und Punktquellenabfluss) für die Gewässergütestationen Feudenheim (oben) und Kochendorf (unten) am Neckar, im Zeitraum 1993-1995.	69
Abbildung 5.8: Graphische Darstellung der Dauerlinien-Separationsmethode für die Ermittlung des mittleren Abflusses im Trockenwetterfall (Basisabfluss und Punktquellenabfluss) für den Bezugsquerschnitt an den Nebenflüssen Rems (oben) und Enz (unten), im Zeitraum 1993-1995.	70
Abbildung 5.9: Anteile des Punktquellenabflusses, des kommunalen Abwassers, der Produktionsabwässer und des Kühlwassers, für die Gütestationen des Neckars und seiner Nebenflüsse (Zeitraum 1991-1995). Mittlere Abflüsse in [m ³ /s].....	73
Abbildung 6.1: Mittelwerte und Mediane der Schwermetallhintergrundkonzentrationen Cr, Cu, Ni und Zn in [µg/l] im Grundwasser (1995-1998).	76
Abbildung 6.2: Darstellung der linearen Regression und Konfidenzbänder (Konfidenzniveau 95 %) für die Fracht-Abfluss-Beziehung der transportierten Bleifrachten. Bezugsstation ist Feudenheim/Mannheim mit Beobachtungswerten von 1993-1996 (n=175) für das gesamte Neckargebiet und die Bezugsstationen Winterbach/Remsmühle, Rems, mit Beobachtungswerten von 1994, 1996-1997 (n=35).....	80
Abbildung 6.3: Graphische Darstellung der linearen Regression und Konfidenzbänder (Konfidenzniveau 95 %) der Beziehung Abfluss zu transportierter Zinkfracht. Bezugsstation Poppenweiler/Neckar mit Beobachtungswerten von 1993-1996 (n=174) und Bezugsstationen Heuchlingen/Jagstfeld, Jagst, mit Beobachtungswerten von 1994/1996-1997 (n=34).....	81
Abbildung 6.4: Zusammenschau der flächenspezifischen Immissionsfrachten [kg/a*km ²] der Schwermetalle Cr, Cu, Ni, Pb und Zn der Neckarteilgebiete (1993-96) und der Nebenflussgebiete (1994,1996-1997; Enz 1993-1994, 1996). Fehlerbalken I mit Mittelwert ±95% Konfidenzintervall.	85
Abbildung 6.5: Fehlerabschätzung der Immissionsfrachten bei Mischprobenahme. Dargestellt ist das Verhältnis von unkorrigierten zu korrigierten (vgl. Gleichung 5.1) flächenspezifischen Frachten [kg/a*km ²].....	87
Abbildung 6.6: Fehlerbetrachtung der Frachtaberschätzung bei Einzelprobenahme.	88

Abbildung 6.7: Zusammenschau der punktuellen, geogen geprägten Basis- sowie sonstigen diffusen Netto-Frachten für die Neckarteilgebiete im Zeitraum 1993-1996. Flächenspezifische Schwermetallfrachten für As, Cr und Cu [kg/a*km ²].	91
Abbildung 6.8: Zusammenschau der punktuellen, geogen geprägten Basis- sowie sonstigen diffusen Netto-Frachten für die Neckarteilgebiete im Zeitraum 1993-1996. Flächenspezifische Schwermetallfrachten für Ni, Pb und Zn [kg/a*km ²].	92
Abbildung 6.9: Zusammenschau der punktuellen, geogen geprägten Basis- sowie sonstigen diffusen Netto-Frachten der Nebenflussgebiete im Zeitraum 1994, 1996-1997 (Enz 1993-1996). Flächenspezifische Frachten für Cr, Cu und Ni [kg/a*km ²].	93
Abbildung 6.10: Zusammenschau der punktuellen, geogen geprägten Basis- sowie sonstigen diffusen Netto-Frachten der Nebenflussgebiete im Zeitraum 1994, 1996-1997 (Enz 1993-1996). Flächenspezifische Frachten für Pb und Zn [kg/a*km ²].	94
Abbildung 7.1: Immissionsorientierte Schwermetallbilanzen für den Neckar verglichen mit emissionsorientierten Schwermetallfrachten anderer deutscher Flussgebiete und Deutschlands (Böhm, E. et al. 2001). Flächenspezifische Frachten für Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn [kg/km ² *a].	97
Abbildung 7.2: Immissionsorientierte Schwermetallbilanzen für den Neckar verglichen mit emissionsorientierten Schwermetallfrachten anderer deutscher Flussgebiete und Deutschlands (Böhm, E. et al. 2001). Flächenspezifische Frachten für Pb- und Zn [kg/km ² *a].	98
Abbildung 7.3: Verhältnis der immissionsorientierten Punktfrachten unter Berücksichtigung aller Beobachtungswerte (Abszisse) und ohne Werte kleiner der ABG (Ordinate). Flächenspezifische Nettofrachten für Cr, Cu, Ni, Pb und Zn [kg/a*km ²].	104

TABELLEN

Tabelle 2.1: Größenordnungen charakteristischer Längen und Flächen für Skalenbereiche (nach Becker, A., 1992).	5
Tabelle 2.2: Zusammenstellung verschiedener Definitionen und Abgrenzungen diffuser Stoffeinträge in der Literatur (verändert nach Bach, M., 1996).....	11
Tabelle 2.3: pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung verschiedener Schwermetalle (Blume, H.-P., Brümmer, G., 1991).....	16
Tabelle 2.4: Bindungsformen, chemische Spezierung und ökotoxikologische Werte von Schwermetallen (verändert nach Behra, R. et al., 1993):	18
Tabelle 3.1: Betrachtete Gewässergütestationen am Neckar und die zugeordneten Abflusspegel. Für die Abflusswerte ist der einzugsgebietspezifische Korrekturfaktor angegeben.....	22
Tabelle 3.2: Übersicht der verfügbaren Messdaten der Schwermetallkonzentrationen des Neckars für die Parameter As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn und über die Art der Probenahme.	25
Tabelle 3.3: Übersicht der verfügbaren Messdaten der Schwermetallkonzentrationen in der Wasserphase der betrachteten Neckar Nebenflüsse für die Parameter Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn und der Art der Probenahme.	26
Tabelle 3.4: Normverfahren für die Bestimmung der Gesamtkonzentration von Schwermetallen in der Wasserphase sowie die analytischen Bestimmungsgrenzen (ABG) der Analysewerte 1993-1997 der LfU, Ba.-Wü. (2000).....	27
Tabelle 3.5: Zuordnung der für das Neckarflussgebiet definierten Wassereinzugsgebiete (WEG) der LfU., Ba.-Wü., auf die untersuchten fünf Neckarteilgebiete und fünf Nebenflüsse (siehe auch Anhang A.4).	32
Tabelle 3.6: Kenndaten des Flussgebietsprofils für die untersuchten Neckareinzugsgebiete.....	36
Tabelle 3.7: Kenndaten des Flussgebietsprofils für die Einzugsgebiete der untersuchten Nebenflüsse des Neckars.	37
Tabelle 5.1: Hydrologische Hauptwerte an den Gütestationen des Neckars für die Beobachtungszeiträume 1993-1995 im Vergleich zu den langjährigen Beobachtungen seit Beginn der Aufzeichnungen.	60
Tabelle 5.2: Hydrologische Hauptwerte an den Gütestationen der betrachteten Neckar Nebenflüsse für die Beobachtungszeiträume 1993-1995 im Vergleich zu den langjährigen Beobachtungen seit Beginn der Aufzeichnungen.....	60
Tabelle 5.3: Zusammenfassung der Extremwerte der Abflüsse korrespondierend zur Probenahme im Beobachtungszeitraum 1993-1996 (für die Gütestationen des Neckars Mittelwerte über den Zeitraum der Mischprobenahme; für die Nebenflüsse Einzelproben).....	63
Tabelle 5.4: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Neckar im Vergleich zu: EU Gewässer Monitoring (Herrchen, M. et al., 1999), 1993-1996, Zielvorgaben der LAWA (aus UBA, 1997), EU Trinkwasserdirektive (98/83/EC) und WHO Richtlinie für Trinkwasser (WHO, 1995), sowie die US-EPA Standards für prioritäre toxische Schadstoffe in Oberflächengewässern (US-EPA, 1998). Alle Angaben in [$\mu\text{g/l}$].	66
Tabelle 5.5: Abschätzung nach Ansatz Huber, A. (1998) sowie die Verhältnisse des mittleren Abflusses (MQ) der Jahre 1993-1995 zum langjährigen MQ (vgl. Tabelle 5.2) und der Dauerlinien-Separation (siehe nachfolgende Tabelle 5.6).	68

Tabelle 5.6: Mittlerer Basisabfluss Q_{Basis} des Neckars und seiner Nebenflüsse nach der Dauerlinien-Separation, 1993-1995, den Punktabflüssen (kommunales und Produktionsabwasser) 1991-1995 (StaLa, Ba.-Wü., 1998) sowie dem Verhältnis zum mittleren Abfluss (MQ) 1993-1995 (siehe Tabelle 5.1 und Tabelle 5.2).	71
Tabelle 5.7: Mittlere Abflüsse der drei Komponenten des Punktquellenabflusses und ihr prozentuales Verhältnis bezogen auf den jeweiligen mittleren Basisabfluss	74
Tabelle 6.1: Für die Basisfracht verwendete Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Grundwasser für das Neckargebiet verglichen mit geogenen Hintergrundkonzentrationen für Schwermetalle im Grundwasser aus der Literatur.....	77
Tabelle 6.2: Abflussgewichtete Schwermetallkonzentrationen, C_D , ermittelt über die lineare Regression und einwohnerspezifische Netto-Punktfrachten, F_{pkt} [$\text{g/E}^*\text{a}$], (Neckar 1993-1994; Nebenflüsse 1994, 1996-1997, Enz 1993-1994, 1996).....	83
Tabelle 6.3: Anteile der Abflüsse am unteren und oberen Extrapolationsbereich für die Nebenflüsse Rems, Enz, Kocher und Jagst.....	88
Tabelle 7.1: Immissionsorientierte Punktfrachten des Neckars 1993-1996 und <i>emissionsorientierte</i> Punktfrachten für Rhein, Elbe, Donau und Deutschland (Kläranlagen, 1993-1997, industrielle Direkteinleiter, 1997, aus Böhm, E. et al., 2001; Einwohner aus LAWA 1997).....	100

ABKÜRZUNGEN

ABG	Analytische Bestimmungsgrenze
ARA	Abwasserreinigungsanlage
As	Arsen
Ba.-Wü.	Bundesland Baden-Württemberg
bspw.	beispielsweise
Cd	Cadmium
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DWD	Deutscher Wetter Dienst
EDA	Explorative Datenanalyse, ein statistisch robustes Verfahren
EDTA	Ethylendiamintetraacetat
EU-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäische Union
Hg	Quecksilber
Korrelation	Abhängigkeit zweier Zufallsvariablen X und Y voneinander, beispielsweise Abfluss und Konzentration oder Abfluss und Fracht.
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz
m.ü.N.N	Meter über Normalnull
Ni	Nickel
NTA	Nitritotriacetat
Pb	Blei
RP	Regierungspräsidium
UIG	Umweltinformationsgesetz
URL	Unique Resource Location
WEG	Wassereinzugsgebiet
Zn	Zink

1 EINFÜHRUNG

1.1 VERANLASSUNG

Der steigende Lebensstandard bei gleichzeitig steigendem Bevölkerungswachstum führt zu einer Zunahme der Aktivitäten in den vom Menschen angestammten Siedlungsräumen, den Flussgebieten. Diese von Menschen verursachten Aktivitäten und die damit verbundenen Stoffflüsse und Stoffumsätze stehen jedoch nicht in einem natürlichen Fließgleichgewicht, vielmehr werden Stoffe, insbesondere Schadstoffe, in Luft, Boden und Wasser abgeschieden (Henseler, G. et al., 1992). Vor allem Wasser wird traditionsgemäß als Transportmedium für anthropogene Schadstoffe benützt, die somit in den Bereich der Hydrosphäre eingetragen werden und letztlich eine Veränderung der Gewässerbeschaffenheit bewirken.

Die verbesserten Reinigungsleistungen kommunaler und industrieller Abwasserreinigungsanlagen sowie das Greifen der Indirekteinleiterverordnung führen für die Punktquellen zu einer Schadstoffreduktion. Demgegenüber nimmt die Bedeutung diffuser Schadstoffeinträge zu (DVWK, 1998; Hahn, H. H. 1999). Die bisherigen Ansätze für die Abschätzung diffuser Stoffströme sind meist emissionsorientiert, basieren somit auf der Ermittlung flächenspezifischer Emissionspotentiale (vgl. für Nährstoffe Hamm, A., et al., 1991; DVWK, 1998, für Schwermetalle Mohaupt, V., et al., 1998; Hahn, H.H., et al., 2000; Böhm, E., et al., 2000, sowie für Pflanzenschutzmittel Huber, A., 1998,). Über diese Potentiale werden dann die Eintragsfrachten in Oberflächengewässer abgeschätzt. Die quantitative Erfassung der diffusen Schwermetallstoffströme, denen neben den Punktquellen ein erheblicher Einfluss auf die Gewässergüte zukommt, ist jedoch noch mit großen Unsicherheiten behaftet, die zu deutlichen Fehlern bei der diffusen Frachtabschätzung führen können (Böhm, E, et al., 2001).

Die Analyse und Bilanzierung von Schadstoffströmen und hier vor allem die Kenntnis von punktuellen und diffusen Gewässerbeeinträchtigungen sind wiederum die Voraussetzung, um einzelne Stoffströme und deren Belastungspotentiale für Gewässer zu quantifizieren. Daraus lassen sich Handlungsdefizite erkennen und mögliche anwendungsbezogene Maßnahmen für die Reduktion von Stoffeinträgen ableiten.

1.2 ZIELSETZUNG DER ARBEIT

In der vorliegenden Arbeit wird ein neuer immissionsorientierter Ansatz von Behrendt, H. (1994) für die Trennung punktförmiger und diffuser Nährstofffrachten auf die Schwermetalle als anorganische Vertreter aus der Gruppe der sogenannten Mikroschadstoffe (*micro pollutants*) angewandt und weiterentwickelt. Die Bedeutung dieser anthropogenen Mikroschadstoffe für die Gewässerbelastung ist bereits seit längerem bekannt und vor allem für den niederschlagsbedingten Schadstoffeintrag aus städtischen Gebieten beschrieben worden (Hahn, H. H., 1992; Borchardt, D., 1992; Holz, A., 1993; Fuchs, S., et al., 1997). In quantitativen Stofffrachtbilanzen für Flussgebiete finden die Schwermetalle, vor allem aus diffusen Quellen, bisher jedoch kaum Beachtung, obwohl die diffusen Quellen zunehmend ins Zentrum des Interesses rücken (DVWK,

1998). Mit der vorliegenden Arbeit werden daher die punktuellen und vor allem die diffusen Schwermetallfrachten mit Hilfe des angepassten immissionsorientierten Ansatzes bilanziert, unter Berücksichtigung der für die Schwermetalle relevanten Hintergrundfrachten.

Im Gegensatz zu bisherigen emissionsorientierten Ansätzen, die verschiedene Eintragspfade und Emissionspotentiale abschätzen, werden die zugrunde liegenden Basisdaten in dem vorliegenden methodischen Ansatz direkt am Gewässer erhoben (Monitoring-Daten). Der immissionsorientierte Ansatz beruht dabei auf der Auswertung korrelierender Datenpaare der Fracht-Abfluss-Beziehung mit Hilfe der linearen Regression (Behrendt, H., 1993, 1994).

Vorangegangene Arbeiten untersuchten vorwiegend kleinräumige Einzugsgebiete, etwa die mikroskaligen Systeme „Kanal“ (Hahn, H. H., Xanthopoulos, C., 1990) und „städtisches Teileinzugsgebiet“ im urbanen Raum (Schäfer, M., 1998). Dagegen beziehen sich die Untersuchungen dieser Arbeit auf das makro-skalige System „Neckar“ und seine Nebenflussgebiete. Das Untersuchungsgebiet Neckar mit einer Einzugsgebietsgröße von 13.956 km² stellt mit seinem komplexen und teilweise stark urbanisierten Einzugsgebiet ein klassisches Fallbeispiel für die Gewässerbelastung dar (vgl. Müller, N. 1994; Hahn, H. 1999; Kishi, R., 2000). So war die Belastung des Neckars in den 70iger Jahren des letzten Jahrhunderts Anlass für Untersuchungen im Rahmen des „Prognostischen Modells Neckar“.

In den meisten industrialisierten Ländern sind Beobachtungsdaten der Gewässerüberwachung sowohl zur Abflussmessung als auch zur Überwachung der Gewässerbeschaffenheit verfügbar. In der vorliegenden Arbeit werden daher Datensätze aus verfügbaren Datenquellen verwendet, wie sie im Rahmen des Umweltinformationsgesetzes (UIG) in der Umsetzung der Richtlinie der Europäischen Union 90/313/EWG allgemein verfügbar sind (EG, 1990). Diese Vorgehensweise wird zudem von dem anwendungsbezogenen Leitgedanken getragen, die vorliegenden Beobachtungsdaten der laufenden Gewässergüteüberwachung zu analysieren, da es gegenwärtig wenig sinnvoll erscheint, weitere zusätzliche Daten zu erheben, um gegebenenfalls Lücken im Datenmaterial zu schließen (Hahn, H. H., 1999). Der immissionsorientierte Ansatz kann darüber hinaus auf andere Länder, innerhalb und außerhalb Europas, angewendet werden, für die die entsprechenden Datensätze aus dem Gewässermonitoring verfügbar sind.

Vor diesem Hintergrund ergibt sich die Veranlassung dieser Arbeit mit dem Ziel, eine praxisbezogene Analyse und Bilanzierung punktueller und diffuser Stoffströme der Mikroschadstoffe „Schwermetalle“ in einem Flusseinzugsgebiet auf Basis von Immissionsdaten (*hard data*) zu erhalten. Dies beruht auf der Erkenntnis, dass eine differenzierte Quantifizierung punktueller und diffuser Schadstofffrachten ein integraler Bestandteil flussgebietsbezogener Maßnahmenpakete für eine gesicherte und nachhaltige Nutzung der Gewässer ist. Daraus abzuleitende Reduktionsmaßnahmen für die Schadstoffgruppe der Schwermetalle dienen dem Ziel, eine Eliminierung dieser Schadstoffe zu erreichen und dazu beizutragen, dass in der Meeresumwelt, als letztendlicher Schadstoffsенke für natürlich vorkommende Stoffe wieder Konzentrationswerte im Bereich der natürlichen Hintergrundbeschaffenheit erreicht

werden (EG Richtlinie, 2000/60/EG). Dieses Ziel setzt jedoch die Einschätzung der Frachtanteile punktueller und diffuser Schadstoffquellen sowie ihrer Relevanz voraus, um damit Reduktionsstrategien und -kontrollen als Instrumentarium im Rahmen eines integrierten Flussgebietsmanagements zielorientiert verwirklichen zu können.

Praktische Bedeutung kommt der Analyse von Schadstoffströmen durch Verpflichtungen im Rahmen internationaler Vereinbarungen und Richtlinien zu. Die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) gibt für Gewässerbelastung mit prioritären Schwermetallen im Rheingebiet Reduktionsziele im Bereich von 50-70 % vor (IKSR, 1999). Die 4. Internationale Nordseeschutzkonferenz, 1995, schreibt das ambitionierte Ziel fest, den Eintrag gefährlicher Stoffe innerhalb einer Generation zu beenden (BMU, 1998) mit dem langfristigen Ziel, die natürlichen Hindergrundkonzentrationen wieder zu erreichen. Für die Ostsee bestehen ebenfalls im Rahmen des Ostseeschutzprogrammes Reduktionsziele von 50 % für die Schwermetalle (HELCOM, 1998). Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fordert für den Schutz der Oberflächengewässer und des Grundwassers den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines guten ökologischen Zustandes der Gewässer (EU Richtlinie, 2000/60/EG). Stoffe, die die Gewässerbeschaffenheit beeinträchtigen können, werden in der EU-WRRL im entsprechenden Anhang VIII, „nichterschöpfendes Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe“, definiert. Zu diesen Schadstoffen werden auch die Metalle und Metallverbindungen gezählt. Weiterhin legt die EU-WRRL in ihrem Anhang X „prioritäre Stoffe“ fest. Für diese prioritären Schwermetalle ist von den Mitgliedsstaaten noch eine Liste zu erarbeiten. Das Umweltbundesamt legte der Europäischen Kommission eine Liste gefährlicher Stoffe vor, die unter anderem die als prioritär eingeordneten Schwermetalle As, Cd, Cu, Ni und Pb enthält (Herrchen, M., Lepper, P., 1999).

2 GRUNDLEGENDE ASPEKTE

2.1 BEGRIFFSDEFINITIONEN

Emission

Emission bedeutet die von einer punktförmigen oder diffusen Quelle über bestimmte Transportpfade ausgetragene Stoffmenge und stellt somit den gesamt möglichen Eintrag bzw. eine Bruttoeintragsfracht dar.

Aufgrund der zur Abschätzung der einzelnen Emissionen verwendeten Ansätze, insbesondere für die diffusen Emissionen, stellen die Ergebnisse mittlere Werte dar, die nach Behrendt, H. (1994) eher als Eintragspotentiale anzusehen sind, als dass sie die tatsächlich zu veranschlagenden Einträge wiedergeben.

Der Untersuchungszeitraum, über den die Emissionen für Schwermetalle ermittelt werden, spielt dabei eine wichtige Rolle: Bspw. haben die Bleiemissionen mit der Eliminierung von Blei als Antiklopfmittel im Kraftstoff für Fahrzeuge eine deutliche Verringerung in den 80iger und Anfang der 90iger Jahre des letzten Jahrhunderts erfahren.

Immission

Der Begriff Immission wird mit unterschiedlichen Bedeutungen verwendet. Im Zusammenhang mit Luftverunreinigungen, Lärm und Strahlen bedeutet Immission deren Auswirkung auf den Menschen und die Umwelt, wie es bspw. im Bundes-Immissionsschutzgesetz „TA Lärm“ bezeichnet wird.

Hinsichtlich der Gewässerbeschaffenheit wird mit Immission die für ein bestimmtes Fließgewässereinzugsgebiet an einer Messstation (Bezugsquerschnitt) beobachtete Stofffracht beschrieben (Vink, R. et al., 1998). Die Immission gibt eine tatsächlich beobachtete Stofffracht (Nettofracht) in einem Gewässer wieder, die sich aus dem unter den gegebenen hydrologischen Bedingungen stattfindenden Stoffeintrag ergibt, vermindert um Retentions- und Verlustprozesse. Damit stellt die Immission die räumliche und zeitliche Verteilung eines bestimmten Stoffes quasi aus Sicht des Gewässers dar.

Im Vergleich dazu sind für die Emission als Gesamteintrag eines Stoffes in ein Gewässer die Retentions- bzw. die Verlustprozesse abzuschätzen und zu berücksichtigen, um die tatsächliche Stofffracht in einem Gewässer zu erhalten.

Stoffstromanalyse

Die Methode der Stoffstromanalyse dient der Untersuchung der Stoffquellen, des Stofftransportes und seines Weges sowie der Stoffsenken in einem System und Subsystemen (Henseler, G. et al., 1992; Baccini, P., Bader, H.-P. 1996). Diese Analysen können somit für die Bestimmung von Stoffströmen und als Entscheidungshilfen für die Steuerung von Stoffströmen dienen. Grundlegende Fragen sind dabei das Verhältnis von natürlichen zu anthropogenen Stoffströmen sowie Prozesse der Stofftransformationen und –reduktionen. Für die Betrachtung von Schwermetallfrachten in Gewässern sind hier geogen geprägte Schwermetallkonzentrationen und –frachten zu berücksichtigen.

Skalenbereiche

Bei der Stofffrachtabschätzung für Flussgebiete sind die zugrunde liegenden Prozessbeschreibungen und verwendeten Lösungsansätze unter anderem vom Skalenbereich, d.h. der räumlichen Auflösung der gewählten Betrachtung, abhängig. Für hydrologische Systeme hat Becker, A. (1992) Skalenbereiche der räumlichen Betrachtung nach charakteristischen Längen und Flächenintervallen klassifiziert (siehe Tabelle 2.1). Die drei Hauptskalenbereiche der Makroskala, Mesoskala und Mikroskala sind nicht eindeutig voneinander abzugrenzen. Sie stellen lediglich Größenordnungen dar und sind durch Übergangsbereiche miteinander verbunden.

Die in der vorliegenden Arbeit behandelten Bilanzierungsräume der untersuchten Flusseinzugsgebiete und Teileinzugsgebiete sind im oberen Mesoskalen- und unteren Makroskalenbereich einzuordnen.

Tabelle 2.1: Größenordnungen charakteristischer Längen und Flächen für Skalenbereiche (nach Becker, A., 1992).

Hauptbereich	Übergangsbereiche	Charakteristische Längen*	Charakteristische Flächen*
Makro-Skalenbereich	-	≥ 100 km	$\geq 10^4$ km ²
	unterer erweiterter Makro-Skalenbereich	30 – 100 km	$10^3 - 10^4$ km ²
Meso-Skalenbereich	oberer erweiterter Meso-Skalenbereich	10 – 30 km	100 – 1.000 km ²
	-	1 – 10 km	1 – 100 km ²
Mikro-Skalenbereich	unterer erweiterter Meso-Skalenbereich	0,1 – 1 km	0,01 - 1 km ²
	oberer erweiterter Mikro-Skalenbereich	30 – 100 m	1.000 – 10.000 m ²
		≤ 30 m	≤ 1000 m ²

*Die angegebenen charakteristischen Zahlenwerte geben Größenordnungen an und stellen keine starren Grenzwerte dar.

Die unterschiedlichen räumlichen Skalenbereiche sind oft auch mit unterschiedlichen zeitlichen Auflösungen bzw. Bereichen verknüpft (Plate, E., 1992). Stoffliche Transportvorgänge über größere räumliche Bereiche sind beispielsweise mit längeren Verweilzeiten im betrachteten System verbunden und erfordern Stoffbilanzierungen über längere Zeiträume.

Die Stofffrachten, die aus einem Flusseinzugsgebiet abfließen, sind dabei jährlichen Schwankungen unterworfen (Fuchs, S., et al., 1999). Diese Schwankungen werden dabei zum größten Teil durch Niederschlagsschwankungen bestimmt, unterliegen somit den stochastischen Einflüssen des saisonal und jährlich variierenden hydrologischen Geschehens. Daher sind mehrjährige Bilanzierungszeiträume erforderlich, damit die mittlere jährliche Stofffracht eines Flusseinzugsgebietes oder seiner Teileinzugsgebiete zuverlässig bestimmt und tendenzielle Entwicklungen aufgezeigt werden können. Darüber hinaus gewährleistet ein mehrjähriger Bilanzierungszeitraum, dass Fehler der Stofffrachtabschätzung aufgrund stochastischer Einflüsse minimiert werden.

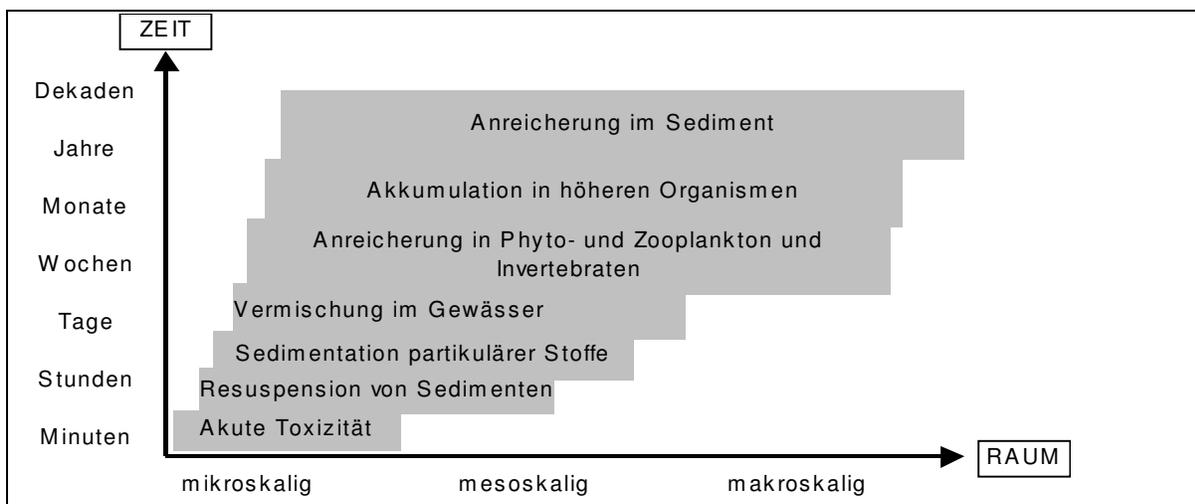
Nachfolgend werden die wesentlichen Charakteristika der drei Skalenbereiche und den damit verbundenen hydrologischen Prozessen nach Plate, E. (1992) und Becker, A. (1992) zusammenfassend beschrieben:

- Der Makroskalenbereich umfasst Raumeinheiten und Flächengrößen, die 10^4 km² überschreiten können. Bei den betrachteten Prozessen stehen bereits großräumige Effekte, bspw. klimatische Zonen, im Vordergrund. In der Regel stellen hydrologisch basierte Lösungsansätze einfache Konzeptmodelle dar, die durch Kalibrierung an die natürlichen Verhältnisse angepasst werden müssen.
- Im Mesoskalenbereich werden ebenfalls heterogene Raumeinheiten und Flächengrößen im Bereich von mehreren Quadratkilometern zusammengefasst, die bswp. unterschiedliche Bodenverhältnisse und Landnutzungen aufweisen und deren Topographie variiert. Die zugrunde liegenden Prozesse beschreiben die Heterogenität nicht vollständig, vielmehr fassen sie diese summarisch zusammen und werden weniger aus physikalischen Parametern hergeleitet.
- Der Mikroskalenbereich umfasst kleinräumige, meist homogene Raumeinheiten eines Teileinzugsgebietes. Typische Flächengrößen sind meist kleiner als ein Hektar. Die zugrunde liegenden Prozesse können durch physikalische Gesetzmäßigkeiten beschrieben werden und die physikalischen Parameter sind im Labor bestimmbar.

Bei den Prozessbeschreibungen und methodischen Lösungsansätzen wird dabei in kleinen Skalenbereichen darauf hingearbeitet, die physikalisch-chemischen und biochemischen Prozesse detailliert zu erfassen, während in größeren Skalenbereichen meist mit einfacheren konzeptionellen Ansätzen gearbeitet wird. Dabei wird davon ausgegangen, dass die komplexen Prozesse im Mikroskalenbereich aufgrund ausgleichender Effekte in vereinfachende Prozessbeschreibungen und Lösungsansätze im Makroskalenbereich integriert werden können.

Im System Fließgewässer besteht eine komplexe und vernetzte Koppelung von Prozessen der Schwermetallbelastung, die wiederum unterschiedlich in ihren zeitlichen und räumlichen Dimensionen und Skalen sind (vgl. Abbildung 2.1).

Abbildung 2.1: Relation der zeitlichen und räumlichen Wirkung von Schwermetallbelastungen in einem Fließgewässer (verändert nach Lijklema, L., 1998).



2.2 HYDROSPHÄRE

2.2.1 Hydrologischer Kreislauf und natürliche Abflusskomponenten

Die Hydrosphäre eines Flussgebietes beschreibt den Wasserhaushalt, der im Wesentlichen die Oberflächengewässer und das Grundwasser umfasst, die über den Wasserkreislauf verbunden sind. Angetrieben durch die solare Einstrahlungsenergie steigen durch Evaporation Wassermassen in die Atmosphäre und fallen nach einer Abkühlungsphase als Niederschlag.

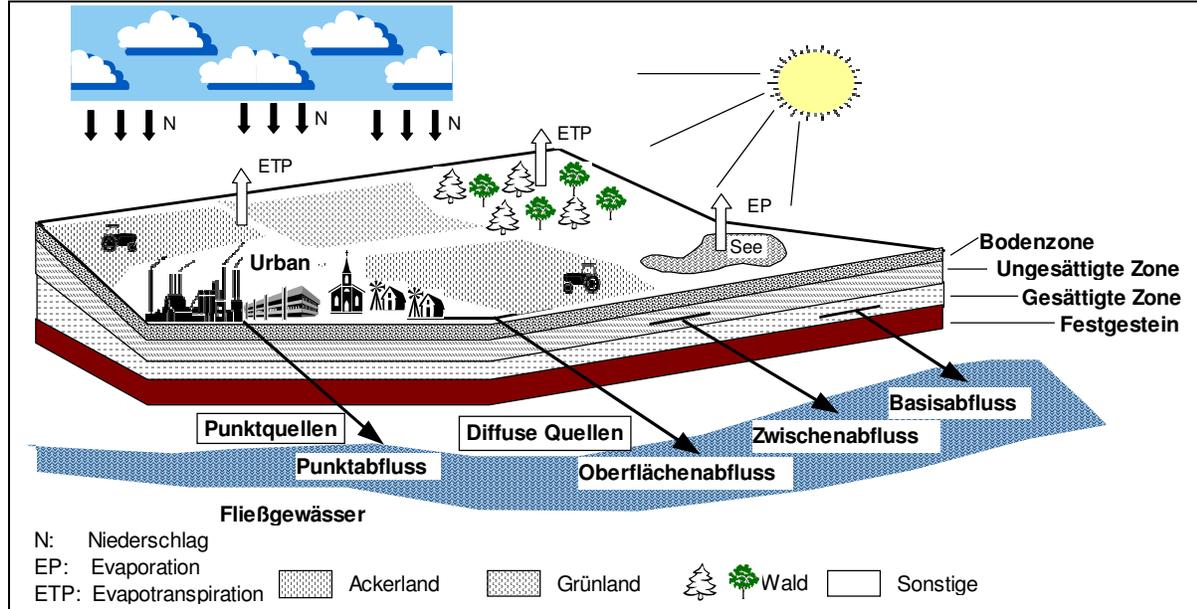
Der Abfluss in Folge von Niederschlag in einem Flussgebiet kann in die drei folgenden Komponenten aufgeteilt werden (nach Novotny, V., Chester, G., 1981; DIN 4049, 1994):

- ⇒ Der **Oberflächenabfluss** (*surface runoff*) ist das Resultat des Niederschlages nach Abzug aller Verluste, bspw. Verdunstung, Infiltration, Aufnahme durch Vegetation oder Bodensenken.
- ⇒ Der **Zwischenabfluss** (*interflow*) ergibt sich aus der Infiltration in den Boden, der als unterirdischer Zufluss zwischen Bodenoberfläche und Grundwasser verzögert einem Gewässer zufließt, reduziert um den Grundwasserzufluss und dem über Kapillarwirkung im Oberboden zurück gehaltenen Wasser.
- ⇒ Der **Basisabfluss** (*baseflow*) oder Grundwasserabfluss entsteht durch Infiltration in den Grundwasserkörper, und ist der Anteil davon, der die Grundwasserspeicherkapazität übersteigt.

Zwischen- und Basisabfluss ergeben somit den gesamten unterirdischen Abfluss, wobei der Zwischenabfluss je nach Bodenbeschaffenheit die schnellere und der Basisabfluss die langsamere unterirdische Abflusskomponente bildet. Alle drei Komponenten stellen den natürlichen Abfluss in einem Fließgewässer dar und transportieren die in ein Gewässer gelangten Stoffmengen einschließlich der Schadstoffe. Abbildung 2.2 gibt den hydrologischen Kreislauf und die Entstehung der drei natürlichen Hauptabflusskomponenten im Wassereinzugsgebiet eines Fließgewässers schematisch wieder. Neben Verdunstungsverlusten über Evaporations- und Evapotranspirationsprozesse gehen Teile des Niederschlags über Infiltration und Tiefenversickerung verloren, die somit nicht zum Abflussbildungsprozess beitragen. Zur Abflussbildung können weiterhin der Zufluss oder der Abfluss über den Grundwasserspeicher beitragen. Dies kann bei geologischen Besonderheiten, bspw. Karstphänomenen, auftreten, ist dann aber von regionaler oder lokaler Bedeutung (Bayr. Landesamt, 1994). Darüber hinaus wird die Wasserführung durch wasserwirtschaftliche Wasserüberleitungen beeinflusst (LfU Ba.Wü., 2001b; siehe Abbildung 2.3).

Die natürlichen Systemgrenzen eines Flusses und seines Einzugsgebietes bilden die Wasserscheiden, und das Wasser in diesem Einzugsgebiet verlässt dieses über die Flussmündung. Dieses System „Flusseinzugsgebiet“ bildet eine Einheit, die wiederum in die Subsysteme „Teileinzugsgebiete“ untergliedert werden kann. Dies sind Wassereinzugsgebiete von Flussabschnitten oder Nebenflüssen. Ein solchermaßen festgelegtes Einzugsgebiet oder Teileinzugsgebiet formt eine Flussgebietseinheit, die die Haupteinheit für die Fließgewässerbewirtschaftung (Flussgebiets-Management) bildet.

Abbildung 2.2: Schematische Darstellung der Hydrosphäre und der Hauptabflusskomponenten eines Fließgewässereinzugsgebietes (verändert nach Novotny, V., Chester, G., 1981 und Behrendt, H., 1993).



Diese auf natürlichen Systemgrenzen beruhende Einteilung unterscheidet sich grundlegend von der in der Praxis noch häufig angewandten Einteilung nach verwaltungstechnischen Grenzen und verwaltungsorganisatorischen Zuständigkeiten, die meist in mehrere Einzugsgebiete fallen bzw. diese zerschneiden können. Entsprechend der EU-WRRL (EU Richtlinie, 2000/60/EG) bildet eine Flussgebietseinheit die Haupteinheit für die Bewirtschaftung von Wassereinzugsgebieten aus einem oder mehreren Teileinzugsgebieten einschließlich der zugrunde liegenden Grundwasserkörper und eventuellen Küstengewässer. Oberirdische und unterirdische Wassereinzugsgebiete sind für die meisten Flusseinzugsgebiete identisch.

2.2.2 Prozess der Abflussbildung und seine stoffliche Beschaffenheit

Der Prozess der Abflussbildung spielt sich auf der Landoberfläche im Fließgewässereinzugsgebiet ab und wird somit wesentlich durch die Landnutzung beeinflusst. Dabei führt nur ein Teil des den Boden erreichenden Niederschlags zum Abfluss. Dieser Anteil ist der abflusswirksame oder effektive Niederschlag, d.h. die um die Verdunstung und den Muldenrückhalt bzw. die Tiefenversickerung verringerte Niederschlagshöhe. Ist dieser Niederschlag höher als die Infiltrationsrate kommt es auf dem Boden zum oberflächlichen Wasserabfluss, dem Oberflächenabfluss. Die Oberflächenabflusskomponente setzt mit dem Niederschlag ein und klingt ebenso schnell wieder ab, wobei sie ihren Scheitel oftmals bereits während des Niederschlags oder um wenige Stunden verzögert erreicht.

Nach der Infiltration in den Boden wird das Wasser teilweise gestaut und bildet einen gesättigten Bereich oder es trifft auf eine undurchlässige Schicht. Dann fließt das infiltrierte Wasser der Schwerkraft folgend oft hangparallel (lateral) als Zwischenabfluss

dem Fließgewässer zu. Im Vergleich zur Komponente des Oberflächenabflusses erscheint die Zwischenabflusskomponente zeitlich wesentlich später (siehe nachfolgende Abbildung 2.3). So erreicht der Zwischenabfluss seinen Scheitel deutlich später, meist erst ein bis zwei Tage nach dem Niederschlag. Genauso zeitlich verzögert klingt der ebenfalls niederschlagsbedingte Zwischenabfluss wieder ab.

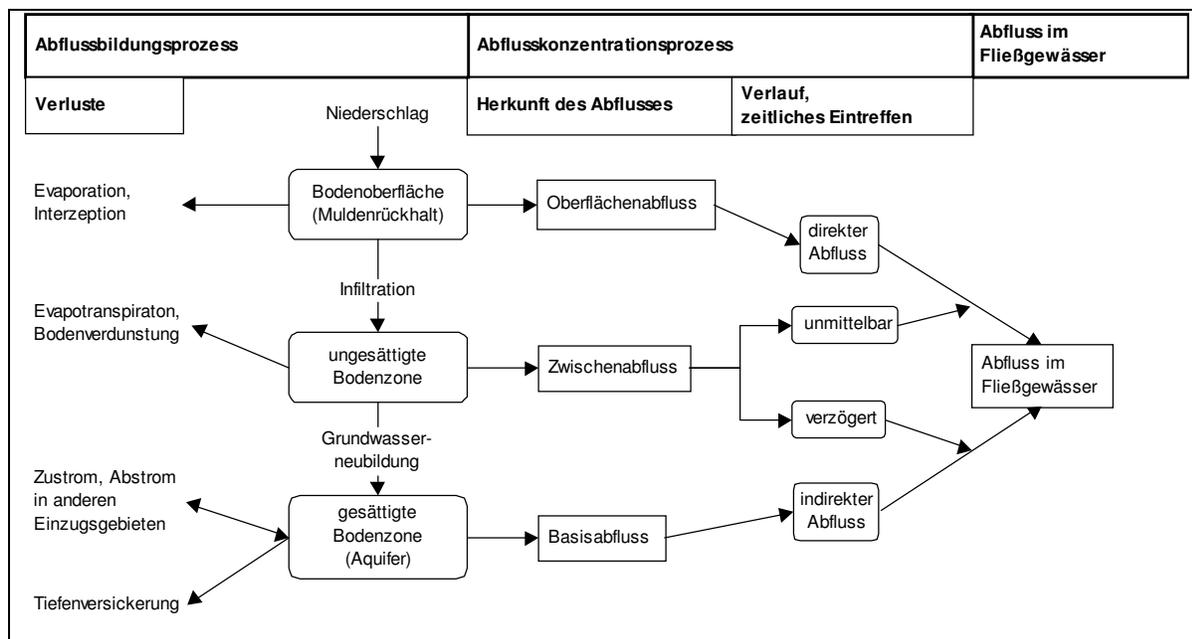
Gelangt das Niederschlagswasser noch weiter in den Boden, führt es zur Grundwasserneubildung und gelangt erst erheblich zeitverzögert über die Basisabflusskomponente in ein Fließgewässer. Dabei wird die Basisabflusskomponente hauptsächlich durch den Grundwasserabfluss gebildet und formt den indirekten Abflussanteil. Diese Aufteilung zwischen dem direkten Abfluss und dem Basisabfluss in einer Abflussganglinie ist jedoch oft nicht möglich und wird meist aufgrund von Annahmen ermittelt (Baumgartner, A. et al., 1990).

Als weiteres wesentliches Charakteristikum des Abflussbildungsprozesses soll hervorgehoben werden, dass er nicht nur die Abflusscharakteristik eines Fließgewässers festlegt, wie sie durch die gewässerkundlichen Hauptwerte (MQ, MNQ und MHQ¹ etc.) zum Ausdruck kommt, sondern auch wesentlich die stoffliche Beschaffenheit des Fließgewässers bestimmt. Der Basisabfluss als bedeutendste natürliche Komponente des Trockenwetterabflusses wird in seiner stofflichen Beschaffenheit wesentlich durch die Gesteinsverwitterung und Gesteinslösungen der Grundwasser führenden geologischen Formationen bestimmt. Die stoffliche Beschaffenheit des Zwischenabflusses wird wesentlich durch die Bodenschichten bestimmt. Die Böden wiederum werden meist aus Verwitterungsprozessen der darunter liegenden geologischen Schichten gebildet. Der Oberflächenabfluss führt hauptsächlich die Oberflächendepositionen mit sich ab, die wesentlich seine stoffliche Beschaffenheit definieren (Schwoerbel, J., 1993).

Hiermit ergibt sich ein charakteristischer Unterschied in der stofflichen Beschaffenheit von Oberflächen- und Zwischenabfluss gegenüber dem Basisabfluss, vor allem in anthropogen beeinflussten Einzugsgebieten. Während der Basisabfluss vorwiegend durch autochthones (an Ort und Stelle entstandenes) Material in seiner stofflichen Beschaffenheit bestimmt wird, werden der Oberflächenabfluss und teilweise der Zwischenabfluss stofflich auch durch Oberflächendepositionen von allochthonem (ortsfremdem, anthropogenem) Material beeinflusst. Der Boden, vor allem der Oberboden landwirtschaftlich genutzter Flächen, ist oftmals anthropogenen Einflüssen ausgesetzt, bspw. können Schwermetalle aus trockener und nasser Deposition oder als „Verunreinigung“ von Kunstdünger über die Bodenbearbeitung in den Boden eingearbeitet werden. Im Bereich des Weinbaus im Neckartal und an seinen Nebenflüssen, bspw. dem Remstal, kann es darüber hinaus durch die langjährige Anwendung von Kupfersulfat (CuSO₄) zur Brandpilzbekämpfung von Weinstöcken zur Cu-Infiltration ins Grundwasser und damit zu dessen Verunreinigung kommen.

¹ Mittlerer Abfluss, mittlerer Niedrig- und Hochwasserabfluss

Abbildung 2.3: Schema der natürlichen Abflussbildung nach Herkunft und dem zeitlichen Verlauf (nach Baumgartner, A., 1990).



2.3 SCHADSTOFFSTRÖME IN DER HYDROSPHÄRE

2.3.1 Punktförmige und diffuse Quellen

Will man die Stoffströme eines bestimmten Stoffes oder einer Stoffgruppe betrachten, sind deren Verlauf von den Quellen bis zu den Senken, in denen sie verbleiben, zu berücksichtigen. Für das Transportmedium Wasser lassen sich in einem Flusseinzugsgebiet die Stofftransportpfade nach ihrer Herkunft in Punktquellen und diffuse Quellen unterscheiden. In der Literatur existiert jedoch für die Begriffe Punkt- und diffuse Quellen sowie ihre Abgrenzung gegeneinander keine einheitliche Definition. Vielmehr werden von verschiedenen Autoren Transportpfade, meist aus urbanen Gebieten, unterschiedlich den Punktquellen und diffusen Quellen zugeordnet. Tabelle 2.2 gibt eine Zusammenstellung der Kriterien zur Definition und Abgrenzung der Stoffeinträge aus diffusen Quellen verschiedener Autoren wieder.

Danach können (nach Novotny, V., Chester, G., 1981; Decoursey, D., 1985) diffuse und Punktquellen nach den Abflusskomponenten, mit denen die Stoffeinträge auftreten, unterschieden werden. Dabei sind Punktquellen identifizierbare Einleiter, deren Ablauf normalerweise gleichmäßig in Menge und Zusammensetzung ist, und deren Gewässerbelastung weitgehend unabhängig von den Witterungseinflüssen erfolgt, wohingegen diffuse Quellen im Regelfall nicht lokalisiert werden können und ihre Einträge eine sehr hohe Variabilität zeigen und in zufälligen Abständen auftreten.

Tabelle 2.2: Zusammenstellung verschiedener Definitionen und Abgrenzungen diffuser Stoffeinträge in der Literatur (verändert nach Bach, M., 1996).

Definition	Novotny, V., Chester, G. (1981)	Decoursey, D. (1985)	Stalzer, W. et al. (1985)	Werner, W. et al. (1991)	LAWA* aus DVWK (1998)
Kriterium	Unterscheidung nach Abflusskomponenten, mit denen die Stoffeinträge auftreten.	Unterscheidung anhand von Transportprozessen, durch welche die Stoffe in die Gewässer gelangen.	Merkmal der exakten Erfassung der Stoffquellen und der Möglichkeit technischer Verfahren zur Frachtreduktion	Siedlungswasserwirtschaftliches Kriterium der Sammelkanalisation	Lokalisation von Schmutzquellen
Punktquellen	Punktquellen sind identifizierbare Einleiter, deren Ablauf annähernd gleichmäßig in Menge und Zusammensetzung ist, und deren Gewässerbelastung weitgehend unabhängig von den Witterungseinflüssen (hydrologischen Geschehen) erfolgt.	Einträge aus Punktquellen werden unabhängig vom natürlichen hydrologischen Kreislauf in die Gewässer eingetragen.	Punktquellen können exakt erfasst und technischen Verfahren einer Frachtreduktion unterzogen werden	Einträge aus Punktquellen, die in einer Sammelkanalisation erfasst werden, sowie das Niederschlagswasser, das über die Kanalisation in Gewässer gelangt.	Punktquellen bilden Einleitungen aus Kläranlagen und sonstigen Abwasseranlagen, z.B. Regenwassereinleitungen im Misch- und Trennsystem, aus konkret bestimmbar Ablagerungen oder Altlasten etc.
Diffuse Quellen	Diffuse Quellen können im Regelfall nicht benannt werden, die Einträge zeigen eine sehr hohe Variabilität und treten in zufälligen Abständen auf.	Einträge diffuser Quellen gelangen danach durch den natürlichen hydrologischen Kreislauf in die Gewässer.	Zu den diffusen Quellen zählen somit alle übrigen Einträge.	Diffuse Quellen bilden verstreut liegende, kleine punktuelle Quellen, wie Hauskläranlagen, Straßenabläufe, landwirtschaftliche Betriebe etc.	Einträge diffuser Quellen können nicht einer bestimmten Schmutzquelle zugeordnet werden, z.B. aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung, aus alten Deponien und Altlasten, Bergbau bedingte Sickerwässer, geogene Stoffeinträge und atmosphärische Deposition etc.

*Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

Basierend auf dem hydrologischen Kreislauf, und hier besonders auf dem niederschlagsbedingten Stofftransport, kann eine Definition für die Abgrenzung von diffusen Quellen und Punktquellen nach folgenden Kriterien gegeben werden (nach Novotny, V., Chester, G., 1981; Decoursey, D., 1985):

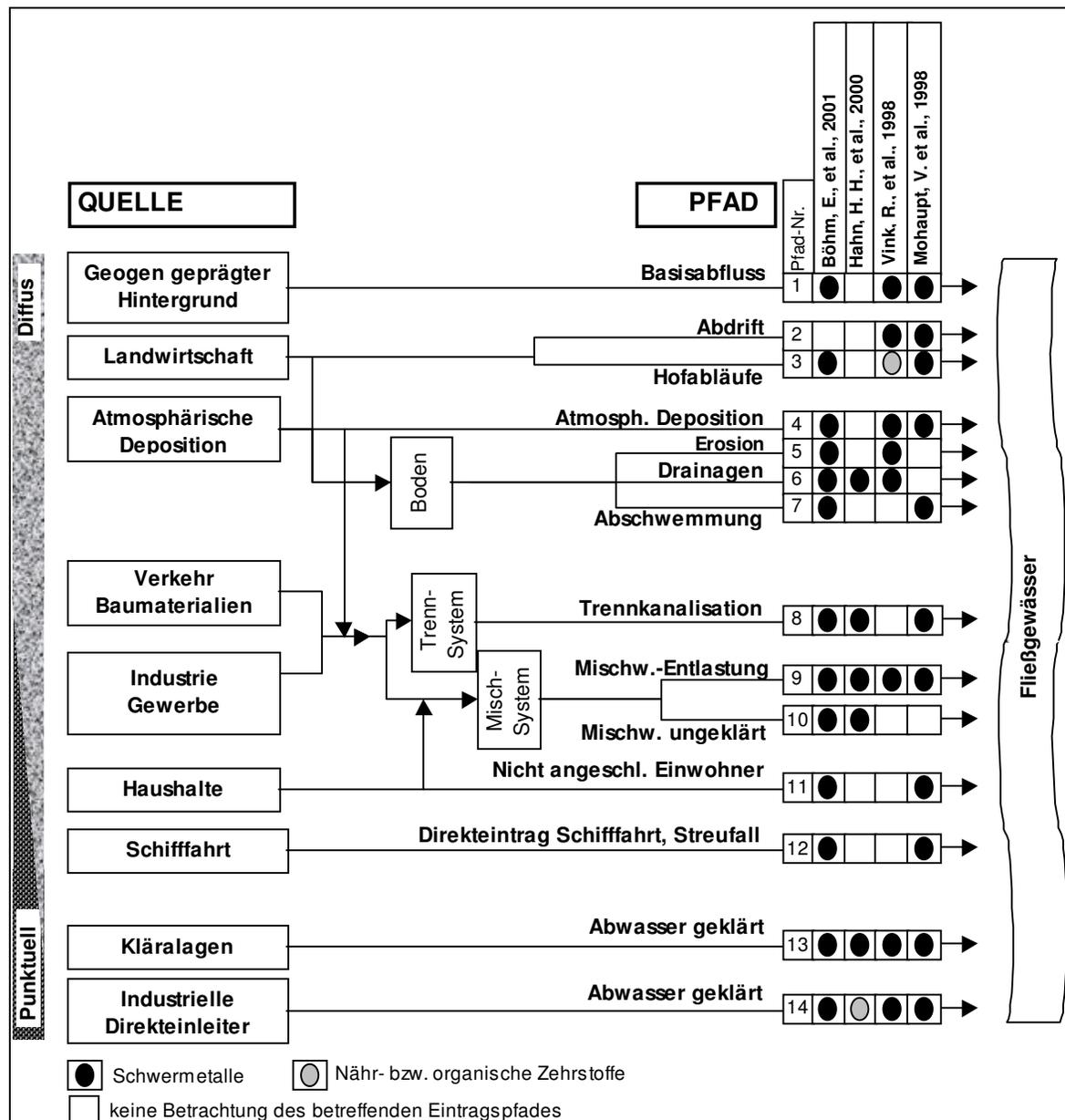
- ⇒ Punktquellen sind durch einen weitgehend konstanten zeitlichen Verlauf gekennzeichnet, d.h. Abfluss und Beschaffenheit variieren in einem Bereich kleiner einer bestimmten Größenordnung und sind unabhängig von meteorologischen Faktoren. Die Punktquellen sind identifizierbare Punkte, denen eindeutige geographische Koordinaten zugeordnet werden können.
- ⇒ Diffuse Quellen zeigen eine hohe Dynamik und sind durch einen intermittierenden Verlauf gekennzeichnet, d.h. Abfluss und Beschaffenheit variieren meist in einem Bereich über mehrere Größenordnungen und sind abhängig von meteorologischen Faktoren, korrelieren bspw. eng mit dem Niederschlag. Die diffusen Quellen lassen sich nicht immer identifizieren bzw. lokalisieren, d.h. eindeutigen geographischen Koordinaten zuordnen.

Aus dieser Klassifizierung ergibt sich für die Stoffquellen, dass diese unabhängig vom Transportpfad sind, über den sie in ein Oberflächengewässer eingetragen werden (Behrendt, H., 1993). So ist entsprechend dieser Klassifizierung der Stoffabtrag von befestigten Flächen durch Niederschlag in städtischen Gebieten als eine diffuse Quelle zu charakterisieren, unabhängig davon, ob diese Stofffracht in ein Oberflächengewässer direkt oder über eine Kanalisation oder den Abfluss einer ARA eingetragen wird.

2.3.2 Quellen und Transportpfade von Stoffströmen

Ein Stoff oder eine Stoffgruppe kann von den Quellen über verschiedene Eintragspfade in ein Oberflächengewässer gelangen. Je nach Autoren werden diese Eintragspfade verschieden festgelegt und berücksichtigt. Abbildung 2.4 zeigt eine Zusammenschau der Eintragspfade nach verschiedenen Autoren für die Abschätzungen punktueller und diffuser Schwermetallfrachten von makro-skaligen Flusseinzugsgebieten.

Abbildung 2.4: Gegenüberstellung verschiedener Autoren zur Abschätzung diffuser und punktueller Schwermetallfrachten (verändert nach Mohaupt, V. et al., 1998 und BMU, 2001).



Diese Betrachtung der Eintragspfade für Schwermetalle basiert auf emissionsorientierten Ansätzen, wie in den meisten bisherigen Untersuchungen. Der fließende Übergang des Balkens auf der linken Seite in Abbildung 2.4 veranschaulicht die unterschiedliche Einteilung diffuser und punktueller Quellen, ausgehend von verschiedenen Definitionen, wie sie in Tabelle 2.2 aufgelistet werden. Für den Entwurf einer Berichterstattung, die dem Rahmen der EU-WRRL gerecht werden soll, ordnen bspw. Friedrich, H. et al. (2002) die Einleitungen aus Entlastungen der Mischwasserkanalisation sowie die Einleitung von Drainagewasser und Entwässerungsgräben den Punktquellen zu.

2.4 STAND DER FORSCHUNG

In Anlehnung an Bach, M. (1996) und Behrendt, H. (1996) können folgende makroskaligen Abschätzungen diffuser Stoffeinträge in Fließgewässer zusammengefasst werden, die überwiegend für diffuse Nährstoffeinträge entwickelt und angewandt wurden:

- (1) Messung der Gewässerfracht in einem repräsentativen Teileinzugsgebiet ohne Punktquellen und anschließende Hochrechnung auf das gesamte betrachtete Einzugsgebiet (Raderschall, R., 1996).
- (2) Differenz zwischen gemessener Gesamtfracht und der (gemessenen oder geschätzten) Fracht über Punktquellen (Bach, M. et al. 1996; RP Gießen, 1994).
- (3) Aufteilung der Gesamtfracht nach Abflusskomponenten durch Interpretation der Fracht-Abfluss-Beziehung (Regressionsanalyse) (Behrendt, H., 1993 und 1994).
- (4) Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Einzugsgebieten mit Stofftransportmodellen (Rode, M., 1995; Huber, A., 1998 oder MONERIS, Behrendt, H. et al., 1999).
- (5) Abschätzung von spezifischen Emissionen für diffuse Eintragspfade (Werner, W. et al., 1991; Vink, R. et al., 1998; Böhm, E. et al. 2000).
- (6) Schätzung auf Basis der gemessenen Fracht unter Berücksichtigung von gewässerspezifischen Nährstoffrückhalten (Svendsen, L., Kronvang, B., 1993).

Entsprechend der unterschiedlichen methodischen Ansätze für die Abschätzung diffuser Gewässereinträge lassen sich auch hier, wie für die uneinheitlich gehandhabte Definition von Transportpfaden, unterschiedliche Berechnungsansätze in der Literatur finden. Die Einflussfaktoren, von denen die diffusen Stofffrachten abhängen, sind vielschichtig und komplex. Einzelne Faktoren, die die diffusen Eintragsfrachten beeinflussen, sind bspw. Klima, Geländere relief, Hydrologie, Geologie, Bodenart, Flächennutzungsart und Intensität der Nutzung, Nutzungsvorgeschichte etc. Eine Berücksichtigung dieser einzelnen Faktoren für die Stofftransportpfade in einem emissionsorientierten Ansatz führt zu einer Vielzahl von einzelnen Berechnungsansätzen. Jeder einzelne Berechnungsansatz benötigt wiederum einen spezifischen Datensatz, bspw. Stoffkonzentrationen oder spezifische Flächenpotentiale eines Stoffes. Für ein betrachtetes Flusseinzugsgebiet liegen diese benötigten Datensätze teilweise nicht vor und müssen aus anderen Flussgebieten übernommen werden oder liegen meist nicht in ausreichender Datendichte und -güte vor, so dass pauschal für ein Flussgebiet einheitliche Ausgangswerte angenommen werden (vgl. Vink, R., 1998; Böhm, E. et al., 2000).

Dagegen erlauben immissionsorientierte Ansätze eine genauere Bestimmung der Größe der diffusen Stofffrachten, indem auf die meist breitere Datenbasis der Gewässerüberwachung zurückgegriffen wird, lassen aber eine schärfere Betrachtung einzelner Transportpfade nicht zu.

2.5 ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEDEUTUNG DER SCHWERMETALLE

Schwermetalle sind nicht metabolisierbare (persistente) Mikroschadstoffe, deren ökotoxikologische Bedeutung besonders darin zu sehen ist, dass diese sich in Organismen und in der Nahrungskette anreichern können (Bioakkumulation). Dabei ist das Umweltverhalten sehr stark von der Phasenverteilung (gelöst/adsorbiert) abhängig und die ökotoxikologische Bedeutung hauptsächlich vom Mobilisierungsverhalten bestimmt (Förstner, J., Salomons, W., 1984).

Ob die in die Ökosphäre abgegebenen Schwermetalle eine toxische Wirkung zeigen, hängt zum einen von der Mobilität und damit der ökologischen Verfügbarkeit und zum anderen im Wesentlichen von der Einwirkungsdauer und der Konzentration (der einwirkenden Dosis²) ab. Die Schwermetalle Zn und Cu sind bspw. als Spurenelemente für das Pflanzenwachstum unentbehrlich. Bereits bei geringfügig erhöhten Konzentrationen dieser Schwermetalle können jedoch toxische Wirkungen auftreten. Die Schwermetalle Cd und Pb weisen dagegen keine ernährungsphysiologische Funktion auf (Scheffer, F., Schachtschabel, P., 2002).

Ökotoxikologische Wirkungen auf Organismen durch Schwermetalle, wie auch generell durch andere Schadstoffe, sind bei geringen Konzentrationen nicht zu erwarten. Diese Konzentrationswerte werden als „non-effective-level“ oder ökotoxikologische Werte bezeichnet. Tabelle 2.4 gibt einen Überblick zu acht Schwermetallelementen, ihren chemischen Erscheinungsformen und Spezifikationen, den ökotoxikologischen Wirkungen auf Organismen sowie zu den ökotoxikologischen Werten nach Behra, R. et al. (1993) wieder.

Diese kritischen Werte gelten jedoch nur für die gelösten Konzentrationen der Schwermetalle. Daher sind die häufig verwendeten Gesamtgehalte für die Beurteilung von Schwermetallbelastungen nicht geeignet, vielmehr ist zwischen den ökotoxikologisch relevanten mobilen (gelösten) und den nicht reaktiven immobilen Schwermetallfraktionen zu unterscheiden. Die Konzentration der freien (gelösten) Metallionen spielt für die biologische, bzw. ökotoxikologische Wirkung eine entscheidende Rolle und steht mit den verschiedenen komplexierten Schwermetallspezies im Gleichgewicht (Behra, R. et al., 1993). Neben der Schwierigkeit, die richtigen ökotoxikologischen Werte festzulegen, sind die Wechselwirkungen von Metallen in Metallgemischen, bzw. Kombinationswirkungen bisher wenig untersucht worden. Darüberhinaus ist die Festlegung von Grenzwerten mit Problemen behaftet, da die ökotoxikologischen Werte bzw. „non-effective-level“ meist aus Tierversuchen stammen und daher nicht einfach auf den Menschen übertragbar sind. Diese in Tierversuchen ermittelten Grenzwerte werden daher für den Menschen meist mit einem Sicherheitsfaktor von 100 beaufschlagt.

Für eine umfassende Beurteilung von Gewässerbelastungen, bspw. durch die Schadstoffgruppe der Schwermetalle, ist eine schutzgutbezogene Bewertung (z.B. Fischgewässer oder Ökosystem Oberflächengewässer) und eine nutzungsbezogene Bewertung (z.B. Trinkwasser) erforderlich.

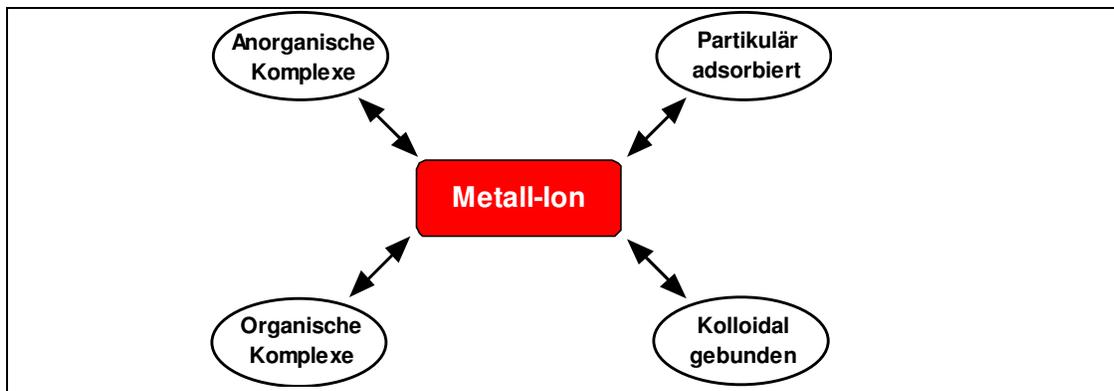
² „Dosis facit venenum“ (die Dosis macht das Gift) erkannte Paracelsus bereits im 16. Jahrhundert.

Im Falle der Schadstoffgruppe der Schwermetalle sind zudem die natürlichen Ausgangsgehalte bzw. Hintergrundgehalte zu berücksichtigen, die dem zugrunde liegenden Ausgangsgestein entstammen, und lokal zu deutlichen natürlich hervorgerufenen Abweichungen führen können.

Wesentlich für die Verfügbarkeit und damit potentielle ökotoxikologische Wirkung von Schwermetallen ist deren Gleichgewicht zwischen der gelösten Fraktion und der in mobilisierbarer Form adsorbierten Schwermetallfraktion. Mit zunehmender Menge an adsorbierten Schwermetallen steigen auch deren Lösungskonzentrationen an, d.h. mit einer erhöhten Zufuhr von Schwermetallen nehmen in der Regel auch deren ökotoxikologisch wirksame Anteile im Gewässer zu.

Abbildung 2.5 zeigt die wesentlichen Erscheinungsformen der Schwermetalle in der Wasserphase auf. Im wässrigen Medium kommen die Schwermetalle als freie Ionen, als gelöste (mobilisierbare) anorganische oder organische Komplexe sowie als unlösliche (immobilisierte) Komplexe oder aber an suspendierten Partikeln adsorbiert vor (Fent, K., 1998).

Abbildung 2.5: Hauptsächlich chemische Formen (Speziierung) der Schwermetalle in der Wasserphase (nach Fent, K., 1998).



Der Anteil der jeweiligen Spezies, die im Gleichgewicht zu einander stehen, ist von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des Metalls und des wässrigen Mediums abhängig (z.B. chemische Zusammensetzung).

Das unterschiedliche Lösungsvermögen der verschiedenen Schwermetalle ist insbesondere auf den Einfluss des pH-Wertes zurückzuführen. Bei neutralen pH-Werten in einem Gewässer ist die Löslichkeit der Schwermetalle in der Regel gering. Bei einem pH-Wert $\leq 6,5$ wird Cd zunehmend löslich, dagegen wird Pb erst ab einem pH-Wert kleiner 4,0 löslich. Die pH-Werte ab denen die verschiedenen Schwermetalle mobil werden, sind in Tabelle 2.3 aufgelistet.

Tabelle 2.3: pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung verschiedener Schwermetalle (Blume, H.-P., Brümmer, G., 1991).

Schwermetall	Cd	Zn	Ni	Cu	As	Cr	Pb	Hg
pH-Wert	6,5	6,0-6,5	5,5	4,5	4,0-4,5	4,0-4,5	4,0	4,0

Die humantoxische Wirkung von Schwermetallen war bereits in der Antike bekannt. So waren die Trinkwasserleitungen der römischen Aquädukte mit Blei ausgekleidet, dessen mögliche Giftigkeit bekannt war und in Kauf genommen wurde, da bei hartem Wasser sich eine schützende Calciumcarbonatschicht bilden konnte (Hauck, G., 1989).

In der Mitte des letzten Jahrhunderts trat in den japanischen Küstenstädten Minamata und Niigata die sogenannte Minamata-Krankheit auf. Diese Erkrankung trat durch den Verzehr von Fischen mit extrem hohen Quecksilbergehalten auf. Die betroffenen Küstenbewohner nahmen über längere Zeit mindestens 300 µg/d vorwiegend als Methylquecksilber auf (Wachs, B., 1986), wobei von der WHO nur eine Menge von 50 µg/d als tolerierbar angesehen wird (aus Scheffer, F., Schachtschabel, P., 2002). Diese Verschmutzung mit toxischem Quecksilber war auf die Einleitung sehr stark quecksilberhaltiger Industrieabwässer zurückzuführen. Vor allem das organische Methylquecksilber besitzt eine starke toxische Wirkung und reichert sich aufgrund seiner lipophilen Eigenschaft in Leber, Nieren und Gehirn an. Die Halbwertszeit im menschlichen Körper beträgt über 2 Monate.

Aus dem Irak sind aus den Jahren 1971-72 Quecksilbervergiftungen bekannt, die auftraten, nachdem mit Quecksilbersalzen konserviertes Saatgut zur Brotherstellung verwendet wurde (Wachs, B., 1986).

Cadmium stellt ebenfalls ein in geringen Mengen humantoxisches Schwermetall dar. In der Literatur beschrieben ist die schmerzhaftes Itai-Itai-Krankheit ebenfalls aus Japan in der Mitte des letzten Jahrhunderts (Müller, G., 1986). Diese durch Cadmium induzierte Krankheit führt zur Knochendeformation und Skelettschrumpfung. Das Schwermetall Cd reichert sich vor allem in der Leber und der Niere an und weist eine sehr lange biologische Halbwertszeit von ca. 19-38 Jahren auf.

Im allgemeinen spielt die Aufnahme über Trinkwasser für die humantoxikologische Bedeutung der Schwermetalle eine untergeordnete Rolle, da unter normalen Umständen der Mensch Schwermetalle überwiegend durch die Nahrung aufnimmt (Wachs, B., 1986). In diesem Zusammenhang ist besonders die Beeinträchtigung von landwirtschaftlichen Nutzflächen bedeutend, die vorwiegend auf diffuse Quellen zurückzuführen ist.

Tabelle 2.4: Bindungsformen, chemische Spezierung und ökotoxikologische Werte von Schwermetallen (verändert nach Behra, R. et al., 1993):

	Erscheinungsformen	Chemische Spezierung	Ökotoxikologische Eigenschaften auf höhere Organismen (Eukaryonten)	Weitere Anmerkungen	Ökotoxikologische Werte [$\mu\text{g/l}$]
As	Sowohl organische als auch anorganische Bindungsformen.	As(V)- und As(III)-Anion.	Bei Langzeit-Expositionen sind Konzentrationen von 100 $\mu\text{g/l}$ für <i>Gammarus spec.</i> und andere Wasserfloharten letal, bei kurzzeitiger Exposition ab Konzentrationen von 1000 $\mu\text{g/l}$.	Im Vergleich zu anderen Metallen weniger toxisch für aquatische Organismen.	10-20
Cd	Zeigt eine geringe Tendenz zur Bindung mit organischen und anorganischen Komplexbildnern, ähnlich dem Zn, so dass ein Verhältnis Cd^{2+} gelöst zur Cd Gesamtkonz. von $\approx 0,05 - 0,5$ abgeschätzt werden kann.	-	Das toxische Potential dieses Schwermetalls zeigt sich dadurch, dass bereits bei Konzentrationen ab 0,17 $\mu\text{g/l}$ bei Crustaceen und Fischen physiologische Störungen und Mortalität beobachtet werden. Ökosystemstudien erbringen für Konzentrationen ab 0,6 $\mu\text{g/l}$ Änderungen der Gemeinschaftsdynamik von Algen und Crustaceen.	Dieses Schwermetall weist ein sehr hohes toxisches Potential für aquatische Organismen auf.	0,001-0,5
Cr	Die verschiedenen chemischen Spezifikationen zeigen unterschiedliche Löslichkeiten. Das Cr(III) weist eine starke Tendenz zur Adsorption auf, liegt somit vorwiegend partikulär gebunden vor. Dagegen ist das Cr(VI) vorwiegend gelöst als CrO_4^{2-} zu erwarten.	Das Chrom tritt in den zwei Oxidationszuständen +III und +VI auf.	Für Cr(VI) treten ab Konzentrationen von 2 bis 10 $\mu\text{g/l}$ physiologische und reproduktive Störungen bei Fischen und Crustaceen auf. Für das geringer toxische Cr(III) werden physiologische Effekte auf Fischlarven beobachtet.	-	2-10 für Cr(VI) 50 für Cr(III)
Cu	Kupfer besitzt eine starke Tendenz zur Bindung an organische Komplexbildner. Das Verhältnis der Konzentrationen Cu^{2+} gelöst zur Gesamtkonzentration Cu liegt bei $\approx 10^{-5} - 10^{-7}$.	-	Cu weist eine relativ hohe Toxizität auf, ab Konzentrationen von 1 $\mu\text{g/l}$ treten Effekte bei der Algenphotosynthese auf, und ab Konzentrationen von 2 $\mu\text{g/l}$ treten bei Fischen physiologische und immunologische Störungen auf. Die LC_{50} (letale Konzentration für 50 %) einer Wasserflohpopulation liegt bei 4-6 $\mu\text{g/l}$, bei aquatischen Würmern bei 6 $\mu\text{g/l}$.	Der Anteil des freien Aquaions ist in natürlichen Gewässern sehr gering und nimmt mit abnehmendem pH und geringerer Konzentration an organischem Material zu.	0,05
Hg	Im Vordergrund stehen organische Quecksilberverbindungen, die aufgrund bakterieller Umsetzungen gebildet werden und ein sehr hohes toxisches Potential aufweisen.	-	Für anorganische Hg-Verbindungen werden ab Konzentrationen von 1-2 $\mu\text{g/l}$ bei Crustaceen reproduktive und letale Effekte beobachtet. Dagegen treten für organische Hg-Verbindungen bereits bei Konzentrationen von 0,04-0,2 $\mu\text{g/l}$ Störungen der Fortpflanzung und Mortalität auf.	Organische Quecksilberverbindungen sind für aquatische Organismen hoch toxisch.	0,002-0,5

(Tabelle 2.4 fortgesetzt)

	Erscheinungsformen	Chemische Spezierung	Ökotoxikologische Eigenschaften auf höhere Organismen (Eukaryonten)	Weitere Anmerkungen	Ökotoxikologische Werte [$\mu\text{g/l}$]
Ni	Nickel wird vorwiegend in seiner gelösten Form als Ni^{2+} erwartet. Die Tendenz zur Bindung an organische Komplexbildner liegt zwischen der Tendenz von Cu und Zn. Die Bindung an anorganische Komplexbildner ist sehr gering.	-	Bei Crustaceen und Fischlarven treten letale Effekte ab einer Konzentration von $5 \mu\text{g/l}$ auf. Die Photosynthese verschiedener Algenarten wird ab einer Konzentration von $10 \mu\text{g/l}$ inhibiert.	-	0,5-10
Pb	Starke Tendenz zur Bindung an Partikeloberflächen. In natürlichen Gewässern geringe Konzentrationen Pb^{2+} gelöst zu $\text{Pb total} \approx 10^2 \cdot 10^4$. Bindung an organische und anorganische Komplexbildner ist beschränkt.	-	Bei Konzentrationen von ca. $7 \mu\text{g/l}$ treten bei Fischen Wirbelsäulenverkrümmungen und Muskelathropien auf, ab Konzentrationen von ca. $30 \mu\text{g/l}$ treten weitere histopathologische, hämolytische und neurotoxikologische Effekte auf. In derselben Größenordnung treten bei Algen Störungen des Wachstums auf. Ab einer Konzentration von ca. $130 \mu\text{g/l}$ sind Bleisalze für Invertebraten akut toxisch (letal).	Die durch bakterielle Umsetzungen methylierten Formen haben eine höhere toxische Potenz auf höhere Organismen.	3-10
Zn	Zink hat eine geringe Tendenz zur Bindung an organische und anorganische Komplexbildner sowie an Partikeloberflächen und liegt somit meist in gelöster Form vor. In natürlichen Gewässern ist ein Verhältnis der Konzentrationen von gelöstem Zn^{2+} zu Zn total von $\approx 0,05 - 0,5$ zu erwarten.	-	Reproduktionshemmung und Mortalität treten bei Crustaceen ab einer Konzentration von ca. $30 \mu\text{g/l}$ auf. Bei Fischen treten vergleichbare Effekte bei ca. $60 \mu\text{g/l}$ auf. Untersuchungen an Röhrenwürmern zeigen letale Effekte ab einer Konzentration von $100 \mu\text{g/l}$.	Ökotoxikologische Studien lassen für Zink auf ein geringes ökotoxikologisches Potential schließen.	0,5-2

3 BASISDATEN UND UNTERSUCHUNGSGEBIET

3.1 BASISDATEN

3.1.1 Begriffsverwendungen

In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff Pegel, d.h. Abflusspegel oder Beobachtungspegel generell für die Erhebung der Abflussdaten verwendet. Im Unterschied dazu wird der Begriff Station, d.h. Gewässergütestation, etc. in Bezug auf die Ermittlung der Gewässerbeschaffenheit von Stoffkonzentrationen angewandt. Im Rahmen der Gewässerüberwachung (Monitoring) werden zunächst die Daten zur Gewässerbeschaffenheit erhoben und anschließend nach vorgegebenen Kriterien bewertet und als Gewässergüte angegeben.

In dieser Arbeit werden die chemischen Symbole der betrachteten Schwermetalle in der meist üblichen alphabetischen Reihung angegeben. Des Weiteren sind bspw. auch Reihungen nach der Stellung im Periodensystem (Ordnungszahl), dem spezifischen Gewicht, der Ökotoxizität, der Löslichkeit in Flüssigkeiten etc. möglich.

3.1.2 Meteorologische Basisdaten

Die Erfassung der Niederschläge in Deutschland obliegt dem Deutschen Wetterdienst (DWD), Offenbach, der die Ergebnisse der monatlichen Niederschlagshöhen in den Deutschen Meteorologischen Jahrbüchern veröffentlicht (DWD, 1998). Für die Ermittlung der Gebietsniederschläge im Neckareinzugsgebiet wurden vom DWD tägliche Niederschlagshöhen von 35 Niederschlagsstationen für die Beobachtungsreihen der Jahre 1993-1995 in digitaler Form bezogen. Die Informationen der zugehörigen Niederschlagsstationen waren im Papierformat verfügbar und wurden für die weitere Bearbeitung mittels der GIS Software ArcView Vers. 3.1 digital aufbereitet (siehe Anhang A.1).

3.1.3 Hydrologische Basisdaten

Grundlegend für die Betrachtung der Stofffrachten in einem Flussgebiet sind die Beobachtungsreihen der Abflusswerte am Bezugspegel eines bestimmten Teileinzugsgebietes. An den Abflusspegeln werden zunächst Wasserstände meist automatisch gemessen. Anhand einer für den Beobachtungspegel spezifischen Abflusskurve (Wasserstands-Abfluss-Korrelation) wird der resultierende Abflusswert ermittelt. Die Wasserstände werden in einer hohen zeitlichen Auflösung in Intervallen von 15 min aufgezeichnet. Aus den korrespondierenden Abflusswerten wird der mittlere tägliche Abfluss als arithmetisches Mittel errechnet. Aktuelle Daten für ausgewählte Pegel des Neckars sind als Dienstleistung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg³ teilweise online abrufbar.

Die hydrologischen Basisdaten werden für den Neckar und seine Nebenflüsse entsprechend der wasserwirtschaftlichen Bedeutung für die Gewässer I. Ordnung von der

³ LfU, Ba.-Wü., aktuelle Messwerte der HVZ (Hochwasservorhersagezentrale) für den Neckar und seine Nebenflüsse (URL: <http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu/uis/wasser.html>).

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, und für die Gewässer II. Ordnung und höher von der LfU, Ba.-Wü., erhoben. Die Tagesabflusswerte sowie die Haupt- und Extremwerte des Neckars und 17 seiner Nebenflüsse sind über das „Deutsche Gewässerkundliche Jahrbuch, Rheingebiet, Teil I Hoch- und Oberrhein“ bis 1996 verfügbar (LfU, Ba.-Wü., 1998). Daten zu Tagesabflüssen für 1997 wurden bei der LfU, Ba.-Wü., abgefragt. Diese Abflussdaten sind mit Hilfe von Scanner und Erkennungssoftware für die weitere Verarbeitung in digitale Form gebracht worden. Darüber hinaus sind für die Nebenflüsse Fils, Rems, Enz, Kocher und Jagst tägliche Abflüsse für die Beobachtungsreihen 1993-1997, von der LfU, Ba.-Wü., in digitaler Form zur Verfügung gestellt worden. Alle Abflussdaten wurden mittels Plausibilitätsbetrachtung, bspw. Vergleich der Minimal und Maximalwerte der Datenreihe mit den langjährigen Hauptwerten, auf eventuelle systematische Fehler bei der Datenübertragung überprüft.

Am orographisch linken Neckarnebenfluss Enz wurde von der LfU, Ba.-Wü., für den Beobachtungszeitraum (1993-1997) nur die spezifische Abflusskurve für den Abflusspegel am Klärwerk Pforzheim ($A_E=1479 \text{ km}^2$) überprüft, nicht dagegen der flussabwärts gelegene Beobachtungspiegel Vaihingen-Enz, für den die mittleren Tagesabflüsse durch die LfU, Ba.-Wü., als ungeprüfte Werte erhoben werden. Ein Vergleich der mittleren Abflussspenden für den Zeitraum 1993-95 mit $13,8 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ für den Pegel Vaihingen-Enz und $16,7 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ für den Pegel Pforzheim/Kläranlage zeigt jedoch eine weitgehende Übereinstimmung. Daher wird der Pegel Vaihingen-Enz, dessen Einzugsgebiet A_E von 1662 km^2 besser mit dem Einzugsgebiet der Gewässergütestation Besigheim ($A_E=2226 \text{ km}^2$) in der Nähe der Enzmündung in den Neckar übereinstimmt, für die Abschätzung der in der Enz transportierten Stofffrachten verwendet.

Generell liegen die Orte der Abflusspegel und die Orte der Gewässergütestationen, die unterschiedliche Funktionen erfüllen, meist räumlich getrennt entlang des Gewässerlaufes und erfassen damit Einzugsgebiete unterschiedlicher Größe. Somit sind die Bezugsquerschnitte unterschiedlich großen Einzugsgebieten zugeordnet. Daher müssen die an den Abflusspegeln gemessenen Abflusswerte mit Hilfe einzugsgebietsspezifischer Faktoren für die Abflusswerte an den Gewässergütestationen korrigiert werden. Dies basiert darauf, dass die Größe des Einzugsgebietes proportional zum Abfluss ist (Baumgartner, A., Liebscher, H.-J., 1990). Der Stofftransport und die Stofffrachtberechnung werden dann über diese einzugsgebietsspezifisch korrigierten Abflusswerte berechnet.

Tabelle 3.1 gibt die verwendeten Korrekturfaktoren für die jeweiligen Gewässergütestationen bezogen auf die entsprechenden Abflusspegel wieder. Die räumlichen Koordinaten der einzelnen Bezugspegel sind in Anhang A.2 aufgeführt.

Tabelle 3.1: Betrachtete Gewässergütestationen am Neckar und die zugeordneten Abflusspegel. Für die Abflusswerte ist der einzugsgebietsspezifische Korrekturfaktor angegeben.

Abflusspegel	Bez.	A_E [km ²]	Gewässergütestation	Bez.	A_E [km ²]	Korrekturfaktor
Rottweil	1	455	Rottweil	A	455	1,00
Plochingen	2	3995	Deizisau	B	4016	1,01
Plochingen	2	3995	Poppenweiler	C	5001	1,25
Lauffen	3	7916	Kochendorf	D	8516	1,08
Rockenau	4	12710	Mannheim/ Feudenheim	E	13904	1,09
Plochingen	5	704	Fils: Plochingen	F	706	1,00
Schorndorf	6	418	Rems: Remsmühle	G	582	1,39
Vaihingen-Enz	7	1662	Enz: Besigheim	H	2226	1,34
Stein am Kocher	8	1929	Kocher: Kochendorf	J	1956	1,01
Untergriesheim	9	1829	Jagst: Jagstfeld	K	1834	1,00

Bez. = Bezeichnungen für Abbildung 3.1 und Abbildung 3.2; A_E = Einzugsgebiet.

Abbildung 3.1: Untersuchungsgebiet des Neckars mit den Gewässergütestationen und den Abflusspegeln (für die Nummerierung siehe Tabelle 3.1).

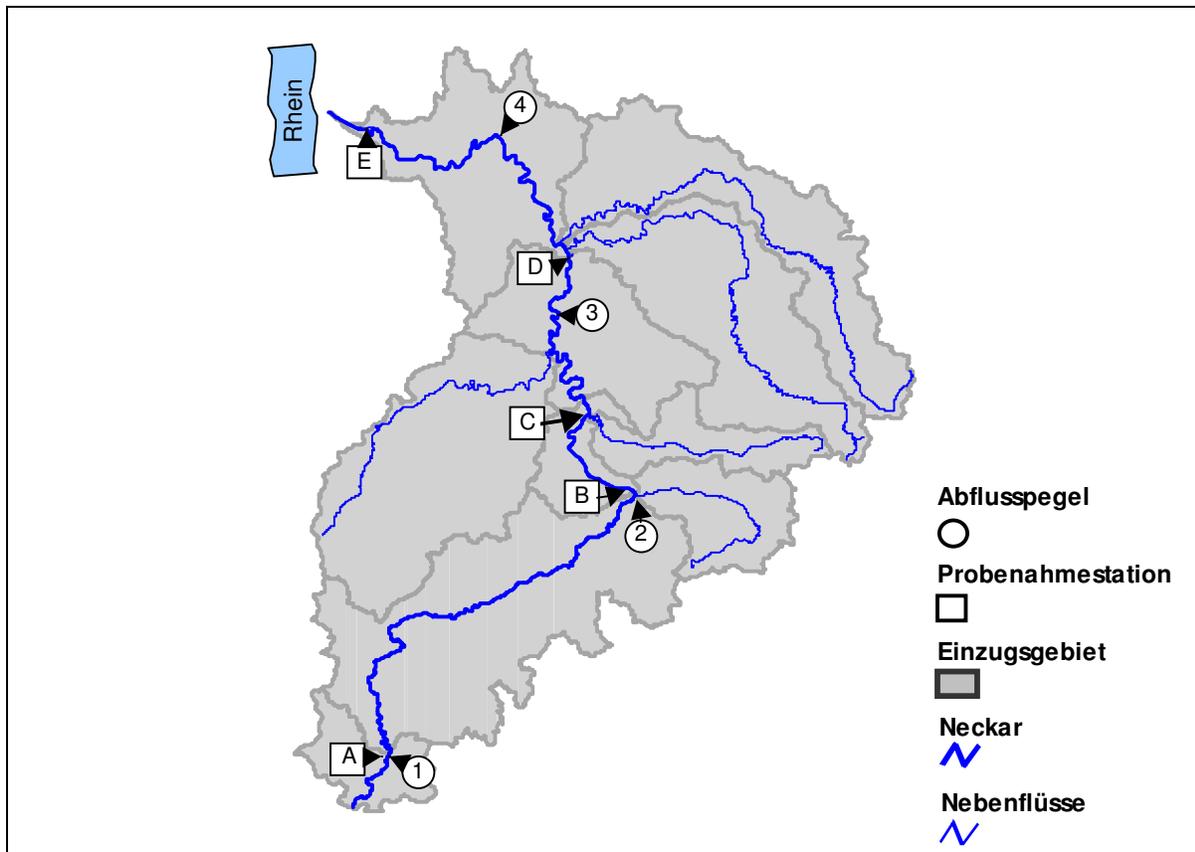
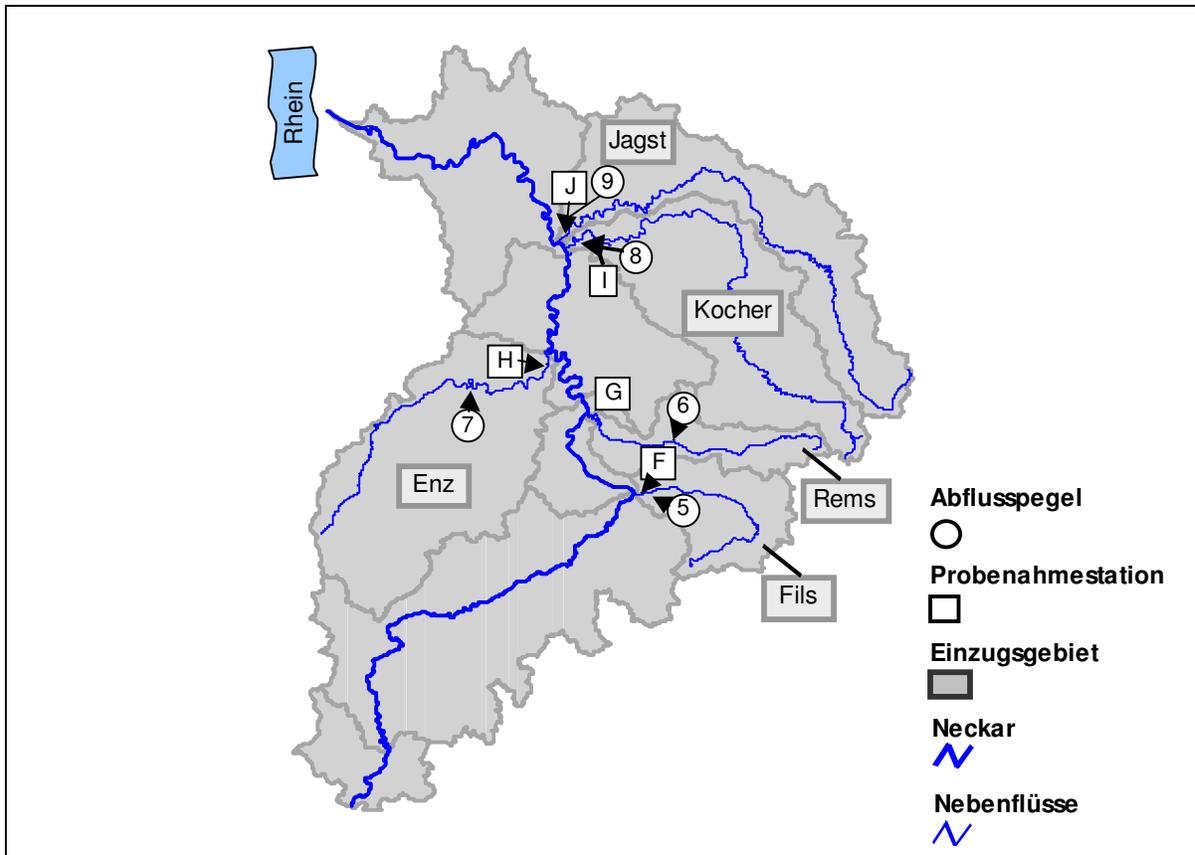


Abbildung 3.2: Untersuchungsgebiete der Neckar Nebenflüsse mit den Gewässergütestationen und den entsprechenden Abflusspegeln (für die Nummerierung siehe Tabelle 3.1).



Die hydrologischen Basisdaten des Abflusses für das Neckargebiet sind allgemein in hoher Datenqualität und Datendichte (Tageswerte) verfügbar und bilden eine weitgehend abgesicherte Datenbasis für die weitere Verarbeitung der Beobachtungsdaten und die darüber ermittelten Stofffrachten.

3.1.4 Basisdaten der Fließgewässerbeschaffenheit

3.1.4.1 Auswahl der Stationen des Gewässer-Monitorings

Die Auswahl der betrachteten Überwachungsstationen der Fließgewässerbeschaffenheit erfolgte nach:

- (i) der Vergleichbarkeit der verfügbaren Beobachtungsdaten für Schwermetalle für verschiedene Stationen der Wasserbeschaffenheit am Neckar und den bedeutsamen Nebenflüssen nach **zeitlichen Merkmalen** (Dichte und Kontinuität der Beobachtungsreihen für Schwermetalle),
- (ii) der Charakteristik der Teileinzugsgebiete und Einzugsgebiete bedeutender Nebenflüsse nach **räumlichen Merkmalen** (Landnutzung, Skaligkeit etc.).

Die fünf Gewässergütestationen des Neckars wurden im Wesentlichen deshalb ausgewählt, da sie eine Kontrollfunktion unterhalb von Belastungsräumen wahrnehmen oder im Falle von Mannheim/Feudenheim im Mündungsbereich zum Rhein als Referenzmessstelle für das gesamte Neckareinzugsgebiet dienen. Für die Nebengewässer gilt für das Auswahlkriterium als Messstelle ebenfalls die Kontrollfunktion unterhalb von Belastungsräumen sowie als Referenzmessstelle im Mündungsbereich des Neckars.

Sowohl die fünf ausgewählten Messstationen der qualitativen Fließgewässerüberwachung des Neckars als auch die Überwachungsstationen der fünf ausgewählten Nebenflüsse sind Teil des Basismessnetzes des Landes Baden-Württemberg (LfU, Ba.-Wü., 1999).

Beobachtungsdaten der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg werden in digitaler Form im Rahmen des Jahreskatalogs der Fließgewässerbeschaffenheit veröffentlicht und wurden für diese Arbeit herangezogen (LfU, Ba.-Wü., 2000a). In der vorliegenden Arbeit werden die chemisch-physikalischen Labordaten der Schwermetallgehalte in der Wasserphase verwendet. Der Jahresdatenkatalog fasst die Daten seit Beginn des qualitativen gewässerkundlichen Messdienstes der Gewässerbeobachtung in Baden-Württemberg im Jahre 1968 zusammen. Neben biologisch-ökologischen Gewässerüberwachungsdaten werden seit dem Jahr 1972 physikalisch-chemische Labordaten aus Proben der Wasserphase im Jahresdatenkatalog veröffentlicht. Diese Messdaten werden zudem im Zuge der Unterrichtsverpflichtung der Öffentlichkeit über die Umwelt zur Verfügung gestellt⁴, wie es in der Umsetzung der europäischen Rechtsprechung gefordert wird (EG, 1990).

3.1.4.2 Neckar

Die Schwermetallkonzentrationen in der Wasserphase werden seit dem Jahr 1984 an einigen Basismessstellen des Neckars I. Ordnung regelmäßig ermittelt. Voraussetzung für eine vergleichende Betrachtung unterschiedlicher Wassereinzugsgebiete sind jedoch Daten gleicher Beobachtungsreihen. Nachfolgende Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3 geben

⁴ Umweltinformationsgesetz (UIG), Bundesgesetzblatt I S. 2218. Zweck des Gesetzes ist, den freien Zugang zu den bei Behörden vorhandenen Informationen über die Umwelt zu gewährleisten.

einen Überblick über die Verfügbarkeit von Messdaten der Gewässergütestationen für die betrachteten Schwermetalle sowie einen Hinweis auf die unterschiedlichen Probenahmearten.

Tabelle 3.2: Übersicht der verfügbaren Messdaten der Schwermetallkonzentrationen des Neckars für die Parameter As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn und über die Art der Probenahme.

Fluss	Station	1993	1994	1995	1996	1997
Neckar	Mannheim/ Feudenheim/	M7 (n=52) (Hg 2/22)	M7 (n=52) (Hg 1/27)	M7 (n=51) (Hg 4/47)	M14 (n=24) (Hg 0/26)	E (n=26) (Hg 0/26)
Neckar	Kochendorf	M7 (n=49) (Hg 0/21)	M7 (n=52) (Hg 1/27)	M7 (n=51) (Hg 6/47)	M14 (n=23) (Hg 1/25)	E (n=24) (Hg 0/25)
Neckar	Poppenweiler	M7 (n=47) (Hg 0/20)	M7 (n=52) (Hg 0/21)	M7 (n=51) (Hg 0/44)	M14 (n=24) (Hg 0/24)	E (n=26) (Hg 0/26)
Neckar	Deizisau	M14 (n=24) (Hg 0/23)	M14 (n=25) (Hg 3/20)	M14 (n=25) (Hg 0/18)	M14 (n=16) (Hg 0/25)	E (n=25) (Hg 0/26)
Neckar	Rottweil	M14 (n=26) (Hg 0/22)	M14 (n=25) (Hg 6/24)	M14 (n=24) (Hg 0/25)	M14 (n=22) (Hg n.v.)	E (n=25) (Hg 1/26)

(n=24): Anzahl der Probenahmen pro Jahr.

Probenahmeart: M7,14 = siebentägige-, vierzehntägige Mischprobe, E= Einzelprobe.

Hg (0/11): Hg (Anzahl Werte größer analytischer Bestimmungsgrenze/Gesamtzahl Probenwerte).

Aus Tabelle 3.2 ist ersichtlich, dass im Jahr 1997 für alle fünf betrachteten Überwachungsstationen des Neckars von vierzehntägiger Mischprobenahme auf Einzelprobenahme umgestellt wurde. Im Sinne einer einheitlichen Datenbasis stellt die Umstellung von Mischproben- auf Einzelprobenahme im Jahre 1997 einen Einschnitt dar, da für die weiteren Frachtberechnungen unterschiedliche Berechnungsverfahren bei Mischprobenahme bzw. Einzelprobenahme angewandt werden.

Die Plausibilität der verfügbaren stofflichen Daten in digitaler Form wurde mittels der explorativen Datenanalyse (EDA) auf Extremwerte überprüft und mit den Beobachtungsreihen mehrerer vorangegangener Jahre verglichen. Daraufhin wurden für die Station Poppenweiler der Bleiwert von 33 µg/l vom 15. Aug. 1994 und für die Station Deizisau der Nickelwert von 75 µg/l vom 29. Mai 1995 von der weiteren Untersuchung ausgeschlossen.

Der Parameter Quecksilber (Hg) ist aufgrund seines ökotoxikologischen Potentials von Bedeutung (siehe Tabelle 2.4). In der Wasserphase des Neckars und seiner Nebengewässer sind die Werte jedoch weitgehend unter der analytischen Bestimmungsgrenze (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3). So liegen für die betrachteten Probenahmestationen des Neckars für das Jahr 1993 nur zwei Werte und für das Jahr 1997 nur ein Wert aller Probenwerte über der analytisch nachweisbaren Konzentrationsgrenze (siehe Tabelle 3.2). Dabei unterscheidet sich das Beprobungsprogramm für Hg deutlich von den anderen Schwermetallen. Am Neckar erfolgt die Probenahme für alle Schwermetalle über Mischproben, nur für das Schwermetall Hg wurden die Konzentrationen über Einzelprobenahme ermittelt. Die

verschiedenen Probenahmearten erklären auch die unterschiedliche Anzahl an Probenahmen pro Jahr.

3.1.4.3 Nebenflüsse

Die Messdaten zu den Schwermetallparametern werden an den Neckarnebenflüssen Enz seit 1985, Fils seit 1988, Rems seit 1989, an den Nebenflüssen Kocher und Jagst aber erst seit 1994 kontinuierlich erhoben. Zudem werden an den Nebenflüssen unterschiedliche Überwachungsstationen in teilweise jährlich wechselndem Turnus des Probenahmeprogrammes beprobt. So liegen nicht für alle Jahre an allen Überwachungsstationen Schwermetallanalysen vor. Weiterhin sind für die betrachteten Neckarnebenflüsse für das Jahr 1995 keine Schwermetallanalysen verfügbar, mit Ausnahme des Parameters Hg an der Gütestation Plochingen/Fils.

Mit Bezug auf die Verfügbarkeit der Nebenflüsse Rems und Jagst weichen die Probenahmestationen der Gewässerüberwachung für das Jahr 1994 von den Orten der Probenahmen der nachfolgenden Jahre ab. Dieser Umstand verschiedener Gewässerüberwachungsstationen wurde für die Frachtberechnung mittels der einzugsgebietspezifischen Korrekturfaktoren für die mittleren Tagesabflüsse berücksichtigt.

Tabelle 3.3: Übersicht der verfügbaren Messdaten der Schwermetallkonzentrationen in der Wasserphase der betrachteten Neckarnebenflüsse für die Parameter Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn und der Art der Probenahme.

Fluss	Station	1993	1994	1995	1996	1997
Fils	Plochingen	M1 (n=13) (Hg 2/10)	M1 (n=12) (Hg 0/11)	M28 (Hg 0/12)	E (n=13) (Hg 0/12)	E (n=13) (Hg n.v.)
Rems	Remsmühle*	n.v. (Hg 0/11)	E (n=11) (Hg 0/11)	n.v. (Hg 0/11)	E (n=13) (Hg 0/13)	E (n=12) (Hg n.v.)
Enz	Besigheim**	E (n=13) (Hg 0/7)	E (n=11) (Hg 0/9)	n.v. (Hg 0/12)	E (n=13) (Hg 0/14)	- (Hg n.v.)
Kocher	Kochendorf	n.v. (Hg 0/4)	E (n=11) (Hg 0/2)	n.v. (Hg 0/12)	E (n=14) (Hg 1/14)	E (n=13) (Hg n.v.)
Jagst	Jagstfeld***	n.v. (Hg 0/4)	E (n=11) (Hg 0/2)	n.v. (Hg 0/11)	E (n=14) (Hg 0/13)	E (n=13) (Hg n.v.)

n.v. = nicht verfügbar.

Probenahmeart: M1,14 = eintägige-, vierzehntägige Mischprobe, E= Einzelprobe.

(n=11): Anzahl der Probenahmen pro Jahr.

Hg (0/11): Hg (Anzahl Werte größer analytischer Bestimmungsgrenze/Gesamtzahl Probewerte).

*Überwachungsstation Winterbach, 16,1 km oberhalb Remsmühle im Jahr 1994.

**keine Abflussdaten für 1997 für Pegel Vaihingen-Enz verfügbar.

***Überwachungsstation Heuchlingen, 2,7 km oberhalb von Jagstfeld im Jahr 1994.

3.1.4.4 Analytik

Die zugrunde liegenden laboranalytischen Verfahren zur physikalisch-chemischen Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen im Rahmen der

Gewässerbeschaffenheitsüberwachung der LfU, Ba.-Wü., sind durch einheitliche Analyseverfahren und –methoden, den Normverfahren, vorgegeben (siehe Tabelle 3.4). Die Normverfahren geben ebenfalls die Verfahrensweise für die Probenkonservierung, bspw. durch Ansäuern der Probe und die Probenvorbereitung, bspw. durch Homogenisieren der Probe vor. Die Verfahrenshinweise der Wasserprobenahme für Fließgewässer, wie den Neckar und seine Nebenflüsse, sind in den allgemeinen Angaben zur Probenahme aus Fließgewässern, DIN 38 402 Teil 15, festgelegt.

Die Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, folgt für die Analytik zur Überwachung der Gewässerbeschaffenheit den Vorgaben der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins. Dabei werden die gesamten Schwermetallgehalte (fest und löslich) in den unfiltrierten Gewässerproben bestimmt.

Ein neueres Verfahren zur Bestimmung der Schwermetalle ist das induktiv gekoppelte Hochfrequenz-Plasma mit Atomemission ICP-OES („Inductively Coupled Plasma“ - Optische Emissionsspektrometrie) nach DIN 38 406-E 29. An der LfU, Ba.-Wü., werden seit 1993 die Schwermetallparameter mit Hilfe der Methode des induktiv gekoppelten Plasmas analysiert (persönl. Mitteilung).

Tabelle 3.4: Normverfahren für die Bestimmung der Gesamtkonzentration von Schwermetallen in der Wasserphase sowie die analytischen Bestimmungsgrenzen (ABG) der Analysewerte 1993-1997 der LfU, Ba.-Wü. (2000).

Element	ABG* [$\mu\text{g/l}$]	Normverfahren (nach Hütter, A., 1992)
As	1,0	DIN 38 405-D 12 Bestimmung des Arsens
Cd	0,2	DIN 38 406-E 19 Bestimmung von Cadmium mittels Atomabsorptionsspektrometrie (ASS)
Cr	2,0	DIN 38 406-E 10 Bestimmung von Chrom mittels Atomabsorptionsspektrometrie (ASS)
Cu	2,5	DIN 38 406-E 7 Bestimmung von Kupfer mittels Atomabsorptionsspektrometrie (ASS)
Hg	0,05	DIN 38 406-E 12 Bestimmung von Quecksilber mittels Atomabsorptionsspektrometrie (ASS)
Ni	3,0	DIN 38 406-E 11 Bestimmung von Nickel mittels Atomabsorptionsspektrometrie (ASS)
Pb	0,5 und 3,0	DIN 38 406-E 6 Bestimmung von Blei mittels Atomabsorptionsspektrometrie (ASS)
Zn	5,0 und 10,0	DIN 38 406-E 16 Bestimmung von 7 Metallen mittels Polarographie und Voltametrie

*Analytische Bestimmungsgrenze, LfU, Ba.-Wü. (2000).

Liegt für einen Parameter die zu ermittelnde Konzentration unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (ABG), so wird dieser Wert mit dem negativen halben Wert der ABG protokolliert (LfU, Ba.-Wü., 2000a). Diese Probenwerte geringer Konzentration gehen mit dem halben Wert der analytisch bestimmbaren Konzentration in die weiteren Berechnungen ein. Dies entspricht der üblichen Vorgehensweise (bspw. bei Keller, M, et al., 1997; Hahn, H., et al., 2000). Im Fall der Betrachtung des stochastischen Zusammenhangs der Korrelation von Konzentration bzw. Fracht zum Abfluss, bspw. bei der linearen Regression wird als weiteres Auswahlkriterium jedoch vorausgesetzt, dass

mindestens acht Probewerte eines Schwermetalls im Beobachtungszeitraum größer als die analytisch bestimmbare Konzentration sind (vgl. auch Kapitel 4.3).

3.1.5 Basisdaten der Grundwasserbeschaffenheit

Daten zur Grundwasserbeschaffenheit werden im Rahmen des qualitativen Messnetzes des Grundwasserüberwachungsprogrammes seit 1987 erhoben und sind über die Landesanstalt für Umweltschutz in digitaler Form für die Jahre 1995 bis 2000 verfügbar (LfU, Ba.-Wü., 2001a). Für die nachfolgenden Untersuchungen wurden die aktuellen Grundwasserkonzentrationen der Jahre 1995-1998 für die sieben Elemente As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn verwendet. Diese Beobachtungsreihen überschneiden sich mit den verfügbaren Abflussdaten und stofflichen Daten und erfassen somit vergleichbare Zeiträume.

Die verfügbaren Beobachtungswerte werden über unterschiedliche Untersuchungsprogramme erhoben und gliedern sich in sechs Teilmessnetze:

- (i) das Basismessnetz bezogen auf Grundwasservorkommen als Referenzwerte,
- (ii) das Quellmessnetz: hier werden neben qualitativen auch quantitative Messdaten mit in die Erhebung einbezogen,
- (iii) das Verdichtungsmessnetz Wasserversorgung bezogen auf Messdaten von Wasserversorgungsunternehmen,
- (iv) sowie die besonderen Verdichtungsmessnetze für die Bereiche Industrie, Landwirtschaft und Siedlung mit Bezug auf die Beobachtung auffälliger Werte oder der Erfassung von Anfangsverdachtsmomenten.

Für die im Rahmen der Vorgehensweise dieser Arbeit erforderlichen Daten, die die Hintergrundbeschaffenheit des Grundwassers charakterisieren, sind für die weitere Untersuchung die Beobachtungswerte des Basismessnetzes geeignet.

Um ein geeignetes Basismessnetz zu erhalten, sind die Messstellen mit entsprechendem Aufwand dahingehend ausgewählt worden, möglichst:

- repräsentativ die geogen geprägte Grundwasserbeschaffenheit in einer Grundwasserlandschaft zu erfassen und anthropogene Einflüsse weitestgehend auszuschließen (LfU, Ba.-Wü., 1991).

Dabei wurden vorwiegend Messtellen in flachen Aquiferen berücksichtigt. Um jedoch nicht nur eine genügend große Anzahl an Referenzmesstellen im gesamten Neckargebiet zu haben sondern ebenfalls eine genügend große Anzahl in den betrachteten Teileinzugsgebieten, wurden neben dem Basismessnetz ebenfalls die Messtellen des Quellmessnetzes verwendet.

Die Zielsetzung des Quellmessnetzes besteht darin:

- den qualitativen Aspekt der Grundwasserbeschaffenheit im Festgestein unter Berücksichtigung von Nutzungseinflüssen sowie den quantitativen Aspekt der Schüttungsmengen zu erfassen.

Die Quellmessstellen sind vorwiegend Teil des Basismessnetzes sowie des Grobrastermessnetzes, das in Ba.-Wü. dem landesweiten Überblick der Grundwasserbeschaffenheit dient. Über eine Datenbankabfrage wurden die Schwermetallkonzentrationen erhoben, die für die Abschätzung der Hintergrundbeschaffenheit dienen. In die weiteren Berechnungen gehen die Schwermetallkonzentrationen dieser Referenzmessstellen für den vierjährigen Beobachtungszeitraum 1995-1998 ein.

3.1.6 Datenmaterial des Statistischen Landesamtes

Informationen zu öffentlichen und zu bestimmten privatwirtschaftlichen Abwasserbeseitigungen werden vom Statistischen Landesamt seit 1975 im vierjährigen Turnus erhoben. Die Grundlage bildet das Gesetz über Umweltstatistiken (Umweltstatistikgesetz, UStatG, §§ 5-7). Die privatwirtschaftliche Abwasserbeseitigung umfasst ausgewählte Wirtschaftsbereiche der Energiewirtschaft, der Wärmekraftwerke, des Bergbaus und des verarbeitenden Gewerbes. Diese Informationen zur Wasserversorgung und der Abwasserentsorgung für die Jahre 1975 bis 1995 sind unter dem Titel „Abwasserbeseitigung 1996“ beim Statistischen Landesamt Baden-Württemberg in digitaler Form verfügbar (StaLa, Ba.-Wü., 1998). Diese Informationen beziehen sich zum einen auf verwaltungspolitische Grenzen, wie Gemeinden und Landkreise, liegen zum anderen aber auch bezogen auf Fließgewässereinzugsgebiete in Baden-Württemberg vor.

Die über das Statistische Landesamt bezogenen Datensätze zu den Punktquellen umfassen die drei punktuellen Abwasseraufkommen:

- (i) das gesamte öffentliche Abwasseraufkommen,
- (ii) das Produktionsabwasseraufkommen,
- (iii) das Kühlwasseraufkommen,

jeweils ermittelt über einen vierjährigen Zeitraum als mittlere jährliche Angaben. Davon liefern die ersten zwei genannten Abwasseraufkommen die notwendigen Daten der Punktabflüsse als Eingangsdaten für die Abschätzung der mittleren jährlichen Punktfrachten der untersuchten Schadstoffe mit Hilfe des immissionsorientierten Ansatzes. Das ebenfalls von Statistischen Landesamt erhobene Kühlwasseraufkommen dient Vergleichszwecken, bspw. mit der Größe des Basisabflusses.

3.2 DATENAUFBEREITUNG

3.2.1 Statistische Datenanalyse

Die Abfluss- und Stoffkonzentrationsdaten der Untersuchungsgebiete, die im Wesentlichen eine Realisierung stochastischer Prozesse darstellen, werden einer statistischen Betrachtung unterzogen. Für die Analyse vor allem der Abflussdaten wird das Verfahren der Explorativen Datenanalyse (EDA) angewandt. Diese deskriptive Datenanalyse in Form von „Box-Whisker-Plots“ stellt ein robustes (nicht-parametrisches) Testverfahren dar.

Die „Box-Whisker-Plots“ geben eine informative graphische Präsentation der Beobachtungsreihe eines Parameters wieder. Dazu werden die Datenreihen der Größe nach geordnet und die Quartile bestimmt. Der Median ist dabei die obere Grenze des 2. Quartils, bzw. der 50 % Perzentil. Das 2. und 3. Quartil, die zusammen 50 % der Werte umfassen, bilden das sogenannte „Interquartil Range (IR; interquartil Bereich)“.

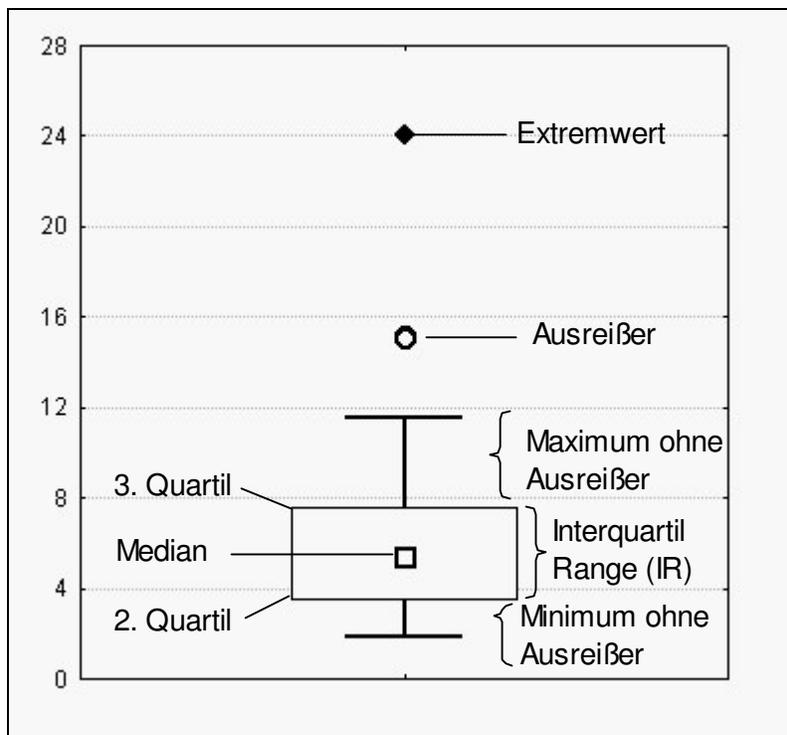
Für Ausreißer im Bereich der Maximalwerte wird nachfolgende Festlegung getroffen (Bayr. Landesamt, 1994; Hartung, J. et al., 1995):

- (i) Ausreißer sind Werte oberhalb einer Strecke von $1,5 \cdot IR$ von der Obergrenze des 3. Quartils (75 %-Perzentil), und
- (ii) krasse Ausreißer oder Extremwerte sind Werte oberhalb einer Strecke von $3 \cdot IR$ von der Obergrenze des 3. Quartils (75 %-Perzentil)

Für Ausreißer im Bereich von Minimalwerten gelten entsprechende Überlegungen ausgehend von der Untergrenze des 2. Quartils (25 %-Perzentil).

Abbildung 3.3 gibt eine graphische Auswertung mit Hilfe der Explorativen Datenanalyse am Beispiel der Abflussdaten eines Neckarnebenflusses wieder. Die Abflussdaten zeigen vor allem bei Hochwasserabflüssen Ausreißer und Extremwerte, die deutlich über dem interquartil Bereich liegen, dagegen fallen die Abflusswerte für Niedrigwasser innerhalb des interquartil Bereiches.

Abbildung 3.3: Explorative Datenanalyse (EDA) in Form eines „Box-Whisker-Plots“ für Beobachtungswerte des Abflusses eines Neckarnebenflusses.



Ausreißer sind definitionsgemäß untypische oder seltene Beobachtungen verschiedenster Ursachen. Diese können unter anderem empirisch erhobene seltene Beobachtungswerte sein oder aber auf systematischen Fehlern, bspw. Analysefehlern oder Fehlern bei der Datenübertragung beruhen. Generell wurden daher alle krasse Ausreißer auf

systematische Fehler überprüft, um diese als mögliche Ursache für das extreme Abweichen einzelner Werte aus der Beobachtungsreihe ausschließen zu können. Nach Hartung, J. et al. (1995) können Extremwerte von der erhobenen Stichprobe ausgeschlossen werden, um bei der weiteren Auswertung eine Verfälschung der Resultate zu vermeiden, da sie einer anderen Grundgesamtheit entstammen können, z.B. einen extremem Hochwasser. Extremwerte können somit zu verfälschten Regressionskoeffizienten führen indem sie die Korrelation verzerren und somit die Regressionsgerade in eine bestimmte Richtung hin verschieben (STATISTICA, 2001).

Für die Regressionsanalysen repräsentieren die Abflussdaten zudem die relevante unabhängige Variable. Daher wurden die Abflussdaten der fünf untersuchten Neckarpegel und der fünf Neckarnebenflüsse auf Extremwerte analysiert (siehe Anhang A.3). In der weiteren Betrachtung wurden die Datenpaare mit diesen Extremwerten nicht berücksichtigt.

Die grundlegenden statistischen Kennwerte, wie Mittelwert, Median und Standardabweichung geben zudem einen raschen Überblick über die Verteilung der Daten der Gewässerbeschaffenheit. Gegenüber den Nährstoffen zeigen die Schwermetalle als Vertreter der Mikroschadstoffe meist eine deutlich größere Standardabweichung und Streuung der Werte, die sich wiederum in der Frachtabschätzung dieser Schadstoffe ausdrücken kann.

3.2.2 GIS – Räumliches Bearbeiten der Daten

Die notwendigen Basisdaten, bspw. Daten zur Grundwasserbeschaffenheit, liegen teilweise nur verwaltungsgebietsbezogen vor nicht aber einzugsgebietsbezogen, wie es im Rahmen einer Flussgebietsbewirtschaftung (Flussgebiets-Management) erforderlich ist. In diesen Fällen wurden die notwendigen Basisdaten mittels eines Geographischen Informationssystems (GIS) auf der Grundlage vektorisierter Teileinzugsgebiete räumlich verschnitten und für diese Einzugsgebiete ausgewertet und analysiert. Im Falle meteorologischer Basisdaten wurden diese ebenfalls mit Hilfe eines GIS räumlich verschnitten und für die einzugsgebietsbezogene Betrachtung flächenhaft verallgemeinert, d.h. regionalisiert (Kleeberg, H.-B., 1999).

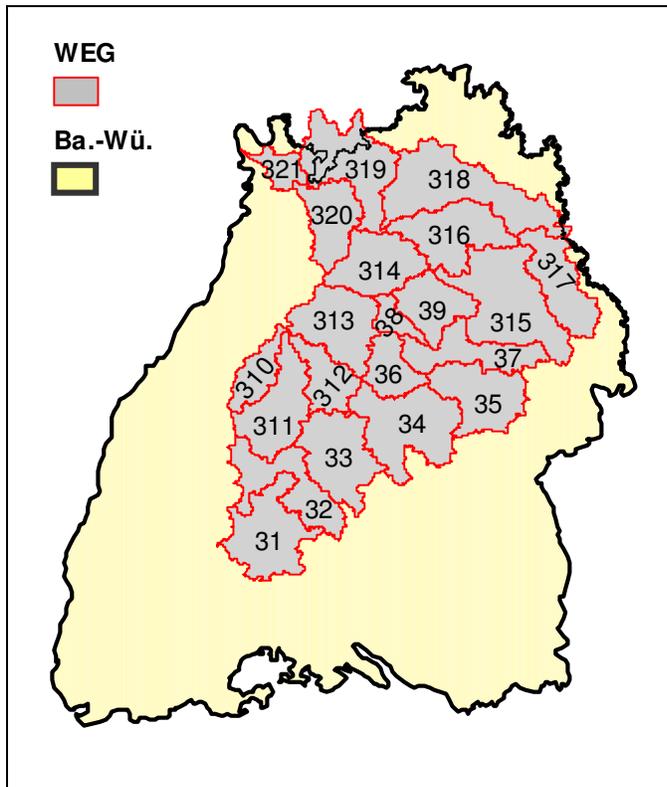
3.2.2.1 WEG – Wassereinzugsgebiete des Neckarflussgebietes

Wassereinzugsgebiete bilden die Basis für die Bewirtschaftung eines Flussgebietes und ergeben zusammengesetzt eine Flussgebietseinheit, die gemäß der EU Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) die zu bewirtschaftende Haupteinheit bildet (EG, 2000). Damit wird für die Flussbewirtschaftung das lineare System Fluss in das dreidimensionale räumliche Einzugsgebiet des Wassers integriert und zu einer gesamtheitlichen Betrachtung zusammengefasst. Für eine integrierte Flussgebietsbewirtschaftung ist somit die Hydrosphäre und die Anthroposphäre maßgebend. Sie bilden den integralen Bestandteil für die Abflussbildung und den damit einhergehenden stofflichen Transport sowie die damit verbundenen Gewässerbelastungen und Nutzungsansprüche.

Die Landesanstalt für Umweltschutz, Ba.-Wü., fasste für das Neckargebiet auf der Grundlage des gewässerkundlichen Flächenverzeichnisses für Baden-Württemberg 21

wasserwirtschaftlich bedeutsame Wassereinzugsgebiete zusammen (siehe Abbildung 3.4).

Abbildung 3.4: Die 21 Wassereinzugsgebiete (WEG) des Neckargebietes und ihre Lage in Baden-Württemberg (BA.-Wü.).



Die 21 Wassereinzugsgebiete haben eine mittlere Größe von 665 km² (169 km² bis 1200 km²), die für eine meso- bis makro-skalige Flussgebietsbetrachtung geeignet sind und umfassen neben dem direkten Neckareinzugsgebiet bedeutsame Nebenflüsse. Die als Regionalergebnisse verfügbaren Daten des Statistischen Landesamtes, Ba.-Wü., beruhen ebenfalls auf dieser Einteilung der Wassereinzugsgebiete.

Tabelle 3.5: Zuordnung der für das Neckarflussgebiet definierten Wassereinzugsgebiete (WEG) der LfU., Ba.-Wü., auf die untersuchten fünf Neckarteilgebiete und fünf Nebenflüsse (siehe auch Anhang A.4).

Neckar	Umfasst WEG	Nebenflüsse	Umfasst WEG
Rottweil	31*	Fils	35
Deizasau	31-35	Rems	37
Poppenweiler	31-38*	Enz	310-313
Kochendorf	31-314	Kocher	315-316
Mannheim	31-321	Jagst	317-318

*Wassereinzugsgebiete und Einzugsgebietes der Abflusspegel sind nicht identisch.

Nach Tabelle 3.5 werden die definierten Wassereinzugsgebiete den fünf untersuchten Neckarteilgebieten und den fünf Nebenflussgebieten zugeordnet. Alle Gütestationen der Nebenflüsse und die Gütestationen der Neckarteileinzugsgebiete Feudenheim,

Kochendorf sowie Deizisau sind mit den entsprechenden Wassereinzugsgebieten (WEG) identisch. Das Teileinzugsgebiet Rottweil bildet ein Sonderfall, da dessen Einzugsgebiet ($A_E=455 \text{ km}^2$) kleiner ist als das entsprechende Wassereinzugsgebiet WEG 31 ($A_E=810 \text{ km}^2$). Ebenfalls fällt die Einzugsgebietsgrenze der Station Poppenweiler nicht mit dem Wassereinzugsgebiet WEG 38 zusammen. Für die beiden genannten Einzugsgebiete wurden die Unterschiede in den Einzugsgebietsgrößen berücksichtigt und die entsprechenden Daten, bspw. zum Abwasseraufkommen einzugsgebietsbezogen korrigiert.

3.2.2.2 Meteorologische Daten

Für die untersuchten fünf Teileinzugsgebiete des Neckars und die fünf Nebenflusseinzugsgebiete (vgl. Kapitel 3.3) wurden die geographischen Koordinaten der Niederschlagsstationen mit Hilfe der GIS-Software, ArcView Vers. 3.1, den vektorisierten 21 Wassereinzugsgebieten (WEG) des Neckargebietes räumlich zugeordnet (verschnitten). Das räumliche Verschneiden der Niederschlagsstationen mit ihren Datensätzen der täglichen Niederschlagshöhen für den 3-jährigen Beobachtungszeitraum der Jahre 1993-1995 ermöglichte somit, die mittleren täglichen Niederschlagshöhen für die untersuchten Einzugsgebiete zu berechnen.

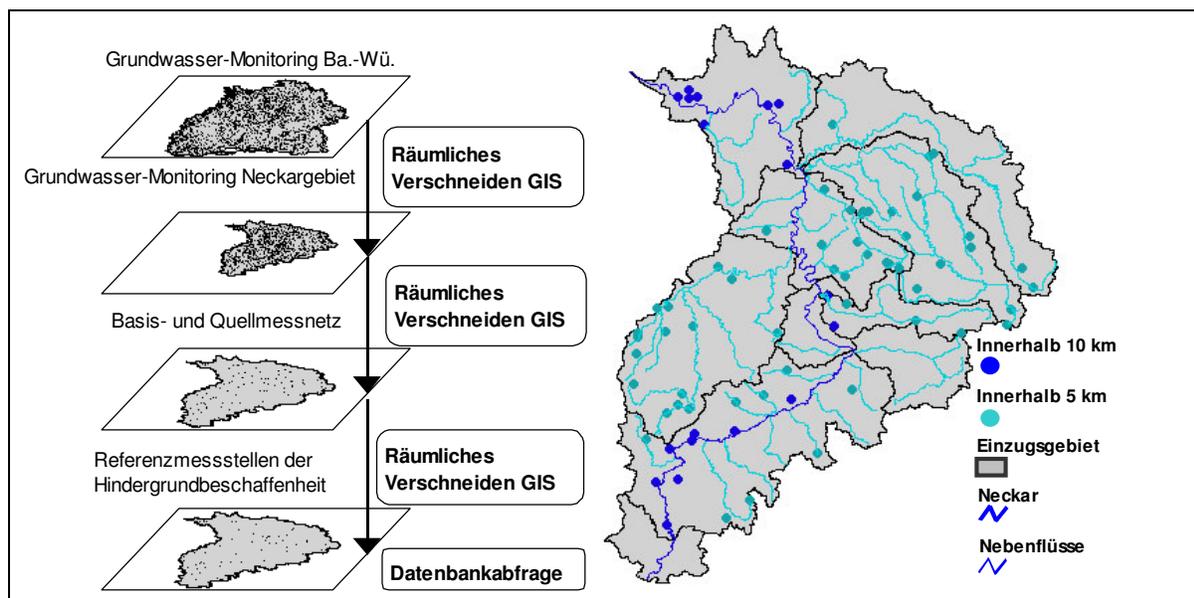
Diese Niederschläge der Einzugsgebiete, bezogen auf die mittlere Niederschlagshöhe für das Jahr 1995, konnten nun mit ebenfalls für das Jahr 1995 mit Hilfe des geostatistischen Verfahrens des Krigings regionalisierten Niederschlägen verglichen werden, die am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe auf der Basis monatlicher Niederschlagshöhen ermittelt wurden. Die prozentualen Abweichungen für die mittleren jährlichen Niederschläge liegen für das Neckargebiet im Mittel bei 13 % und für die Nebenflüsse im Mittel bei 4 % und werden für die weiteren Betrachtungen als akzeptabel angenommen (siehe Anhang A.5). Diese Abweichungen können zum Teil darauf zurückgeführt werden, dass für die regionalisierten Werte im Krigingverfahren Niederschlagsstationen im Randgebiet außerhalb des Neckareinzugsgebietes herangezogen wurden.

3.2.2.3 Grundwasserdaten

Die geographischen Koordinaten (Gauss-Krüger) der über 2500 Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg wurden ebenfalls mit Hilfe der GIS-Software, ArcView Vers. 3.1, mit den vektorisierten Wassereinzugsgebieten des Neckargebietes räumlich verschnitten und ergaben ca. 1200 Grundwassermessstellen im Neckargebiet. Um die Hintergrundbeschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers, das über die Basisabflusskomponente einem Oberflächengewässer zuströmt, zu erfassen, wurden nur Basis- und Quellmessstellen in der Nähe des Neckars und der Nebenflüsse berücksichtigt (siehe Kapitel 3.1.5). In einer ersten Näherung ist für diese Basis- und Quellmessstellen dazu im Bereich des Neckartales ein maximaler (orthogonaler) Abstand von 5 km von der Mitte des Fließgewässerverlaufes des Neckars und für die Täler der Nebenflüsse ein maximaler Abstand von 2,5 km vom Verlauf der Nebenflüsse angenommen worden.

Mit Hilfe des GIS wurden daraufhin über räumliches Verschneiden die Basis- und Quellmessstellen ermittelt, welche innerhalb dieser beidseitigen Bereiche mit dem jeweils festgelegten maximalen Abstand liegen und deren Messdaten als repräsentativ für die geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit im oberflächennahen Grundwasser angesehen werden können (siehe Abbildung 3.5). Die raumbezogenen Datenabfragen ergaben 18 Basis- und Quellmessstellen in den fünf Teileinzugsgebieten des Neckars. Weiterhin liegen 55 Basis- und Quellmessstellen in den Einzugsgebieten der Nebenflüsse, davon 35 in den Einzugsgebieten der Neckarnebenflüsse Rems, Enz, Kocher und Jagst. Für den ebenfalls betrachteten Nebenfluss Fils liegen keine Basis- und Quellmessstellen in diesem Bereich. Die geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit im oberflächennahen Grundwasser des Einzugsgebietes des Nebenflusses Fils konnte daher nicht weiter ermittelt werden. Anschließend wurden über die Datensätze zur Grundwasserbeschaffenheit der einzelnen Referenzmessstellen die Hintergrundkonzentrationen der einzelnen Schwermetalle ermittelt.

Abbildung 3.5: Grundwasser-Monitoring im Neckargebiet: Auswahlraaster und Referenzstellen des Basis- und des Quellmessnetzes.



3.3 FLUSSGEBIETSPROFIL DES NECKARS

Das Flussgebietsprofil des Neckars erfasst die Ausprägung und das Erscheinungsbild seines Einzugsgebietes hinsichtlich Hydrosphäre und Anthroposphäre. Von wesentlicher Bedeutung sind die auf Wasser als Transportmittel beruhenden Stoffströme, die in das Schutzgut „Fließgewässer“ eingetragen werden. Für die Stoffeinträge- und -transporte in Fließgewässer ist neben der Hydrosphäre (Meteorologie, Hydrologie, Physiogeographie) die Anthroposphäre zu betrachten (Baccini, P., Bader, H.-P., 1996), die die sozio-ökonomischen Aktivitäten des Menschen, wie Landnutzung, gewerblich-industrielle Aktivitäten aber auch siedlungswasserwirtschaftliche Aspekte umfasst. Ein Fließgewässer und dessen Einzugsgebiet ist dabei meist unterschiedlichen Nutzungsansprüchen ausgesetzt, die wiederum zu Konflikten zwischen den verschiedenen Nutzungen führen können.

Physiogeographie

Der Neckar gehört hydrographisch gesehen zum Stromsystem des Rheins, der letztlich in das Flachmeer der Nordsee mündet. Die Mündung des Neckars, der nach dem Main der zweitgrößte orographisch rechte Rheinzfluss ist, liegt in Mannheim bei Rheinkilometer 428 (90 m.ü.N.N.). Bis zur Mündung in den Rhein legt der Neckar vom Quellsumpfgebiet bei Schweningen (706 m.ü.N.N.) an der europäischen Wasserscheide in der unmittelbaren Nähe zu den Quellflüssen der Donau eine Fließstrecke von 355 km zurück. Dabei überwindet er eine Höhendifferenz von 616 m mit einem durchschnittlichen Gefälle von 1,7 ‰, dies ist typisch für einen Mittelgebirgsfluss ohne Niederungstrecken. Das Verhältnis von Fließstrecke zum Flusseinzugsgebiet, 13.956 km², ist außergewöhnlich groß und beträgt 1: 25 ‰. Im Vergleich dazu liegt das Verhältnis für den Rhein bei 1:6 ‰ und für die Donau bei 1:3 ‰. Der langjährige mittlere Abfluss an der Neckarmündung in den Rhein beträgt 146 m³/s für den Zeitraum von 1951-1996 (LfU Ba.-Wü., 1998).

Im betrachteten Neckareinzugsgebiet entfallen 2,2 % der Flächen auf Gebiete außerhalb von Baden-Württemberg, davon 298 km² auf Hessen (WEG 319) und 16 km² auf Bayern (WEG 317 und 318, siehe Abbildung 3.4). Die Einzugsgebiete der rechten Nebenflüsse Kocher und Jagst sowie das Einzugsgebiet des linken Nebenflusses Enz umfassen zusammen etwa 45% des Gesamteinzugsgebietes. Diese Teileinzugsgebiete, geprägt von unterschiedlichen geologischen Formationen, weisen zudem die höchsten mittleren Jahresniederschläge im Neckareinzugsgebiet auf.

Der wesentliche klimatische Faktor für das Abflussverhalten und den Stoffstromtransport ist der Niederschlag. Das Neckargebiet liegt im Regenschatten des Schwarzwaldes. Der Gebietsniederschlag für das Neckareinzugsgebiet zeigt ein regional unterschiedliches Niederschlagsmuster, so beträgt der langjährige mittlere Gebietsniederschlag für Altensteig (135 km²) an der Nagold im nördlichen Schwarzwald 1200 mm (1930-1996) und für Oberensingen (178 km²) an der Würm 745 mm (1942-1996) mit einem mittleren Gebietsniederschlag für das Neckargebiet von 916 mm (1951-1996), bezogen auf Rockenau (12.710 km²) beim Übergang des Neckars in die Oberrheinebene (LfU Ba.-Wü., 1998). Diese unterschiedliche jährliche Niederschlagshöhenverteilung zeigen auch die regionalisierten monatlichen Niederschläge für das Jahr 1995 mit den höchsten jährlichen Niederschlagshöhen von 1608 mm im südwestlichen Schwarzwald und dem niedrigsten jährlichen Niederschlag von 795 mm im Vorland der Schwäbischen Alb (Fuchs, S. et al., 2000). Dieser Vergleich der Gebietsniederschläge eines Jahres mit dem langjährigen Durchschnitt verdeutlicht die unterschiedliche Ausprägung des hydrologischen Geschehens in einzelnen Jahren.

Gewässerkundlich wird der Neckar in zwei Abschnitte geteilt, die sich in ihrer Fließgewässercharakteristik deutlich unterscheiden. Der untere Neckar von der Rheinmündung bis nach Plochingen wurde zwischen 1920 bis 1960 kanalisiert, dabei wird eine Höhe von 125 m über eine Länge von 203 km mit 27 Staustufen überwunden (Hydrologischer Atlas Deutschlands, 1979). Dieser Fließgewässerabschnitt ist ein Gewässer I. Ordnung. Der obere Neckar von Plochingen bis zum Quellgebiet bei Villingen-Swenningen ist dagegen ein Gewässer II. Ordnung. Durch den wasserwirtschaftlichen Ausbau des unteren Neckars zur Bundeswasserstrasse sind

Fließstrecken mit geringer gewässeruntypischer Fließgeschwindigkeit entstanden, die zu einer höheren Sedimentation führen und eine höheres Eutrophierungsrisiko aufweisen.

Eine zusammenfassende Übersicht zu den untersuchten Neckarteileinzugsgebieten geben die Flussgebietsprofile (Tabelle 3.6 und Tabelle 3.7).

Tabelle 3.6: Kenndaten des Flussgebietsprofils für die untersuchten Neckareinzugsgebiete.

Abflusspegel	Einheit	Rockenau	Lauffen	Plochingen	Rottweil	
Wassereinzugsgebiet	[km ²]	12710	7916	3995	455	
Hauptabflusswerte						
NQ 1993-95	[m ³ /s]	36,8	13,7	13,4	1,0	
MQ 1993-95	[m ³ /s]	156,2	96,9	51,5	5,7	
HQ 1993-95	[m ³ /s]	2140	1110	406	89	
MQ	[m ³ /s]	134	88	46,4	5,01	
MNQ	[m ³ /s]	37	25,7	11,4	1,00	
Jahresreihe	[-]	1951/1996	1951/1997	1921/1996	1936/1996	
Wasserbilanz						
Niederschlag 1993-95	[mm/a]	1093	1089	1313	1011	
Abflusshöhe 1993-95	[mm/a]	387	386	407	394	
Verdunstung 1993-95	[mm/a]	705	703	706	703	
Niederschlag Mh _N	[mm/a]	916	930	937	926	
Abflusshöhe Mh _A	[mm/a]	353	357	395	349	
Verdunstung Mh _V	[mm/a]	563	573	542	577	
Jahresreihe	[-]	1951/1996	1951/1997	1921/1996	1936/1996	
Gewässergütestation		Feudenheim	Kochendorf	Poppenwlr.	Deizisau	Rottweil
Physiogeographie						
Wassereinzugsgebiet	[km ²]	13904	8516	5001	4016	455
Fließstrecke Neckar	[km]	350,7	250,5	186,5	155,6	26,5
Bevölkerung 1995						
Einwohnerzahl	TSD [E]	5.218	4.177	2.669	1.168	109
Einwohnerdichte	[E/km ²]	375	490	534	291	240
SWW						
Jahresreihe 1991-95						
Anzahl Kläranlagen	[n]	515	304	174	116	16
Punktabflüsse, gesamt:	[m ³ /s]	65,4	52,4	7,1	2,88	0,18
Kommunales Abw.	[m ³ /s]	9,78	7,86	5,03	2,55	0,18
Produktionsabw.	[m ³ /s]	0,63	0,24	0,13	0,10	0,00
Kühlwasser	[m ³ /s]	54,96	44,25	1,94	0,23	0,00

NQ, MQ, HQ = niedrigster, mittlerer, höchster täglicher Abfluss; Mh_A, Mh_N, Mh_V = mittlere jährliche Abfluss-, Niederschlags-, Verdunstungshöhe; SWW = Siedlungswasserwirtschaft; -abw. = Abwasser.

Quellen: Bevölkerung und SWW: StaLa (1998). Hauptwerte und Wasserbilanz: LfU, Ba.-Wü. (1998). Digitalisiert GkFv, tägliche Abflüsse der Jahresreihe 1993-95, LfU Ba.-Wü.; digitalisierte Tagesniederschläge (1993-95) von 35 Messstationen im Neckareinzugsgebiet, DWD.

Tabelle 3.7: Kenndaten des Flussgebietsprofils für die Einzugsgebiete der untersuchten Nebenflüsse des Neckars.

NEBENFLÜSSE		FILS	REMS	ENZ	KOCHER	JAGST
ABFLUSSPEGEL	Einheit	PLOCH- INGEN	SCHORN- DORF	VAIHINGEN- Enz	STEIN	UNTERGRIES- HEIM
Wassereinzugsgebiet	[km ²]	704	582	1662	1929	1829
Hauptabflusswerte						
NQ 1993-95	[m ³ /s]	2,48	1,13	6,78	4,21	2,12
MQ 1993-95	[m ³ /s]	10,8	5,7	23,0	25,9	18,9
HQ 1993-95	[m ³ /s]	266	171	408	547	503
MQ	[m ³ /s]	9,2	5,2	-	22,5	15,9
MNQ	[m ³ /s]	1,70	0,93	-	5,01	3,68
Jahresreihe	[-]	1927/1996	1932/1996		1885/1996	1925/1996
Wasserbilanz						
Niederschlag 1993-95	[mm/a]	966	971	1249	1109	1108
Abflusshöhe 1993-95	[mm/a]	484	431	436	424	326
Verdunstung 1993-95	[mm/a]	482	540	813	685	782
Niederschlag Mh _N	[mm/a]	992	979	-	916	840
Abflusshöhe Mh _A	[mm/a]	415	389	-	369	276
Verdunstung Mh _V	[mm/a]	577	590	-	547	564
Jahresreihe	[-]	1927/1996	1932/1996		1885/1996	1925/1996
Gewässergütestation		PLOCH- INGEN	REMS- MÜHLEN	BESIGHEIM	KOCHEN- DORF	JAGSTFELD
Physiogeographie						
Wassereinzugsgebiet	[km ²]	706	582	2227	1956	1835
Fließgewässerlänge	[km]	60,0	74,7	102,0	161,3	182,6
Bevölkerung						
Einwohnerzahl	TSD [E]	272	342	894	347	189
Einwohnerdichte	[E/km ²]	385	588	402	178	103
SWW						
Jahresreihe 1991-95						
Anzahl Kläranlagen	[n]	20	30	84	96	75
Punktabflüsse, gesamt:	[m ³ /s]	0,56	0,56	2,66	1,02	0,37
Kommunales Abw.	[m ³ /s]	0,51	0,56	1,69	0,62	0,32
Produktionsabw.	[m ³ /s]	0,00	0,00	0,03	0,21	0,04
Kühlwasser	[m ³ /s]	0,05	0,00	0,94	0,19	0,01

Abkürzungen und Quellen, siehe Tabelle 3.6

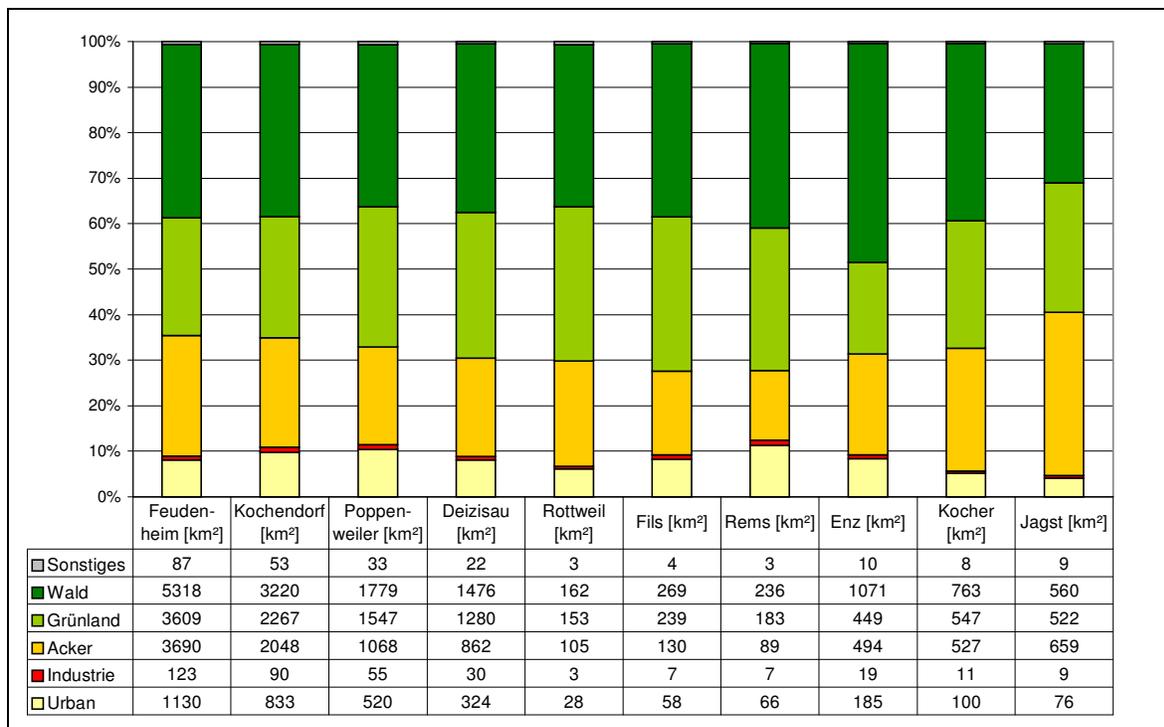
Geologie

Das obere Neckareinzugsgebiet wird westlich im Bereich des Schwarzwaldes durch Muschelkalk und vor allem durch Buntsandstein geprägt. Östlich in der Region der Schwäbischen Alb stellen Keuper und Jura die typischen geologischen Formationen dar. Im unteren Neckareinzugsgebiet ab Plochingen prägen Jura, Keuper und Muschelkalk die Landschaft. Im Einzugsgebiet von Kocher und Jagst und im Unterlauf der Enz treten mächtige Lössbedeckungen auf. Im Durchbruchstal bei Heidelberg durchschneidet der Neckar den Odenwald und schüttet einen breiten fruchtbaren Schwemmkegel in die Oberrheinebene aus.

Flächennutzung und Bevölkerung

Auf das Einzugsgebiet des Neckars entfallen 38 % der Fläche von Baden-Württemberg. Bei einer Einwohnerzahl von 5,2 Mio. (1995) ergibt sich eine Einwohnerdichte von 375 E/km², der Durchschnitt in Baden-Württemberg liegt dagegen nur bei 290 E/km². Ballungsraum ist der mittlere Neckar mit dem größten Industrieflächenanteil und der höchsten Siedlungsdichte mit über 2200 E/km². Diese urban-industriellen Zentren im Stuttgarter und Heilbronner Becken stehen den dünn besiedelten Mittelgebirgsgebieten von Schwarzwald, Schwäbischer Alb und Odenwald gegenüber. Dies erklärt auch den hohen Waldanteil von 38 % im gesamten Einzugsgebiet und bis zu 48 % im Einzugsgebiet der Enz im Schwarzwald (siehe Abbildung 3.6). Für die Ermittlung der Landnutzung im Neckargebiet für die sechs bedeutsamen Landnutzungsklassen Wald-, Grünland-, Acker-, Industrie-, urbane und sonstige Flächen wurden Bilddaten des Fernerkundungssatelliten Landsat TM des Jahres 1993 mit einem Bildraster von 30 x 30m herangezogen und mittels GIS mit den Teileinzugsgebieten räumlich verschnitten (siehe Abbildung 3.6 und Anhang B.1).

Abbildung 3.6: Relevante Flächennutzungstypen für fünf bedeutsame Neckarteileinzugsgebiete und den orographisch linken Nebenfluss Enz sowie die rechten Nebenflüsse Fils, Rems, Kocher und Jagst.

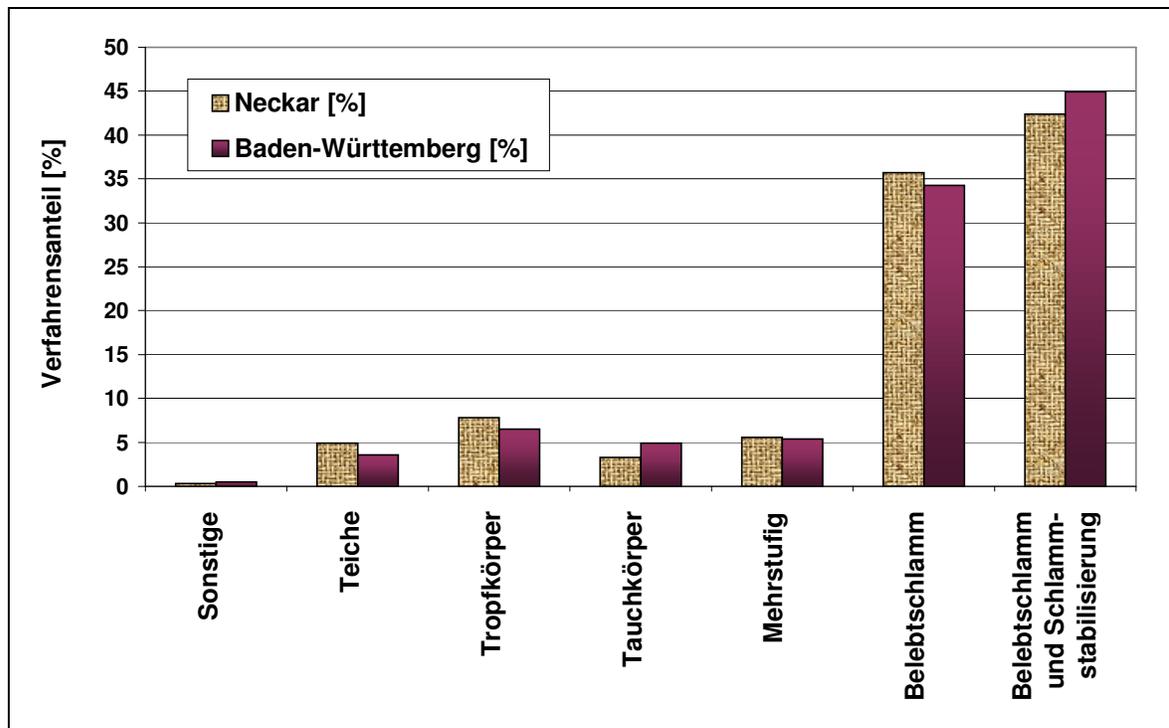


Der Anteil an landwirtschaftlichen Nutzflächen beträgt über 50% des Gesamteinzugsgebietes, davon entfällt die Hälfte auf Ackerbau. Im engen Neckartal werden vor allem intensiver Obst- und Weinanbau betrieben, in fruchtbaren Nebentälern dominieren intensive Getreide- und Hackfruchtkulturen. Die Art und Ausprägung der Flächennutzung hat einen entscheidenden Einfluss auf die Emissionen, vor allem auf die diffusen Schadstoffeinträge eines Flussgebietes.

Siedlungswasserwirtschaft

Für die 5,2 Mio. Einwohner des Neckareinzugsgebietes liegt der Anschlussgrad an die Sammelkanalisation bei 99,7 %, für die öffentliche Abwasserbehandlung bei 98,2 %. Seit 1991 erfolgt keine Reinigung mehr in rein mechanischen Anlagen. Der Anschlussgrad für Anlagen mit einer weitergehenden Abwasserbehandlung beträgt 90,2 %. Die Abwasserbehandlung in den öffentlichen Kläranlagen erfolgt nach den in Abbildung 3.7 zusammengefassten Reinigungsverfahren, die vergleichend für das Neckarflussgebiet und Baden-Württemberg dargestellt sind. Die Entsorgung dieses gereinigten Abwassers bildet eine wesentliche Teilkomponente der Abflüsse und der damit transportierten Stofffrachten aus Punktquellen.

Abbildung 3.7: Reinigungsverfahren des öffentlichen Abwasseraufkommens für das Neckarflussgebiet im Vergleich zu Baden-Württemberg für das Jahr 1995, anlagenbezogen (ATV, 1996).



Die kommunale Abwassersammlung erfolgt im Neckareinzugsgebiet vorwiegend im Mischsystem mit einem Anteil von 96,5 %, der landesweit bei 80 % liegt. Über dem Landesdurchschnitt liegt auch die Regenwasserbehandlung und damit die Reduktion der Schadstoffeinträge von urbanen Flächen bei starken Niederschlagsereignissen.

4 METHODEN

4.1 BERECHNUNG DER IMMISSIONSGESAMTFRACHTEN

4.1.1 Probenahme

Für eine zuverlässige Frachtschätzung ist der zeitliche Verlauf der Stoffkonzentration und des Abflusses an einem betrachteten Punkt des Flusseinzugsgebietes möglichst genau zu ermitteln.

Das Problem der Gewässerprobenahme besteht generell darin, eine Probe zu erlangen, die die bestehende Wasserbeschaffenheit möglichst repräsentiert. Um mögliche räumliche Änderungen der Stoffkonzentrationen zu beachten, sollten Probenahmeorte nicht unmittelbar in Fließrichtung nach Einleitungen bzw. Zuflüssen liegen, damit eine gleichmäßige Stoffdurchmischung vorausgesetzt werden kann. Im Falle von größeren Fließgewässern sind außerdem über den Abflussquerschnitt repräsentative Stoffkonzentrationen zu ermitteln, indem mehrere Gewässerproben über das Querprofil des Flusses entnommen werden. Die Probenahme aus Fließgewässern wird in der DIN 38 402-A 15 (1986) definiert. Über das Normverfahren wird somit ein einheitliches Vorgehen der Probenahme gewährleistet, d.h. dem Vorgang der Entnahme, der Vorbereitung, dem Transport und der Konservierung der Proben aus Fließgewässern.

Abhängig von der Fragestellung der Untersuchungsprogramme werden bei der Beprobung von Fließgewässern unterschiedliche Probenahmearten angewandt. Die Proben können als Stichproben aus einer Grundgesamtheit der Fließgewässerbeschaffenheit verstanden werden. Zwei Probenahmearten sind zu unterscheiden:

- Zum einen die Einzelprobenahme, d.h. eine zu einem bestimmten Zeitpunkt an einer Messstation entnommene Wasserprobe. Die Einzelprobe ist somit als Momentaufnahme der Zusammensetzung des Wasserkörpers am Probenahmeort zu verstehen. Eine repräsentative Einzelprobe ist dabei eine aus mehreren Teilproben in kurzen Intervallen gebildete Probe, z.B. über einen Fließquerschnitt oder in kurzen Intervallen, vergleichbar einer qualifizierten Stichprobe für die Einleitungen gereinigter Abwässer (DIN 38 402-A 11, 1995).
- Zum anderen wird die Methode der Mischprobenahme angewandt, indem mehrere Probenahmen, z.B. über ein Sieben- oder ein Vierzehn-Tage-Intervall, zu einer Mischprobe zusammengesetzt werden. Die mit automatischen Probenehmern durchgeführte Methode der Mischprobenahme beabsichtigt, ein weitgehend reales Bild der tatsächlichen durchschnittlichen Zusammensetzung der Gewässerbeschaffenheit wiederzugeben.

Häufig werden über Mischproben die jährlichen Stofffrachten in einem Fließgewässer über einen mehrjährigen Beobachtungszeitraum ermittelt. Mit diesen mittleren Jahresfrachten ist meist eine indirekte Wirkung auf die Biozönose eines Fließgewässers sowie eine Akkumulation in nachfolgenden Gewässern verbunden. Im Gegensatz dazu werden Einzelprobenahmen häufig für die Untersuchung der Auswirkungen von Einzelereignissen auf den Stoffhaushalt eines Fließgewässers herangezogen. Diese

Einzelereignisbetrachtung zeigt dynamische Vorgänge auf, die meist mit einer direkten Auswirkung auf die unmittelbar betroffene Fließgewässerbiozönose verbunden sind, bspw. bei akut hohen Konzentrationen potentiell toxischer Stoffe oder Sauerstoffmangel.

Um die in der fließenden Welle transportierten Stofffrachten zu realisieren, sind unterschiedliche Berechnungsansätze entsprechend den verschiedenen Probenahmestrategien der Gewässergüteüberwachung erforderlich. Zudem können für einen betrachteten Stoff die Stofffrachten mittels verschiedener Berechnungsverfahren abgeschätzt werden, die wiederum miteinander verglichen und auf ihre Plausibilität überprüft werden können. Die Berechnung der Immissionen, d.h. die in einem Fließgewässer transportierten Stofffrachten, erfolgt unter Berücksichtigung der Empfehlungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde für die Abschätzung für jährliche Stofffrachten in Fließgewässern (Keller, M. et al., 1997). Im nachfolgenden werden die in dieser Arbeit verwendeten Berechnungsansätze der Immissionsfracht bei Mischprobenahme (Kapitel 4.1.3) und Einzelprobenahme (Kapitel 4.1.4) detailliert beschrieben.

4.1.2 Begriffsdefinition

Die Fließgewässerfrachten lassen sich aus den Wertepaaren der Beobachtungsgrößen von Stoffkonzentration [mg/l] bzw. [µg/l] und von Abfluss [m³/s] abschätzen. Das Produkt aus der Stoffkonzentration und dem Abfluss ergibt den Stofftransport [g/s] bzw. [mg/s], und gibt die transportierte Masse pro Zeiteinheit und somit den Massenstrom wieder. Nach DIN 4049 (Teil 3, 1994) bezeichnet die Stofffracht die Summe (bzw. das Integral) der einzelnen Stofftransporte über eine bestimmte Zeitspanne, z.B. einen Tag oder ein Jahr. Dem entspricht die von der LAWA (1997) gegebene Frachtdefinition. Dabei ist die Fracht die Menge (Masse) einer Substanz, die in einem bestimmten Zeitabschnitt, z.B. einem Jahr, durch den gesamten Gewässerquerschnitt transportiert wird.

4.1.3 Frachtberechnung bei Mischproben

Die Mischprobenahme beruht auf der Strategie, den zeitlichen Verlauf der Stoffkonzentrationen in der fließenden Welle in Form einer Misch- bzw. Sammelprobe durch Probenahme kontinuierlich zu erfassen. Zur Anwendung kommen automatische Probenahmegeräte, die normalerweise zeitproportionale Misch- bzw. Sammelproben entnehmen, indem in konstanten Zeitintervallen gleiche Teilvolumina in einem Sammelgefäß vereint werden, bspw. 7-Tage- oder 14-Tage-Mischproben, die dann einen 7-Tage- bzw. 14-Tage-Mittelwert der Stoffkonzentrationen repräsentieren. Andererseits können bei einer abflussgewichteten Probenahme mengenproportionale Mischproben dem Gewässer entnommen werden, indem gleiche Teilvolumina in einer variierenden Probenahmefrequenz entnommen werden, die proportional zum aktuellen Gewässerabfluss sind. Oder aber es wird bei gleich großen Probenahmeintervallen das Probevolumen proportional zum aktuellen Gewässerabfluss variiert.

Die Ermittlung der Jahresfracht F [kg/a] aus der Mischprobenahme erfolgt, indem die einzelnen Frachten zu einem bestimmten Zeitpunkt aus dem mittleren Abfluss \bar{Q}_i [m³/s] über das Mischprobenintervall und die Mischprobenkonzentration \bar{C}_i [µg/l] für einen

bestimmten Stoff aller "n" Messungen eines Bilanzjahres aufsummiert und auf das Jahr hochgerechnet werden:

$$F = \frac{365 \cdot 86400}{1000 \cdot 1000} \cdot \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \bar{C}_i \cdot \bar{Q}_i \quad (4.1)$$

In dieser Arbeit erfolgen die Immissionsfrachtberechnungen der Schwermetalle bei Mischprobenahme nach Gleichung (4.1).

Eine hohe Variabilität von Abfluss und Stoffkonzentration im Mischprobenahmezeitraum (z.B. Hochwasser) kann zu einer Abweichung von der tatsächlich ("wahren") transportierten Jahresfracht führen.

Bei der Methode der Mischprobenahme mit kontinuierlicher Probenahme gilt weiterhin:

$$\bar{C} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \bar{C}_i \quad (4.2)$$

D.h. der Mittelwert der Konzentrationen aller Mischproben gleicht der mittleren Jahreskonzentration \bar{C} (Keller, M. et al., 1997). Somit kann die Jahresfracht F [kg/a] aus der jährlichen mittleren Konzentration \bar{C} [$\mu\text{g/l}$] und dem jährlichen mittleren Tagesabfluss \bar{Q} [m^3/s] hochgerechnet werden:

$$F = \frac{365 \cdot 86400}{1000 \cdot 1000} \cdot \bar{C} \cdot \bar{Q} \quad (4.3)$$

Dieser vereinfachte Berechnungsansatz dient dem Vergleich mit dem Berechnungsansatz nach Gleichung (4.1).

4.1.4 Frachtberechnung bei Einzelproben – Immissions- und Basisfracht

Die Einzelprobenahme ist die einfachste Probenahmestrategie für die Erfassung der zeitlichen Änderung des Konzentrationsverlaufs eines Stoffes, indem in bestimmten Zeitintervallen Gewässerproben für die Analyse des betrachteten Stoffes oder der Stoffgruppe genommen werden.

Ausgehend von einem kausalen Zusammenhang zwischen dem Abfluss und der Stoffkonzentration in einem Fließgewässer gehen die nachfolgend aufgeführten Berechnungsansätze (Gleichungen 4.4 und 4.5) davon aus, die Konzentration bzw. die Fracht zu einem bestimmten Zeitpunkt als Funktion des Abflusses darzustellen:

$$C(t) = C(Q(t)) \quad (4.4)$$

Für den Zeitraum eines Jahres berechnet sich dann die Fracht F [kg/a] entsprechend der Korrelation von Konzentration [$\mu\text{g/l}$] und Abfluss [m^3/s] wie folgt:

$$F = \frac{86400}{1000 \cdot 1000} \cdot \sum_{i=1}^{365} C(Q_i) \cdot Q_i \quad (4.5)$$

Häufig ist jedoch keine eindeutige Korrelation der gemessenen Konzentrationswerte und Abflusswerte für einen bestimmten Zeitraum erkennbar, bspw. wenn weitgehend konstante Konzentrationswerte gemessen werden. In diesem Fall wird der nachfolgende Berechnungsansatz gewählt. Dieser Ansatz geht von der Korrelation zwischen Abfluss

und der Fracht eines bestimmten Stoffes aus, d.h. die Fracht ergibt sich als Funktion des Abflusses.

$$C(t) \cdot Q(t) = F(Q(t)) \quad (4.6)$$

Für den Zeitraum eines Jahres berechnet sich die Fracht F [kg/a] entsprechend der Fracht-Abfluss-Korrelation, wie folgt:

$$F = \frac{86400}{1000 \cdot 1000} \cdot \sum_{i=1}^{365} F(Q_i) \quad (4.7)$$

Der stochastische Zusammenhang zwischen den Datenpaaren von Konzentration zu Abfluss bzw. Fracht zu Abfluss für einen bestimmten Stoff über einen betrachteten Zeitraum ergibt sich durch Ausgleichsrechnung. Nach Keller, M. et al. (1997) ergibt sich für die Konzentration-Abfluss-Korrelation aus den gemessenen Datenpaaren (siehe Gleichung 4.4) folgender Kurventyp einer Exponentialfunktion für die Konzentration als Funktion des Abflusses:

$$c(Q) = a_0 + a_1 \cdot \exp(-a_2 \cdot Q) \quad (4.8)$$

Für die Fracht-Abfluss-Korrelation aus den gemessenen Datenpaaren (siehe Gleichung 4.6) können gute Resultate für die Fracht als Funktion des Abflusses mit nachfolgendem Kurventyp einer Potenzfunktion erzielt werden (Ruhe, C., 1997; Keller, M. et al., 1997 und Hahn, H. et al., 2000):

$$F(Q) = a \cdot Q^b \quad (4.9)$$

Abweichungen der geschätzten Fracht von der echten Fracht ergeben sich daraus, dass die zu den Probenahmezeitpunkten gehörenden Abflüsse nicht das ganze Abflussspektrum des jeweiligen Jahres abdecken. Die Frachtberechnung im Extrapolationsbereich hoher Abflüsse, die nicht beprobt wurden, kann erheblich von der tatsächlichen Fracht abweichen.

Die einfachsten Berechnungsansätze sind die nachfolgend aufgeführten zwei Mittelwert-Methoden. Diese Mittelwert-Methoden werden zum Vergleich und zur Plausibilitätsbetrachtung mit den jährlichen Immissionsfrachtabschätzungen über die oben genannte Konzentration- bzw. Fracht-Abfluss-Korrelation herangezogen.

Die erste Mittelwert-Methode-(1) geht davon aus, dass die Konzentrationen eines Stoffes und die Abflüsse in einem bestimmten Zeitraum nur unwesentlich um ihre Mittelwerte \bar{C} und \bar{Q} schwanken. Die Jahresfracht [t/a] lässt sich dann entsprechend Gleichung (4.3) abschätzen.

Dieser vereinfachte Berechnungsansatz ist ebenfalls dafür geeignet, anstatt des arithmetischen Mittels den Medianwert der Stoffkonzentration einer Beobachtungsreihe zu verwenden, um eine mittlere jährliche Stofffracht abzuschätzen, da der Median gegenüber dem arithmetischen Mittel unempfindlich für extreme Messwerte ist. Über die Medianwerte und die entsprechenden mittleren Basisabflüsse (vgl. Kapitel 4.4) werden nach Gleichung (4.3) die Basisfrachten berechnet.

Bei der zweiten Mittelwert-Methode-(2) wird aus "n" über Einzelprobenahme erhobenen Konzentrationen C_i [$\mu\text{g/l}$] und den dazugehörigen mittleren Tagesabflüssen Q_i [m^3/s] jeweils eine Fracht ermittelt und zur Jahresfracht F [kg/a] aufsummiert. Dieses Verfahren gleicht dem Berechnungsansatz nach Gleichung (4.1) für die mittlere Konzentration und den mittleren Abfluss im Probenahmeintervall bei Mischprobenahme.

4.2 IMMISSIONSORIENTIERTER ANSATZ - TRENNUNG VON PUNKT- UND DIFFUSEN FRACHTEN

4.2.1 Herleitung des immissionsorientierten Berechnungsansatzes

Die Zielsetzung des Berechnungsansatzes ist es, die Gesamtstofffracht eines Fließgewässers in die Frachtanteile von Punktquellen und von diffusen Quellen zu trennen, unter Verwendung der Datensätze des Gewässermonitorings. Der immissionsorientierte Berechnungsansatz der Trennung der Gewässerfrachten nach ihrer Herkunft erfolgt über die Interpretation des stochastischen Zusammenhangs der Fracht-Abfluss-Korrelation. Dazu werden die Datensätze aus zusammengehörigen Gewässerabflussdaten (hydrologische Daten des Gewässers) und aus Daten zur Schadstofffracht (Monitoring der Gewässerbeschaffenheit) für ein festgelegtes Wassereinzugsgebiet (Raumbezug) über einen bestimmten Zeitraum (Zeitbezug) mit Hilfe der linearen Regression ausgewertet.

In den Berechnungsansatz gehen darüber hinaus auch die Daten zu den Abflüssen aus Punktquellen mit ein, wie sie in den meisten Ländern über die Daten zur Landesstatistik erfasst werden. Die immissionsorientierte Trennung von Punkt- und diffusen Stofffrachten kombiniert somit die im Gewässer realisierten Schadstofffrachten (Immissionsprinzip) mit punktuellen Abflüssen (Emissionsprinzip).

Basierend auf dem hydrologischen Kreislauf kommt es zum Entstehen der eingangs erwähnten drei natürlichen Abflusskomponenten: Dem Basis-, dem Zwischen- und dem Oberflächenabfluss (siehe Kapitel 2.2). In besiedelten Flusseinzugsgebieten sind den natürlichen Abflusskomponenten eines Gewässers noch die Abflüsse aus anthropogenen Punktquellen, d.h. öffentliche Abwasserreinigungsanlagen, industrielle Direkteinleiter sowie Brauch- und Kühlwassereinleitungen, zuzurechnen. Wasserüberleitungen aus anderen Wassereinzugsgebieten, die den punktuellen Quellen zuzuordnen sind, werden über das Abwasseraufkommen erfasst.

Der Gewässerabfluss für ein bestimmtes Einzugsgebiet zu einer gegebenen Zeit lässt sich somit wie folgt definieren:

$$Q_{T_t} = Q_{B_t} + Q_{I_t} + Q_{R_t} + Q_{P_t} \quad (4.10)$$

Q_{T_t} : (Total-, bzw.) Gesamtabfluss zur Zeit t

Q_{B_t} : Basisabfluss zur Zeit t

Q_{I_t} : Zwischenabfluss (Interflow) zur Zeit t

Q_{R_t} : Oberflächenabfluss (Surface **R**unoff) zur Zeit t

Q_{P_t} : Punktquellenabfluss zur Zeit t

Die Gesamtfracht eines betrachteten Schadstoffes bildet die Summe aus den Bruttofrachten, die über die einzelnen Abflusskomponenten transportiert werden. Dabei kommt es durch Transformationsprozesse und anschließende Sedimentation zu Verlusten, die die Bruttofrachten der Schwermetalle reduzieren. Diese Transformationsprozesse sind unter anderem (nach Lewandowski, J. et al., 1997):

- Adsorption von Schwermetallen an anorganische Partikeloberflächen, bspw. Tonminerale, Oxide und Hydroxide.
- Bildung von metallorganischen Komplexverbindungen mit schwerlöslichen Huminen und Kolloidbildung durch Aneinanderlagerung oder Polymerisation.
- Bindung an natürliche Komplexbildner, wie Humin- und Fulvonsäuren, oder synthetische Komplexbildner, wie EDTA und NTA als Phosphatersatzstoffe in Waschmitteln.

Die im Gewässer transportierten Schwermetallfrachten können zudem durch anthropogene Eingriffe, wie die Entnahme von Oberflächenwasser, reduziert werden.

Die in einem Einzugsgebiet eines Fließgewässers realisierte Nettostofffracht zu einem bestimmten Zeitpunkt lässt sich definieren als:

$$F_{T_t} = F_{B_t}^{brutto} + F_{I_t}^{brutto} + F_{R_t}^{brutto} + F_{P_t}^{brutto} - R_t \quad (4.11)$$

F_{T_t} : Netto-Gesamtfracht zur Zeit t

$F_{B_t}^{brutto}$: Brutto Schadstofffracht des Basisabflusses zur Zeit t

$F_{I_t}^{brutto}$: Brutto Schadstofffracht des Zwischenabflusses zur Zeit t

$F_{R_t}^{brutto}$: Brutto Schadstofffracht des Oberflächenabflusses zur Zeit t

$F_{P_t}^{brutto}$: Brutto Schadstofffracht des Punktquellenabflusses zur Zeit t

R_t : Gesamte Stoffverluste zur Zeit t

Die Bruttofrachten der verschiedenen Abflusskomponenten können für einen Schadstoff auch als Produkt aus dem Abfluss der jeweiligen Abflusskomponente und den Brutto-

Konzentrationen des Schadstoffes für die entsprechende Abflusskomponente beschrieben werden:

$$F_{T_t} = C_{B_t}^{brutto} \cdot Q_{B_t} + C_{I_t}^{brutto} \cdot Q_{I_t} + C_{R_t}^{brutto} \cdot Q_{R_t} + C_{P_t}^{brutto} \cdot Q_P - R_t \quad (4.12)$$

$C_{B_t}^{brutto}$: Brutto Schadstoffkonzentration des Basisabflusses zur Zeit t

$C_{I_t}^{brutto}$: Brutto Schadstoffkonzentration des Zwischenabflusses zur Zeit t

$C_{R_t}^{brutto}$: Brutto Schadstoffkonzentration des Oberflächenabflusses zur Zeit t

$C_{P_t}^{brutto}$: Brutto Schadstoffkonzentration des Punktquellenabflusses zur Zeit t

Unter der Voraussetzung, dass die Stoffverluste unabhängig von der Art des Eintragspfades sind und die Anteile der Verluste für die punktuellen und diffusen Eintragsfrachten für ein betrachtetes Einzugsgebiet annähernd gleich groß sind, kann der Parameter N_t als Verhältnis von gesamter Netto-Schadstofffracht zu gesamter Brutto-Schadstofffracht eingeführt werden. Von dieser Voraussetzung kann für makro-skalige Einzugsgebiete ausgegangen werden (Behrendt, H. 1993). Daraus folgt aus Gleichungen (4.11) und (4.12):

$$N_t = \frac{C_{B_t}^{brutto} \cdot Q_{B_t} + C_{I_t}^{brutto} \cdot Q_{I_t} + C_{R_t}^{brutto} \cdot Q_{R_t} + C_{P_t}^{brutto} \cdot Q_P - R_t}{C_{B_t}^{brutto} \cdot Q_{B_t} + C_{I_t}^{brutto} \cdot Q_{I_t} + C_{R_t}^{brutto} \cdot Q_{R_t} + C_{P_t}^{brutto} \cdot Q_P} \quad (4.13)$$

$$F_{T_t} = N_t \cdot (F_{B_t}^{brutto} + F_{I_t}^{brutto} + F_{R_t}^{brutto} + F_{P_t}^{brutto}) \quad (4.14)$$

$$F_{T_t} = N_t \cdot (C_{B_t}^{brutto} \cdot Q_{B_t} + C_{I_t}^{brutto} \cdot Q_{I_t} + C_{R_t}^{brutto} \cdot Q_{R_t} + C_{P_t}^{brutto} \cdot Q_P) \quad (4.15)$$

Für die vier verschiedenen Abflusskomponenten erhält man nun durch Einführen der neuen Parameter:

$C_{B_t, I_t, R_t, P_t} = N_t \cdot C_{B_t, I_t, R_t, P_t}^{brutto}$ als Netto-Konzentrationen zur Zeit t , sowie

$F_{B_t, I_t, R_t, P_t} = N_t \cdot F_{B_t, I_t, R_t, P_t}^{brutto}$ als Netto-Schadstofffrachten zur Zeit t ,

und durch Einsetzen derselben in Gleichung (4.14) und (4.15):

$$F_{T_t} = F_{B_t} + F_{I_t} + F_{R_t} + F_{P_t} \quad (4.16)$$

$$F_{T_t} = C_{B_t} \cdot Q_{B_t} + C_{I_t} \cdot Q_{I_t} + C_{R_t} \cdot Q_{R_t} + C_{P_t} \cdot Q_{P_t} \quad (4.17)$$

Diese Umformung der Gleichungen (4.14) und (4.15) in die Gleichungen (4.16) und (4.17) unter Verwendung des Verhältnisses N_t kann unter der allgemeinen Annahme getroffen werden, dass N_t über den ganzen Abflussbereich gleich und unabhängig vom Abfluss ist. Als abflussunabhängig sind die Transformationsprozesse, bspw. Adsorption und Komplexierung, in der hier betrachteten Wasserphase für die Schadstoffgruppe der Schwermetalle im Fließgewässer anzusehen. Anders verhält es sich dagegen für die Schwebstoffe, die hier nicht Gegenstand der Betrachtung sind. Sedimentation und Resuspension von Schwebstoffen stellen abflussabhängige Prozesse dar, deren bestimmende Größe die Transportkapazität des Wassers ist.

Die im Gewässer realisierte Gesamtfracht eines Schadstoffes lässt sich somit als Summe der Nettofrachten, transportiert über die verschiedenen Abflusskomponenten darstellen (siehe Gleichung 4.16), bzw. ergibt sich als die Summe aus den Produkten des jeweiligen Abflusses mit der jeweiligen Nettokonzentration der verschiedenen Abflusskomponenten (siehe Gleichung 4.17).

Für die dargestellten Glieder des Terms (Gleichung 4.17) besitzen die drei natürlichen Abflusskomponenten und die entsprechenden Stoffkonzentrationen einen stochastischen Charakter, d.h. eine Bestimmung der einzelnen Größen zu einem bestimmten Zeitpunkt und damit ihrer Stofffrachten ist praktisch nicht möglich.

Der angewandte Berechnungsansatz beruht nun darauf, dass nicht alle Schadstofffrachten der vier verschiedenen Abflusskomponenten nach Gleichung (4.16) abgeschätzt werden müssen. Vielmehr sollte es für eine Trennung von diffusen und punktuellen Stofffrachten genügen, wenn die Nettostofffrachten der Punktquellen und gegebenenfalls die niederschlagsunabhängigen Nettofrachtanteile über verfügbare Umwelt-Monitoringdaten gewonnen werden können. Die diffuse Nettostofffracht lässt sich dann aus der Differenz von Gesamtnettofracht (Immissionsfracht) und den Nettopunktfrachten ermitteln.

4.2.2 Berechnung mit Hilfe der linearen Regression

Nachfolgend werden die Berechnungsansätze für die Trennung diffuser und punktförmiger Gewässereintragsfrachten über die Abschätzung der Netto-Punktfrachten mit Hilfe der linearen Regression hergeleitet (verändert nach Behrendt, H., 1994).

Für die beiden unmittelbar niederschlagsbeeinflussten Komponenten, den Oberflächenabfluss und den Zwischenabfluss, wird vorausgesetzt, dass in der Wasserphase ihre stofflichen Konzentrationen näherungsweise gleich sind (vgl. Kapitel 2.2.2). Daraus folgt:

$$C_{D_t} = C_{I_t} \cong C_{R_t} \quad (4.18)$$

Damit können die Gleichungen (4.10) und (4.17) wie folgt umgeformt werden:

$$Q_{T_t} = Q_{B_t} + Q_{D_t} + Q_{P_t} \quad (4.19)$$

Q_{D_t} : Abfluss diffuser Quellen aus Oberflächen- und Zwischenabfluss zur Zeit t

$$F_{T_t} = C_{B_t} \cdot Q_{B_t} + C_{D_t} \cdot Q_{D_t} + C_{P_t} \cdot Q_{P_t} \quad (4.20)$$

C_{D_t} : Netto-Konzentration der diffusen Quellen aus Oberflächen- und Zwischenabfluss zur Zeit t

Wird nun Gleichung (4.19) nach Q_{D_t} aufgelöst ($Q_{D_t} = Q_{T_t} - Q_{B_t} - Q_{P_t}$), in Gleichung (4.20) eingesetzt und umgeformt, ist das Ergebnis:

$$F_{T_t} = C_{D_t} \cdot Q_{T_t} + F_{B_t} + F_{P_t} - C_{D_t} \cdot (Q_{B_t} + Q_{P_t}) \quad (4.21)$$

Der abflussunabhängige Anteil der Stofffracht lässt sich nun durch den Parameter F_{0_t} darstellen:

$$F_{0_t} = F_{B_t} + F_{P_t} - C_{D_t} \cdot (Q_{B_t} + Q_{P_t}) \quad (4.22)$$

Daraus ergibt sich der lineare Term für die Nettogesamtfracht, mit der Variablen C_{D_t} und der Konstanten F_{0_t} zu:

$$F_{T_t} = C_{D_t} \cdot Q_{T_t} + F_{0_t} \quad (4.23)$$

Liegen nun für eine Messstation des Gewässer-Monitorings die Datensätze aus Abflüssen und Stofffrachten für einen bestimmten Zeitraum vor, bspw. mehrere Jahre, kann Gleichung (4.23) genutzt werden, um die mittlere Konzentration der diffusen Stofffrachten C_{D_t} und den Parameter F_{0_t} aus dem gemessenen Abfluss Q_{T_t} und der gemessenen Stofffracht F_{T_t} mit Hilfe der linearen Regressionsfunktion zu bestimmen.

Unter Verwendung $i=1$ bis m verfügbarer Datensätze eines Schadstoffes für die Parameter Q_{T_t} , den Gesamtabfluss, und F_{T_t} , die Nettogesamtfracht, aus der Gewässerüberwachung für ein bestimmtes Einzugsgebiet kann die Korrelation von Abfluss zur Schadstofffracht für einen betrachteten Zeitraum graphisch dargestellt werden. Der unabhängige Parameter Q_{T_t} und der abhängige Parameter F_{T_t} zeigen dabei entsprechend ihrer Charakteristik eine stochastische Verteilung. Der Gesamttrend aller Punkte (Wertepaare) und damit ein annähernder funktionaler Zusammenhang kann mittels der linearen Regression bestimmt werden, welche die Lösungen für die Regressionskoeffizienten C_{D_t} und F_{0_t} liefert. Die lineare Regression ist definiert als die Funktion, die die Summe der Abweichungsquadrate minimiert, d.h. die Summe der quadrierten Abweichungen der vorhergesagten \hat{F}_{T_t} -Werte mit den beobachteten F_{T_t} -Werten minimiert (Methode der kleinsten Quadrate).

$$\sum_{i=1}^m (F_{T_i} - \hat{F}_{T_i})^2 = \min \quad (4.24)$$

Die Regressionsgerade mit den Regressionskoeffizienten C_{D_t} und F_{0_t} ist gegeben durch:

$$\hat{F}_{T_i} = C_D \cdot Q_{T_i} + F_0 \quad (4.25)$$

Durch Einsetzen von Gleichung (4.25) in (4.24) ergibt sich folgende Funktion:

$$f(F_0, C_D) = \sum_{i=1}^m (F_{T_i} - C_D \cdot Q_{T_i} - F_0)^2 \quad (4.26)$$

Diese Funktion $f(F_0, C_D)$ wird in Abhängigkeit von den Regressionskoeffizienten C_{D_t} und F_{0_t} minimiert, indem partiell nach F_0 und C_D differenziert wird und die ersten

Ableitungen gleich Null gesetzt werden. Daraus resultiert für die Regressionskoeffizienten "Least Squares Estimators" (Hartung, J. et al., 1995):

$$C_D = \frac{\sum_{i=1}^m C_{D_i}}{m} = \frac{m \cdot \sum_{i=1}^m Q_{T_i} \cdot F_{T_i} - \sum_{i=1}^m Q_{T_i} \cdot \sum_{i=1}^m F_{T_i}}{m \cdot \sum_{i=1}^m Q_{T_i}^2 - \sum_{i=1}^m Q_{T_i} \cdot \sum_{i=1}^m Q_{T_i}} \quad (4.27)$$

$$F_0 = \frac{\sum_{i=1}^m L_{0_i}}{m} = \frac{1}{m} \left(\sum_{i=1}^m F_{T_i} - C_D \cdot \sum_{i=1}^m Q_{T_i} \right) \quad (4.28)$$

Entsprechend Gleichung (4.22) ergibt sich der Parameter F_0 aus:

$$F_0 = F_B + F_P - C_D \cdot (Q_B + Q_P) \quad (4.29)$$

Durch Ausmultiplizieren und Umformen nach F_P folgt aus Gleichung (4.29):

$$F_P = Q_P \cdot C_P = F_0 - F_B + C_D \cdot (Q_P + Q_B) \quad (4.30)$$

Q_P : Mittlerer Abfluss von Punktquellen im betrachteten Zeitraum

Q_B : Mittlerer Basisabfluss im betrachteten Zeitraum

C_D : Mittlere Nettokonzentration diffuser Quellen im betrachteten Zeitraum

C_P : Mittlere Nettokonzentration der Punktquellen im betrachteten Zeitraum

F_P : Mittlere Nettopunktfracht im betrachteten Zeitraum

F_B : Mittlere Nettofracht des Basisabflusses im betrachteten Zeitraum

F_0 : Abflussunabhängiger Frachtanteil

Somit lassen sich für die Quantifizierung der mittleren Nettopunktfracht die Parameter F_0 und C_D für einen bestimmten Beobachtungszeitraum mit der linearen Regression bestimmen (siehe Gleichung 4.30, Regressionskoeffizienten hervorgehoben). Als weitere notwendige Parameter werden nun der mittlere punktförmige Abfluss (Q_P) und der mittlere Basisabfluss (Q_B) sowie die damit transportierte mittlere Stofffracht (F_B) über einen betrachteten Zeitraum für die Quantifizierung benötigt.

In Bezug auf die weitere Abschätzung der quantitativen Nettopunktfracht ergeben sich drei unterschiedliche Vorgehensweisen für die immissionsorientierte Berechnungsmethode:

1. Nach der ersten Berechnungsmethode ist die Nettopunktfracht quantifizierbar, wenn neben den Parametern F_0 und C_D und dem mittleren punktförmigen Abfluss (Q_P) die beiden Parameter mittlerer Basisabfluss (Q_B) und die damit transportierte mittlere Stofffracht (F_B) abgeschätzt werden können.

Im Nachfolgenden wird gezeigt, dass der Basisabfluss aus den Beobachtungsdaten zur Meteorologie (täglicher Niederschlag) und den korrespondierenden Daten zur Hydrologie (täglicher Abfluss) mittels der Dauerlinien-Separation abgeschätzt werden kann (siehe Kapitel 4.4). Weiterhin ist aus den Daten der Grundwasserüberwachung die mittlere stoffliche Charakteristik des grundwasserinduzierten Basisabflusses abschätzbar und aus

beiden Faktoren kann die mittlere transportierte Stofffracht des Basisabflusses ermittelt werden. Damit liegen die erforderlichen Daten vor, um die Nettopunktfracht nach Gleichung 4.30 zu ermitteln. Diese immissionsorientierte Berechnungsmethode berücksichtigt den für die Schwermetalle bedeutsamen Basisabfluss und die damit transportierten Frachten. Somit ist diese erste Berechnungsmethode für die Abschätzung der Nettopunktfrachten der Schwermetalle geeignet.

2. Die zweite Berechnungsmethode hat Behrendt, H. (1993) angewendet, um die Nährstoffpunktfrachten im deutschen Rheingebiet abzuschätzen. Dabei geht er von der Annahme aus, dass die mittleren Stoffkonzentrationen des Basisabflusses und der diffusen Stofffracht näherungsweise gleich groß sind: $C_B \cong C_D$

Aufgrund dieser Annahme lässt sich Gleichung (4.30) vereinfachen und die mittlere Nettopunktfracht ergibt sich aus:

$$F_P = Q_P \cdot C_P = F_0 + C_D \cdot Q_P \quad (4.31)$$

Die Nettopunktfracht ist nun quantifizierbar, wenn neben den hervorgehobenen Parametern F_0 und C_D noch der mittlere Abfluss aus Punktquellen ermittelt wird. Dieser Abflussanteil aus Punktquellen kann über die Daten aus dem Direkteinleiterinventar oder über Daten der Landesstatistik ermittelt werden. Diese Abschätzung für die Nettopunktfrachten liefert eine Minimalschätzung gegenüber dem nachfolgenden Lösungsansatz unter der Annahme, dass die Basisstofffracht als vernachlässigbar klein angesehen wird (Behrendt, H., 1994).

3. Die dritte Berechnungsmethode wendeten Behrendt, H. (1994) und das Bayr. Landesamt für Wasserwirtschaft (1996) ebenfalls auf die Nährstoffe an. Hierbei gehen sie von der Annahme aus, dass die Stofffracht des Basisabflusses als vernachlässigbar angesehen werden kann bzw. die Immissionsfracht als ausschließlich durch den variablen Abflussanteil induzierte Fracht angesehen wird:

$$F_B \cong 0$$

Die dritte Berechnungsmethode erfolgte, nachdem es für das meso-skalige Einzugsgebiet der Vils/Oberpfalz zu gewissen Interpretationsproblemen kam, da sich trotz statistisch signifikanter Korrelation zwischen Stofffracht und Abfluss für die zweite Berechnungsmethode (siehe Gleichung 4.31) negative Nettopunktfrachten ergaben (Bayr. Landesamt, 1996). Dies trat zusammen mit einem negativen Wert für die abflussunabhängige Konstante F_0 , auf. In diesem Falle wurden plausible Ergebnisse für die Nettopunktfracht erhalten, wenn die im Fluss transportierte Gesamtstofffracht als ausschließlich durch die variablen Abflussanteile erzeugte Fracht angenommen wurde, d.h. die durch den Basisabfluss verursachte Stofffracht vernachlässigbar klein war. Aufgrund dieser Annahme ermittelten die Autoren die Nettopunktfracht zu:

$$F_P = Q_P \cdot C_P = F_0 + C_D \cdot (Q_P + Q_B) \quad (4.32)$$

Unter der genannten Annahme und ebenfalls vernachlässigbarer punktförmiger Fracht liefert nach dem Bayr. Landesamt (1994, 1996) und Behrendt, H. (1994) der

nachfolgende Quotient aus den ermittelten Regressionskoeffizienten eine Abschätzung für den theoretisch minimalen Basisabfluss in einem Flusseinzugsgebiet:

$$Q_0 = Q_{B_{\min}} = -\frac{F_0}{C_D} \quad (4.33)$$

Somit sind die erforderlichen Variablen verfügbar, um die Nettopunktfracht nach Gleichung 4.32 abzuschätzen.

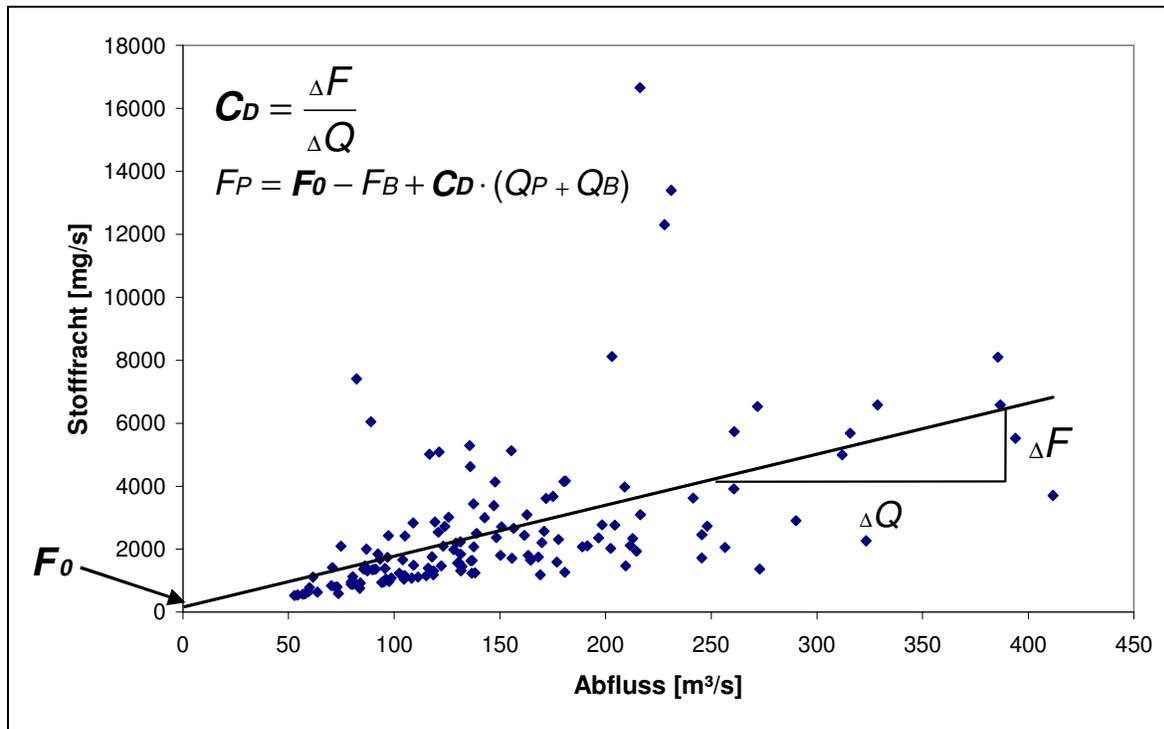
Behrendt, H. (1993) hat mit der zweiten Methode (siehe Gleichung 4.31) für das makroskalige Rheingebiet Nettopunktfrachten und diffuse Stofffrachten abgeschätzt, die plausible Ergebnisse erbrachten. Diese Einschätzung war nur dadurch möglich, dass zu den Punktabflüssen aus kommunalen Einleitern und industriellen Direkteinleitern auch das Kühlwasseraufkommen herangezogen wurde. Dieses Kühlwasseraufkommen im Rheingebiet entspricht jedoch in etwa dem Wert für den minimalen Basisabfluss. Diesen Basisabfluss konnte Behrendt, H. (1994) formal nach Gleichung 4.33 aus der Nitratfracht-Abfluss-Korrelation für den Beginn der fünfziger Jahre des letzten Jahrhunderts abschätzen.

Die mittlere **Nettostofffracht der diffusen Quellen** F_D ergibt sich als Differenz der mittleren Nettogesamtfracht F_T (Immissionsfracht) und der mittleren Nettopunktfracht:

$$F_D = F_T - F_P \quad (4.34)$$

Nachfolgende Abbildung 4.1 gibt den Zusammenhang der Immissionsfracht als Linearkombination verschiedener Frachtanteile wieder. Hervorgehoben sind die Regressionskoeffizienten, die über die lineare Regression gewonnen werden können, sowie die Gleichung (4.30), um den punktuellen Frachtanteil nach der erstgenannten immissionsorientierten Methode zu berechnen.

Abbildung 4.1: Graphische Darstellung der Korrelation von Abfluss und Fracht (Regressionskoeffizienten C_D und F_0).



Die Regressionsanalyse erfolgt, indem alle erhobenen Datensätze, einschließlich der Stoffkonzentrationen kleiner der analytischen Bestimmungsgrenze (ABG), betrachtet werden. Diese Werte unterhalb der Konzentration der analytischen Bestimmungsgrenze sind, wie in der Literatur üblich, mit dem halben Wert der Konzentration der ABG ersetzt worden, um die Regressionskoeffizienten zu ermitteln.

Die Berechnung der linearen Regressionkoeffizienten erfolgte mit Hilfe der Statistiksoftware STATISTICA Version 6, 2001. Zum Zweck des Vergleichs und der Überprüfung wurde die lineare Regression mittels der Tabellenberechnungssoftware Excel Microsoft Office 97 mit denselben Datensätzen als Matrixformel in Microsoft Excel berechnet. Beide Berechnungen der linearen Regression führten zu übereinstimmenden Resultaten.

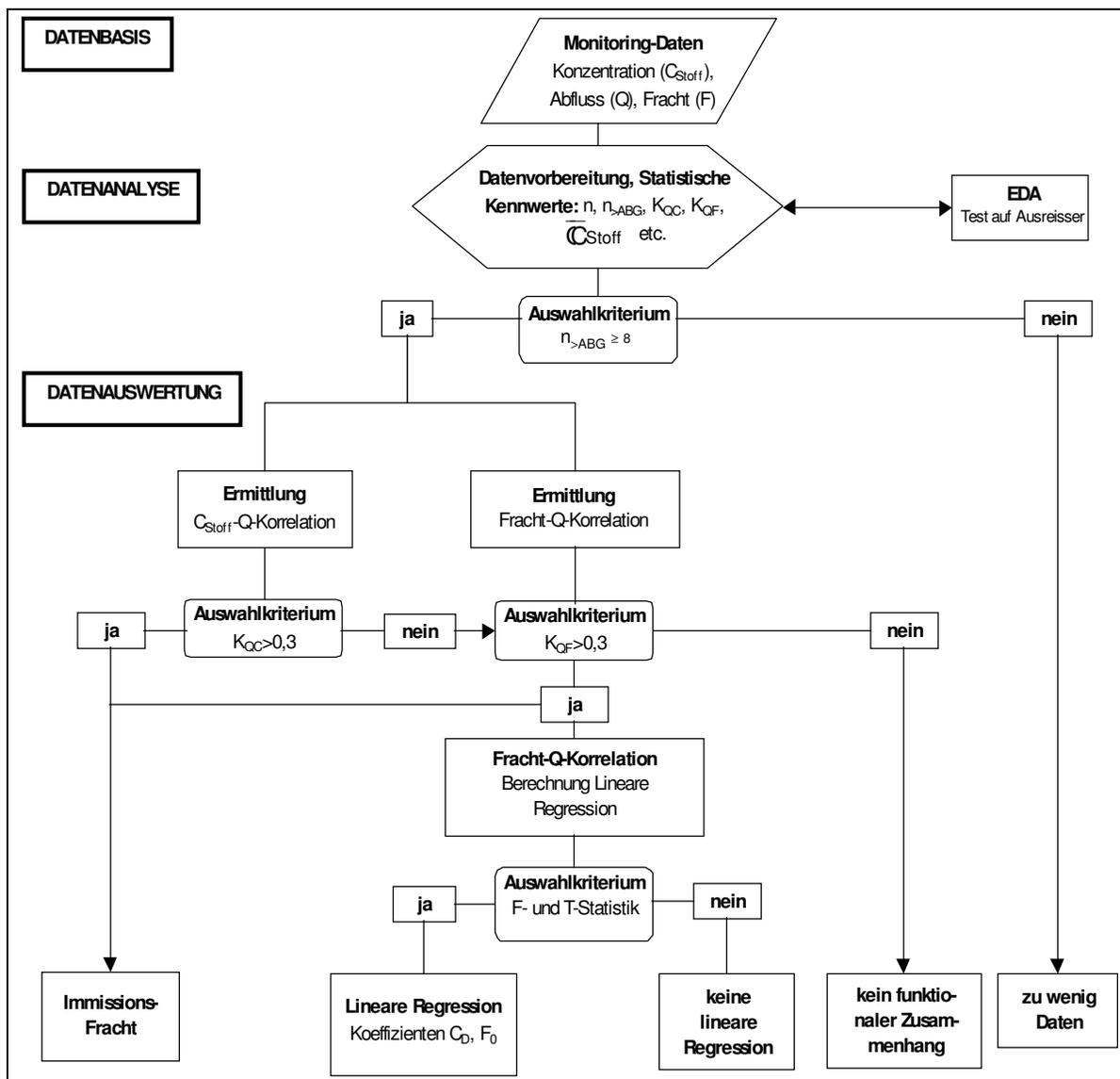
4.3 VERFAHRENSWEISE FÜR DIE BERECHNUNGSANSÄTZE

Die nachfolgende Verfahrensweise wurde für diese Arbeit angewandt (i) für die Berechnungsansätze zur Ermittlung der Immissionsfracht bei Einzelprobenahme und (ii) für die Ermittlung der Regressionskoeffizienten zur Abschätzung der punktuellen Frachtanteile. Damit wird sicher gestellt, dass die statistisch notwendigen Voraussetzungen der Korrelation von Abfluss zu Stoffkonzentration bzw. der Fracht für die Immissionsfrachten und der Abfluss-Fracht-Korrelationen für die lineare Regression eingehalten werden. Alle Messstellen, die die nachfolgenden Auswahlkriterien nicht erfüllen, werden von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen (siehe Abbildung 4.2).

Die Regressionsfunktion gibt den stochastischen Zusammenhang zwischen den betrachteten Datenpaaren aus Stoffkonzentration bzw. Fracht und Abfluss wieder. Das

Maß für die Straffheit, d.h. die Anpassung der Regression an den stochastischen Zusammenhang, ergibt der Korrelationskoeffizient K_{CQ} bzw. K_{FQ} . Als Anwendungsgrenze für die Regressionsanalyse wurde $K_{CQ} > 0,3$ bzw. $K_{FQ} > 0,3$ festgelegt (Bayr. Landesamt 1994; Keller, M. et al., 1997). Für die Berechnung der Immissionsfrachten wurde zunächst die Konzentration-Abfluss-Korrelation herangezogen. Meist ergab sich für die betrachteten Schadstoffe erst für die Fracht-Abfluss-Korrelation ein funktionaler Zusammenhang, der herangezogen werden konnte, um die Immissionsfrachten zu ermitteln.

Abbildung 4.2: Schematische Darstellung der Verfahrensweise für die Berechnungsansätze der Immissionsfracht und der linearen Regression.



EDA= Explorative Daten Analyse; \bar{Q} = Mittelwert des Abflusses; \bar{C}_{Stoff} = Mittelwert der stofflichen Konzentration; $n_{>ABG}$ = Anzahl Messwerte größer der analytischen Bestimmungsgrenze; K_{QC} bzw. K_{QF} = Pearson'scher Korrelationskoeffizient, als Maß für die lineare Abhängigkeit zweier Datensätze.

Die Eignung der Fracht-Abfluss-Korrelation für die Schätzung der Parameter F_0 und C_0 mit Hilfe der linearen Regression wurde mittels des statistischen Verfahrens des T-Tests überprüft. Das statistische Verfahren des F-Tests diente dazu, einen zufälligen

Zusammenhang des unabhängigen Parameters Abfluss und des abhängigen Parameters Stofffracht auszuschließen (siehe auch Kapitel 3.2.1).

Die Güte der Berechnungsmethoden für die lineare Regressionsanalyse als auch für die Immissionsfrachtschätzung bei Einzelprobenahme wird neben der Straffheit der Regression durch eine ausreichend große Anzahl verwertbarer Datenpaare beeinflusst. Als Anwendungsgrenze für das Überprüfen eines funktionalen Zusammenhangs wurde eine Mindestanzahl größer gleich acht Stoffkonzentrationswerte angesetzt, die für einen betrachteten Zeitraum über der analytischen Bestimmungsgrenze (ABG) liegen müssen (Keller, M. et al., 1997). Andere Autoren, bspw. Böhme, E. et al. (2001) gehen bei ihren Berechnungsansätzen von einem Mindestprozentsatz von zehn Prozent der Messwerte aus, deren Stoffkonzentrationen über der ABG liegen müssen.

Entsprechend der gegebenen Verfahrensweise für die Berechnungsansätze der linearen Regression (vgl. Gleichungen 4.27 und 4.28) und der gesamten Immissionsfrachtberechnung (vgl. Gleichungen 4.3 und 4.7) ist für einen statistisch signifikanten Zusammenhang eine Mindestanzahl an beobachteten Werten oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze zu fordern. Dies war bspw. im Falle des Schwermetalles Cadmium nicht gegeben, welches daher nicht in die weiteren Berechnungen eingegangen ist.

4.4 DIE DAUERLINIEN-SEPARATION - BESTIMMUNG DES MITTLEREN BASISABFLUSSES

Ausgehend vom Prinzip des Wasserkreislaufes setzt sich der unmittelbare niederschlagsabhängige Abfluss aus dem Oberflächen- und dem Zwischenabfluss zusammen. Den niederschlagsunabhängigen Abflussanteil bilden dagegen der Basisabfluss und gegebenenfalls der anthropogen bedingte Punktabfluss. Unter dem Basisabfluss wird somit der Abflussanteil verstanden, der nach einer mehrtägigen Periode ohne Niederschläge in einem Gewässerlauf abfließt. Dieser Abflussanteil im Fließgewässer stammt aus dem Grundwasserzufluss. Die Abflussdynamik in einem Fließgewässer und der direkte Zusammenhang von Niederschlags- und Abflussgeschehen wird auch aus dem Verlauf von Niederschlags- und Abflussganglinien ersichtlich (siehe Abbildungen 5.1 und 5.2).

Bezogen auf einen mehrjährigen Beobachtungszeitraum stellt der nachfolgend aus den Dauerlinien abgeschätzte Basisabfluss somit einen langjährigen Mittelwert des Basisabflusses dar (Q_{Basis}).

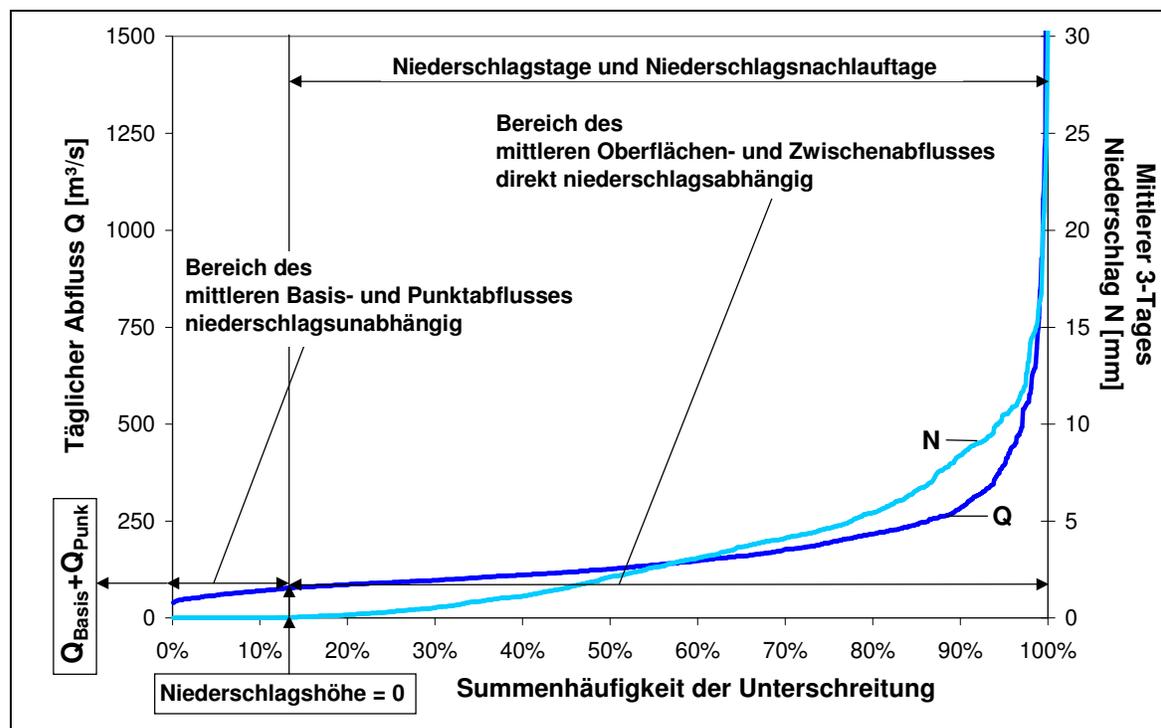
Die Vorgehensweise der Dauerlinien-Separation lässt sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die Beobachtungswerte des täglichen Abflusses für den Bezugspegel eines Flussgebietes werden der Größe nach sortiert und in der Reihenfolge ihrer Größe aufgetragen und dadurch die Summenhäufigkeit der Unterschreitung gebildet (nach der Vorgehensweise für Dauerlinien gemäß DIN 4049 Teil 1, 1992).
2. Entsprechend wird für die korrespondierenden täglichen Niederschlagshöhen verfahren und diese beiden Dauerlinien (siehe Abbildung 4.3) in graphischer Form überlagert. Dabei ist der Umstand der Niederschlagsnachlaufzeit zu berücksichtigen, wie im Folgenden dargestellt wird, um die niederschlagsunabhängigen

Abflusskomponenten für den Trockenwetterfall zu ermitteln. Anschließend wird der größte tägliche Abfluss bestimmt, für den die Niederschlagshöhe 0 mm beträgt (mittlerer 3-Tagesniederschlag).

- Um eine Abschätzung für den mittleren Basisabfluss zu erhalten, wird nun von dem graphisch ermittelten Wert, der die Summe aus Basisabfluss (Q_{Basis}) und Punktquellenabfluss (Q_{Punkt}) darstellt, der Punktquellenabfluss (Q_{Punkt}) abgezogen, der über die Landesstatistik verfügbar ist..

Abbildung 4.3: Abschätzung des mittleren Basisabflusses mit Hilfe der Dauerlinien-Separation für die Dauerlinien des täglichen Abflusses und der mittleren 3-tägigen Niederschlagshöhen (Station Mannheim/ Feudenheim für 1993-1995).



Die Abflussbildung und -konzentration des Zwischenabflusses in der meist ungesättigten Bodenzone verläuft deutlich langsamer als für den Oberflächenabfluss. So überschreitet der Oberflächenabfluss bereits während des Niederschlages seinen Scheitel, während der Zwischenabfluss seinen Scheitel dagegen erst ein bis zu zwei Tage später erreicht und ebenfalls im Vergleich zum Oberflächenabfluss langsamer abklingt (Baumgartner, A., Liebscher, H.-J., 1990). Diesem hydrologischen Prozess wird bei der Dauerlinien-Separation für die graphische Bestimmung der mittleren Basisabflusskomponente dadurch Rechnung getragen, dass ein mindestens zwei bis drei Tage währender Trockenwetterfall (d.h. ohne Niederschlag und Niederschlagsnachlaufstage) berücksichtigt wird. Dieser zwei- bis dreitägige Trockenwetterfall wird mit Hilfe des gleitenden Durchschnitts der Tagesniederschlagshöhen über den Zeitraum von drei Tagen, d.h. Tagen an denen die Höhe des mittleren 3-Tagesniederschlags 0 mm beträgt, realisiert.

5 ERGEBNISSE DER AUSGANGSDATEN

5.1 GRUNDLEGENDE PRIMÄRDATEN

Im ersten Teil werden die primären meteorologischen und hydrologischen Daten ausgewertet, die hydrologische Koppelung des Niederschlags-Abfluss-Geschehens wiedergegeben und die qualitative Gewässerbeschaffenheit der Schwermetalle dargestellt. Anschließend werden im zweiten Teil die Resultate der Dauerlinien-Separation detailliert erörtert.

5.1.1 Meteorologie und Hydrologie

Der ursächliche Zusammenhang zwischen Niederschlag und dem daraus resultierenden Abflussvorgang wird deutlich, indem beide Ganglinien einander gegenüber gestellt werden. Für den Zeitraum von drei Jahren, 1993-1995, sind der mittlere tägliche Niederschlag (in der oberen Bildhälfte) und der mittlere tägliche Abfluss (in der unteren Bildhälfte) in Abbildung 5.1 für den Neckar und in Abbildung 5.2 für die Nebenflüsse Enz und Kocher in ihrer zeitlichen Reihenfolge als Ganglinien dargestellt (vgl. DIN 4049-Teil 1, 1992). Der zeitliche Verlauf der Abflusshöhen zeigt im Vergleich mit den Niederschlagshöhen eine Verzögerung (siehe Abbildung 5.1 und Abbildung 5.2). Dieser Effekt wird im Weiteren bei der Dauerlinien-Separation berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.4).

Für den Verlauf des Jahres 1993, mit Ausnahme der zweiten Dezemberhälfte, weist die Niederschlagsverteilung für alle betrachteten Stationen geringere Niederschläge und niedrigere Abflüsse auf als im Jahresverlauf in den Folgejahren. Im Dezember 1993 tritt das höchste Hochwasser im Untersuchungszeitraum auf, sowohl für den Neckar als auch für seine Nebenflüsse. Dabei zeigt sich, dass das hydrologische Geschehen in einzelnen Jahren im Vergleich zu den Vorjahren deutlich variieren kann und sich somit auch deutlich auf die niederschlagsbedingten Stofftransporte auswirken kann (Fuchs, S., et al. 1999).

Werden nun jährliche Stofffrachten ermittelt, wie in der Stofffrachtbilanzierung für Flussgebiete üblich, sollten daher mehrere Jahre betrachtet werden, um den Einfluss des mittleren hydrologischen Geschehens auf den Stofftransport zu berücksichtigen. Dies ist aus zweierlei Gründen zu fordern:

- Zum einen können Tendenzen in der Stofffrachtentwicklung im Vergleich mit vorangegangenen Zeiträumen zuverlässiger aufgezeigt werden.
- Zum anderen wird die Vergleichbarkeit von Stofffrachten zwischen verschiedenen Flussgebieten erhöht. Für die methodische Vorgehensweise wurde für diese Arbeit aus praktischen Gründen ein Beobachtungszeitraum von vier Jahren gewählt.

Abbildung 5.1: Ganglinien des mittleren täglichen Niederschlags-Abflussgeschehens für den Beobachtungszeitraum 01.01.1993 bis 31.12.1995 an den Gewässergütestationen Feudenheim und Poppenweiler am Neckar.

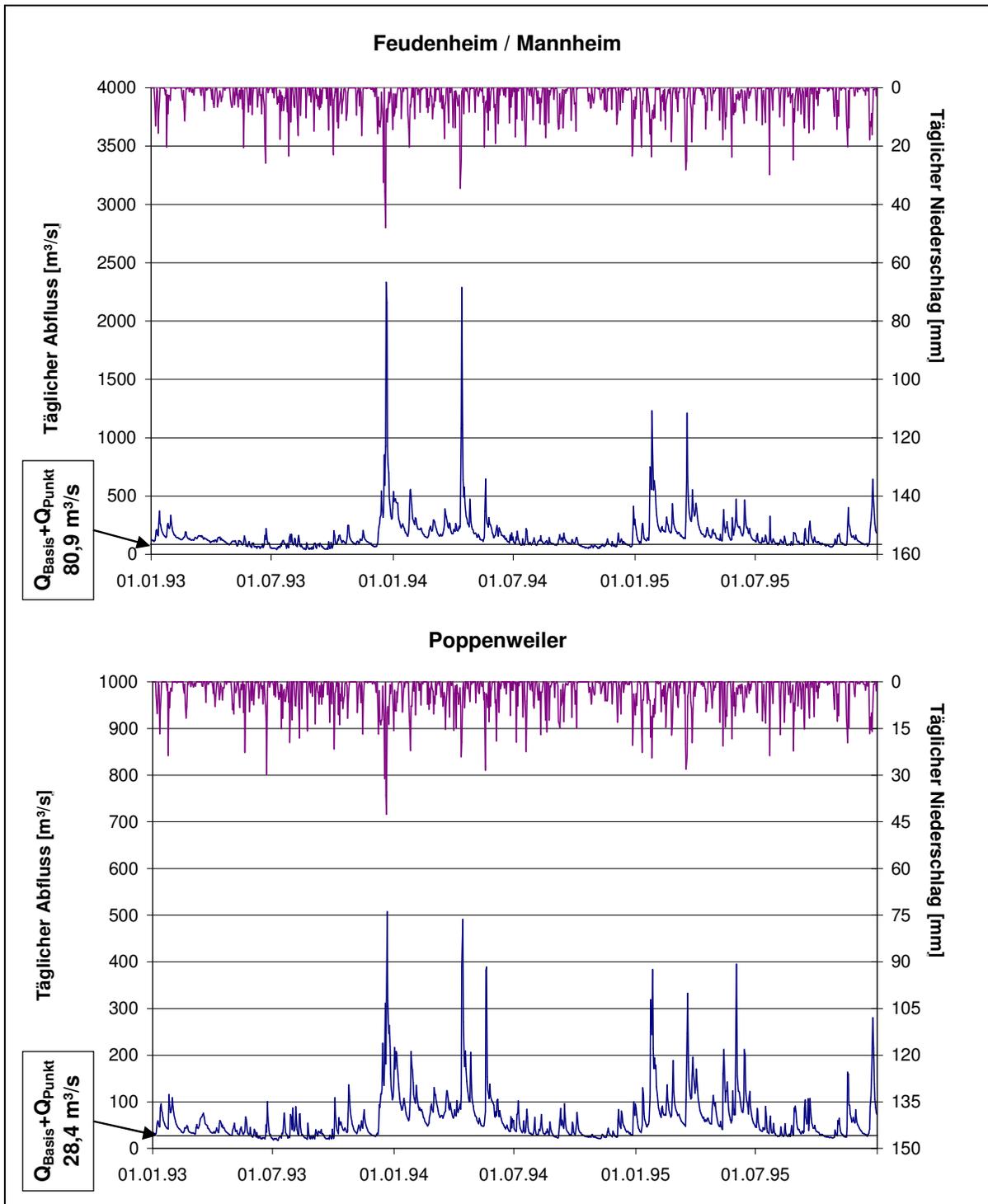
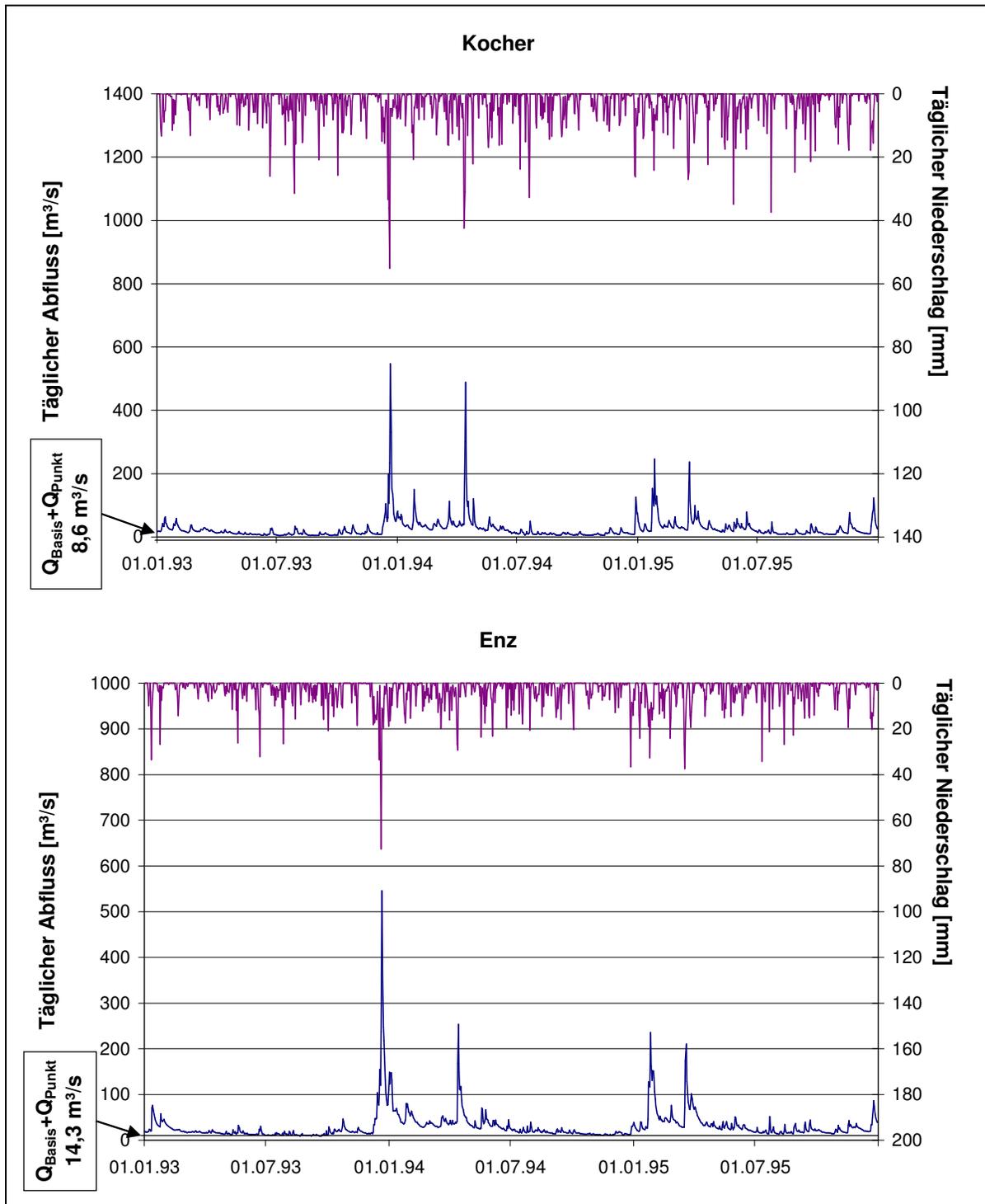


Abbildung 5.2: Ganglinien des mittleren täglichen Niederschlags-Abflussgeschehens für die Neckar Nebenflüsse Kocher/Kochendorf und Enz/Besigheim für den Zeitraum vom 01.01.1993 bis 31.12.1995.



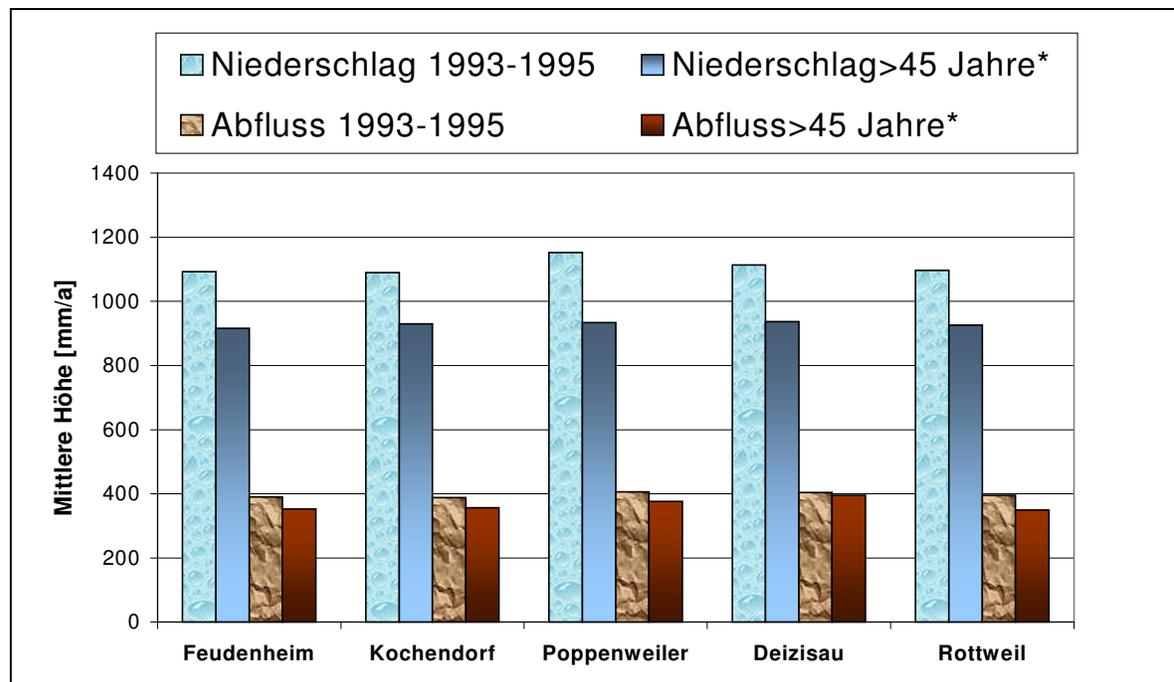
In Abbildung 5.1 und Abbildung 5.2 ist der mittlere mehrjährige vom unmittelbaren Niederschlagsgeschehen unabhängige Abfluss (quasi der Trockenwetterabfluss) als Basislinie eingezeichnet. Dass dieser Schwellenwert nur den mittleren jährlichen Verlauf anzeigt, wird im Zeitraum 1993 deutlich, hier liegt der tatsächliche Tagesabfluss teilweise unter dieser Basislinie. Dieser mittlere mehrjährige Abfluss bildet sich aus dem

abgeschätzten Basisabfluss und den anthropogenen Punktabflüssen. In seinem tatsächlichen täglichen Verlauf variiert dieser Abfluss ebenfalls, sowohl hinsichtlich der Menge als auch der stofflichen Zusammensetzung. Diese Schwankungen fallen jedoch im Vergleich zum niederschlagsinduzierten Abflussgeschehen um Größenordnungen geringer aus.

In Abbildung 5.3 ist die mittlere Niederschlagshöhe dem mittleren Abfluss für den Beobachtungszeitraum 1993-1995 und den langjährigen Mittelwerten in Form einer Wasserbilanz gegenüber gestellt. Da die langjährigen Niederschlagshöhen und Abflüsse nur für die Abflusspegel, aber nicht für alle Gütestationen über die gewässerkundlichen Jahrbücher (LfU, Ba.-Wü., 1998) verfügbar sind, wurden für die Gütestationen Kochendorf und Poppenweiler die langjährigen Mittelwerte der benachbarten Bezugspegel Lauffen und Plochingen zugrunde gelegt.

Die mittleren Niederschlags- und Abflusshöhen der Jahre 1993-1995 liegen über den langjährigen Mittelwerten (über 45 Jahre) und weisen die betrachteten Jahre als besonders niederschlagsreich aus. Die Differenz von Niederschlagshöhe zur Abflusshöhe geht über die Evaporation an der Oberfläche, bzw. über die pflanzliche Evapotranspiration an die Atmosphäre verloren und wird so wieder in den hydrologischen Kreislauf zurückgeführt.

Abbildung 5.3: Wasserbilanz ausgewählter Gewässergütestationen des Neckars. Vergleich der mittleren Niederschlagshöhe und der Abflusshöhe für die Jahre 1993-1996 und seit Beginn der Datenaufzeichnung.



*Zeitraum der Bezugsdaten (vgl. Tab. 3.1) > 45 Jahre: Feudenheim und Kochendorf 1951-1996, Poppenweiler (gemittelt über die Bezugsdaten Deizisau und Kochendorf), Deizisau 1921-1996 und Rottweil 1936-1996.

Die Hauptwerte der Abflüsse an den Gütestationen für den Neckar (Tabelle 5.1) und für die Nebenflüsse (Tabelle 5.2) basieren auf den Abflusswerten der zugeordneten Abflusspegel und wurden entsprechend Tabelle 3.1 einzugsgebietskonform korrigiert.

Tabelle 5.1: Hydrologische Hauptwerte an den Gütestationen des Neckars für die Beobachtungszeiträume 1993-1995 im Vergleich zu den langjährigen Beobachtungen seit Beginn der Aufzeichnungen.

Gütestation	Zeitraum	MNQ	MQ	MHQ	MNq	Mq	MHq
		[m ³ /s]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[l*s/km ²]	[l*s/km ²]	[l*s/km ²]
Feudenheim	1993-1995	51,3	172,0	2303	3,69	12,4	166
	(1951-1995)	40,2	148,5	1320	2,89	10,7	95
Kochendorf	1993-1995	33,6	104,9	1231	3,95	12,3	145
	(1951-1995)	27,8	95,3	887	3,26	11,2	104
Poppenweiler	1993-1995	20,3	64,3	675	4,06	12,9	135
	(1921-1995)	14,0	57,8	546	2,80	11,6	109
Deizisau	1993-1995	16,2	51,4	540	4,03	12,8	134
	(1921-1995)	11,2	46,2	437	2,79	11,5	109
Rottweil	1993-1995	1,3	5,7	120	2,86	12,5	264
	(1939-1995)	1,0	5,0	104	2,20	11,0	229

Tabelle 5.2: Hydrologische Hauptwerte an den Gütestationen der betrachteten Neckar Nebenflüsse für die Beobachtungszeiträume 1993-1995 im Vergleich zu den langjährigen Beobachtungen seit Beginn der Aufzeichnungen.

Nebenfluss (Gütestation)	Zeitraum	MNQ	MQ	MHQ	MNq	Mq	MHq
		[m ³ /s]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[l*s/km ²]	[l*s/km ²]	[l*s/km ²]
Fils	1993-1995	2,68	10,8	196	3,80	15,3	277
	(Plochingen)	(1927-1995)	1,69	9,3	143	2,39	13,1
Rems	1993-1995	1,72	7,9	195	2,96	13,6	334
	(Remsmühle)	(1832-1995)	1,28	7,2	156	2,20	12,3
Enz	1993-1995	10,82	30,8	375	2,25	6,4	78
	(Besigheim)	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
Kocher	1993-1995	6,44	30,1	535	3,29	15,4	273
	(Kochendorf)	(1885-1995)	5,09	22,8	304	2,60	11,7
Jagst	1993-1995	5,04	21,1	436	2,75	11,5	238
	(Jagstfeld)	(1925-1995)	3,73	16,1	198	2,03	8,8

Für den Beobachtungszeitraum der Jahre 1993-1995 lagen die wesentlichen Hauptwerte deutlich über den langjährigen Mitteln. Für das Neckargebiet lag im Jahr 1995 der mittlere Abfluss (MQ) um 20 % über dem langjährigen Mittelwert (LfU, Ba.Wü., 1996). Entsprechend der graphischen Auswertung des Niederschlags-Abflussgeschehens (vgl. Abbildung 5.1) ist dies nicht auf eine gleichmäßige Erhöhung der Tagesniederschläge zurückzuführen. Vielmehr rufen einzelne Extremniederschläge extreme Abflüsse hervor. Daher werden die den weiteren Berechnungen zugrunde liegenden Abflussdaten der

Explorativen Datenanalyse (EDA) unterzogen, die ein nicht auf einer Normalverteilung basierendes, robustes statistisches Verfahren darstellt, um die zugrunde liegenden Beobachtungsdaten auf Ausreißer und Extremwerte hin zu untersuchen (Hartung, J., 1995).

Hier ist jedoch als grundsätzlicher Unterschied zu beachten, dass für die nachfolgenden „Box-Whisker“ Darstellungen in Abbildung 5.4 und in Abbildung 5.5 nur die Abflusswerte berücksichtigt sind, die im Rahmen der Gewässergüteüberwachung erhoben wurden, da die Korrelation dieser Wertepaare aus Abfluss und der entsprechenden Konzentration in die weiteren Berechnungen eingeht. In der Abbildung 5.1 und der Abbildung 5.2 sind dagegen alle Tagesabflüsse über das gesamte Jahr enthalten, die über die gewässerkundlichen Jahrbücher zur Verfügung stehen (LfU, Ba.-Wü., 1998).

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass im Rahmen der Einzelprobenahme nicht das gesamte Abflussspektrum und im Rahmen der Mischprobenahme nur der gemittelte Abfluss über die kontinuierlich beprobten Entnahmeintervalle erfasst wird. Somit sind die Maximalwerte aller Tagesabflüsse in Abbildung 5.1 und Abbildung 5.2 höher als die Ausreißer und die Extremwerte in der nachfolgenden Abbildung 5.4 und Abbildung 5.5. Das Hochwasserereignis des Dezember 1993 tritt als Extremwert des Abflusses während der Messungen des Gewässer-Monitorings nur für die Enz auf (siehe Tabelle 5.3).

Abbildung 5.4: „Box-Whisker-Plots“ der Abflussdaten zu den Probenahmen der Gewässerbeschaffenheit der Jahre 1993-1996 mit den Ausreißer- und Extremwerten für den Neckar (ohne Rottweil).

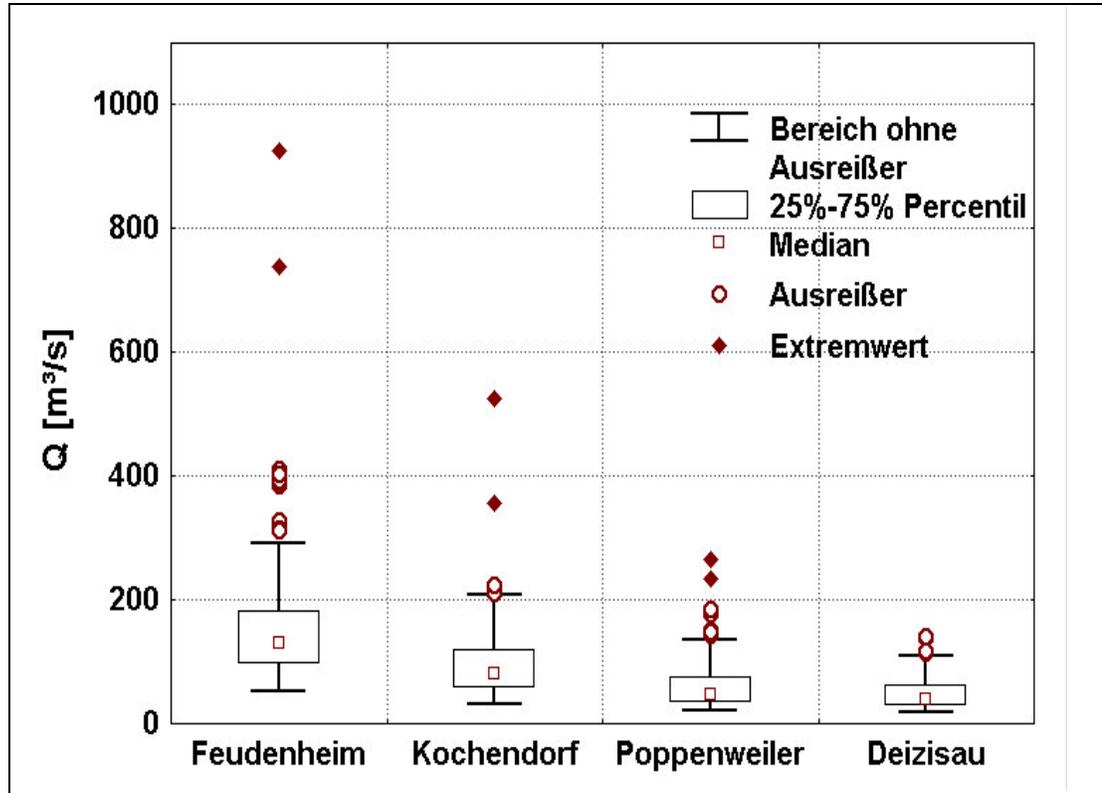
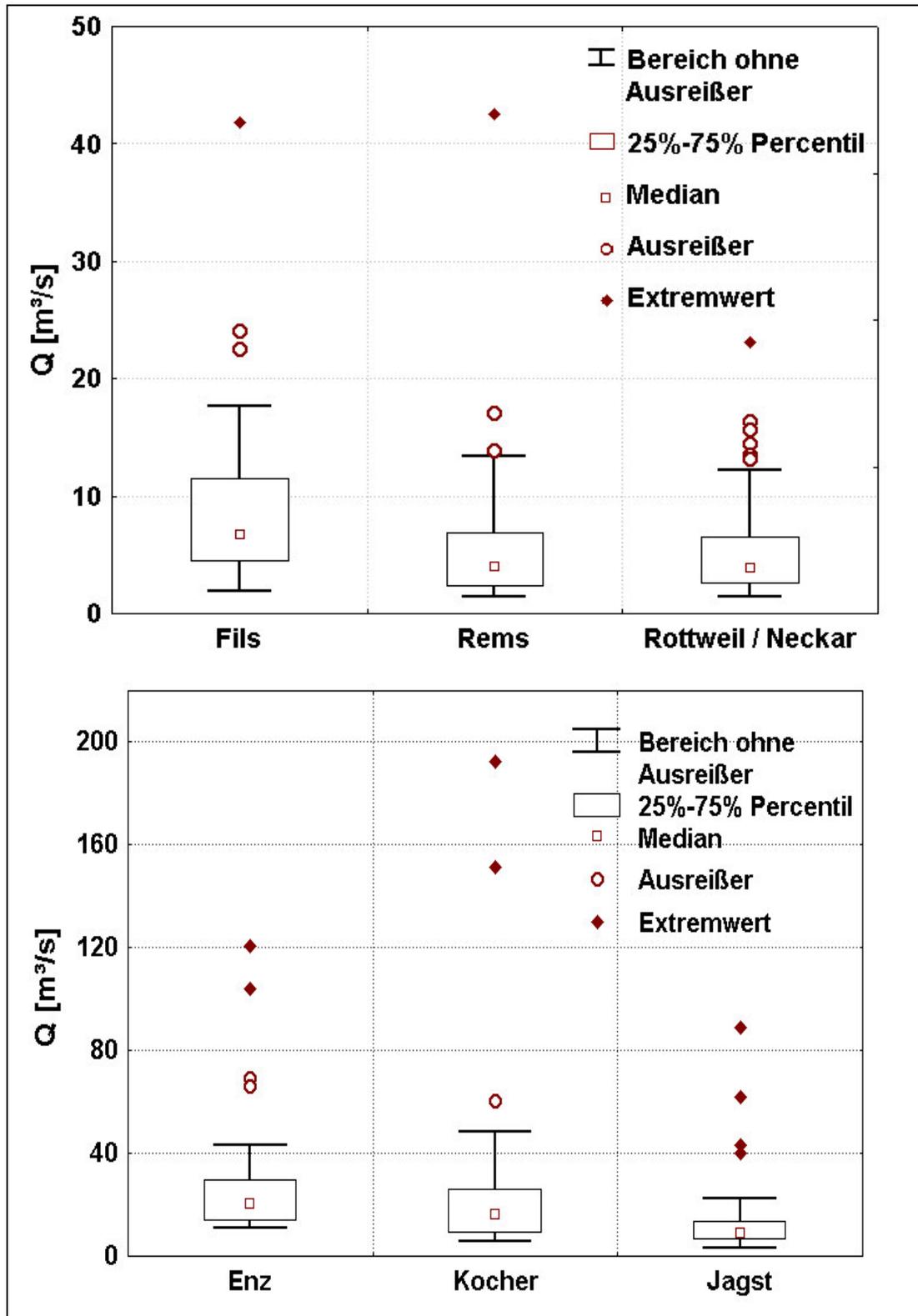


Abbildung 5.5: „Box-Whisker-Plots“ der Abflussdaten zu den Probenahmen der Gewässerbeschaffenheit der Jahre 1993-1996 der größten Nebenflüsse Enz (links des Neckars) und Fils, Rems, Kocher und Jagst (rechts des Neckars) sowie Rottweil am Neckar mit den Ausreißer- und Extremwerten.



Entsprechend der methodischen Vorgehensweise in Kapitel 3.2.1 der statistischen Auswertung mit Hilfe der explorativen Datenanalyse (EDA) wurden die Abflussdaten auf Extremwerte überprüft (siehe Anhang A.3). Die Konzentrations-Abfluss-Datenpaare, die statistisch signifikante extreme Abflusswerte aufweisen (siehe Tabelle 5.3), sind für die weiteren Berechnungen der linearen Regressionskoeffizienten nicht berücksichtigt worden, um eine verzerrte Korrelation und damit verfälschte Ergebnisse ausschließen zu können.

Tabelle 5.3: Zusammenfassung der Extremwerte der Abflüsse korrespondierend zur Probenahme im Beobachtungszeitraum 1993-1996 (für die Gütestationen des Neckars Mittelwerte über den Zeitraum der Mischprobenahme; für die Nebenflüsse Einzelproben).

Gütestation	Extremwert [m ³ /s]	Datum	Extremwert [m ³ /s]	Datum
Neckar				
Feudenheim	926,2	18.04.94	739,7	30.01.95
Kochendorf	525,5	18.04.94	356,5	30.01.95
Poppenweiler	264,3	18.04.94	234,5	30.01.95
Deizisau	140,7	18.04.94	137,6	06.02.95
Rottweil	23,2	20.02.95		
Nebenflüsse				
Fils	41,9	18.04.94		
Rems	42,5	10.07.96		
Enz	120,6	09.07.96	103,9	14.12.93
Kocher	192,4	11.07.96	151,5	26.01.94
Jagst	89,0	26.01.94		

Die im Rahmen der Gewässerüberwachung beobachteten extremen Abflusswerte sind für den Neckar im Wesentlichen auf zwei besondere Niederschlagsgeschehen zurückzuführen (i) im April 1994 auf ein Mittelmeertief mit flächendeckend ergiebigen Niederschlägen, die zu starken Hochwassern führten, und (ii) im Januar 1995 auf atlantische Tiefausläufer, die teilweise um 100 % erhöhte Gebietsniederschläge verursachten (LfU, Ba.-Wü., 1996).

Demgegenüber zeigen einzelne Nebenflüsse zusätzliche extreme Abflusswerte durch Hochwasser im Juli 1996, die durch Starkniederschläge in Folge lokaler Gewitter verursacht wurden (LfU, Ba.-Wü., 1998).

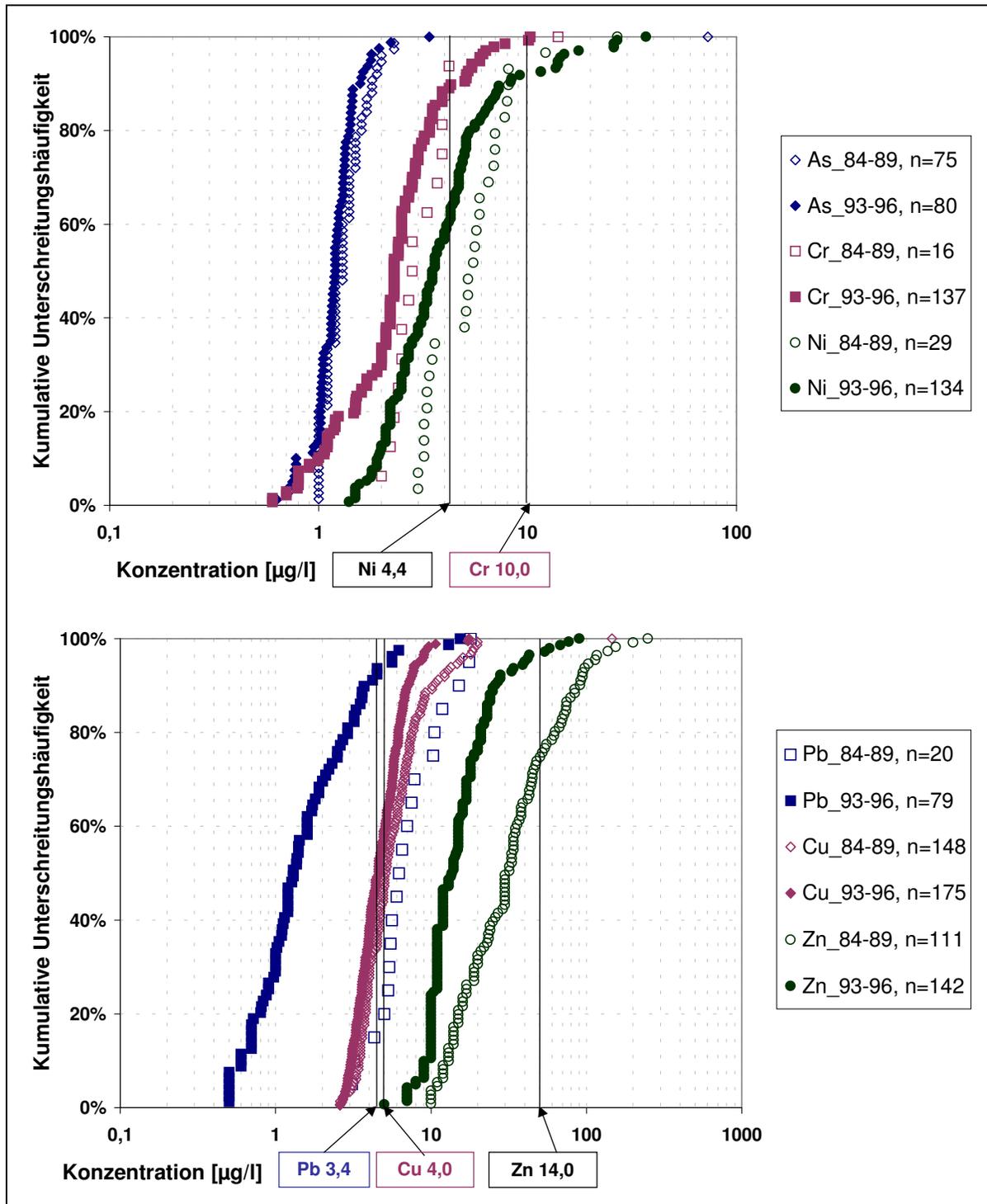
5.1.2 Schadstoffe in der Wasserphase

Wesentliche Parameter der Gewässergüteüberwachung eines Flussgebietes sind die stofflichen Konzentrationen. Diese gehen als Basisdaten in die Stofffrachtbilanzierung ein. Die Stoffkonzentrationen geben unmittelbar ein qualitatives Bild der Beschaffenheit eines Fließgewässers wieder. Dabei ist die kumulative Häufigkeitsverteilung eine probate Methode, die qualitative Wasserbeschaffenheit informativ zu beschreiben.

Für sechs prioritäre Schwermetalle, die in aufsteigender Reihe entsprechend der gemessenen Konzentrationen angeordnet sind, wird die prozentuale Häufigkeit in Abbildung 5.6 gezeigt. Dargestellt ist die Bezugsstation Feudenheim/Mannheim für das Neckarflussgebiet. Der historische Vergleich des Beobachtungszeitraumes 1984-1989 (offene Symbole), an dem die Aufzeichnungen der Schwermetallkonzentrationen begonnen haben, mit dem Beobachtungszeitraum 1993-1996 (ausgefüllte Symbole) zeigen den allgemeinen Trend des Rückgangs der Konzentrationen der prioritären Schwermetalle. Besonders deutlich ist dies am Beispiel Blei zu sehen, was mit der Einführung von unverbleitem Kraftstoff in Deutschland und später in der Europäischen Union zu erklären ist. Infolge der Auflagen im Rahmen der Indirekteinleiterverordnungen für Industrie und Gewerbe und insbesondere deren Überprüfung sowie aufgrund des Rückhaltevermögens der Kläranlagen infolge der Nährstoffelimination und der weitergehenden Reinigung sind die Gesamtgehalte der Schwermetalle in den Fließgewässern Baden-Württembergs insgesamt geringer (LfU, Ba.-Wü., 2000b).

Die in Abbildung 5.6 wiedergegebenen Zielvorgaben der LAWA für aquatische Lebensgemeinschaften (Biozönosen) sind Qualitätskriterien in Form von Zielvorgaben, bzw. Orientierungswerte für die Wasserbeschaffenheit und stellen keine normativen Grenzwerte oder Standards dar (UBA, 1997). Die stringenten Zielvorgaben für die Schwermetallkonzentrationen als Qualitätsziele für die aquatischen Biozönosen berücksichtigen, dass die Schwermetalle nicht verstoffwechselt werden und nach der Aufnahme jahrelang im Organismus verbleiben können. Für die betrachteten Schwermetalle im Zeitraum von 1993-1996 unterschreiten die Konzentrationen in der fließenden Welle mit über 90 % die geforderten Zielvorgaben, mit Ausnahme der Konzentrationswerte für Kupfer und Nickel, die noch 50 % bzw. 40 % über diesen Zielvorgaben liegen.

Abbildung 5.6: Kumulative Unterschreitungshäufigkeit einzelner Schwermetallkonzentrationen bei Feudenheim als Bezugsquerschnitt für das Neckarflussgebiet für die Zeiträume 1984-1989 und 1993-1996. Eingerahmte Werte sind die Zielvorgaben der LAWA für aquatische Lebensgemeinschaften (siehe Tabelle 5.4).



Die Schwermetallkonzentrationen im Fließgewässer Neckar liegen sowohl für den neueren Zeitraum als auch für den weiter zurückliegenden Zeitraum unterhalb der Vorgaben für die Trinkwasserqualität, und auch unterhalb der durchschnittlichen Schwermetallkonzentrationen in europäischen Gewässern (vgl. Tabelle 5.4). Für die Ruhr, die Trinkwasserressource für das gleichnamige Einzugsgebiet, welches wie der Neckar ein typisches Mittelgebirgsfließgewässer mit einer höheren Urbanisierung darstellt, wurden bereits in den zurückliegenden Jahren 1970-1977 Schwermetallkonzentrationen unterhalb der Trinkwasserverordnung beobachtet (Imhoff, K. R., et al., 1980). Die auf toxikologischen Kriterien beruhenden Standards und Richtlinien für die Trinkwasserqualität liegen über den in der fließenden Welle des Neckars vorgefundenen Schwermetallkonzentrationen. Zumindest hinsichtlich dieser Parameter weist im betrachteten Zeitraum die qualitative Beschaffenheit des Neckarwassers die potentielle Eignung für die Trinkwassernutzung auf.

Tabelle 5.4: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Neckar im Vergleich zu: EU Gewässer Monitoring (Herrchen, M. et al., 1999), 1993-1996, Zielvorgaben der LAWA (aus UBA, 1997), EU Trinkwasserdirektive (98/83/EC) und WHO Richtlinie für Trinkwasser (WHO, 1995), sowie die US-EPA Standards für prioritäre toxische Schadstoffe in Oberflächengewässern (US-EPA, 1998). Alle Angaben in [$\mu\text{g/l}$].

	Neckar Mittel- werte 1993- 1996	EU Gewäs- -ser	LAWA Zielvorgaben			EU Direktive (98/83/EC)	WHO Trinkwas- -ser Richtlinie	US-EPA Standards CCC – CMC*
			Aquatische Biozöno- -sen	Bewäs- -serungs- -wasser	Trinkwas- -serversor- -gung			
As	0,98	5,98	-	-	-	10	10	150 - 340
Cd	0,1	1,23	0,07	5,0	1,0	5,0		2,2 – 4,3
Cr	2,3	5,23	10	50	50	50		11 – 16**
Cu	5,0	21,44	4,0	50	20	2000	2000	9 - 13
Hg	<ABG	0,013	0,04	1,0	0,5	1,0	1,0	0,77 – 1,4
Ni	4,2	14,76	4,4	50	50	20		52 - 470
Pb	1,7	10,02	3,4	50	50	10	10	2,5 - 65
Zn	14,9	67,31	14	1000	500	-	3000	120

<ABG: unterhalb der analytisch nachweisbaren Bestimmungsgrenze

*CCC: Kriterium der kontinuierlichen Konzentration (Criterion Continuous Concentration)

CMC: Kriterium der maximalen Konzentration (Criterion Maximum Concentration)

**Chromium IV, für Chromium III liegen die Konzentrationen höher (74-570 $\mu\text{g/l}$)

5.2 DAUERLINIEN-SEPARATION

5.2.1 Entwicklung und Ergebnisse

Die im Rahmen dieser Arbeit vorgestellte Dauerlinien-Separation war notwendig geworden, da der von Behrendt, H. (1993, 1994) für die Abschätzung der Punktfrachten für Nährstoffe verwendete immissionsorientierte Berechnungsansatz für die Punktfrachtabschätzung bei Schwermetallen keine plausiblen Ergebnisse erbrachte. Bei dieser Vorgehensweise für Nährstoffpunktfrachten wird die Annahme getroffen, dass eine Abschätzung der Größe und Konzentrationen der Basisabflusskomponente nicht erforderlich ist (Behrendt, H., 1993). Sollen jedoch Schwermetallpunktfrachten abgeschätzt werden, ist die Basisabflusskomponente nicht zu vernachlässigen.

Um die mittleren Jahresfrachten abschätzen zu können, ist es nicht unbedingt erforderlich, den Abflussprozess, insbesondere die Basisabflusskomponente, zeitkontinuierlich dynamisch zu modellieren. Zeitkontinuierliche Modelle sind bspw. CATFLOW (Maurer, Th., 1997) oder für den Verlauf der Wasserdynamik im Bereich meso-skaliger Einzugsgebiete das Modell HILLFLOW (Bronstert, A., 1994). Im Bereich makro-skaliger Einzugsgebiete simuliert bspw. das Modell LARSIM den zeitkontinuierlichen Verlauf des Abflussgeschehens eines Gewässerverlaufs (Bremicker, M., 2000). Diese dynamischen Modellierungen benötigen neben der aufwändigen Umsetzung der mathematischen Modelle umfangreiche Datensätze (z.B. zur Schneebedeckung etc.) und entsprechende Annahmen für die Füllstände einzelner Wasserspeicher zu Beginn der Modellierung.

Zunächst wurde daher für die Abschätzung der mittleren Basisabflüsse für das Neckarflussgebiet die Vorgehensweise nach Huber, A. (1998) in Betracht gezogen⁵. Die so berechneten Basisabflüsse für das Neckargebiet lagen im Mittel 130 % über den mittleren Abflüssen (MQ) der Jahre 1993-1995, ca. 150 % über dem langjährigen mittleren Abfluss (MQ) sowie im Mittel 420 % über den Resultaten der Dauerlinien-Separation für die betrachteten Gewässerstationen des Neckars (siehe Tabelle 5.5). Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass diese über die verschieden großräumlichen deutschen Gebietseinheiten ermittelte Korrelation und der mit Hilfe des mittleren Jahresniederschlages generalisierte Faktor Niederschlagshöhe die regionale Wasserhaushaltscharakteristik des Neckargebietes ungenügend berücksichtigt. Für die Abschätzung des Basisabflusses der Neckareinzugsgebiete konnte diese Vorgehensweise daher nicht verwendet werden.

⁵ Im Rahmen der Berechnung diffuser Frachtanteile von Pflanzenschutzmitteln schätzt Huber, A. (1998) die mittleren Basisabflusshöhen über die Korrelation von langjährigen Abflussmessungen und den mittleren jährlichen Niederschlagshöhen ab ($Q_{\text{Basis}} = 0,027 \cdot N - 11,43$; $R^2 = 0,93$; N = mittlere Jahresniederschlagshöhe; 79 meso-skaligen Einzugsgebieten 200 km² - 6151 km² aus ganz Deutschland). Ermittelt aus der Abbildung A2.3, S. 215, im Anhang bei Huber, A. (1998).

Tabelle 5.5: Abschätzung nach Ansatz Huber, A. (1998) sowie die Verhältnisse des mittleren Abflusses (MQ) der Jahre 1993-1995 zum langjährigen MQ (vgl. Tabelle 5.2) und der Dauerlinien-Separation (siehe nachfolgende Tabelle 5.6).

	Abschätzung nach Huber, A. (1998), für Q_{Basis} [m ³ /s]	Verhältnis zu MQ (1993-1995)	Verhältnis zu langjährigem MQ	Verhältnis zur Dauerlinien-Separation
Neckar				
Feudenheim	251,2	146%	169%	356%
Kochendorf	153,1	146%	161%	378%
Poppenweiler	98,4	153%	170%	424%
Deizisau	74,8	146%	162%	365%
Rottweil	7,2	127%	127%	786%
Nebenflüsse				
Fils	10,4	96%	112%	273%
Rems	8,6	108%	120%	374%
Enz	27,9	90%	n.v.	221%
Kocher	36,2	120%	159%	464%
Jagst	34,0	161%	211%	585%

Die nachfolgende Betrachtung basiert darauf, dass es hinreichend ist, die Charakteristik des mittleren längjährigen Wasserhaushalts zu bestimmen. Davon ausgehend wird der ursächliche Faktor „Niederschlag“ dem daraus resultierenden Faktor „Abfluss“ gegenüber gestellt. Zum einen wird dabei angenommen, dass die Gebietsniederschläge, die aus punktuell gemessenen Niederschlägen auf die Teileinzugsgebiete hochgerechnet wurden, weitgehend den tatsächlichen Gebietsniederschlag wiedergeben (vgl. Kapitel 3.2.2.2). Zum anderen wird der verzögerte Zufluss der niederschlagsabhängigen Abflusskomponenten ins Gewässer durch Niederschlagsnachauftage berücksichtigt. Nach Baumgartner, A., Liebscher, H.-J. (1990) ist davon auszugehen, dass der verzögerte Zufluss im Mittel zwei bis drei Tage nach dem unmittelbar mit dem Niederschlagsereignis eintretenden Oberflächenabfluss abklingt. Diese Verzögerung ergibt sich aus der Infiltration in den ungesättigten Oberboden. Dort trifft es entweder auf undurchlässige Schichten oder gesättigte Bodenbereiche und fließt hangparallel als Zwischenabfluss einem Fließgewässer zu.

Für die Abschätzung des mittleren Basisabflusses ist es ausreichend, das Niederschlags-Abflussgeschehen im Tagesverlauf zeitkontinuierlich zu interpretieren (siehe Kapitel 4.4). Über einen mehrjährigen Zeitraum kann so der mittlere Gewässerabfluss im Trockenwetterfall abgeschätzt werden. Dabei bilden der Basisabfluss und die anthropogenen Punktabflüsse diese vom direkten Niederschlag unabhängige Abflusskomponente. Werden nun die aus der Landesstatistik verfügbaren Daten zu Punktabflüssen verwendet, ergeben sich als Differenz der mittlere Basisabfluss, der für die weitere Frachtabeschätzung herangezogen werden kann. Die Ermittlung der mittleren Basisabflüsse über die Dauerlinien-Separation ist beispielhaft in Abbildung 5.7 für den Neckar und in Abbildung 5.8 für einen orographisch linken und rechten Neckarnebenfluss graphisch dargestellt.

Abbildung 5.7: Graphische Darstellung der Dauerlinien-Separationsmethode für die Ermittlung des mittleren Abflusses im Trockenwetterfall (Basisabfluss und Punktquellenabfluss) für die Gewässergütestationen Feudenheim (oben) und Kochendorf (unten) am Neckar, im Zeitraum 1993-1995.

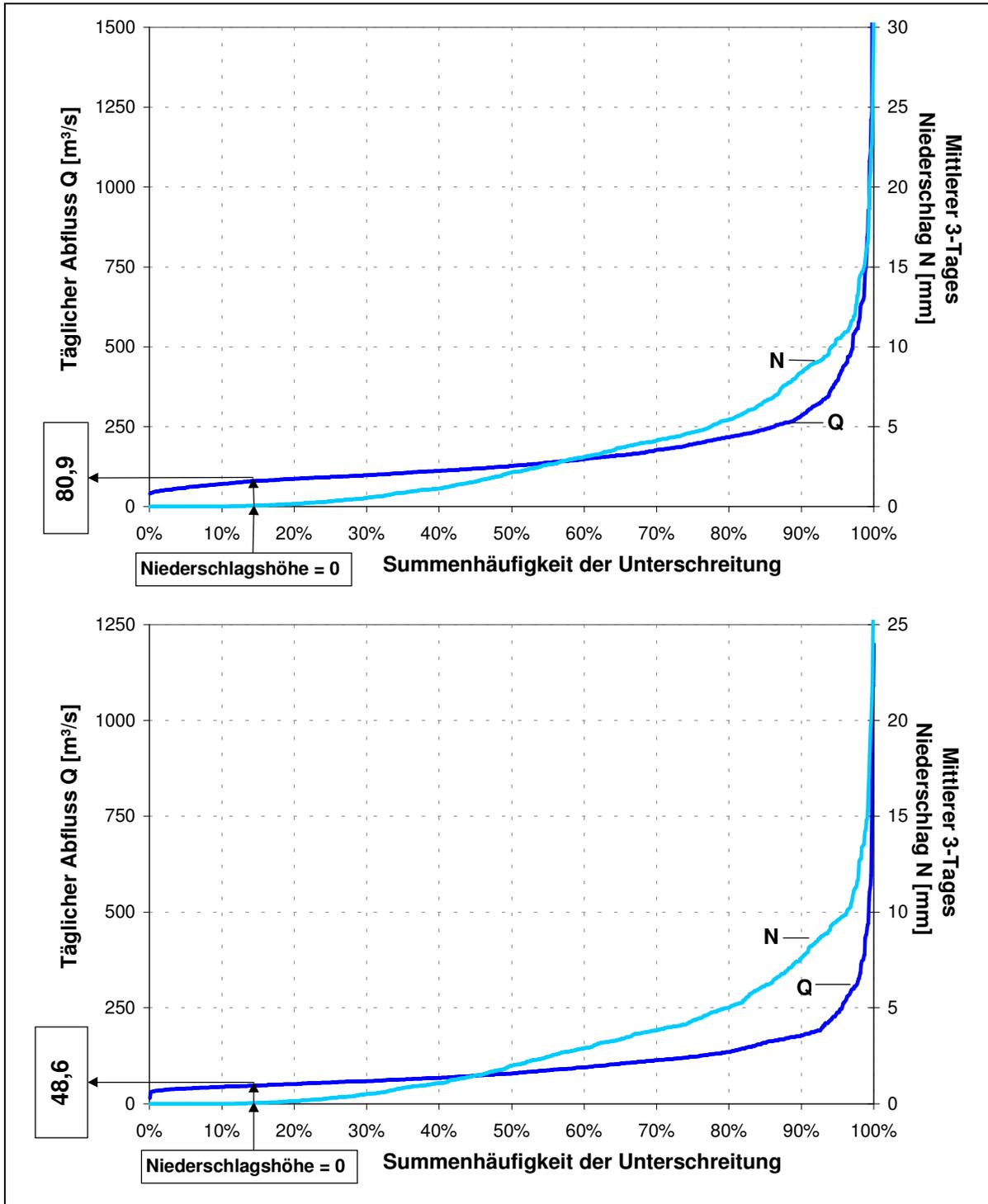
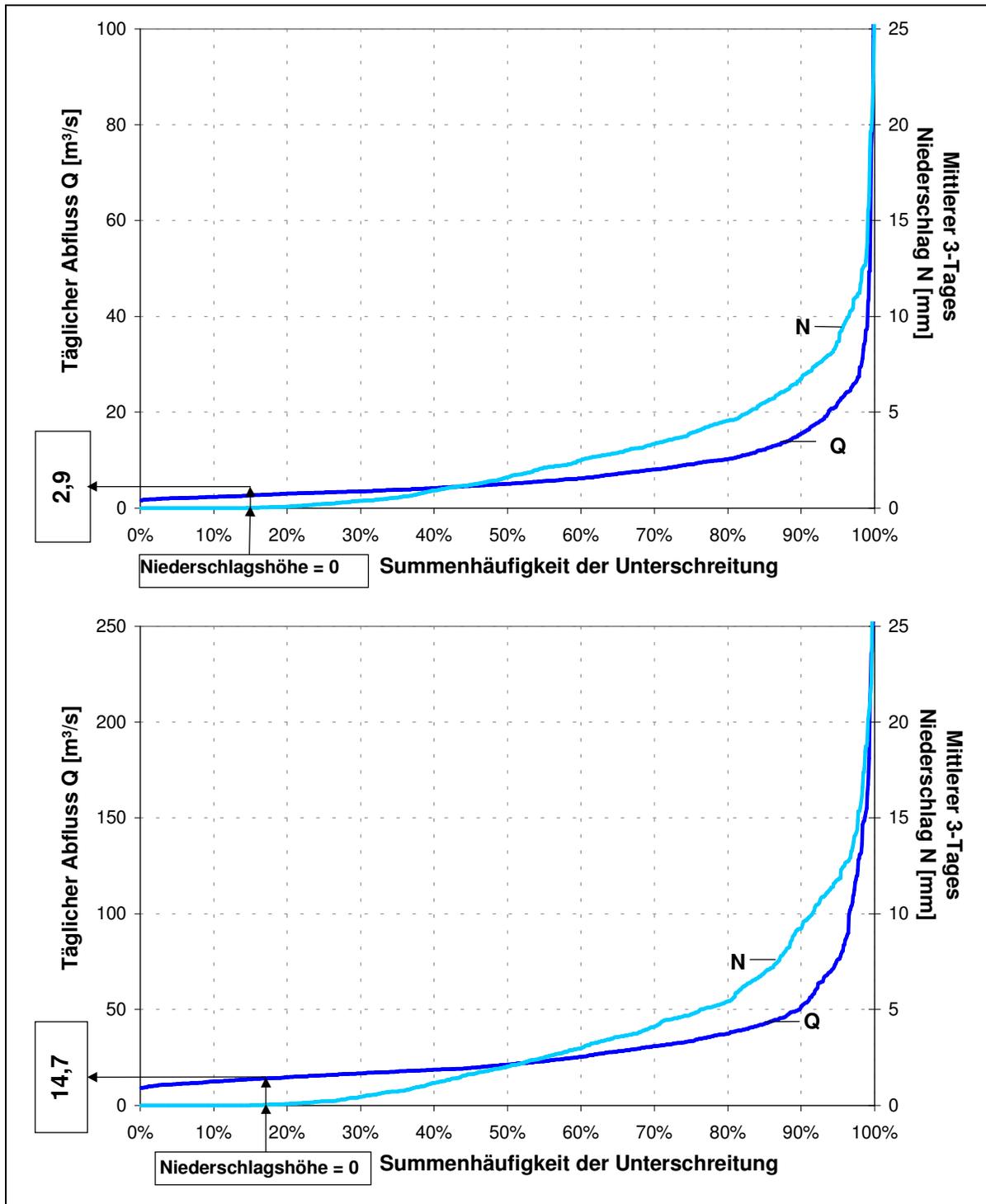


Abbildung 5.8: Graphische Darstellung der Dauerlinien-Separationsmethode für die Ermittlung des mittleren Abflusses im Trockenwetterfall (Basisabfluss und Punktquellenabfluss) für den Bezugsquerschnitt an den Nebenflüssen Rems (oben) und Enz (unten), im Zeitraum 1993-1995.



Eine weitere Besonderheit des Neckareinzugsgebietes, vor allem des stark urbanisierten mittleren Neckarraums, ist die Trinkwasserversorgung, die vorwiegend über die Fernwasserversorgungen der Bodensee-Wasserversorgung (BWV), Landeswasserversorgung (LW) und der Wasserversorgung Nordostwürttemberg (NOW)

erfolgt. Diese gewinnen ihr Trinkwasser fast ausschließlich außerhalb des Neckareinzugsgebietes. Nur die NOW betreibt einen Tiefbrunnen im Neckargebiet im oberen Jagsttal, der allerdings nur 0,1 % des Fernwasseraufkommens ausmacht. Diese Wasserüberleitung innerhalb des Neckareinzugsgebietes kann als vernachlässigbar angesehen werden. Dagegen spielt die Wasserüberleitung durch die verschiedenen Fernwasserversorgungssysteme mit ca. 6,5 m³/s eine bedeutende Rolle für die Wasserführung (LfU, Ba.-Wü., 2001b). In der hier angewandten Vorgehensweise wird dieser Anteil der übergeleiteten Wassermengen über die statistischen Daten zum Abwasseraufkommen erfasst.

Für alle untersuchten Teileinzugsgebiete fasst Tabelle 5.6 die Resultate der Dauerlinien-Separation und die Daten der Landesstatistik zu den Punktabflüssen sowie den daraus abgeschätzten Basisabflusswerten zusammen.

5.2.2 Plausibilitätsbetrachtungen

Um den Basisabfluss über die niederschlagsfreie Periode abzuschätzen, wurde in dieser Arbeit die Dauerlinien-Separation angewandt. Für eine Plausibilitätsbetrachtung wird daher dem so ermittelten Basisabfluss (Q_{Basis}) der mittlere jährliche Abfluss (MQ) gegenüber gestellt (siehe Tabelle 5.6).

Tabelle 5.6: Mittlerer Basisabfluss Q_{Basis} des Neckars und seiner Nebenflüsse nach der Dauerlinien-Separation, 1993-1995, den Punktabflüssen (kommunales und Produktionsabwasser) 1991-1995 (StaLa, Ba.-Wü., 1998) sowie dem Verhältnis zum mittleren Abfluss (MQ) 1993-1995 (siehe Tabelle 5.1 und Tabelle 5.2).

Abflüsse [m ³ /s]	Dauerlinien- Separation Q_{Tw}	Gesamte Punktabflüsse Q_{Punkt}	Q_{Punkt} Anteil	Mittlerer Basisabfluss Q_{Basis} (= $Q_{\text{Tw}} - Q_{\text{Punkt}}$)	Q_{Basis} Anteil	Verhältniss Q_{Basis} zu MQ, 1993-1995
Neckar						
Feudenheim	80,9	10,4	13%	70,5	87%	41%
Kochendorf	48,6	8,1	17%	40,5	83%	39%
Poppenweiler	28,4	5,2	18%	23,2	82%	36%
Deizisau	23,2	2,7	12%	20,5	88%	40%
Rottweil	2,22	0,18	8%	2,04	92%	36%
Nebenflüsse						
Fils	4,3	0,5	12%	3,8	88%	35%
Rems	2,9	0,6	21%	2,3	79%	29%
Enz	14,3	1,7	12%	12,6	88%	41%
Kocher	8,6	0,8	9%	7,8	91%	26%
Jagst	6,2	0,4	7%	5,8	95%	27%

Dabei ergibt sich für den Neckar im Mittel ein Verhältnis von 38 % (36 %-41 %) für Q_{Basis} zu MQ, und für die untersuchten Neckarnebenflüsse ein Verhältnis von 32 % (26 %-41 %). Der prozentuale Anteil des grundwasserbedingten Basisabflusses liegt bei 80 % bis 95 % gegenüber einem Anteil von 5 % bis 20 % für den anthropogen bedingten Punktabfluss.

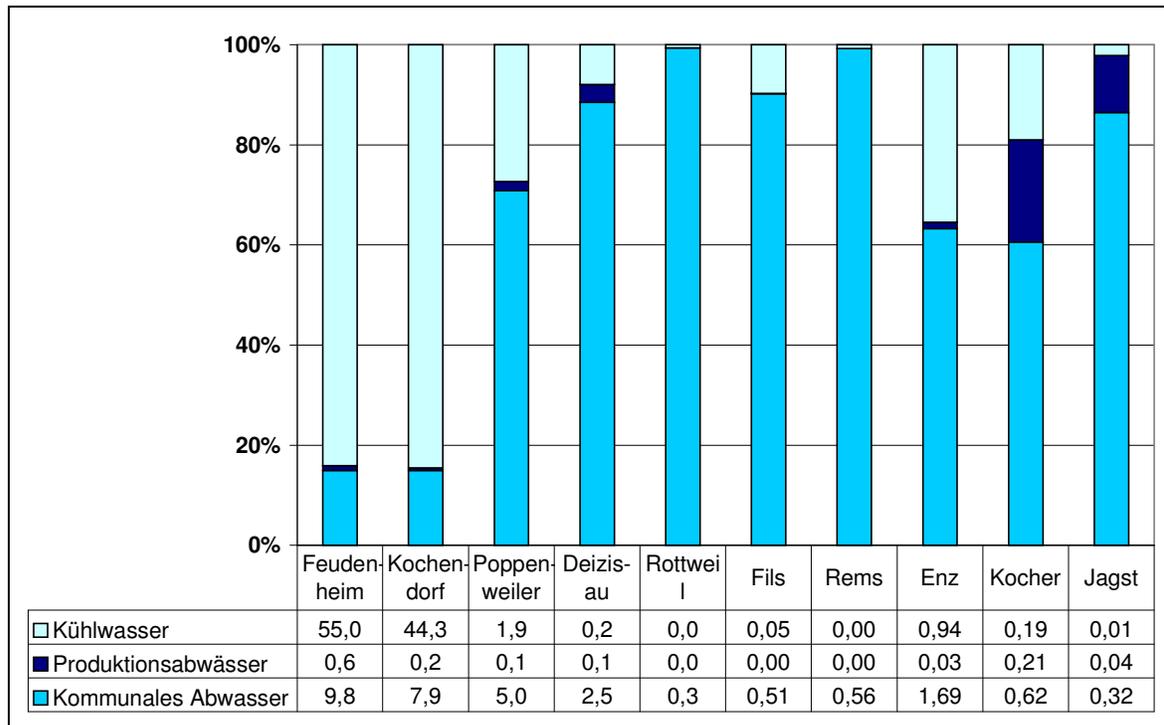
Für den Neckar I. Ordnung von seiner Mündung bei Mannheim/Feudenheim bis nach Deizisau zeigen die Punktabflüsse für die urbanisierten und industrialisierten Einzugsgebiete mit 17 %, 18 % bzw. 21 % (Poppenweiler im Großraum Stuttgart 534 E/km², Kochendorf im Großraum Heilbronn 490 E/km² bzw. der Nebenfluss Rems mit 588 E/km²) einen deutlich höheren Anteil der Punktabflüsse als für Einzugsgebiete mit geringerer Urbanisation (Rottweil am Neckar II. Ordnung 240 E/km² oder die Nebenflüsse Kocher 178 E/km² und Jagst 103 E/km², siehe Tab. 3.6 und Tab. 3.7).

Die Angaben des Statistischen Landesamtes zu den Punktabflüssen setzen sich aus den Abflüssen des kommunalen Abwassers, des Produktionsabwasser- und des Kühlwasseraufkommens zusammen. Dabei sind Gemeinden außerhalb von Baden-Württemberg nicht berücksichtigt (14 Gemeinden im Bundesland Hessen und 2 Gemeinden im Bundesland Bayern, die 2,2 % der Fläche und 2,7 % der Bevölkerung des gesamten Neckareinzugsgebietes ausmachen).

Die Angaben über das kommunale Abwasseraufkommen, die Sammelkanalisation und die angeschlossenen Einwohner werden unmittelbar von den 565 Gemeinden in Ba.-Wü. (Stand 1995) erhoben, sowie als ergänzende Quelle der jährliche Leistungsvergleich der "Kläranlagen-Nachbarschaften" (ATV, 1996) herangezogen. In Bezug auf das industriell-gewerbliche Abwasseraufkommen wurde für das Berichtsjahr 1995 (Zeitraum 1994-1995) vom Statistischen Landesamt Ba.-Wü., im Vorgriff auf das am 1. Januar 1997 in Kraft getretene neue Umweltstatistikgesetz vom 28. September 1994 der Berichtskreis der erfassten Betriebe deutlich reduziert. Infolge dieser Reduzierung der erfassten Betriebe, bundesweit werden statt 70.000 nunmehr nur noch 25.000 Betriebe erfasst (§7 UStatG), ist die Vergleichbarkeit mit statistischen Daten vor 1991 eingeschränkt. Als Eingangsdaten für die weiteren Berechnungen wurden daher nur die Daten für das Jahr 1995 über den Zeitraum 1991-1994 benützt. Nach dem UStatG §7 werden unter anderem die Menge des abgeleiteten Abwassers des Bergbaus, der Gewinnung von Steinen und Erden und des verarbeitenden Gewerbes erfasst.

Neben diesem Aufkommen an Produktionsabwasser wird darüber hinaus das Aufkommen an Kühlwasser (UStatG §9) von Wärmekraftwerken erhoben. Dabei verwenden die Wärmekraftwerke Flusswasser im Durchlaufverfahren zu Kühlzwecken, was zu einer entsprechenden Temperaturänderung im Unterlauf des Fließgewässers führt. Auch wenn die Wiedereinleitung nach der eingangs gegebenen Definition formal einer Punktquelle entspricht, ist nach der prinzipiellen Betrachtung nach der Herkunft, d.h. der Quelle seiner Entstehung und seiner Nutzung das Kühlwasser als umgeleitetes Flusswasser deutlich vom kommunalen Abwasser und Produktionsabwasser zu trennen. Das Kühlwasseraufkommen wird aufgrund dieser Überlegungen nicht in die weiteren Berechnungen mit einbezogen. Das Kühlwasseraufkommen der untersuchten Einzugsgebiete wird in Abbildung 5.9 für das Neckargebiet aufgezeigt.

Abbildung 5.9: Anteile des Punktquellenabflusses, des kommunalen Abwassers, der Produktionsabwässer und des Kühlwassers, für die Gütestationen des Neckars und seiner Nebenflüsse (Zeitraum 1991-1995). Mittlere Abflüsse in [m³/s].



Deutlich ist das unterschiedliche Kühlwasseraufkommen für die makro-skaligen Einzugsgebiete Mannheim/Feudenheim (gesamtes Neckargebiet) und Kochendorf (Ballungsräume Heilbronn und Stuttgart) mit einem Anteil von über 80 % an den Punktquellen zu erkennen. Dagegen ist die Kühlwassermenge für die meso-skaligen Einzugsgebiete der Gewässerstationen Rottweil (Neckaroberlauf) sowie für die Einzugsgebiete der Nebenflüsse Rems und Jagst vernachlässigbar.

Unter der vereinfachenden Annahme, dass die Basiskomponente vernachlässigbar sei und unter Einbeziehung des Kühlwassers zu den Punktabflüssen (entsprechend der Abwasserbilanz der Landesstatistik) erlangte Behrendt, H. (1993) für makro-skalige Einzugsgebiete plausible Ergebnisse (vgl. Kapitel 4.2.2, Gleichung 4.31). Wie sich aber zeigte, entspricht für den Rhein die Kühlwassermenge in etwa dem minimalen Basisabfluss, der sich mittels der Regressionskoeffizienten abschätzen lässt (Bayr. Landesamt, 1994 und Behrendt, H., 1994; siehe auch Kapitel 4.2.2, Gleichung 4.33). Das Beispiel der Nährstoffbilanzierung des meso-skaligen Einzugsgebietes der bayrischen Vils/Oberpfalz zeigt ebenfalls die Bedeutung des Basisabflusses. Die ursprünglich immissionsorientierte Frachtberechnung für die Vils/Oberpfalz nach Behrendt, H. (1993) erbrachte keine brauchbaren Ergebnisse, da negative Punktfrachten auftraten (Bayr. Landesamt, 1994). Erst die Verwendung des minimalen Basisabflusses nach Gleichung 4.33 führte zu plausiblen Frachtergebnissen.

Dagegen können nach dem hier angewandten Ansatz plausible Punktfrachten und diffuse Frachten erhalten werden, indem die Punktquellen über das kommunale- und das Produktionsabwasser und der mittlere Basisabfluss mit Hilfe der Dauerlinien-Separation abgeschätzt werden. Dies gilt sowohl für makro-skalige als auch für meso-skalige

Einzugsgebiete unter Beachtung der stochastischen Verteilung der zugrunde liegenden Abflussdaten und Extremwerte für die mittleren jährlichen Abflüsse.

Unterbleibt die Differenzierung in kommunales Abwasser und Produktionsabwasser einerseits, und in Kühlwasseraufkommen andererseits, würde dies nach dem Berechnungsansatz mittels linearer Regression (vgl. Gleichung 4.30) zu einer Unterschätzung der Punktfrachten und damit zu einer Überschätzung der diffusen Frachtanteile führen.

Tabelle 5.7 listet das Kühlwasseraufkommen sowie die Punktabflüsse des kommunalen und des Produktionsabwassers im Einzelnen auf und stellt sie dem mittleren quasi-stationären Basisabfluss der Dauerlinien-Separation gegenüber.

Tabelle 5.7: Mittlere Abflüsse der drei Komponenten des Punktquellenabflusses und ihr prozentuales Verhältnis bezogen auf den jeweiligen mittleren Basisabfluss (siehe Tabelle 5.6).

	Kommunales Abwasser [m ³ /s]	Produktions- abwasser [m ³ /s]	Kühlwasser [m ³ /s]	Kommunales Abw. / Basisabfluss [%]	Produktions-Abw. / Basisabfluss [%]	Kühlwasser / Basisabfluss [%]
Neckar						
Feudenheim	9,8	0,6	55,0	14%	1%	78%
Kochendorf	7,9	0,2	44,3	19%	1%	109%
Poppenweiler	5,0	0,1	1,9	22%	1%	8%
Deizisau	2,5	0,1	0,2	12%	1%	1%
Rottweil	0,3	0,0	0,0	17%	0%	0%
Nebenflüsse						
Fils	0,51	0,00	0,05	13%	0%	1%
Rems	0,56	0,00	0,00	24%	0%	0%
Enz	1,69	0,03	0,94	13%	0%	8%
Kocher	0,62	0,21	0,19	8%	3%	2%
Jagst	0,32	0,04	0,01	6%	1%	0%

Für das gesamte Neckargebiet (Bezugspunkt Mannheim/Feudenheim) sowie für das Einzugsgebiet Kochendorf einschließlich der Ballungsräume Stuttgart und Heilbronn ist das Kühlwasseraufkommen ein wesentlicher Anteil des Abflusses im Neckar (78 % bzw. 109 % des mittleren Basisabfluss). Im Gegensatz dazu liegt das Verhältnis von Kühlwasseraufkommen zu mittlerem Basisabfluss für alle anderen betrachteten Einzugsgebiete unter 10 %.

Die mittleren geogen geprägten Schwermetallkonzentrationen sowie die daraus resultierenden Basisfrachten für das Neckarflussgebiet und seine Teileinzugsgebiete werden im nachfolgenden Kapitel 6 dargestellt.

6 ERGEBNISSE DER STOFFFRACHTBILANZEN

Ein Überblick der Bilanzierungsergebnisse der Schwermetalle wird nachfolgend gegeben. Die Resultate beziehen sich dabei auf folgende Teileinzugsgebiete des Neckars:

- Rottweil am Oberlauf des Neckars,
- Deizisau/Neckar am Beginn des stauregulierten Neckars I. Ordnung,
- Poppenweiler/Neckar unterhalb des Ballungsraumes mittlerer Neckar mit Stuttgart,
- Kochendorf/Neckar unterhalb des Ballungsraum Heilbronn bis einschließlich des bedeutenden linken Nebenflusses Enz aber ohne die rechten Nebenflüsse Jagst und Kocher,
- Mannheim-Feudenheim/Neckar am Neckarunterlauf mit Bezug auf das gesamte Neckarflussgebiet.

6.1 BASISFRACHTEN

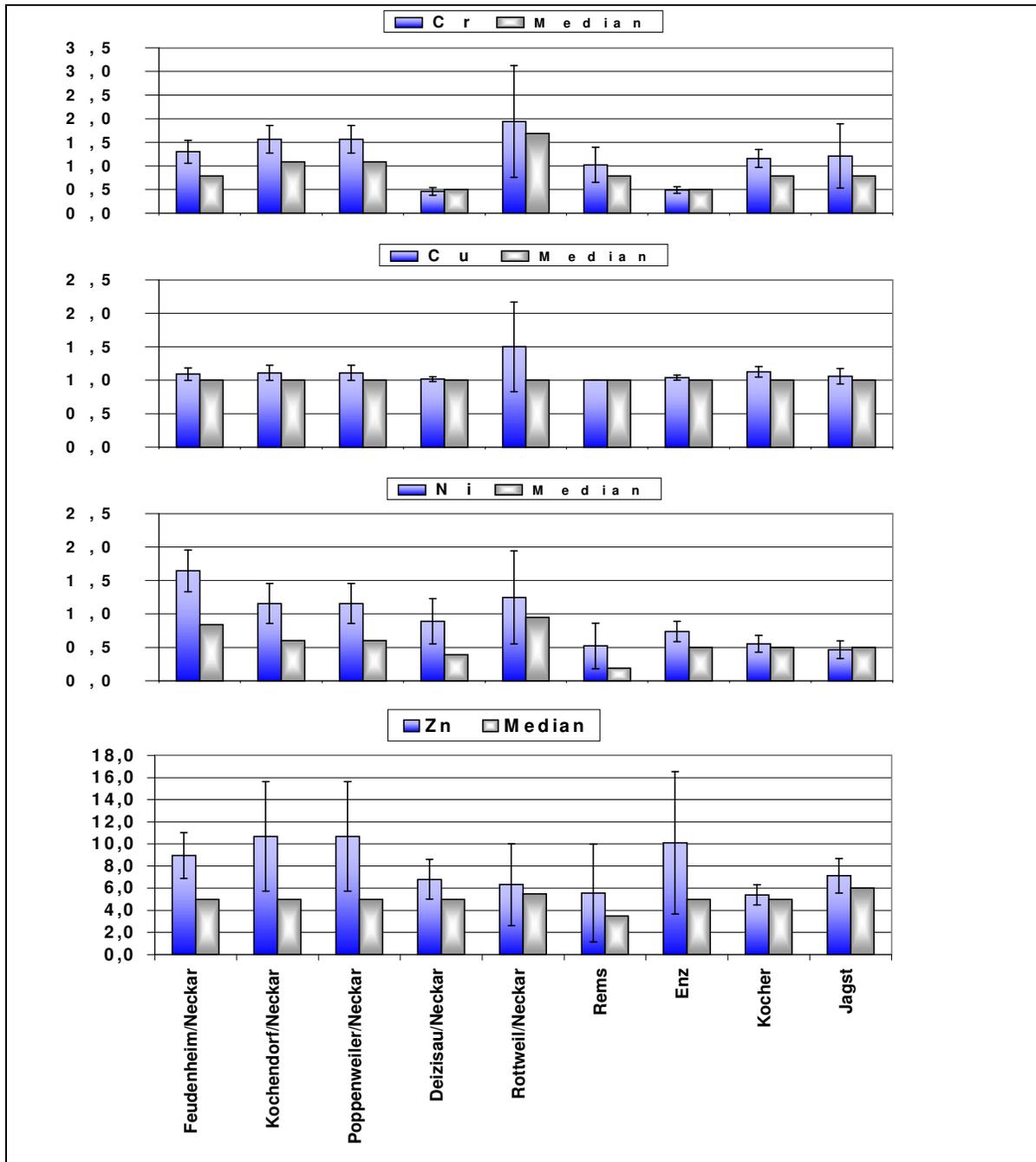
Der Basisabfluss eines Fließgewässers ist definiert als der Grundwasserabfluss aus dem Aquifer. Der wesentliche Unterschied der Basisabflusskomponente gegenüber den oberflächlichen Stoffeinträgen besteht darin, dass der Basisabfluss, ebenso wie die punktuelle Komponente, vom unmittelbaren hydrologischen Geschehen des Niederschlages unabhängig sind. Das Frachtaufkommen der Basisabflusskomponente wird in dieser Arbeit methodisch von den sonstigen diffusen Schwermetallfrachten abgetrennt.

Die Hintergrundbeschaffenheit des Grundwassers wird überwiegend durch die geologische Gesteinszusammensetzung und die Bodenaufgabe in der jeweiligen Region bestimmt (LfU, Ba.-Wü., 1991). Für den qualitativen Aspekt des Basisabflusses werden die Messdaten des Basis- und des Quellschmessnetzes des Grundwasser-Monitorings herangezogen, die weitgehend die natürliche Grundwasserbeschaffenheit erfassen. Die Erfassung einer anthropogen gänzlich unbeeinflussten Grundwasserbeschaffenheit, zumindest für das oberflächennahe Grundwasser, ist jedoch kaum mehr möglich. Deshalb beschreiben die Ergebnisse aus dem Basismessnetz die geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit des Grundwassers (LfU, Ba.-Wü., 1994).

Da neben den Messdaten die geographischen Koordinaten jeder Messstelle bekannt sind, werden diese nach ihrer Lage einem Teileinzugsgebiet zugeordnet. Für die grundwasserbedingten Auswirkungen auf den Basisabfluss wurde dafür eine maximale Distanz vom Fließgewässerverlauf definiert (vgl. Kapitel 3.2.2.3).

Abbildung 6.1 stellt die mittleren Schwermetallkonzentrationen des Grundwassers der Teileinzugsgebiete des Neckars und seiner Nebenflüsse als Balkendiagramm dar. Für die Mittelwerte wird zudem, als Streubereich um den Mittelwert, der Standardfehler angezeigt.

Abbildung 6.1: Mittelwerte und Mediane der Schwermetallhintergrundkonzentrationen Cr, Cu, Ni und Zn in $[\mu\text{g/l}]$ im Grundwasser (1995-1998).



Dargestellt sind die fünf Teileinzugsgebiete Feudenheim/Mannheim, Kochendorf, Poppenweiler, Deizisau und Rottweil am Neckar, die charakteristischen Neckarabschnitten zugeordnet sind. Die untersuchten Hauptnebenflüsse sind entsprechend ihrer Mündung entlang der Fließrichtung des Neckars aufgereiht. Das Einzugsgebiet des Neckar Nebenflusses Fils, welches an das Einzugsgebiet der Rems grenzt, wurde ebenfalls untersucht. Wie sich aber herausstellte, ist im meso-skaligen Filsgebiet nur eine Messstelle des Quellmessnetzes als Referenzmessstelle der Grundwasserbeschaffenheit vorhanden. Da jedoch für eine Charakterisierung der

Hintergrundbeschaffenheit eine ausreichende Anzahl an Referenzmesstellen notwendig ist, wurde das Einzugsgebiet der Fils nicht in die weiteren Stofffrachtabeschätzungen einbezogen.

Ein Vergleich des verwendeten Basis- und Quellmessnetzes zeigt eine weitgehende Übereinstimmung und zeigt prinzipiell, dass neben dem Basismessnetz auch das Quellmessnetz für die Charakterisierung der Hintergrundbeschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers geeignet ist. Dieser Schritt ist erforderlich, um eine Charakterisierung des weitgehend natürlichen oberflächennahen Grundwassers auf meso-skaliger Ebene zu erreichen, da die Datendichte des Basismessnetzes hierfür alleine nicht ausreichend ist.

Tabelle 6.1: Für die Basisfracht verwendete Schwermetallkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Grundwasser für das Neckargebiet verglichen mit geogenen Hintergrundkonzentrationen für Schwermetalle im Grundwasser aus der Literatur.

Grundwasser	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
GW Neckargebiet 1995-1998 (Mittelwerte)	0,87	0,16	1,3	1,09	1,64	0,47	8,95
GW Neckargebiet 1995-1998 (Mediane)	0,6	0,19	0,79	1	0,84	0,5	4,99
BMN 1995 (Mediane) (LfU, Ba.-Wü., 1996b)	0,4	<0,05	0,3	-	0,3	0,2	4,4
QMN 1995 (Mediane) (LfU, Ba.-Wü., 1996b)	0,4	<0,05	0,3	-	0,4	<0,1	3,5
Baden-Württemberg (LfU, Ba.-Wü., 1994)	-	0,08	0,4	-	1,2	0,5	10
Deutschland (Böhm, E. et al., 2001)	-	0,02	1,5	1	1,1	0,83	3,5
EU Gewässer* (Herrchen, M. et al., 1999)	0,8	0,08	0,5	0,5	3,3	0,2	2,8
Geogener Hintergrund (LAWA, 1998)	-	0,009- 0,036	1,3-5,0	0,5-2,0	0,6-2,2	0,4-1,7	1,8-7,0
Geogener Hintergrund* (Behra, R. et al., 1993)	-	0,001- 0,023	2-10	0,4-1,5	0,6-1,1	0,007- 0,035	0,08- 1,8

*Gelöste Fraktion; BMN, QMN = Basis- bzw. Quellmessnetz; GW = Grundwasser; BMN = Basismessnetz; QMN = Quellmessnetz.

In Tabelle 6.1 werden die für das Neckargesamtgebiet ermittelten Schwermetallkonzentrationen des Grundwassers, die in die Berechnung der Basisfrachten eingehen, mit Literaturwerten verglichen. Typisch für den Neckar sind die gegenüber den Literaturwerten erhöhten Cd-Konzentrationen. Besonders auffallend sind für die Parameter Cr und Zn die Abweichungen von Mittelwert und Medianwert, die auf eine deutliche Schiefelage der Verteilung der Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser hinweisen. Hier zeigt eine genauere Analyse der Datenbasis vor allem für Zn sehr hohe Konzentrationen im Quellmessnetz, für welches die Mittelwerte deutlich über den in der Literatur beschriebenen Hintergrundkonzentrationen des Grundwassers liegen. Als Ursache für die erhöhten Konzentrationswerte des oberflächennahen Grundwassers sind anthropogene Einflüsse nicht auszuschließen. Zudem werden bei

sauren Niederschlägen Schwermetalle im Boden verstärkt mobilisiert und teilweise in das oberflächennahe Grundwasser eingetragen. Dieser Prozess tritt besonders in Gebieten mit Kalkarmut und gleichzeitig hohem Niederschlag auf, bspw. im Schwarzwald und im Odenwald, die den sauren Niederschlag weniger abpuffern können und wo im Grundwasser auffällig niedrige pH-Werte zu beobachten sind (LfU, BA.-Wü., 1996b). In Folge der ubiquitären anthropogenen Belastung wird bspw. für das potentiell toxische Cd von einem durchschnittlichen Anstieg der Cd-Gehalte in den A-Horizonten der Böden um 0,1mg/kg in den nächsten 20 bis 40 Jahren ausgegangen (Scheffer, F., Schachtschabel, P., 2002).

Ein geeigneter Wert, das oberflächennahe Grundwasser zu charakterisieren, um damit die Basisfrachten abzuschätzen, ist der Median, der gegenüber extremen Werten unempfindlich ist. Entsprechend Gleichung 4.3 in Kapitel 4.1 ergeben sich aus den Medianwerten des oberflächennahen Grundwassers im Fließgewässerbereich (siehe Tabelle 6.1) und den mit Hilfe der Dauerlinien-Separation bestimmten mittleren Basisabflüssen (siehe Tabelle 5.6) die mittleren jährlichen Basisfrachten für die prioritären Schwermetalle. Dieser Berechnungsansatz entspricht formal dem von Böhm, E. et al. (2001) verwendeten Ansatz zur Abschätzung der Schwermetalleinträge über das Grundwasser. Die Autoren berechnen die Basisfracht als Produkt aus geogenen Schwermetallkonzentrationen aus der Literatur sowie der abgeschätzten Größe für den Basisabfluss. Dabei verwenden Böhm, E. et al. (2001) für die Abschätzung des Basisabflusses die Vorgehensweise nach Behrendt, H., et al., 1999 die sich als Differenz aus gemessenem Fließgewässerabfluss und Schätzwerten für den Drainageabfluss, den Oberflächenabfluss, den atmosphärischen Zufluss sowie den Sickerwasserhöhen ergibt.

Eine Zusammenschau der Resultate der Basisfrachten für die einzelnen Schwermetalle und die untersuchten Teileinzugsgebiete sowie aller Frachtanteile geben die Abbildung 6.7 bis Abbildung 6.10 in Kapitel 6.4. Die natürlich geogen geprägten Frachtanteile des Basisabflusses, dargestellt als flächenspezifische Frachten, zeigen für die untersuchten Schwermetalle ein konstantes Frachtband, das auf keine Abweichungen aufgrund besonderer geologischer Formationen hinweist. An der Gütestation Deizisau fallen dagegen die relativ geringen Basisfrachten für die Schwermetalle Cr und Pb auf. Da für den Parameter Pb über 75 % der Monitoringwerte der Grundwasserbeschaffenheit unterhalb der analytisch bestimmbaren Konzentration liegen, könnte der Basisfrachtanteil unterschätzt und der punktuelle Frachtanteil damit überschätzt sein.

Die hier berechneten Basisfrachten der Schwermetalle gehen zum einen in den Term zur Berechnung der Netto-Punktfrachten ein (Gleichung 4.30, Kapitel 4.2.2, und nachfolgendes Kapitel 6.2). Zum anderen sind die geogen geprägten Basisfrachten ein Teil der diffusen Stofffrachten und für die Beurteilung der Relevanz der Eintragspfade der Schwermetalle von Bedeutung.

6.2 PUNKTFRACHTEN

Die Abschätzung der Netto-Punktfracht nimmt die zentrale Stelle in der immissionsorientierten Stofffrachtabschätzung ein, d.h. die Punktfracht lässt sich aus den Daten zu den punktuellen Abflüssen, zum mittleren Basisabfluss und dessen Beschaffenheit sowie über die Daten des Gewässer-Monitorings mittels der aus der linearen Regression gewonnenen Regressionskoeffizienten, F_0 und C_D , errechnen (siehe Gleichung 4.22, Kapt. 4.2.2). Damit können schließlich die mittleren jährlichen Netto-Punktfrachten der betrachteten Schwermetalle für die untersuchten Teilgebiete des Neckars ermittelt werden.

Die zugrunde liegenden Beobachtungswerte der gelösten Schwermetallkonzentrationen und der Abflussdaten wurden eingehend analysiert und ausgewertet. Diese Datenaufbereitung ist erforderlich, um sicher zu stellen, dass zum einen eine ausreichende Anzahl von Beobachtungswerten verfügbar ist. Zum anderen ist darauf zu achten, dass die Fracht-Abfluss-Beziehung einen funktionalen Zusammenhang zeigt (siehe Kapitel 4.3), um die Regressionskoeffizienten zuverlässig abschätzen zu können. Weiterhin sind ein mehrjähriger Beobachtungszeitraum und eine kohärente Datenbasis erforderlich. Aufgrund der Umstellung von Mischproben auf Einzelproben für das Gewässer-Monitoring des Neckars konnten die Beobachtungswerte der Gewässergütestationen des Neckars nach 1996 nicht weiter berücksichtigt werden.

Die untersuchten Nebenflüsse werden auf die untersuchten Schwermetalle erst seit 1994 beprobt, mit Ausnahme der Enz (1993), allerdings wurden im Jahr 1995 an den Nebenflüssen keine Beprobungen durchgeführt. Zudem sind für die Nebenflüsse Rems und Jagst im Jahr 1994 nicht die notwendigen Referenzstationen der Nebenflussgebiete im Mündungsbereich zum Neckar beprobt worden. Im Jahr 1994 wurde für die Rems auf die Gütestationen Winterbach und für die Jagst auf die Gütestation Heuchlingen zurückgegriffen. Winterbach/Rems liegt unterhalb der Belastungszentren Schorndorf und Schwäbisch Gmünd und Heuchlingen/Jagst liegt wie Jagstfeld ebenfalls im Mündungsbereich der Jagst.

Die Präzision der Regressionsvorhersage über die aus den Beobachtungswerten geschätzten Regressionskoeffizienten wird durch die Konfidenzbänder gekennzeichnet (siehe Abbildungen 6.2 und 6.3). Die konstruierten Konfidenzbänder repräsentieren das Konfidenzniveau, welches die Wahrscheinlichkeit wiedergibt, dass ein zusätzlicher Beobachtungswert in diesen vorhergesagten Intervallbereich fällt.

Abbildung 6.2: Darstellung der linearen Regression und Konfidenzbänder (Konfidenzniveau 95 %) für die Fracht-Abfluss-Beziehung der transportierten Bleifrachten. Bezugsstation ist Feudenheim/Mannheim mit Beobachtungswerten von 1993-1996 (n=175) für das gesamte Neckargebiet und die Bezugsstationen Winterbach/Remsmühle, Rems, mit Beobachtungswerten von 1994, 1996-1997 (n=35).

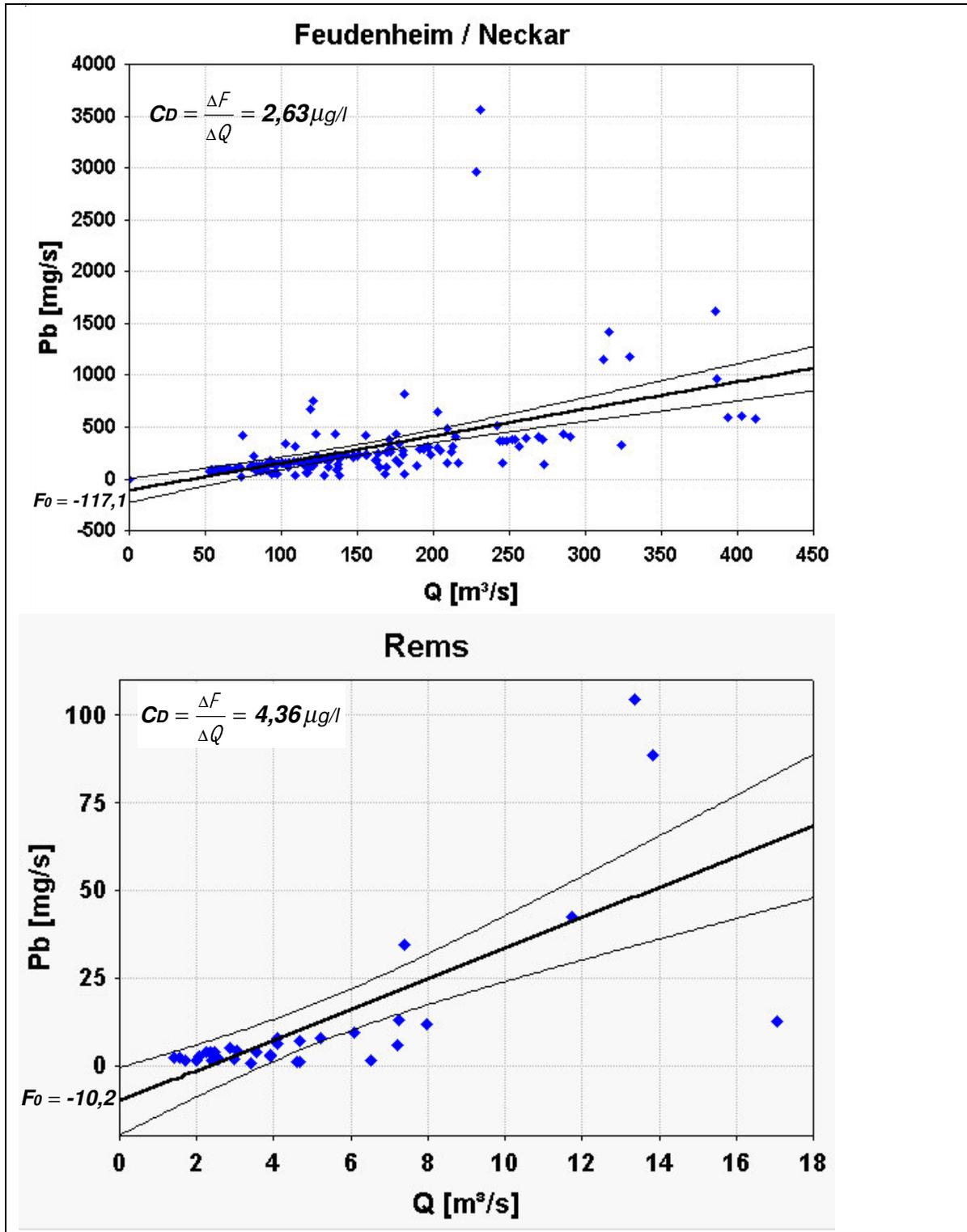
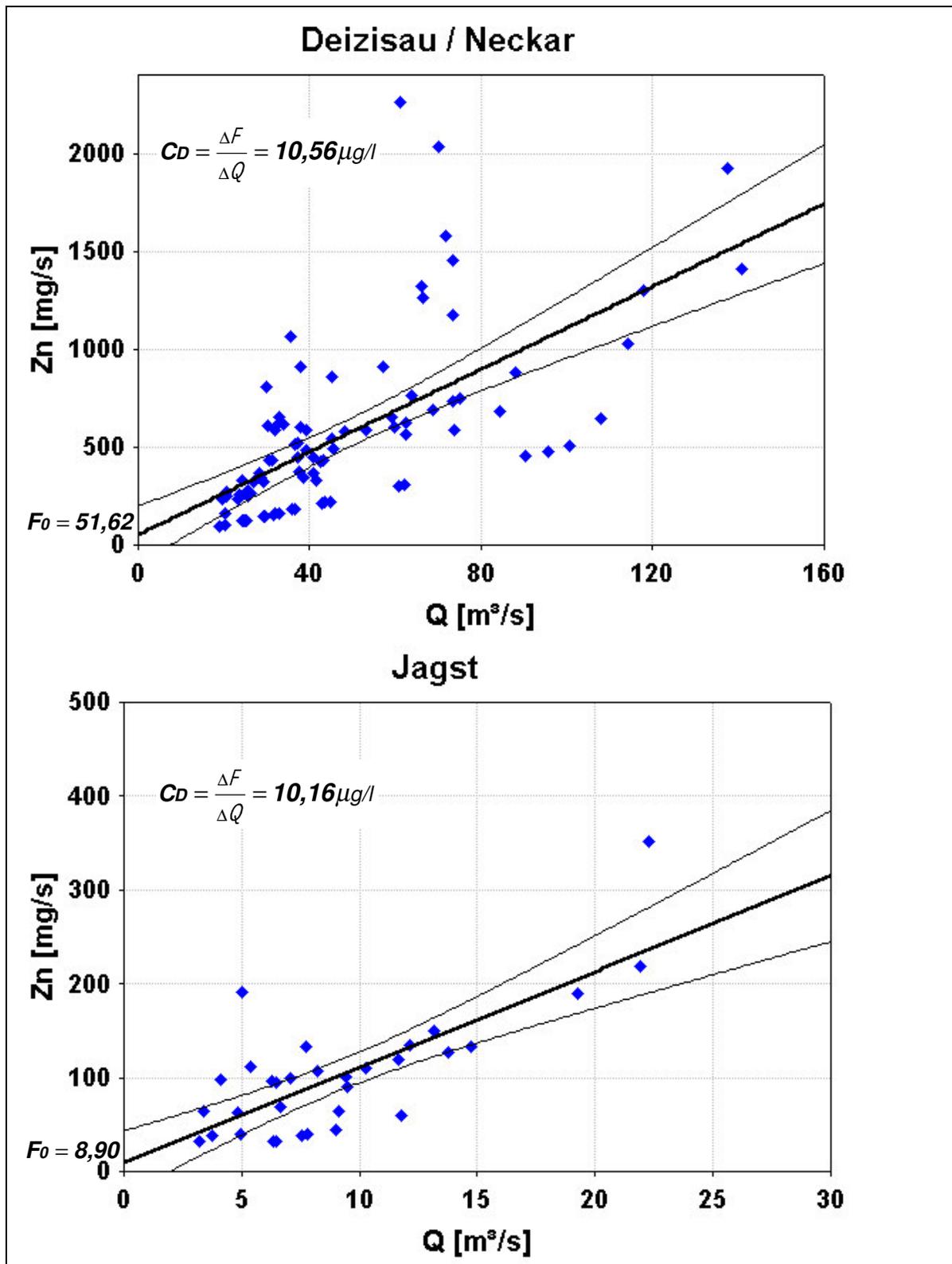


Abbildung 6.3: Graphische Darstellung der linearen Regression und Konfidenzbänder (Konfidenzniveau 95 %) der Beziehung Abfluss zu transportierter Zinkfracht. Bezugsstation Poppenweiler/Neckar mit Beobachtungswerten von 1993-1996 (n=174) und Bezugsstationen Heuchlingen/Jagstfeld, Jagst, mit Beobachtungswerten von 1994/1996-1997 (n=34).



Die Stabilität bzw. Eignung der aus den Beobachtungswerten (Stichproben) des Neckars und seiner Nebenflüsse geschätzten Regressionskoeffizienten, F_0 und C_D , wurde mittels des statistischen Verfahrens des T-Tests, unter Verwendung des Standardschätzfehlers bestimmt. Weiterhin wurde für alle ermittelten Regressionskoeffizienten, F_0 und C_D , das statistische Verfahren des F-Tests angewandt, um mit dessen Hilfe den Zusammenhang des unabhängigen Parameters Abfluss und des abhängigen Parameters Stofffracht zu überprüfen. Die Ergebnisse sind im Anhang A.6 aufgeführt. Bei diesen statistischen Überprüfungen erwiesen sich für den Parameter Cr die Beobachtungswerte der Gewässerstation Kochendorf/Kocher als nicht geeignet und zeigten keinen statistisch signifikanten Zusammenhang, um die Regressionskoeffizienten zu schätzen.

Ein Unterschied für die Beobachtungsstationen des Neckars (hier für Feudenheim/Mannheim und Poppenweiler abgebildet) und den Beobachtungsstationen der Nebenflüsse (hier für Rems und Jagst) besteht zudem in der Probenahmeart, indem die Beobachtungsdaten der Schwermetallkonzentration für den Neckar über Mischproben und für die Nebenflüsse über qualifizierte Stichproben erhoben wurden. Auf diese unterschiedlichen Probenahmearten und -häufigkeiten sind die weiter gestreuten Punktwolken um die Konfidenzbänder für die Beobachtungsstationen des Neckars gegenüber den Nebenflüssen zurückzuführen. Mit der Einzelprobenahme an den Nebenflüssen wird ein kleines Zeitfenster von wenigen Stunden erfasst, das zum einen eine stärkere Korrelation von Fracht zu Abfluss zeigt und zum anderen aufgrund der geringen Beprobungsfrequenz eine höhere Streuung und damit einen weiter gefassten Vorhersagebereich der Konfidenzintervalle aufweist. Die mit Hilfe der Mischprobenahme betrachteten größeren Zeitfenster von sieben und 14 Tagen für die Gewässergütestationen des Neckars weisen eine geringere Korrelation von Fracht zu Abfluss auf und führen aber aufgrund der höheren Probenahmehäufigkeit zu einem enger gefassten Vorhersagebereich der Konfidenzintervalle. In den Abbildungen 6.2 und 6.3 sind für den Neckar die gegenüber den Nebenflüssen Rems und Jagst für den Parameter Pb 40-fach und den Parameter Zn 4-fach größeren Maßeinheiten der Ordinatenachsen zu berücksichtigen.

In der Abbildung 6.2, die den Parameter Pb zeigt, schneidet die Regressionsgerade die Ordinatenachse bei einem negativen Regressionskoeffizient F_0 , dagegen liegt in der Abbildung 6.3 für den Parameter Zn der Schnittpunkt mit der Ordinatenachse im positiven Bereich. Betrachtet man nun für diesen Sachverhalt der Fracht-Abfluss-Korrelation die zugrunde liegenden Konzentrationen, so ergeben diese für Pb eine Sättigungskurve und für Zn eine Verdünnungskurve. Nun erklären sich Sättigungskurven dadurch, dass die Konzentrationen von Punktquellen kleiner sind als die Konzentrationen der diffusen Quellen. Über das Abflussspektrum gesehen steigt daher die Konzentration von geringen Abflüssen (Abflussanteil der Punktquellen) zu höheren Abflüssen (Abflussanteil der diffusen Quellen) an. Dies ist im Falle des Parameters Pb gegeben, da hier zu erwarten ist, dass die diffusen Quellen die Punktquellen übersteigen. Dagegen sind Verdünnungskurven dadurch charakterisiert, dass die Konzentrationen der Punktabflüsse größer sind als die Konzentrationen der diffusen Quellen, was im Falle des Zn zu erwarten ist, da Zn vorwiegend urbanen Installationen und somit üblicherweise anthropogenen Punktquellen zugewiesen wird.

Hinsichtlich der Bedeutung der diffusen Eintragsquellen und der Punktquellen werden nachfolgend die diffusen abflussgewichteten Schwermetallkonzentrationen C_D und die einwohnerbezogenen Punktfrachten für die verschiedenen Einzugsgebiete miteinander verglichen (siehe Tabelle 6.2).

Tabelle 6.2: Abflussgewichtete Schwermetallkonzentrationen, C_D , ermittelt über die lineare Regression und einwohnerspezifische Netto-Punktfrachten, F_{pkt} [g/E*a], (Neckar 1993-1994; Nebenflüsse 1994, 1996-1997, Enz 1993-1994, 1996).

	As		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	C_D	F_{pkt}										
	[µg/l]	[g/E*a]										
NECKAR												
Feudenheim	0,9	0,24	3,0	0,53	5,2	1,95	5,6	1,25	2,6	0,37	14,0	5,49
Kochendorf	1,1	0,14	3,3	0,41	7,7	1,37	3,9	1,14	3,8	0,14	24,8	3,93
Poppenweiler	0,6	0,15	2,3	0,34	4,8	1,29	2,2	0,73	1,4	0,32	7,7	4,44
Deizisau	-	-	1,9	0,93	3,9	2,06	3,2	1,03	1,6	0,76	10,0	5,50
Rottweil	-	-	2,4	0,12	6,8	3,83	6,0	1,04	2,5	0,33	14,3	7,53
NEBENFLÜSSE												
Rems	-	-	6,3	0,14	6,8	0,71	3,6	0,53	4,4	0,19	30,5	5,58
Enz	-	-	3,8	0,32	10,1	0,82	4,8	0,57	-	-	28,1	2,74
Kocher	-	-	-	-	7,0	2,53	2,0	1,52	1,9	1,18	17,6	14,30
Jagst	-	-	1,8	1,84	4,6	0,49	3,0	0,39	1,4	0,10	8,8	6,99

Hier fällt das Einzugsgebiet des Flusses Rems auf, welches hohe Schwermetallgehalte aufweist und somit die diffuse Beeinflussung widerspiegelt, dem dieses Flusseinzugsgebiet ausgesetzt ist. Dieses Flussgebiet ist zum einen durch intensive Landwirtschaft, vor allem Obst- und Weinbau, geprägt. Zum anderen ist das Remsgebiet bei vorherrschenden Westwinden den industriebedingten atmosphärischen Immissionen des Ballungsraumes Stuttgart ausgesetzt, da das Remstal unmittelbar im Osten des Ballungsraumes Stuttgart mit seinem hohen Industrieanteil liegt.

Ebenfalls zeigt das Einzugsgebiet der Enz erhöhte Schwermetallgehalte, die die geologischen Verhältnisse wiedergeben. Ein Grossteil der Enz sowie der Nagold, als größtem Enznebenfluss, liegen im Naturraum Schwarzwald, dessen Ausgangsgestein Buntsandstein ist, unterlagert von kristallinem Grundgestein (Hydrologischer Atlas Deutschlands, 1979). Aufgrund der Kalkarmut und dem dort auftretenden Niederschlagsreichtum kann der damit auftretende saure Regen im Schwarzwald nur in geringerem Maße abgepuffert werden als dies in den anderen untersuchten Neckarteilgebieten der Fall ist. Unbelasteter Regen hat natürlicherweise etwa einen pH-Wert von 5,6 belasteter Niederschlag mit hoher atmosphärisch getragener Säurebelastung erreicht pH-Werte bis unter 3,0 (LfU, Ba.-Wü., 1996b). Im Untersuchungszeitraum zeigt das oberflächennahe Grundwasser des Nebenflusses Enz (Naturraum: Schwarzwald) einen pH-Wert von 6,4, das oberflächennahe Grundwasser des Neckars dagegen pH-Werte im Bereich von 7,0 bis 7,3 und die Nebenflüsse Kocher und Jagst (Naturraum: Neckar-Taubergäu-Platten) pH-Werte von 7,2 bis 7,3. Bei

geringerem pH-Wert des abfließenden Wassers ist jedoch die Löslichkeit der Schwermetalle im Boden erhöht und es kann zu einem erhöhten Austrag kommen.

Das Jagsteinzugsgebiet im Nordwesten des Neckargebietes mit einem hohen Anteil an extensiver Landwirtschaft weist dagegen geringe Gehalte für die ermittelten abflussgewichteten diffusen Schwermetallkonzentrationen auf.

Die aus anthropogenen Quellen stammenden - deshalb einwohnerbezogen dargestellten - Punktfrachten der Schwermetalle korrelieren für die Einzugsgebiete von Kocher und Jagst mit den, verglichen mit dem Neckargebiet, geringeren Anschlussverhältnissen an die Abwasserreinigung in dieser Region, vor allem im Kochergebiet mit einer höheren Einwohnerdichte. Der Anteil der an die Sammelkanalisation aber nicht an die öffentliche Abwasserreinigung angeschlossenen Einwohner liegt für das Einzugsgebiet des Kochers bei 2,2 % und für das Einzugsgebiet der Jagst bei 2,6 %, dagegen für das gesamte Neckareinzugsgebiet bei 0,4 %. Der Anteil der nicht an die öffentliche Abwasserreinigung angeschlossenen Einwohner liegt bei 4,5 % bzw. 3,7 % gegenüber 1,0 % für das Neckargebiet (StaLa, Ba.-Wü., 1998; bezogen auf 1995). Weiterhin liegt der Anteil der Bevölkerung, der an eine öffentliche Abwasserreinigung mit einer weitergehenden Reinigung⁶ angeschlossen ist, für das Kochergebiet bei 84 % und für das Jagstgebiet bei 83 % gegenüber 90 % für das Neckargebiet.

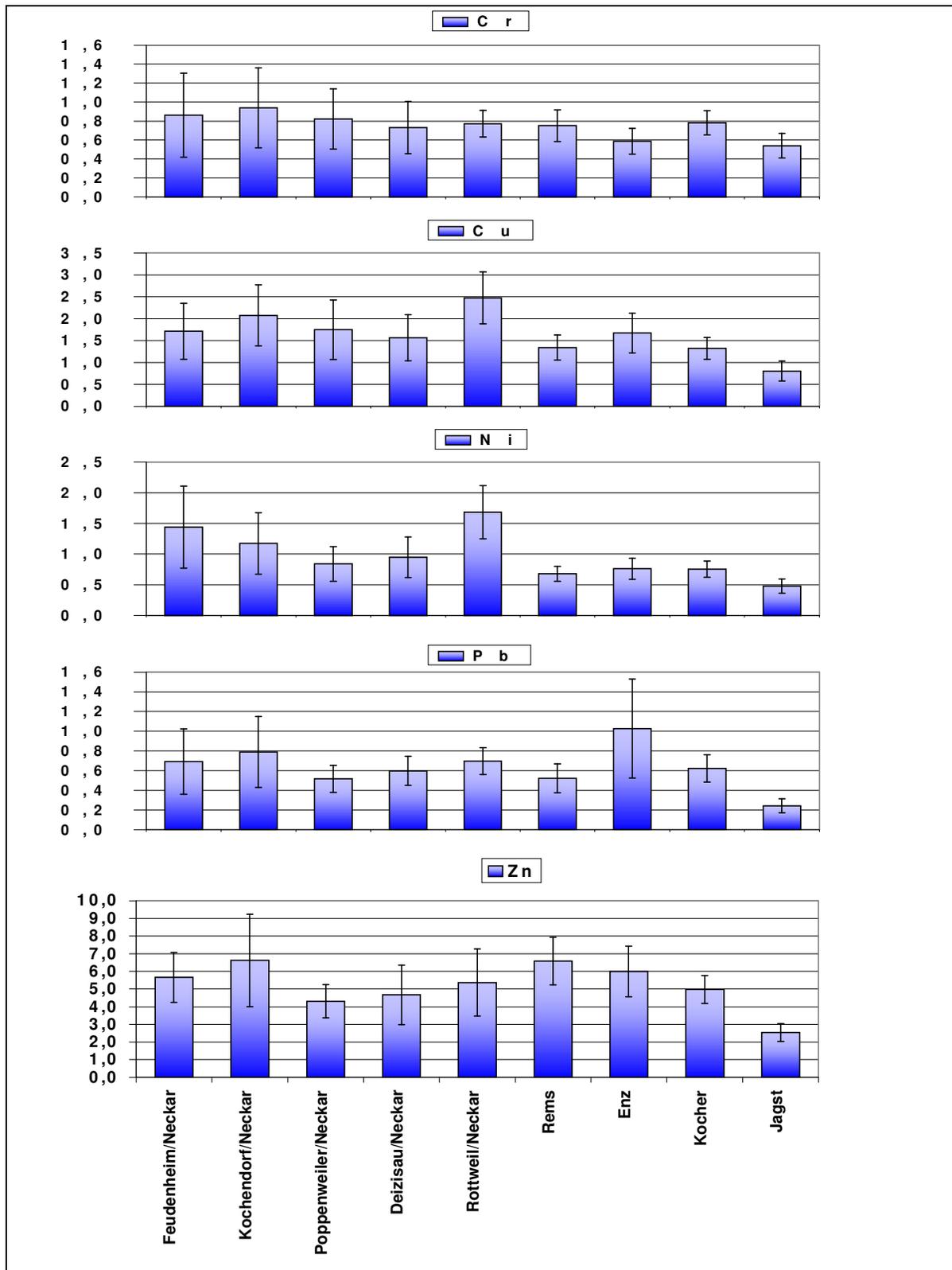
6.3 GESAMTE IMMISSIONSFRACHTEN

Aus den in der fließenden Welle erhobenen qualitativen und quantitativen Beobachtungsdaten lässt sich unmittelbar der gesamte Stofftransport ermitteln, der wiederum auf das Jahr hochgerechnet und über mehrere Jahre betrachtet die mittlere jährliche Gesamtstofffracht ergibt. Im vorliegenden Fall wurde die mittlere Jahresfracht der Schwermetalle bezogen auf die Gewässergüteüberwachungsstationen des Neckars der Jahre 1993 bis 1996 entsprechend den Berechnungsansätzen (vgl. Kapitel 4.1) für Mischprobenahme abgeschätzt. Für die untersuchten Nebenflüsse wurden die gesamten Netto-Immissionsfrachten entsprechend den Berechnungsansätzen für Einzelprobenahme auf der Grundlage der verfügbaren Monitoringdaten ermittelt (1994 und 1996-1997, Enz/Besigheim 1993-1994 und 1996). Dabei gehen für die Berechnungen der gesamte Netto-Immissionsfrachten auch die Beobachtungswerte mit ein, bei denen die gelösten Schwermetallkonzentrationen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (ABG) liegen.

Für eine vergleichbare Gegenüberstellung der einzelnen Schwermetallfrachten der Neckarteilgebiete werden die flächenspezifischen Stofffrachten herangezogen. Diese repräsentieren die an den Bezugspunkten (Referenzpunkten) eines Einzugsgebietes in der fließenden Welle transportierten Schwermetallfrachten, bezogen auf das jeweilige Einzugsgebiet (siehe Abbildung 6.4).

⁶ Im wesentlichen die Reinigungsverfahren mit aerober Schlammstabilisierung, Nitrifikation, Denitrifikation, Phosphatelimination und Sandfiltration (StaLa, Ba.-Wü., 1998).

Abbildung 6.4: Zusammenschau der flächenspezifischen Immissionsfrachten [kg/a*km²] der Schwermetalle Cr, Cu, Ni, Pb und Zn der Neckarteilgebiete (1993-96) und der Nebenflussgebiete (1994,1996-1997; Enz 1993-1994, 1996). Fehlerbalken I mit Mittelwert $\pm 95\%$ Konfidenzintervall.



Die Schwermetalle Cr, Cu, Ni, Pb und Zn zeigen zunehmende flächenspezifische Immissionsfrachten von Deizisau über Poppenweiler (Ballungsraum Stuttgart) bis Kochendorf (Ballungsraum Heilbronn) und geben die stark urbanisierten Einzugsgebiete dieser Neckarabschnitte wieder. Die Immissionsfrachten der Schwermetalle fallen an der Gütestation Feudenheim/Mannheim wieder ab, mit Ausnahme des Ni. Dieser Abfall ist auf den Zustrom der orographisch rechten Nebenflüsse Kocher und Jagst zurückzuführen, die unterhalb der Gütestation Kochendorf in den Neckar münden. Der mittlere jährliche Abfluss der beiden Nebenflüsse beträgt in etwa 50 % des mittleren jährlichen Abflusses des Neckars bei Kochendorf, ihre Immissionsfrachten fallen jedoch geringer aus und verringern somit die Immissionsfrachten des Neckars flussabwärts.

Auffallend sind die erhöhten flächenspezifischen Schwermetallfrachten für die Referenzstation Rottweil für das Einzugsgebiet am Oberlauf des Neckars. Dieses Teileinzugsgebiet ist zum einen aufgrund seiner geringen Größe als meso-skaliert zu charakterisieren und somit ist es besonders starken lokalen Einflüssen von Schwermetalleinträgen unterworfen.

Bei Nebenflusseinzugsgebieten lassen sich für die flächenspezifischen Immissionsfrachten grob zwei Gruppierungen unterscheiden: zum einen zeigen Rems und Kocher höhere Werte für Cr, die im Bereich der Werte des Neckars liegen, und zum anderen weisen Rems und Enz höhere Werte für Cu und Zn auf, die ebenfalls im Bereich der Werte des Neckars liegen. Das Einzugsgebiet der Jagst zeigt für alle untersuchten Teilgebiete und Nebenflussgebiete des Neckars die geringsten flächenspezifischen Schwermetallfrachten.

6.3.1 Fehlerabschätzung bei Mischprobenahme

Mit Hilfe der Mischprobenahme wird die Veränderung der Stoffkonzentrationen im Probenahmeintervall weitestgehend erfasst. Die daraus ermittelten Jahresfrachten können aber aufgrund der variablen und stochastischen Verteilung sowohl der Abflüsse als auch der Stoffkonzentrationen der einzelnen Probenahmeintervalle von den tatsächlich transportierten Stofffrachten abweichen. Inwieweit die tatsächliche Stofffracht unter- oder überschätzt wird, hängt von der Korrelation von Abfluss und Stoffkonzentration ab, wie sie durch den Korrelationskoeffizienten beschrieben wird. Dabei drückt ein positiver Koeffizient aus, dass bei zunehmendem Abflusswerten ebenfalls zunehmende Stoffkonzentrationen gemessen werden, und für negative Werte vice versa.

Das Ausmaß der Frachtabweichung kann mittels der Standardabweichungen, als Maß der Streuung der einzelnen Werte für die Abflüsse und Stoffkonzentrationen, quantifiziert werden. Damit lässt sich aus diesen Größen eine quantitative Fehlerabschätzung in Form einer Abweichung von der tatsächlichen Stofffracht nach folgender Gleichung ermitteln (Keller, M. et al., 1997):

$$F_{\text{korr}} = F \pm \frac{365 \cdot 86400}{1000 \cdot 1000} \cdot \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \rho_{i,QC} \cdot \sigma_{i,Q} \cdot \sigma_{i,C} \quad (6.1)$$

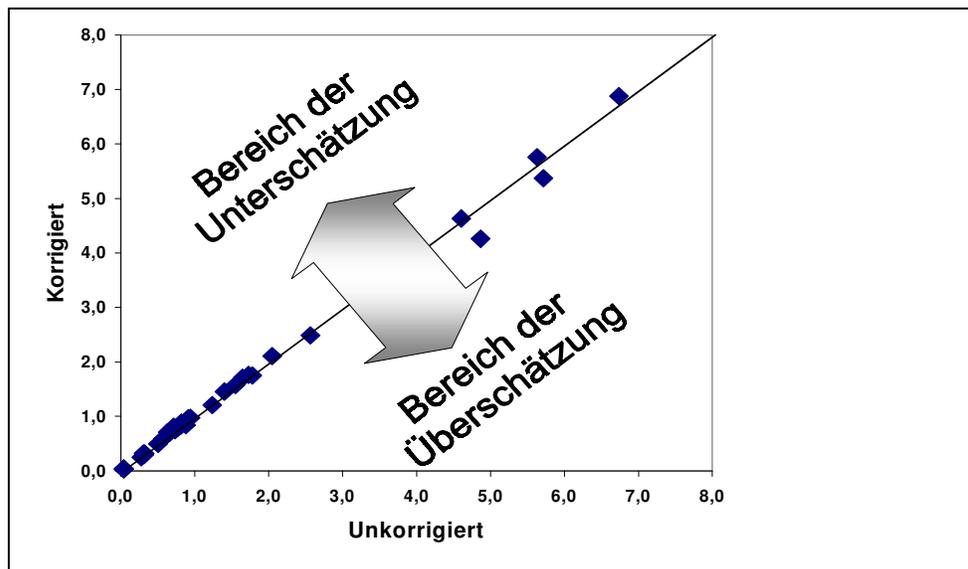
$\rho_{i,QC}$ Korrelationskoeffizient der Parameter Abfluss Q und Stoffkonzentration C

$\sigma_{i,Q}$ Standardabweichung der Abflüsse

$\sigma_{i,C}$ Standardabweichung der Stoffkonzentrationen

Da der Korrelationskoeffizient $\rho_{i,QC}$ positive oder negative Werte annehmen kann, kommt es bei einer positiven Korrelation zu einer Unterschätzung und bei einer negativen Korrelation zu einer Überschätzung der ermittelten Jahresfrachten (siehe Abbildung 6.5). Damit folgt auch eine entsprechende Unter- bzw. Überschätzung der diffusen Frachten, entsprechend der immissionsorientierten Stofffrachtabschätzung.

Abbildung 6.5: Fehlerabschätzung der Immissionsfrachten bei Mischprobenahme. Dargestellt ist das Verhältnis von unkorrigierten zu korrigierten (vgl. Gleichung 5.1) flächenspezifischen Frachten [kg/a*km²].



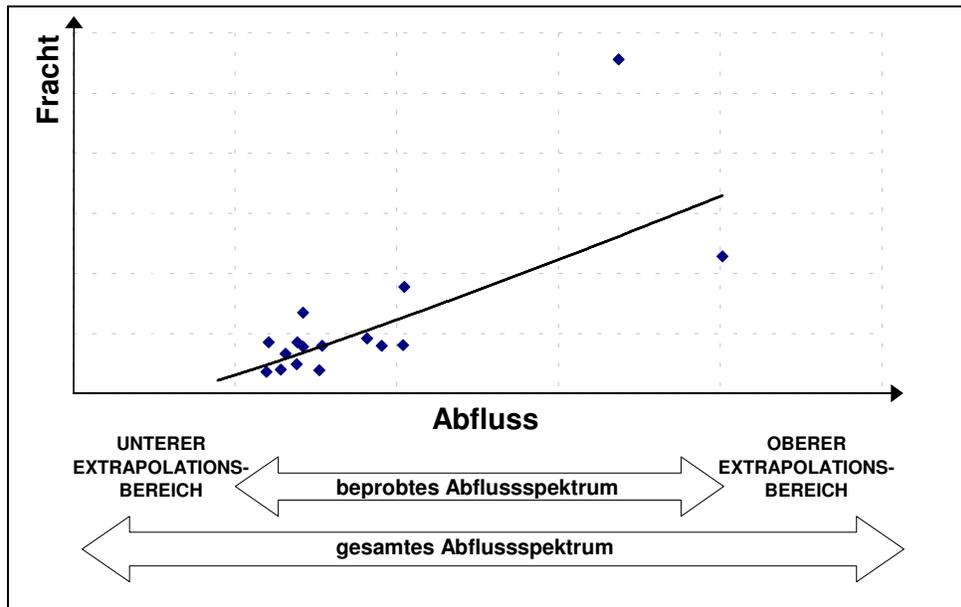
Diese Fehlerabschätzung ist auf die Monitoring-Daten der Gewässergütestationen an den verschiedenen Neckarquerschnitten angewandt worden (siehe Anhang A.7). Diese korrigierten mittleren Netto-Gesamtfrachten sind in die weiteren Berechnungen eingegangen, um über Differenzbildung die diffusen Stofffrachtanteile zu erhalten.

6.3.2 Fehler- und Plausibilitätsbetrachtungen bei Einzelprobenahme

Bei der Einzelprobenahme, die bei Gewässerbeschaffenheitsüberwachung an den Nebenflüssen angewandt wird, erfolgt die Stofffrachtabschätzung, indem über die an den Probenahmetagen gemessenen Schwermetallkonzentrationen auf die Konzentration bzw.

die Stofffracht an allen Tagen geschlossen wird. Diese Interpolation erfolgt über die Konzentration bzw. Fracht-Abfluss-Korrelation. Für eine Fehlerabschätzung ist hier neben einer statistisch signifikanten Korrelation auch der Extrapolationsbereich abzuschätzen. Dieser Extrapolationsbereich erstreckt sich auf den Bereich des gesamten Abflussspektrums, der nicht von dem beprobten Abflussspektrum abgedeckt wird und somit entsprechend seiner Größe zu größeren Fehlern führen kann (siehe Abbildung 6.6).

Abbildung 6.6: Fehlerbetrachtung der Frachtabschätzung bei Einzelprobenahme.



Nachfolgend sind in Tabelle 6.3 die Anteile der extrapolierten Abflussspektren (Extrapolationsbereiche), die außerhalb der beprobten Abflussspektren liegen, für die vier untersuchten Nebenflüsse Rems, Enz, Kocher und Jagst aufgeführt.

Tabelle 6.3: Anteile der Abflüsse am unteren und oberen Extrapolationsbereich für die Nebenflüsse Rems, Enz, Kocher und Jagst.

Nebenfluss	Anteil der Abflüsse am UNTEREN extrapolierten Abflussspektrum ($Q_{\min, \text{beprobt}} > Q_{\min, \text{gesamt}}$)	Anteil der Abflüsse am OBEREN extrapolierten Abflussspektrum ($Q_{\max, \text{beprobt}} < Q_{\max, \text{gesamt}}$)
Rems	1,4 %	6,6 %
Enz	7,2 %	6,7 %
Kocher	1,1 %	7,7 %
Jagst	0,2 %	14,8 %

Im oberen Extrapolationsbereich tragen die maximalen Abflüsse zu einem wesentlich größeren Anteil zur abgeschätzten Stofffracht bei als die minimalen Abflüsse im unteren Extrapolationsbereich. Wie Tabelle 6.3 zeigt, liegen die Anteile der oberen Extrapolationsbereiche an den gesamten Abflussspektren im Bereich von 6,6 % bis 7,7 % und für die Jagst etwas höher bei 14,8 %. Die Anteile der minimalen Abflüsse des unteren Extrapolationsbereiches liegen im Bereich von 0,2 % bis 7,2 %. Für die Frachtanteile, die außerhalb der interpolierten Abflussspektren liegen, ist eine detaillierte

Fehlerabschätzung durchgeführt worden (siehe Anhang A.8). Die Frachtanteile die im unteren Abflussbereich transportiert werden, fallen erwartungsgemäß gering aus. Bedeutender sind die Frachtanteile, die im oberen Abflussspektrum transportiert werden. Die Frachtanteile aller Nebenflüsse, die von Abflüssen realisiert werden, die über den beprobten Maximalabflüssen liegen, sind für Cr, Cu, Ni und Zn in etwa im Bereich von 8 % bis 20 %, die von Pb im Bereich von 20 % bis 37 %.

Daher wurde die potentielle Auswirkung dieser Frachtanteile außerhalb des Extrapolationsbereichs auf die Frachtschätzung eingehender untersucht. Im Rahmen einer Fehlerbetrachtung sind die ermittelten Immissionsfrachten (vgl. Gleichung 4.9) für die Schwermetalle sowohl mit der Mittelwert-Methode-(1) als auch mit der Mittelwert – Methode-(2) (vgl. Kapitel 4.1.3) verglichen worden. Dabei zeigt sich, dass die interpolierten Immissionsfrachten der Schwermetalle für die Nebenflüsse geringer als die mit den „Mittelwert-Methoden“ berechneten Frachten ausfallen (vgl. Anhang A.8), mit Ausnahme des Nebenflusses Jagst für die drei Parameter Cu, Ni und Pb. Im Unterschied zu den Nebenflüssen Rems, Enz und Kocher liegt hier der Mittelwert der täglichen Abflüsse über den gesamten Untersuchungszeitraum deutlich über dem Mittelwert der Abflüsse an den einzelnen Proben Tagen (Verhältnis 1,6:1). Die Probenahmen fanden somit vorwiegend an „Schönwettertagen“ mit niedrigem Tagesabfluss statt.

Dementsprechend kann davon ausgegangen werden, dass die ermittelten Schwermetallfrachten die Stofffrachten nicht signifikant überschätzen.

6.4 DIFFUSE FRACHTEN UND ZUSAMMENSCHAU DER EIGENEN RESULTATE

Die mittlere, sonstige diffuse Nettofracht wird aus der gesamten Immissionsfracht über die Differenz der ebenfalls immissionsseitig erfassten mittleren Netto-Punktfracht und der mittleren Basisfracht erhalten ($F_{\text{diffuse sonstige}} = F_{\text{Total}} - F_{\text{punktuell}} - F_{\text{basis}}$).

Mit diesem Schritt können dann nicht nur die Gesamtschadstofffracht eines Schwermetalls sondern vielmehr dessen Verhältnis der einzelnen Frachtkomponenten, der Basisfrachten, der vorwiegend anthropogenen sonstigen diffusen Frachten sowie der anthropogenen Punktfrachten bestimmt werden. Somit ist es möglich, aufgrund der Relevanz einzelner Frachtkomponenten gezielt Maßnahmen für einzelne Frachtreduzierungen erarbeiten zu können.

Für eine vergleichende Stoffbilanz der untersuchten Schwermetalle werden nachfolgend die diffusen und die punktuellen Netto-Stofffrachten für die betrachteten Einzugsgebiete zusammengefasst. In den Abbildung 6.7 bis Abbildung 6.10 sind die flächenspezifischen Netto-Frachten, unterschieden nach den punktuellen Frachtanteilen, den Frachtanteilen des Basisabflusses sowie den sonstigen diffusen Frachtanteilen, wiedergegeben. Die Resultate der Zwischeneinzugsgebiete des Neckars werden dabei entsprechend der Fließrichtung des Neckars kontinuierlich abgebildet.

Neckareinzugsgebiete

Die flächenspezifischen, sonstigen diffusen Frachtanteile der Teileinzugsgebiete steigen entlang des Neckars von Deizisau bis Kochendorf an und fallen für Feudenheim/Mannheim an der Mündung des Neckars in den Rhein geringfügig ab.

Dieser Verlauf der immissionsorientierten Frachtaberschätzung der sonstigen diffusen Schwermetallfrachten stimmt weitgehend mit dem Belastungsverlauf des Neckargebietes überein. Dabei dient die Gütestation Deizisau als Referenzstelle der Gewässerbeschaffenheit am oberen stauregulierten Neckar. Die nachfolgenden Gütestationen Poppenweiler und Kochendorf sind Gebietskontrollen unterhalb der Belastungsräume Stuttgart bzw. Heilbronn. Die Gütestation Poppenweiler liegt zudem unterhalb des Nebenflusses Rems und ist somit die Referenzstelle für das gesamte oberhalb liegende Neckareinzugsgebiet. Die flächenrepräsentativ dargestellten Einzugsgebiete geben jeweils das gesamte Teileinzugsgebiet wieder und stellen keine Zwischeneinzugsgebiete dar (vgl. Abb. 3.4 und Tab. 3.5). Unmittelbar unterhalb der Gütestation Kochendorf münden die beiden großen Nebenflüsse Kocher und Jagst, deren mittlere Abflüsse 50 % des mittleren Abflusses des Neckars bei Kochendorf betragen. Die Einmündung dieser beiden rechten Nebenflüsse des Neckars mit geringeren flächenspezifischen Schwermetallfrachten, vor allem der Jagst (vgl. Abbildung 6.9), und der Verlauf des Neckars durch den weniger urbanisierten Odenwald führen zu einer Abnahme der sonstigen diffusen Frachtanteile im Neckar bei Feudenheim/Mannheim. Der Parameter As, für den Daten nur ausreichend für die unteren drei Gütestationen Poppenweiler, Kochendorf und Mannheim verfügbar sind, zeigt tendenziell den selben Verlauf. Von diesem Verhalten weicht nur der Parameter Ni ab, dessen diffuse Frachtanteile von Poppenweiler bis Mannheim ansteigen.

Diese diffusen, nicht geogenen Frachtanteile sind vorwiegend anthropogenen Ursprungs, bspw. unmittelbar eingetragen über landwirtschaftliche Aktivitäten oder indirekt über atmosphärische Deposition, abgesehen vom natürlichen Schwermetallgehalt des bodenbildenden Ausgangsgesteins.

Die vorwiegend anthropogen bedingten diffusen Frachtanteile liegen über den anthropogenen punktuellen Frachtanteilen und machen allgemein über 50 % der gesamten Schwermetallfrachten aus und unterstreichen damit die Bedeutung der diffusen gegenüber den punktuellen Frachtanteilen (49 %-70 %). Die geogen geprägte Basisfracht im Neckargebiet beträgt dagegen nur 10 – 15 % an der Gesamtfracht des jeweiligen Schwermetalles.

Für die Gütestation Rottweil wurden für die Parameter Cu und Ni die höchsten flächenspezifischen Frachten im Neckareinzugsgebiet, einschließlich seiner Nebenflüsse, ermittelt. Diese Resultate für die Station Rottweil sind vor dem Hintergrund der Skaligkeit und damit der notwendigen Voraussetzungen der immissionsorientierten Frachtaberschätzung zu sehen und ggf. getrennt zu diskutieren, da das Einzugsgebiet zur Gewässergütestation Rottweil mit einer Fläche von 455 km² als meso-skalig einzuordnen ist. Aufgrund dieses meso-skalig kleinen Einzugsgebietes kommen geologische Besonderheiten stärker zum Tragen. Beispielsweise treten in diesem Einzugsgebiet vorwiegend Tonsteine des Keupers und Juras auf, die deutlich höhere Ni- und Cu-Gehalte aufweisen (LfU, Ba.-Wü., 1994b). Diese Schwermetallgehalte des Ausgangsgesteins finden sich wiederum im Oberboden und schließlich im Oberflächenabfluss und dessen Frachtkomponenten.

Abbildung 6.7: Zusammenschau der punktuellen, geogen geprägten Basis- sowie sonstigen diffusen Netto-Frachten für die Neckarteilgebiete im Zeitraum 1993-1996. Flächenspezifische Schwermetallfrachten für As, Cr und Cu [kg/a*km²].

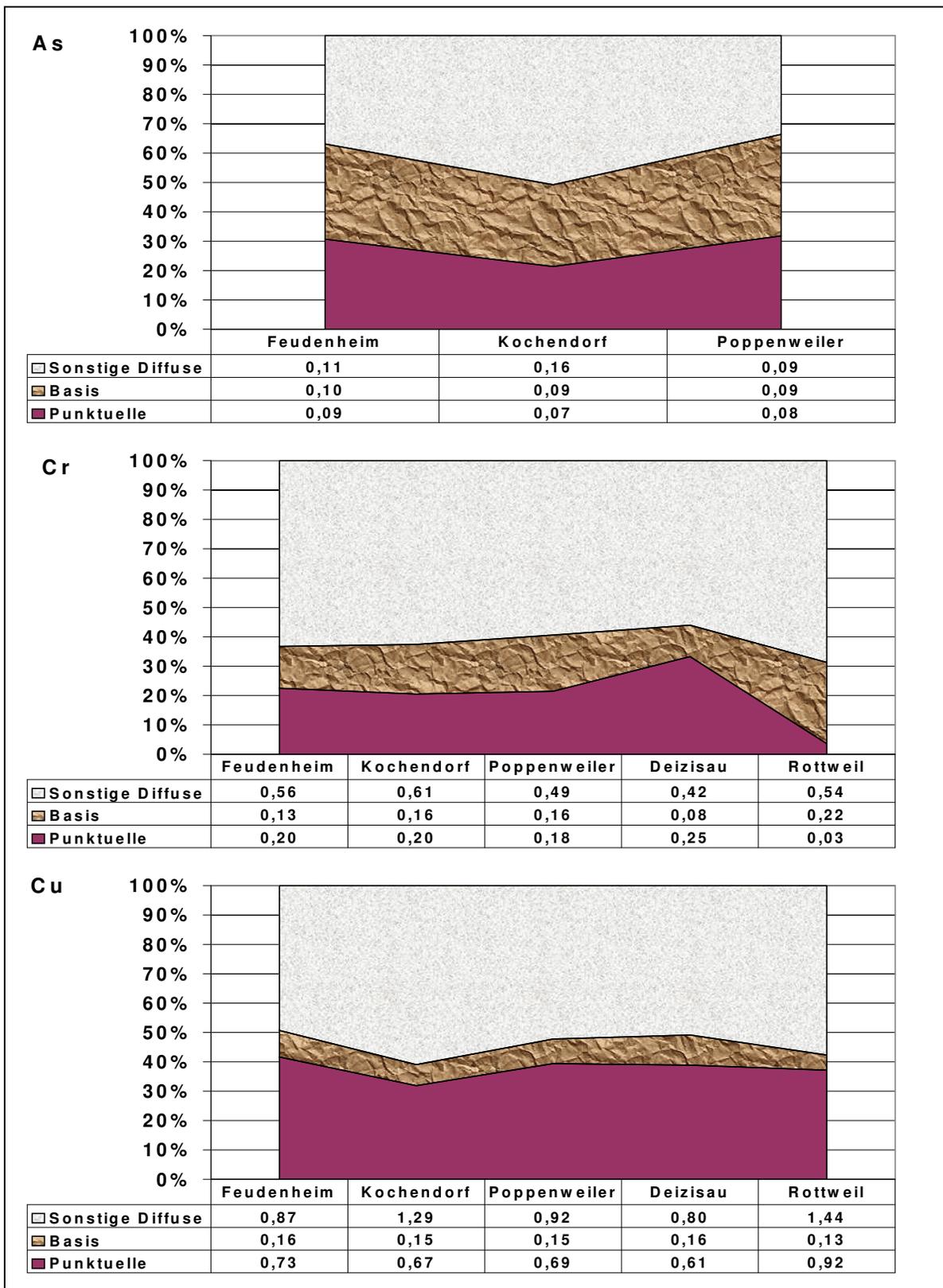


Abbildung 6.8: Zusammenschau der punktuellen, geogen geprägten Basis- sowie sonstigen diffusen Netto-Frachten für die Neckarteilgebiete im Zeitraum 1993-1996. Flächenspezifische Schwermetallfrachten für Ni, Pb und Zn [kg/a*km²].

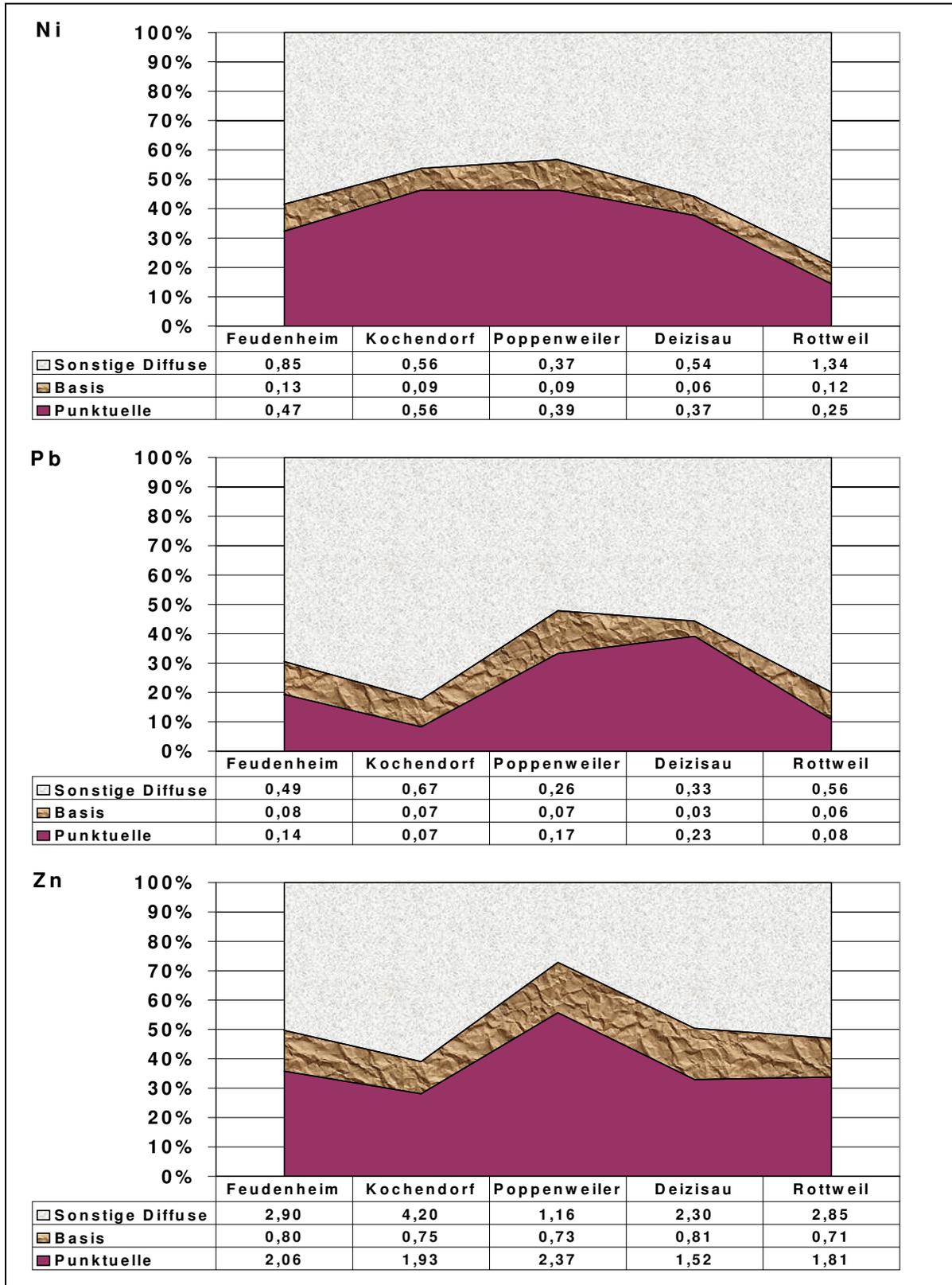


Abbildung 6.9: Zusammenschau der punktuellen, geogen geprägten Basis- sowie sonstigen diffusen Netto-Frachten der Nebenflussgebiete im Zeitraum 1994, 1996-1997 (Enz 1993-1996). Flächenspezifische Frachten für Cr, Cu und Ni [kg/a*km²].

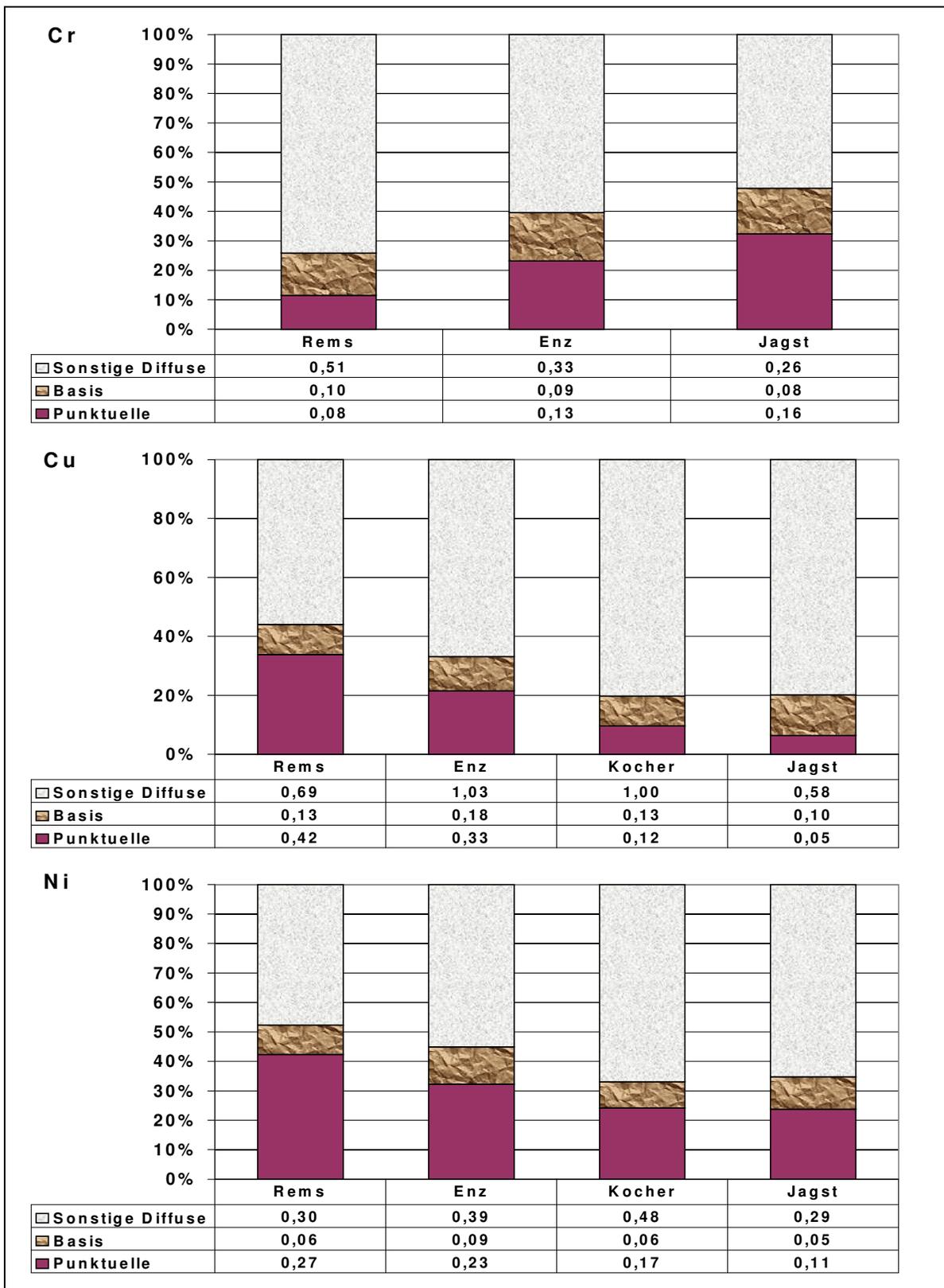
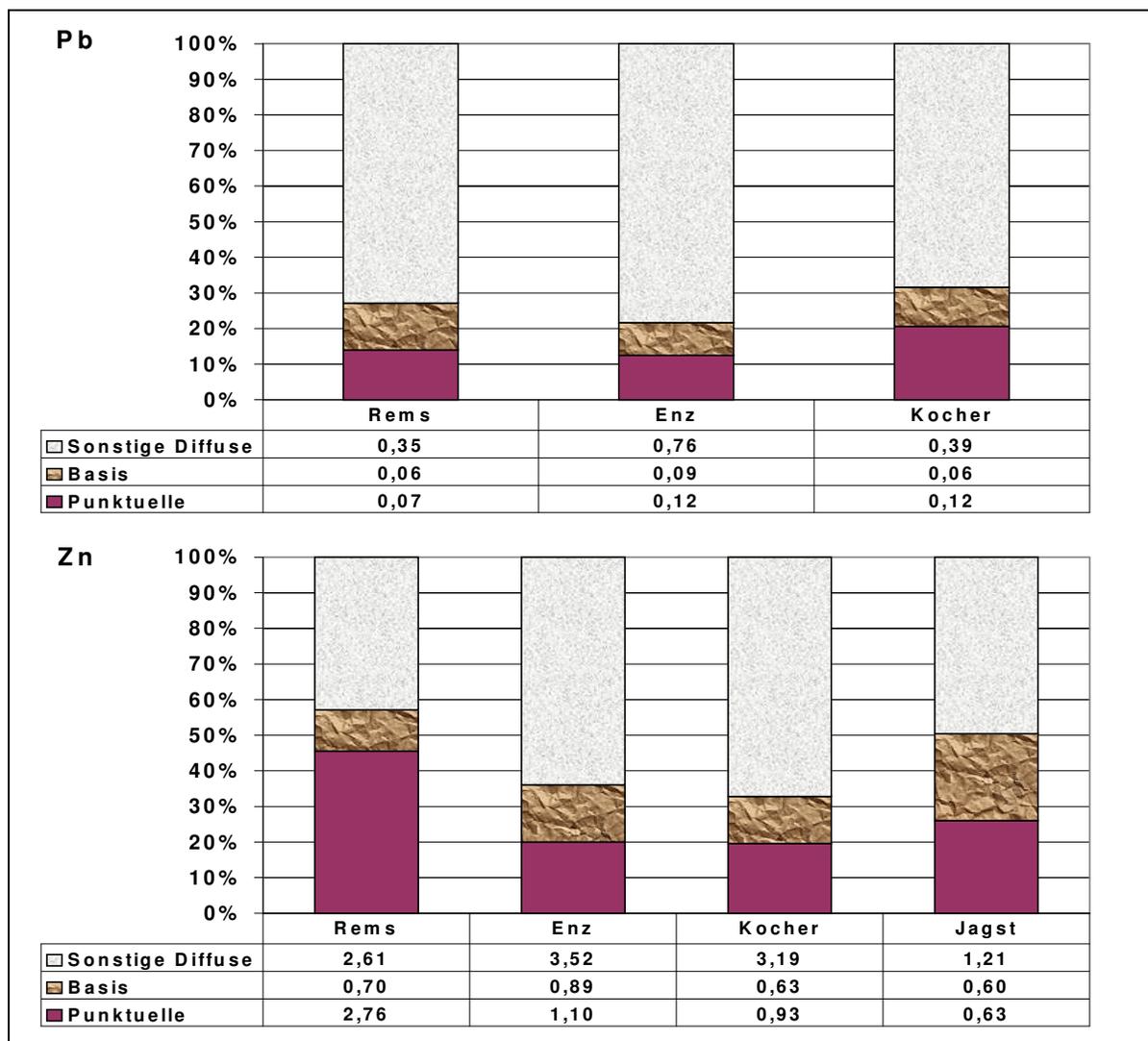


Abbildung 6.10: Zusammenschau der punktuellen, geogen geprägten Basis- sowie sonstigen diffusen Netto-Frachten der Nebenflussgebiete im Zeitraum 1994, 1996-1997 (Enz 1993-1996). Flächenspezifische Frachten für Pb und Zn [kg/a*km²].



Neckarnebenflüsse

Die orographisch rechten Nebenflüsse des Neckars Rems, Kocher und Jagst sowie der orographisch linke Nebenfluss Enz sind gemäß ihrer Einmündung entlang des Neckarverlaufs in den Abbildung 6.9 und Abbildung 6.10 aufgeführt. Im Vergleich zu den Resultaten des Neckars fallen für die Nebenflüsse die gesamten flächenspezifischen Schwermetallfrachten aller Schwermetallparameter bis auf Zn etwas geringer aus. Der Parameter As wurde an den Nebenflüssen nicht beprobt.

Für die untersuchten Nebenflüsse überwiegen die sonstigen diffusen Frachtanteile mit 50 % für Cu und Zn und bis zu 70 % für Pb an der Gesamtfracht der Schwermetalle. Die diffusen Schwermetallfrachten des geogen geprägten Basisabflusses bilden dagegen ein schmales Frachtband mit einem Anteil von 10 – 15 %. Dieses Ergebnis der immissionsorientierten Frachtabschätzung zeigt ebenfalls wie für den Neckar die Bedeutung des sonstigen diffusen Frachtanteils (ohne den Basisfrachtanteil) auf.

Das im Nordosten des Neckargebietes gelegene Einzugsgebiet der Jagst weist sowohl im Vergleich mit dem unmittelbar angrenzenden Kochergebiet als auch mit den Einzugsgebieten von Rems und Enz für Ni und Zn ca. die Hälfte und für Cu und Pb etwa nur ein Drittel der Gesamtschwermetallfracht auf. Gleichzeitig sind im Jagstgebiet für den Untersuchungszeitraum 1994 bis 1997 die geringsten Punktfrachten zu finden. Dies steht mit der geringen Urbanisierung im Flussgebiet der Jagst in Beziehung (5 % Anteil von Industrie und urbanen Gebiete). Somit gibt die immissionsorientierte Frachtaberschätzung für die Punktfrachten ein repräsentatives Abbild des Einzugsgebietes wieder. Weiterhin wurden für das Jagstgebiet im Untersuchungszeitraum die geringsten flächenspezifischen sonstigen diffusen Frachtanteile ermittelt. Dies stimmt ebenfalls mit dem Resultat des immissionsorientierten Berechnungsansatzes überein, der für das Jagstgebiet die geringsten diffusen Schwermetallkonzentrationen erbrachte (vgl. Tabelle 6.2). Dieses Ergebnis kann darauf zurückgeführt werden, dass das Jagstgebiet, verglichen mit dem Remsgebiet oder dem Kochergebiet, nicht im unmittelbaren Einflussbereich eines urbanen Ballungsraumes liegt (bspw. Stuttgart oder Heilbronn) und daher weniger beeinflusst ist, bspw. über atmosphärische Deposition. Dies gilt, obwohl das Jagstgebiet mit 36 % den höchsten Anteil an Ackerflächen von allen Nebenflusseinzugsgebieten aufweist und damit ein großes Potential für diffuse Stoffeinträge besitzt.

Im Hinblick auf die flächen-spezifische geogen geprägte Basisfracht zeigt das Enzgebiet die höchsten Werte. Da das Enzgebiet im Gebiet des Schwarzwaldes liegt, dessen Ausgangsgestein hauptsächlich Buntsandstein bildet, der eine geringe Pufferkapazität gegenüber sauren Niederschlägen besitzt. Im oberflächen nahen Grundwasser wurden im Untersuchungszeitraum daher pH-Werte von 6,4 im oberflächen nahen Grundwasser beobachtet. In diesem Bereich bewirken pH-Werte eine erhöhte Schwermetallmobilisierung, die wiederum über den Basisabfluss in das Fließgewässer eingetragen werden. Für die Frachtaberschätzung gibt der methodische Ansatz für diese Frachtkomponente somit ein repräsentatives Bild.

7 DISKUSSION

7.1 IMMISSIONSORIENTIERTE UND EMISSIONSORIENTIERTE BILANZIERUNG IM VERGLEICH

Bestandteil internationaler Schutzabkommen, bspw. für das Rheingebiet, IKSr (1999), für die Nordsee, BMU (1998) oder für die Ostsee, HELCOM (1998), ist eine Reduzierung der Schwermetalle. Dazu sind die Schwermetallfrachten quantitativ zu bilanzieren. Allerdings finden sich bisher nur wenige wissenschaftliche Arbeiten zu Schwermetallbilanzen von Flussgebieten in der Literatur veröffentlicht. Hierzu zählt die Veröffentlichung von Böhm, E. et al. (2001) über die „Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer“. Diese Schwermetallbilanzierung basiert auf emissionsorientierten Berechnungsansätzen, wie sie ursprünglich für die Abschätzung von Nährstofffrachten entwickelt wurden. Die emissionsorientierten Frachtbilanzierungen erlauben genauso wie die in dieser Arbeit dargestellte immissionsorientierte Schwermetallbilanzierung eine Unterteilung in Punktfrachten, Basisfrachten und sonstige diffuse Frachten und beziehen sich auf einen vergleichbaren Untersuchungszeitraum von 1993-1997.

Die vergleichbaren Resultate der emissionsorientierten Bilanzierung nach Böhm, E., et al. (2001) werden nachfolgend mit den Ergebnissen der hier vorliegenden immissionsorientierten Schwermetallbilanzierung des Neckars (bezogen auf Mannheim/Feudenheim) verglichen und auf ihre Plausibilität hin überprüft (siehe Abbildung 7.1 und Abbildung 7.2).

Prinzipiell gehen die immissionsorientierte und die emissionsorientierte Bilanzierungsmethode auf das selbe Ursache-Wirkung-Prinzip zurück. Ausgehend von den Einträgen unterschiedlicher Schadstoffquellen kommt es letztlich im Fließgewässer zu einer Schadstoffbelastung. Jedoch soll hier darauf hingewiesen werden, dass es sich grundsätzlich um zwei unterschiedliche Bilanzierungsmethoden handelt. Werden bspw. für die drei wesentlichen Frachtkomponenten die flächenspezifischen Schwermetallfrachten betrachtet, liegen die flächenspezifischen immissionsorientierten Schwermetallfrachten des Neckars unter den Werten der emissionsorientierten Frachten für das Rheingebiet (vgl. Datentabellen der Abbildung 7.1 und Abbildung 7.2). Dieser Unterschied verdeutlicht die unterschiedlichen Ansätze. Die immissionsorientierten Punktfrachten werden unmittelbar aus den Monitoring-Daten der Fließgewässerbeschaffenheit hergeleitet, die die im Fließgewässer vorgefundenen Verhältnisse wiedergeben. Dagegen basiert die Schwermetallbilanzierung nach Böhm, E., et al. (2001) auf emissionsorientierten Frachterhebungen für verschiedene Eintragspfade, die für ein Flussgebiet ermittelt wurden.

Abbildung 7.1: Immissionsorientierte Schwermetallbilanzen für den Neckar verglichen mit emissionsorientierten Schwermetallfrachten anderer deutscher Flussgebiete und Deutschlands (Böhm, E. et al. 2001). Flächenspezifische Frachten für Cr-, Cu-, Ni-, Pb- und Zn [kg/km²*a].

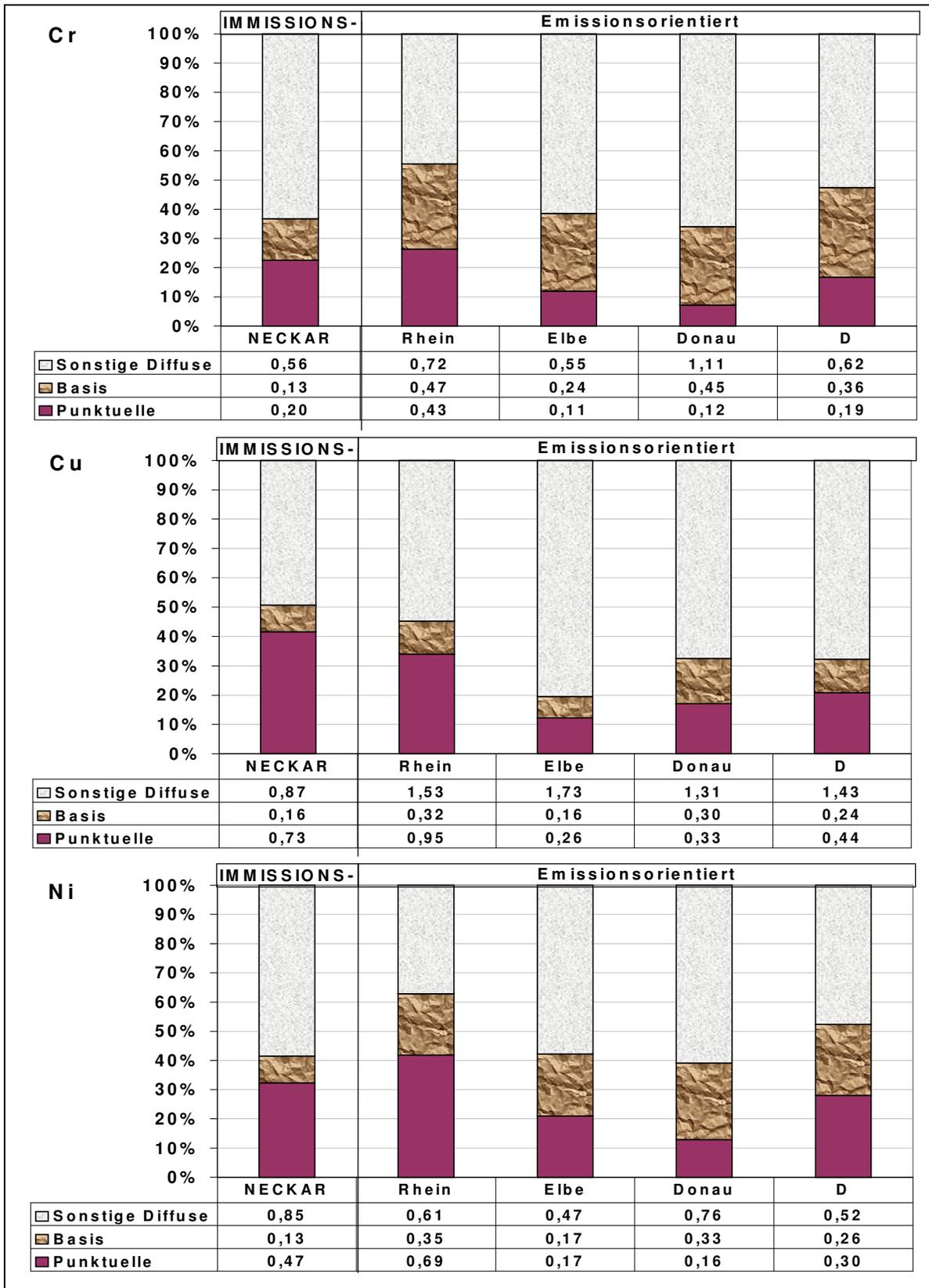
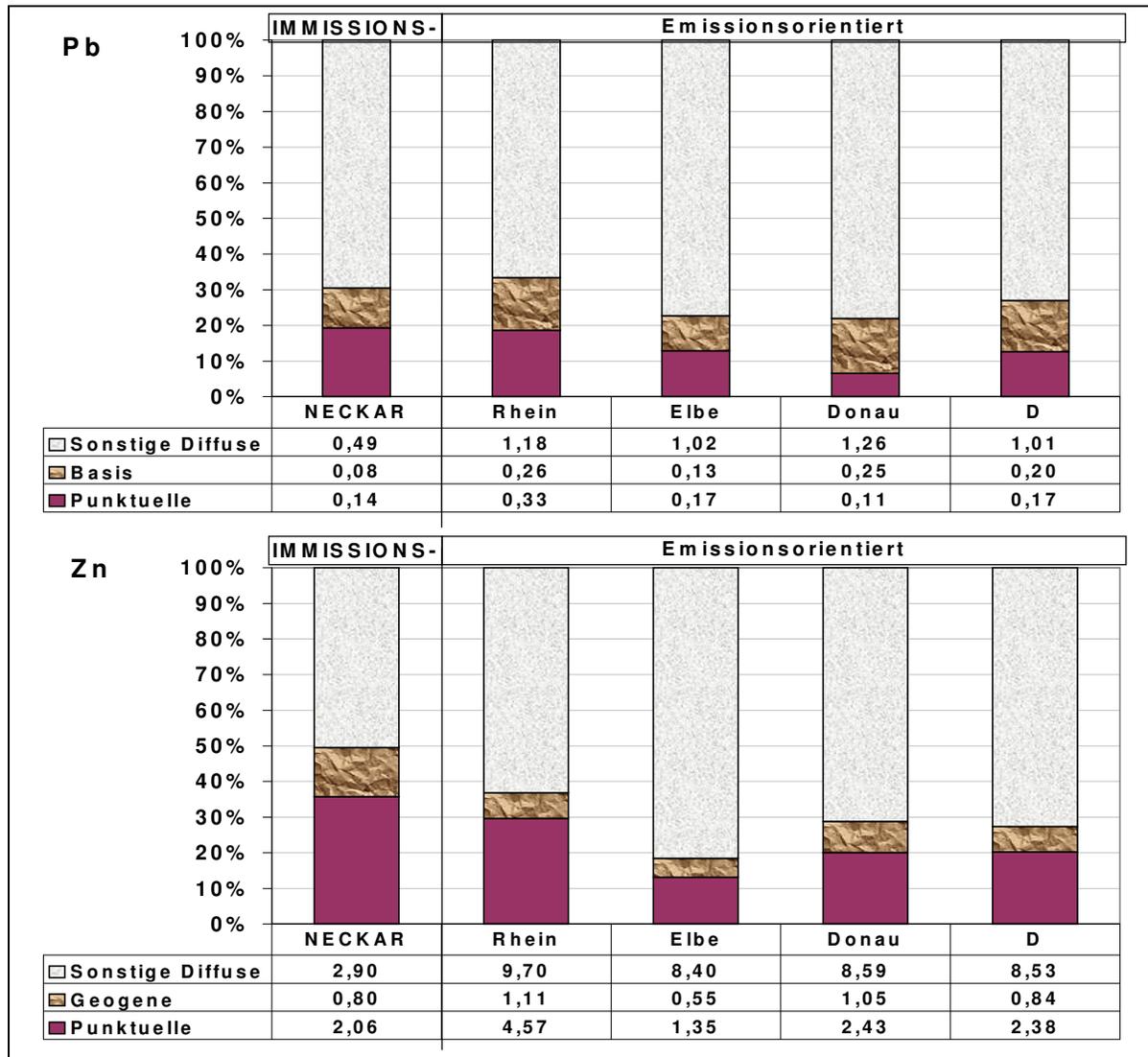


Abbildung 7.2: Immissionsorientierte Schwermetallbilanzen für den Neckar verglichen mit emissionsorientierten Schwermetallfrachten anderer deutscher Flussgebiete und Deutschlands (Böhm, E. et al. 2001). Flächenspezifische Frachten für Pb- und Zn [kg/km²*a].



Grundsätzlich stimmt die Zuordnung der Transportpfade nach Schadstoffquellen überein. Den Punktquellen werden nach beiden Berechnungsansätzen die Direkteinleiter zugeordnet (vgl. Abbildung 2.4, Pfad 13 und 14). Zu den diffusen Quellen zählen neben dem Basisabfluss die Gruppe der sonstigen diffusen Quellen, bspw. atmosphärische Deposition, Einträge aus der Landwirtschaft etc. (Abbildung 2.4, Pfad 1 bis 7). Aber auch die unmittelbar vom Niederschlag verursachten Einträge über Entlastungen der Trenn- und Mischkanalisation sind übereinstimmend den diffusen Quellen zuordenbar (Abbildung 2.4, Pfad 8 bis 10).

Dagegen wird von den beiden betrachteten Berechnungsansätzen der Transportpfad über Einwohner, die nicht an eine öffentliche Kanalisation bzw. nicht an eine öffentliche Abwasserreinigungsanlage angeschlossen sind, unterschiedlich aufgeteilt (Abbildung 2.4, Pfad 11). Dieser Transportpfad wird bei Böhm, E., et al. (2001) den diffusen Quellen

zugeordnet. Dagegen muss dieser Transportpfad nach dem immissionsorientierten Ansatz den Punktquellen zugerechnet werden, da der Eintrag über kontinuierliche Abflüsse erfolgt, deren Mengen meist bekannt sind, und die bspw. im Rahmen von Umweltstatistiken erfasst werden. Zumindest für das Neckargebiet und das Rheingebiet kann für die nachfolgenden Vergleiche davon ausgegangen werden, dass diese unterschiedliche Zuweisung des Eintragspfades aufgrund des geringen Frachtanteils vernachlässigbar ist. So beträgt der Bevölkerungsanteil der nicht angeschlossenen Einwohner (sowohl an die Kanalisation und/oder eine ARA) im Neckargebiet nur 1,3 %, im baden-württembergischen Teil des Rheingebietes 2,0 % (StaLa., Ba.-Wü., 1998).

7.1.1 Punktfrachten

Werden die immissionsorientierten Punktfrachten des Neckars mit den emissionsorientierten Punktfrachten des Rheingebietes verglichen, zu dessen Einzugsgebiet der Neckar zählt, liegt der jeweilige Anteil der Punktfracht an der Gesamtfracht für die einzelnen Schwermetalle in etwa in derselben Größenordnung, im Bereich von 19 % bis 42 % (siehe Abbildung 7.1 und Abbildung 7.2). Zudem ergeben sich für Neckar und Rhein insofern ein übereinstimmendes Bild, da für Neckar und Rhein die Prozentualwerte in derselben Größenordnung liegen, verglichen mit den anderen großen Flusseinzugsgebieten Deutschlands in Abbildung 7.1 und Abbildung 7.2.

Für die immissionsorientierten Frachtabschätzungen der einzelnen Schwermetalle, die sich von den am Fließgewässer erhobenen Monitoring-Daten ableiten, ergeben sich dabei unterschiedliche Verhältnisse verglichen mit den Werten der an Eintragspotential flächenhaft hochgerechneten, emissionsorientierten Frachtabschätzung des Rheins. Für die Parameter Cr und Ni liegen die Punktfrachten der Werte in derselben Größenordnung (Cr 23 %:26 %; Ni 32 %:42 %) wie für den Rhein. Für die Parameter Cu, Pb und Zn fallen die Prozentualwerte der Punktfrachten für den Neckar verglichen mit dem Rhein geringer aus oder sind gleich groß. Die Werte von Neckar und Rhein für die betrachteten Parameter Cu, Pb und Zn liegen ebenfalls in derselben Größenordnung (Cu 42 %:34 %; Pb 19 %:19 %; Zn 36 %:30 %).

Dieses Ergebnis stellt gleichzeitig ein Argument dar, das die getroffene Voraussetzung stützt, dass für ausreichend große Einzugsgebiete, bspw. Flussgebiete mit einer Größenordnung aus dem oberen meso-skaligen oder dem unteren makro-skaligen Bereich, die Verweilzeiten der eingetragenen Schwermetalle und die Schwermetallretention bzw. Stoffverluste durch Transformationsprozesse weitgehend unabhängig vom jeweiligen Transportpfad sind.

Der prozentuale Anteil der Punktfracht des Neckars und des Rheins ist dagegen deutlich höher als die Schwermetallpunktfrachtanteile der Donau (7 % - 20 %) aber auch der Elbe (12 % - 21 %) und für Deutschland (13 % - 28 %). Diese Ergebnisse der Punktfrachten, vorwiegend aus kommunalen ARA's und industriellen Direkteinleitern, lassen sich mit den Einwohnerdichten der betrachteten Einzugsgebiete in Übereinstimmung bringen. Die Einwohnerdichte des Neckargebiets für den betrachteten Zeitraum beträgt 375 E/km², für das deutsche Rheingebiet 340 E/km². Dagegen liegt die Einwohnerdichte für das deutsche Elbegebiet bei 193 E/km² und für das Donauegebiet bei 161 E/km². Im Mittel sind das für Deutschland 210 E/km² (vgl. LAWA, 1997).

Der in dieser Arbeit angewandte immissionsorientierten Berechnungsansatz liefert für die Punktfrachten direkte Resultate, d.h. sie werden unmittelbar über die lineare Regression ermittelt und sollen daher detaillierter betrachtet werden. Dazu werden die immissionsorientierten Punktfrachten des Neckars den emissionsorientierten Punktfrachten nach Böhm, E. et al. (2001) vergleichend als einwohnerspezifische Frachten [g/E*a] gegenüber gestellt (siehe Tabelle 7.1).

Tabelle 7.1: **Immissionsorientierte** Punktfrachten des Neckars 1993-1996 und *emissionsorientierte* Punktfrachten für Rhein, Elbe, Donau und Deutschland (Kläranlagen, 1993-1997, industrielle Direkteinleiter, 1997, aus Böhm, E. et al., 2001; Einwohner aus LAWA 1997).

[g/E*a]	IMMISSIONS-ORIENTIERT	EMISSIONS-ORIENTIERT			
	Neckar	Rhein	Elbe	Donau	Deutschland
Cr	0,53	1,25	0,55	0,75	0,93
Cu	1,95	2,78	1,36	2,07	2,09
Ni	1,25	2,03	0,89	1,00	1,45
Pb	0,37	0,97	0,89	0,66	0,83
Zn	5,49	13,43	7,01	15,09	11,34

Die auf die Einwohner bezogenen spezifischen Punktfrachten liegen für die immissionsorientierten Punktfrachten des Neckars deutlich unter den Emissionsfrachten des Rheingebietes. Vor allem die Parameter Blei und Zink zeigen im Vergleich mit den anderen großen Flussgebieten Deutschlands von Elbe und Donau geringere Werte. Diese Unterschiede verdeutlichen die verschiedenen methodischen Berechnungsansätze: Zum einen der auf Nettofrachten basierenden immissionsorientierten Punktfrachten und zum anderen der von Eintragsfrachten ausgehenden emissionsorientierten Punktfrachten.

7.1.2 Basisfrachten

Den geringsten Anteil an den Schwermetallbilanzen hat der Basisfrachtanteil. Diese Frachtkomponente, geprägt durch die geogene Hintergrundbeschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers, wird mit dem Basisabfluss transportiert. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten geogen geprägten Basisfrachtanteile liegen für den Neckar zwischen 9 % und 14 %. Diese Werte liegen etwa im Bereich der Werte des Elbegebietes (5 % bis 27 %). Im Vergleich zum Rheingebiet (7 % bis 29 %), Donauegebiet (9 % bis 27 %), und zu Deutschland (7 % bis 29 %) fallen diese Werte geringer aus. Diese Abweichung der mittleren Basisfrachtanteile ergeben sich durch die Parameter Cr und Ni, deren prozentuale Frachtanteile für den Neckar in etwa die Hälfte der Werte für Deutschland und die anderen Flussgebiete betragen. Für den Parameter Zn ist der prozentuale Anteil der Basisfracht etwa um den Faktor 2 gegenüber dem Wert für Deutschland und das Rheingebiet höher. Da im Falle der geogen geprägten Frachtanteile formal die immissionsorientierten und emissionsorientierten Berechnungsansätze übereinstimmen (vgl. Kapitel 6.1), lassen sich die Unterschiede auf die zugrunde gelegten Schwermetallkonzentrationen der geogen geprägten Hintergrundbeschaffenheit der unterschiedlichen Berechnungsansätze zurückführen. Die

für den Neckar ermittelten geogen geprägten Hintergrundkonzentrationen für Zn liegen bei 5 µg/l. Verglichen damit liegt der Wert bei Böhm, E., et al. (2001) mit 3,5 µg/l niedriger. Andererseits ergaben die Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser des Neckars für Ni und Cr Werte von 0,84 µg/l bzw. 0,79 µg/l. Demgegenüber liegen für die emissionsorientierte Abschätzung die Konzentrationen von Ni und Cr bei 1,1 µg/l bzw. 1,5 µg/l und damit in etwa um den Faktor 1,5 bzw. 2 höher. Bei diesen Konzentrationen der Hintergrundbeschaffenheit von Fließgewässern haben Böhm, E., et al. (2001) vorwiegend auf Empfehlungen der LAWA zurück gegriffen (LAWA, 1998), die bspw. im Falle des Cr als zu hoch angesehen wurden. Daher benützten die Autoren die vom nordrhein-westfälischen Landesumweltamt empfohlene niedrigere Konzentration. Die geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit für den Parameter Cu wurde sowohl für die Bilanzierung des Neckars als auch für die Bilanzierung der anderen großen Flussgebiete Deutschlands mit dem selben Konzentrationswert von 1 µg/l angesetzt.

7.1.3 Sonstige diffuse Frachten

Der Anteil der sonstigen diffusen Frachten stellt nach den vorliegenden Resultaten die bedeutendste Frachtkomponente der Schwermetallbilanz dar. Für die Nährstoffe sind ebenfalls die diffusen Belastungen der Fließgewässer am bedeutendsten (vgl. Hamm, A., et al., 1991 und DVWK, 1998).

Der prozentuale Anteil der diffusen Schwermetalle als Ergebnis des angewandten immissionsorientierten Berechnungsansatz liegt im Bereich von 49 % bis 70 %. Dieses Ergebnis entspricht weitgehend den prozentualen Anteilen der diffusen Frachtanteile für Deutschland (49 % bis 70 %) sowie dem Rheingebiet (37 % bis 67 %), die mit dem emissionsorientierten Ansatz ermittelt wurden. Hier erklärt sich der geringere Wert verglichen mit dem Neckar dadurch, dass für den Rhein ein höherer Anteil für die geogen geprägte Basisfracht ermittelt wurde. Im Vergleich dazu sind die diffusen Frachtanteile für das Elbegebiet (58 % bis 82 %) und das Donaugebiet (61 % bis 78 %) deutlich höher.

Generell fallen die immissionsorientierten flächenspezifischen Frachten geringer aus als die emissionsorientierten Frachten des vergleichbaren Rheingebietes (vgl. Datentabellen der Abbildung 7.1 und Abbildung 7.2). Die Ausnahme davon ist der Parameter Ni mit einer flächenspezifischen diffusen Fracht von 0,85 kg/km²*a gegenüber dem niedrigeren emissionsorientierten Wert von 0,61 kg/km²*a für das Rheingebiet. Für den Parameter Ni wurde im vorhergehenden Kapitel 7.1.2 darauf hingewiesen, dass die Ni-Konzentrationen im oberflächen nahen Grundwasser verglichen mit Literaturwerten geringer ausfallen. Damit wird möglicherweise der Anteil der Basisfracht des Nickels unterschätzt und der Anteil der diffusen sonstigen Fracht überschätzt, da sich dieser aus der Differenz der Punkt- und Basisfracht von der Gesamtfracht ergibt.

Die Resultate im Rahmen der Schwermetallbilanzen sind ein deutliches Indiz für die Bedeutung der diffusen Frachtkomponente und zeigen die Relevanz der diffusen Schwermetallbelastungen auf. Die immissionsorientierte Frachtabschätzung der diffusen Schwermetallfrachten für den Neckar ergab für Kupfer ein Frachtanteil von fast 50 %, für Chrom, Nickel und Zink liegen die diffusen Frachtanteile im Bereich von 60 % und für Blei sogar bei 70 %. Die Resultate der emissionsorientierten Frachtabschätzung für die diffusen Schwermetallfrachten ergab für die deutschen Gebiete der großen Ströme

Rhein, Elbe und Donau einen diffusen Frachtanteil von 52 % (Ni,) 57 % (Cr), 68 % (Cu), 72 % (Zn) und 74 % (Pb).

Da für Schwermetallbilanzen mittlere jährliche Stofffrachten betrachtet werden, ist es erforderlich, einen Beobachtungszeitraum mit einem „repräsentativen“ hydrologischen Geschehen zu berücksichtigen. Zum einen sind daher extreme hydrologische Ereignisse auszuschließen und zum anderen ist ein Beobachtungszeitraum zu betrachten, der sich über mehrere Jahre erstreckt und nicht ein Zeitraum von einem Jahr, welches möglicherweise von außergewöhnlichen hydrologischen Geschehen charakterisiert ist. Diese Vorgehensweise steckt implizit auch in einer emissionsorientierten Frachtbetrachtung, basierend auf Stoffeintragungspotentialen, bspw. einwohnerspezifischen Schwermetallemissionen, mittleren Schwermetallgehalten im Oberboden oder in Düngemitteln. Diese emissionsorientierten Eintragungspotentiale werden meist ebenfalls über mehrjährige Datenreihen gemittelt und im Normalfall nicht nur über Einzelfalluntersuchungen erhoben.

Die hier verglichenen Berechnungsansätze sind beide mit Annahmen und Unsicherheiten behaftet. Der immissionsorientierte und der emissionsorientierte Bilanzierungsansatz beruhen auf unterschiedlichen methodischen Vorgehensweisen, die weitgehend ausschließen, dass beide Ansätze mit den selben systematischen Fehlern behaftet sein könnten. Somit können der immissionsorientierte und der emissionsorientierte Ansatz als sich ergänzende Kontrollinstrumente angesehen werden, um eine repräsentative Schwermetallbilanzierung zu erstellen, welche die tatsächlichen Gegebenheiten weitgehend wiedergibt.

Obwohl die Bilanzierungsansätze grundsätzlich auf verschiedenen methodischen Ansätzen beruhen, zeigt der Vergleich der prozentualen Frachtanteile der drei wesentlichen Frachtkomponenten des Neckars und des Rheins für die Parameter Cr, Cu, Ni, Pb und Zn vergleichbare Ergebnisse:

- (i) Punktfrachten: für den Neckar 19 % - 42 % und für den Rhein 19 % - 42 %
- (ii) Basisfrachten: für den Neckar 9 % - 14 % und für den Rhein 7 % - 29 %
- (iii) Sonstige diffuse Frachten: für den Neckar 49 % - 70 % und für den Rhein 37 % - 67 %.

7.2 VERGLEICH – „MIT UND OHNE“ BERÜCKSICHTIGUNG DER WERTE KLEINER DER ANALYTISCHEN BESTIMMUNGSGRENZE

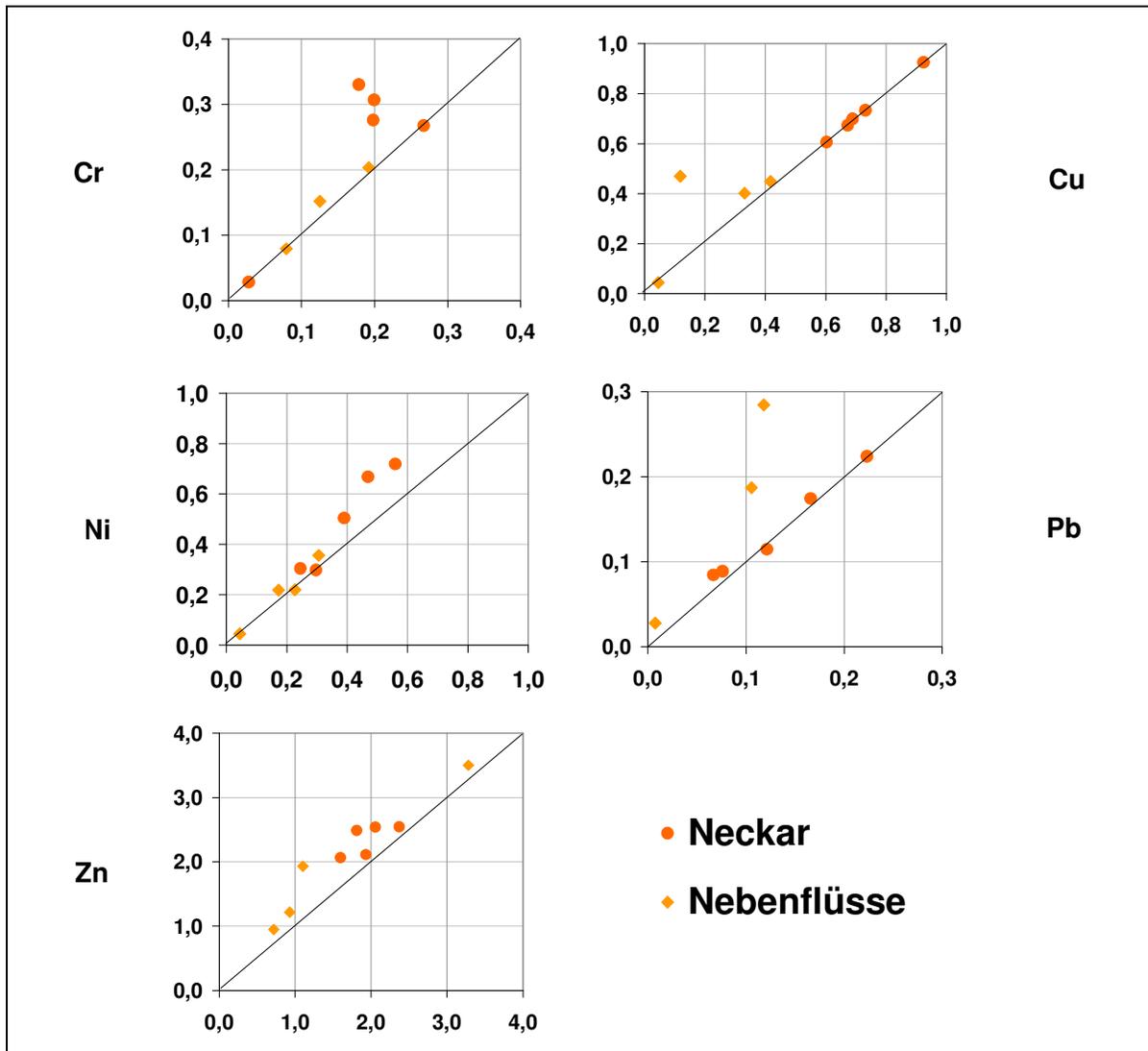
Der immissionsorientierte Berechnungsansatz beruht auf den Überwachungsdaten der Fließgewässerbeschaffenheit (Monitoring-Daten). Diese Monitoring-Daten geben die stoffliche Belastung quasi aus der Sicht des Fließgewässers wieder. Im Rahmen der Gewässerbeprobung treten jedoch Proben auf, deren Stoffkonzentrationen teilweise unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (ABG) liegen. Da aus Literaturdaten nicht immer hervorgeht, ob diese Werte in Stofffrachtabschätzungen und letztlich in Stoffbilanzierungen eingehen, soll nachfolgend untersucht werden, wie bedeutend es ist, diese Probenwerte unterhalb der ABG zu berücksichtigen oder nicht weiter zu berücksichtigen.

In der vorliegenden Arbeit sind sowohl in die Fracht-Abfluss-Korrelation als auch in die Gesamtfrachtberechnung die Beobachtungswerte eingegangen, die unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (ABG) liegen. D.h. bei diesen Gewässerproben liegen die untersuchten stofflichen Konzentrationen unterhalb der chemisch-analytischen Bestimmungsgrenzen der eingesetzten Analyseverfahren, die zudem je nach dem Stand der Analysetechnik unterschiedlich sind. Prinzipiell ist jedoch davon auszugehen, dass der untersuchte Stoff tatsächlich in der Probe vorhanden ist und seine Konzentration von Null verschieden ist (vgl. auch Harromoës zitiert in Förster, J., 1999). Üblicherweise wird für den Konzentrationswert dieser Proben daher der halbe Wert der jeweiligen analytisch bestimmbaren Konzentration angenommen (bspw. Keller, M., et al., 1997, LfU, Ba.-Wü., 2000a). Mit diesem angenommenen Wert gehen Monitoring-Daten mit Konzentrationen unterhalb der ABG in die Berechnung der Stofffracht ein. Im Falle der Nicht-Berücksichtigung dieser geringeren Konzentrationen werden nur höhere Konzentrationen berücksichtigt („worst case“ Betrachtung).

Im Folgenden wird daher zur Überprüfung der Plausibilität und zur Kontrolle der berechneten Resultate der angewandte immissionsorientierte Berechnungsansatz mit und ohne Berücksichtigung der Beobachtungswerte unterhalb der ABG durchgeführt. Dazu werden auf der Abszisse die flächenspezifischen Schwermetallfrachten dargestellt, die hier in der Arbeit verwendet wurden, unter Berücksichtigung der Beobachtungswerte die unterhalb der ABG liegen. Dem gegenüber gestellt sind auf der Ordinate die flächenspezifischen Schwermetallnettofrachten, die nur mit den Beobachtungswerten berechnet wurden, deren Konzentration größer als die ABG sind.

In Abbildung 7.3 sind für die einzelnen Schwermetalle die Winkelhalbierenden zwischen Abszisse und Ordinate eingezeichnet. Wenn die flächenspezifischen Nettopunktfrachten für den hier in der Arbeit angewandten Berechnungsansatz (Werte kleiner der ABG berücksichtigt) und den für die Überprüfung verwendeten Berechnungsansatz (nur Werte größer der ABG berücksichtigt) gleich groß sind, haben sie das Verhältnis 1 und liegen auf der Winkelhalbierenden.

Abbildung 7.3: Verhältnis der immissionsorientierten Punktfrachten unter Berücksichtigung aller Beobachtungswerte (Abszisse) und ohne Werte kleiner der ABG (Ordinate). Flächenspezifische Nettofrachten für Cr, Cu, Ni, Pb und Zn [kg/a*km²].



Für die fünf Schwermetalle liegen die immissionsorientierten Punktfrachten erwartungsgemäß zur Ordinate hin. Somit ist das Verhältnis größer 1 und die immissionsorientierten Punktfrachten werden überschätzt, wenn die Frachtberechnungen ohne Berücksichtigung der Monitoringwerte unterhalb der ABG erfolgen. Einige Werte der betrachteten Schwermetalle liegen auf der Winkelhalbierenden. Das ist dann der Fall, wenn im Beobachtungszeitraum alle Werte größer als der ABG sind, bspw. für den Parameter Cu an den Messstationen des Neckars.

Werden jedoch bei Nicht-Berücksichtigung der Monitoringwerte der Fließgewässerbeschaffenheit kleiner der ABG die immissionsorientierten Punktfrachten gegenüber den tatsächlichen Punktfrachten überschätzt, wird damit nicht nur die punktuelle Belastung überschätzt sondern es werden auch die diffusen Frachtanteile unterschätzt, da im Rahmen der immissionsorientierten Methode sich die diffuse Fracht als Differenz von Gesamtfracht zu Punktfracht ergibt.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Bedeutung diffuser Stofffrachten für die Gewässerbelastung ist seit längerem erkannt und ins Zentrum des Interesses gerückt. Für die Schadstoffgruppe der Schwermetalle gibt es bisher nur wenige quantitative Frachtabschätzungen, die meist auf der emissionsorientierten Identifizierung und Abschätzung von Eintragspfaden beruhen.

Im Rahmen dieser Arbeit wird der methodische Berechnungsansatz (Immissionsorientierte Methode) für die Stofffrachtbilanzierung punktueller und diffuser Frachten (nach Behrendt, H., 1993, 1994) auf die Schadstoffgruppe der Schwermetalle, vor allem der prioritären Schwermetalle (Böhm, E., 2001), angewandt und weiter entwickelt. Der Lösungsansatz beruht auf dem hydrologischen Kreislauf als ursächlichem Prinzip für den Stofftransport. Dabei können die mit den einzelnen Abflusskomponenten aus Punkt-, Basis-, Zwischen- und Oberflächenabfluss transportierten Frachtanteile als Linearkombination dargestellt werden. Mit Hilfe des mathematischen Lösungsansatzes der linearen Regression kann der abflussunabhängige Frachtanteil ermittelt werden. Dieser geht in den immissionsorientierten Bilanzierungsansatz mit ein, über den dann die Nettofrachten, d.h. die unmittelbar im Gewässer transportierten Frachtanteile der punktuellen, der Basis- und sonstigen diffusen Frachtanteile ermittelt werden können.

Als Modellgebiet für die Schwermetallbilanzierung dient das makro-skalige Einzugsgebiet des Neckars mit der Bezugsstation Feudenheim/Mannheim (13.904 km²). Weiterhin wurden drei makro-skalige Teileinzugsgebiete (Kochendorf, Poppenweiler und Deizisau) und ein meso-skaliges Teileinzugsgebiet (Rottweil) des Neckars, sowie drei makro-skalige Nebenflussgebiete (Enz, Kocher und Jagst) und zwei meso-skalige Nebenflussgebiete (Rems und Fils) detailliert betrachtet.

Die vorliegende Arbeit folgt dabei dem praxisorientierten Grundsatz, die punktuellen und diffusen Frachten der sieben Schwermetalle As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn unter Verwendung allgemein verfügbarer Datensätze zu bilanzieren, bspw. Daten des Gewässer-Monitorings (Gewässerbeschaffenheitsüberwachung und Abflusskontrolle), meteorologische Daten sowie statistische Daten im Rahmen des UIG (Umweltinformationsgesetzes) zu nutzen. Damit ist prinzipiell bei Vorhandensein der notwendigen Datensätze eine Übertragung der immissionsorientierten Schwermetallbilanzierung auch auf andere meso- und makro-skalige Einzugsgebiete möglich, unter Berücksichtigung der Flussgebietscharakteristik.

Bei der Bearbeitung dieser Fragestellung wurde die Notwendigkeit erkannt, die Basisabflusskomponente detaillierter zu betrachten und zu berücksichtigen. Hinsichtlich der Schwermetalle spielt die geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit der Gewässer eine nicht zu vernachlässigende Rolle und folglich die mit dem Basisabfluss transportierte Schwermetallfracht. Die von Behrendt, H. (1993) für das makro-skalige deutsche Rheingebiet verwendete immissionsorientierte Berechnungsmethode für Nährstoffe vernachlässigt den Basisabfluss, wobei sich die Übertragung auf andere Flussgebiete problematisch gestaltet hat (Bayr. Landesamt, 1996 und Behrendt, H., 1994).

Der erforderliche mittlere Basisabfluss wurde mit Hilfe der in dieser Arbeit vorgestellten Methode der Dauerlinien-Separation abgeschätzt. Die Dauerlinien-Separation basiert auf dem hydrologischen Geschehen und geht von einem mehrjährigen

Beobachtungszeitraum aus, wie er für eine repräsentative Stofffrachtbilanzierung notwendig ist. Zusammen mit den Daten zur geogen geprägten Hintergrundbeschaffenheit, die mit Hilfe von GIS (Geographisches Informations System) räumlich verschnitten werden, kann somit für die einzelnen Schwermetallparameter der Anteil der Basisfracht bestimmt werden. Damit können für die Schwermetalle die Basisfracht, die punktuellen und die sonstigen diffusen Frachtanteile bilanziert werden. Die Schwermetallbilanzen bilden mit der Aufschlüsselung nach den überwiegend geogen geprägten Hintergrundfrachten, den anthropogen bedingten Punktfrachten und den anthropogen beeinflussten sonstigen diffusen Frachtanteilen einen integralen Bestandteil für das Management von Wassereinzugsgebieten.

Bei der Beprobung der Wasserbeschaffenheit treten, je nach Schwermetallparameter, unterschiedlich häufig Proben auf, deren Schwermetallgehalt unterhalb der analytisch bestimmbaren Grenzkonzentration (ABG) liegen. Grundsätzlich sind jedoch die betrachteten Schwermetalle in einer Gewässerprobe zu erwarten. Da aus Literaturdaten oft nicht hervorgeht, ob diese Beobachtungswerte in der Frachtbilanzierung berücksichtigt werden, zeigte eine vergleichende Betrachtung mit und ohne Berücksichtigung dieser Beobachtungsdaten für den immissionsorientierten Berechnungsansatz, dass bei einem Ausschluss dieser Beobachtungsdaten die Punktfrachten überschätzt werden können.

Die wesentlichen Resultate und Schlussfolgerungen aus der vorliegenden Arbeit lassen sich wie folgt skizzieren:

1. Die ermittelten immissionsorientierten Schwermetallbilanzen zeigen für das Neckargebiet eine deutliche Gewichtung der Frachtanteile, die von den sonstigen diffusen Frachten (ohne Basisfrachtanteil) mit einem Anteil von 49 %-70 % dominiert werden. Diesen folgen die Punktfrachten mit einem Anteil von 19 %-42 %. Den geringsten Anteil bilden die Basisfrachten mit 9 %-14 %. Die Ergebnisse der immissionsorientierten Bilanzierung weisen somit auf die sonstigen diffusen Schwermetallfrachten als die bedeutendsten Belastungen dieser Stoffgruppe für die Gewässerbeschaffenheit im Neckareinzugsgebiet hin.
2. Der immissionsorientierte Berechnungsansatz und die Methode zur Abschätzung der geogen geprägten Basisfracht sind für Einzugsgebietsgrößen im oberen meso-skaligen Bereich und darüber hinaus, beispielsweise für das makro-skalige Neckargebiet anwendbar. Für kleinere meso-skalige Einzugsgebiete kann die Datendichte nicht ausreichend sein, so dass keine oder zu wenige Monitoring-Daten für die immissionsorientierte Schwermetallbilanzierung verfügbar sind.
3. Um die Plausibilität der ermittelten immissionsorientierten Schwermetallbilanzen des Neckars zu überprüfen, wurden diese vergleichbaren emissionsorientierten Schwermetallbilanzen des Rheins gegenübergestellt. Die prozentualen Frachtanteile der beiden unterschiedlichen Methoden der Stoffbilanzierungen zeigen für die wesentlichen Frachtkomponenten vergleichbare Werte (Punktfrachten: Neckar 19 %-42 %, Rhein 19 %-42 %; Basisfrachten: Neckar 9 %-14 %, Rhein 7 %-29 %; sonstige diffuse Frachten: Neckar 49 %-70 %, Rhein 37 %-67 %).

4. Damit die Stoffbilanzen ein möglichst repräsentatives Bild ergeben, sollten mittlere Stofffrachten über einen mehrjährigen Beobachtungszeitraum bilanziert werden, da besondere hydrologische Ereignisse, die in einzelnen Jahren auftreten können, Stoffbilanzen über kürzere Beobachtungsräume, bspw. von einem Jahr, maßgeblich beeinflussen können.
5. Um repräsentative Schwermetallbilanzen eines makro- bis meso-skaligen Flussgebietes zu erstellen, können der immissionsorientierte und der emissionsorientierte Bilanzierungsansatz als sich ergänzende Kontrollinstrumente eingesetzt werden.
6. Die vorliegende Arbeit beruht auf dem Grundsatz, die am Fließgewässer Neckar im Rahmen von Monitoring-Programmen erhobenen gewässerbezogene Daten dazu zu verwenden, die punktuellen und die diffusen Schadstofffrachten zu bilanzieren, und damit auf andere Einzugsgebiet mit vergleichbarer Fließgewässercharakteristik übertragen zu können. Damit kann der immissionsorientierte Ansatz als ein praktikables Instrumentarium für Schwermetallbilanzierungen im Rahmen eines Flussgebiets-Managements angesehen werden.
7. Die immissionsorientierte Schwermetallbilanzierung punktueller und diffuser Frachtkomponenten erlaubt es, die Relevanz einzelner Frachtkomponenten zu beurteilen und daraus Reduzierungsstrategien abzuleiten und Maßnahmen gegen Schwermetallbelastungen zu entwickeln.

AUSBLICK

Das Fließgewässer-Monitoring prioritärer Schwermetalle bezieht sich bisher vorwiegend auf die Wasserphase und basiert dabei meist auf zeitproportionalen Probenahmen. In der Wasserphase werden sowohl die löslichen als auch die partikulär adsorbierten Schwermetallgehalte erfasst. Dabei geht der immissionsorientierte Berechnungsansatz in erster Annäherung davon aus, dass die Schwermetallgehalte für den Oberflächenabfluss und den Zwischenabfluss in etwa gleich sind.

Neben den in der Wasserphase transportierten Schwermetallfrachten rücken jedoch die über Schwebstoffe transportierten Schwermetallgehalte in den Fokus des Gewässer-Monitorings, da ein Teil der in die Umwelt eingetragenen Schwermetalle in den Sedimenten akkumuliert und entsprechend bei hydrologischen Ereignissen remobilisiert wird. Diese überwiegend schwebstoffgebundenen Schwermetallgehalte werden in neueren Programmen der Gewässerüberwachung von Fließgewässern aufgenommen. Am Neckar mit seinen 27 Stauhaltungen im schiffbaren Teil werden seit 1993 an drei ausgewählten Stationen mit Hilfe technisch aufwändiger Durchlaufzentrifugen Schwebstoffbeprobungen durchgeführt (LfU, Ba.-Wü. 2002).

Im Hinblick auf den immissionsorientierten Ansatz für prioritäre Schwermetalle der Schwebstofffraktion ist die für die Wasserphase getroffene Annahme einer gleichen Verteilung der Schwermetallgehalte im Oberflächenabfluss und im Zwischenabfluss nicht mehr gerechtfertigt, da die schwebstoffgebundenen Schwermetalle bei

Hochwasserereignissen vorwiegend über niederschlagsbedingte Oberflächenabflüsse transportiert werden.

Für diesen Fall der Unterscheidung der Schwermetallgehalte des Oberflächen- und Zwischenabflusses ist der immissionsorientierte Berechnungsansatz (Behrendt, H., 1993) ebenfalls anwendbar. Dabei können die einzelnen unterschiedlichen Frachtkomponenten als Linearkombination dargestellt werden. Mit Hilfe der linearen Regression kann somit die mit dem Oberflächenabfluss transportierte schwebstoffgebundene Schwermetallkonzentration C_D abgeschätzt werden.

Die ersten Resultate des immissionsorientierten Berechnungsansatzes für die diffusen schwebstoffgebundenen Schwermetallgehalte C_D für Kochendorf (Einzugsgebiet 8516 km²) können nun mit Schwebstoffuntersuchungen von Kern, U. (1997) während Hochwasserereignissen bei Lauffen (Einzugsgebiet 7916 km²) verglichen werden:

Beobachtungszeitraum (Abflussspektrum)	Cu [µg/l]	Pb [µg/l]	Zn [µg/l]
Probenahmen aus dem Neckar bei Lauffen*:			
13.-15.04.1994 (752 m ³ /s)	60	56,5	202
23.-30.01.1995 (345 m ³ /s)	18	12,9	63
Berechnung über den immissionsorientierten Ansatz für den Neckar bei Kochendorf (mittels Linearen Regression):			
1994-1995 (100 m ³ /s – 596 m ³ /s)	28	22	104

*aus Kern, U., 1997, S. 198 - 199.

Dieser Vergleich der partikulären schwebstoffgebundenen Schwermetallkonzentrationen weist eine weitgehende Übereinstimmung auf. Für weitere Untersuchungen ist daher der Blick auf eine plausible Abschätzung der mittleren mehrjährigen Größe des unmittelbaren niederschlagsbedingten Oberflächenabflusses zu richten: Zum einen für eine detailliertere qualitative Ermittlung der mittleren diffusen schwebstoffgebundenen Schwermetallkonzentrationen und zum zweiten für eine quantitative Abschätzung der diffusen schwebstoffgebundenen Schwermetallfrachten.

Weiterhin verdeutlicht diese Betrachtung aber auch die Problematik und Komplexität der Probenahme, -aufbereitung und der Schwermetallanalytik für gelöste, kolloidale und partikulär/schwebstoff-gebundene Schwermetalle einerseits und andererseits ihrer Phasenverteilung (gelöst/adsorbiert) und Speziierung (chemische Wertigkeit). Für eine aussagekräftige mehrjährige Bilanzierung ist es daher notwendig, die Schwermetallgehalte der Wasserphase und der Schwebstoffe zu beproben.

9 LITERATURVERZEICHNIS

- ATV (1996): Kläranlagen Nachbarschaften Baden-Württemberg. Mit 22. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Landesgruppe Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Baccini, P., Bader, H.-P. (1996): Regionaler Stoffhaushalt: Erfassung. Bewertung und Steuerung. Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford, 420 S.
- Bach, M. (1996): Diffuse Stoffeinträge in Fließgewässer in Deutschland. Vom Wasser, 87, S. 1-13.
- Baumgartner, A., Liebscher, H.-J. (1990): Lehrbuch der Hydrologie. Band 1, Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie. Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 673 S.
- Bayr. Landesamt (1994): Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer – Fallbeispiel Vils/Oberpfalz, Teilbericht Chemie. Materialien Nr. 35. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 250 S.
- Bayr. Landesamt (1996): Ökologisch begründete Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer – Fallbeispiel Vils/Oberpfalz. Schriftenreihe Heft 26, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 167 S.
- Becker, A. (1992): Methodische Aspekte der Regionalisierung. In: Kleeberg, H.-B. (Hrsg): Regionalisierung in der Hydrologie. Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung, Deutsche Forschungsgemeinschaft. VCH Weinheim. S. 16-32.
- Behra, R., Genoni, G., Sigg, L. (1993): Festlegung von Qualitätszielen für Metalle und Metalloide in Fließgewässern. Gas, Wasser, Abwasser, gwa, 73 (12), S. 942-951.
- Behrendt, H. (1993): Point and diffuse loads of selected pollutants in the river Rhine and its main tributaries. Research Report RR 1-93, IIASA - International Institute for Applied System Analysis, Laxenburg, Austria, 84 S.
- Behrendt, H. (1994): Immissionsanalyse und Vergleich zwischen den Ergebnissen von Emissions- und Immissionsbetrachtung. In: Werner, W., Wodsack, H.-P. (Hrsg): Stickstoff- und Phosphoreintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockersteinbereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe Agrarspectrum, 22, Verlagsunion Agrar, S. 171-206.
- Behrendt, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten der Landes Mecklenburg-Vorpommern. Studie im Auftrag des LaUN, Mecklenburg-Vorpommern, IGB, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V., Berlin.
- Behrendt, H., Huber, A., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Umweltbundesamt, Berlin.

- Blume, H.-P., Brümmer, G. (1991): Prediction of heavy metal behavior in soil by means of simple field tests. *Ecotoxicol and Environmental Safety*, Bd. 22, S. 164-174.
- Bremicker, M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM, Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Band 11, *Freiburger Schriften zur Hydrologie*, Insitut für Hydrologie der Universität Freiburg i. Br., 119 S.
- BMU (1998): Bericht der Bundesregierung über die Umsetzung der Beschlüsse der 4. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (4. INK), Esbjerg 1995. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn. Drucksache 13/11224. 147 S.
- BMU (2001): *Umweltpolitik, Wasserwirtschaft in Deutschland*, Teil 3 – Emissionen in die Oberflächengewässer und Meere. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 71 S.
- Böhm, E., Hillenbrand, Th., Marscheider-Weidemann, F., Schempp, Chr., Fuchs, S., Scherer, U., Lüttgert, M. (2000): Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland, UBA-Texte 53/00, Umweltbundesamt, Berlin, 131 S.
- Böhm, E., Hillenbrand, Th., Marscheider-Weidemann, F., Schempp, Chr., Fuchs, S., Scherer, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer, UBA-Texte 29/01, Umweltbundesamt, Berlin, 129 S.
- Borchardt, D. (1992): Auswirkungen von niederschlagsbedingten Einleitungen in Fließgewässerökosysteme. In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) *Schadstoffe im Regenabfluß II. Präsentation eines BMBF-Verbundprojektes*. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 64, Oldenbourg Verlag, S. 89-111.
- Bortz, J. (1993): *Statistik für Sozialwissenschaftler*. 4. Aufl., Springer-Lehrbuch, Heidelberg, New York, London. 753 S.
- Bronstert, A. (1994): Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. *Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe*, Bd. 46.
- Decoursey, D. G. (1985): Mathematical models for non-point pollution. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40 (5), S. 408-413.
- DIN 4049 (1992): Deutsche Norm. Hydrologie, Teil 1: Grundbegriffe. Deutsches Institut für Normung e.V. Dezember 1992, 12 S.
- DIN 4049 (1990): Deutsche Norm. Hydrologie, Teil 2: Begriffe der Gewässerbeschaffenheit. Deutsches Institut für Normung e.V. April, 1990, 25 S.
- DIN 4049 (1994): Deutsche Norm. Hydrologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. Deutsches Institut für Normung e.V. Oktober 1994, 80 S.
- DIN 38 402-A 11 (1995): Teil 11: Probenahme von Abwasser (A 11), Allgemeine Angaben (Gruppe A). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Deutsches Institut für Normung e.V., 15 S.

- DIN 38 402-A 15 (1986): Probenahme aus Fließgewässern (A 15), Allgemeine Angaben (Gruppe A). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Deutsches Institut für Normung e.V., 9 S.
- DWD (1998): Deutsches Meteorologisches Jahrbuch 1995, Deutscher Wetterdienst, DWD, Offenbach a. Main.
- DVWK (1998): Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer. Nähr- und Feststoffe. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) Materialien 5/1998, Bonn, 129 S.
- EG (1990): Richtlinien 90/313/EWG des Rates vom 07. Juni 1990 über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt, der Rat der Europäischen Gemeinschaft (EG), ABl. EG Nr. L 158/S. 56, 5 S.
- EG (1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 03. Nov. 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, ABl. EG L330/S. 32 vom 5.12.1998, 26 S.
- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union, Brüssel. ABl. EG, 43. Jahrgang, L 327 vom 22.12.2000, 72 S.
- Fent, K. (1998): Ökotoxikologie – Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 288 S.
- Ferguson, R. (1986): River loads underestimated by rating curves. Water Resources Research, 22 (1), S. 74-76.
- Förstner, J., Salomons, W. (1984): Mobilisierung von Schwermetallen bei Wechselwirkung mit Sedimenten. In: Merian, E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie, Weinheim, 349 S.
- Förster, J. (1999): Schadstoffe im Regenabfluss – werden die „richtigen“ Parameter berücksichtigt. In Hahn, H. H., Fuchs, S. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluß IV, Abschlußpräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 96, S. 67-82, Oldenbourg Verlag.
- Friedrich, H., Frotscher-Hoof, U., Kirchhoff, N. (2002): Bestandsaufnahme stofflicher Einträge in Oberflächengewässer. KA, Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 2002 (49), Nr. 6, S. 848-857.
- Fuchs, S., Haritopoulou, T., Schäfer, M., Wilhelmi, M. (1997): Heavy metals in freshwater ecosystems introduced by urban rainwater runoff – monitoring of suspended solids, river sediments and biofilms. Wat. Science and Technology, Vol. 36, No. 8-9, S. 227-282.

- Fuchs, S., Butz, J., Holz, A. (1999): Schwermetallbilanz für Neckar und Lahn. In Hahn, H. H., Fuchs, S. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluß IV, Abschlußpräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 96, S. 129-148, Oldenbourg Verlag.
- Hahn, H. H., Xanthopoulos, C.; Hrsg. (1990): Schadstoffe im Regenabfluß aus städtischen Gebieten. Präsentation eines BMBF-Verbundprojektes. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 58, 255 S., Oldenbourg Verlag.
- Hahn, H. H. (1992): Quellen und Senken anthropogener Schadstoffe in der Stadtentwässerung. In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfluß II. Präsentation eines BMBF-Verbundprojektes. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 64, Oldenbourg Verlag, S. 29-46.
- Hahn, H. H. (1999): Das Projekt Niederschlag. In: Fuchs, S., Hahn, H. H. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfluß IV, Abschlußpräsentation des BMBF-Verbundprojektes Niederschlag. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 96, S. 3-23, Oldenbourg Verlag.
- Hahn, H.H., Fuchs, S., Butz, J., Holz, A., Geffers, K., Wiese, J. (2000): Niederschlag Phase III, Bilanzierung/Hochrechnung. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtisch befestigten Flächen (Projektleitung). Endbericht FKZ.:02-WA 9651/1. BMBF Verbundprojekt, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, 224 S., unveröffentlicht.
- Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über Wirkung und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Academia, St. Augustin, 830 S.
- Hauck, G. (1989): Der römische Aquädukt von Nimes. Spektrum der Wissenschaft, Mai 1989. S. 122-129.
- Hartung, J., Elpelt, B. und Klösener, K-H. (1995): Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik, 10. Aufl., R. Oldenbourg Verlag München Wien, 975 S.
- HELCOM (1998): The Third Baltic Sea Pollution Load Compliance (PLC-3). Baltic Sea Environmental Proceedings No. 70, Helsinki Commission.
- Henseler, G., Scheidegger, R., Brunner, P. (1992): Die Bestimmung von Stoffflüssen im Wasserhaushalt einer Region. Vom Wasser, 78, S. 91-116. VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Herrchen, M., Lepper, P. (1999): Vorschlag für eine Liste von prioritären Stoffen im Rahmen der zukünftigen Wasserrahmenrichtlinie der EU. UBA-Texte 64/99, Umweltbundesamt, Berlin, 218 S.

- Holz, A. (1993): Untersuchung zur Mischwassereinleitung in ein Fließgewässer und dessen Auswirkung auf die Biozönose des Interstitials. Diplomarbeit der Fakultät für Biologie der Eberhard Karls Universität, Tübingen, erstellt am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Fridericiana, Karlsruhe, 93 S.
- Hütter, L. (1992): Wasser und Wasseruntersuchen. Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. Salle und Sauerländer, Frankfurt a.M., 516 S.
- Huber, A. (1998): Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland, Modellierung der diffusen Einträge. Boden und Landschaft, Band 25, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Justus-Liebig-Universität, Gießen, 261 S.
- Hydrologischer Atlas Deutschlands (1979): Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland, deHaar, U., Keller, R., Liebscher, H.-J., Richter, W., Schirmer, H. (Hrsg.) im Auftrag der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG), Harald Bold Verlag, 365 S.
- IKSR(1999): Rhein, Bestandsaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz.
- Imhoff, K., R., Koppe, P., Dietz, Fr. (1980): Heavy metals in the Ruhr river and their budget in the catchment area. Prog. Wat. Tech., Vol. 12, p. 735-749.
- Keller, M., Hilden, M. und Joost, M. (1997): Vergleich von Schätzmethode für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995. Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-1078. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 35 S.
- Kern, U. (1997): Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 93, 209 S.
- Kishi, R. (2000): Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, 106 S.
- Kleeberg, H.-B. (1999): Zum Problem der Regionalisierung in der Hydrologie. In: Kleeberg, H.-B., Mauser, W., Peschke, G. und Streit, U. (Hrsg.): Hydrologie und Regionalisierung, Ergebnisse eines Schwerpunktprogramms (1992 bis 1998), Forschungsbericht. Deutsche Forschungsgemeinschaft. Wiley-VCH, Weinheim, S 3-12.
- Lijklema, L. (1998): Dimensions and scales. Water Science and Technology, Volume 37, No. 3, S 1-7.
- Lewandoswki, L., Leitschuh, S., Koss, V. (1997): Schadstoffe im Boden: eine Einführung in Analytik und Bewertung. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, 339 S.
- LAWA (1997): Die Beschaffenheit der großen Fließgewässer Deutschlands. LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 13 S.
<http://www.lawa.de/pubs/lawa2801.pdf>

- LAWA (1998): Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für Schwermetalle Cd, Cr, Cu, Hg, Pb und Zn. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag, Berlin.
- LfU, Ba.-Wü. (1991): Grundwasserüberwachungsprogramm, Projektbericht 1991. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 51 S.
- LfU, Ba.-Wü. (1994): Grundwasserüberwachungsprogramm – Geogen geprägte Beschaffenheit des Grundwassers. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 94 S.
- LfU, Ba.-Wü. (1994b): Schwermetallgehalte in Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen Baden-Württembergs. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 18 S.
- LfU, Ba.-Wü. (1996): Deutsches gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet Teil I, Hoch- und Oberrhein 1995. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 148 S.
- LfU, Ba.-Wü. (1996b): Grundwasserüberwachungsprogramm, Ergebnisse der Beprobung 1995. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 57 S.
- LfU, Ba.-Wü. (1998): Deutsches gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet Teil I, Hoch- und Oberrhein 1996. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 158 S.
- LfU, Ba.-Wü. (1999): Überwachung der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg – Vorgehenskonzept. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 58. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 32 S.
- LfU, Ba.-Wü. (2000): Beschaffenheit der Fließgewässer, Baden-Württemberg, Jahresdatenkatalog 1998. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Best.-Nr. P4-052, CD-Rom.
- LfU, Ba.-Wü. (2001a): Jahresdatenkatalog Grundwasser 1995-2000. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Best.-Nr. P4-064, CD-Rom.
- LfU, Ba.-Wü. (2001b): Beeinflussung der Wasserführung im Neckareinzugsgebiet durch Wasserüberleitungen. Siedlungswasserwirtschaft 18. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 78 S.
- LfU, Ba.-Wü. (2002): Gütebericht 2000. In: Beschaffenheit der Fließgewässer, Jahresdatenkatalog 1972-2000. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Best.-Nr. P2-029, CD-Rom.
- Maurer, Th. (1997): Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Bd. 61, 238 S.
- Mohaupt, V., Sieber, U., Roovaart van de, J., Verstappen, C., Langenfeld, F., Braun, M. (1998): Diffuse sources of heavy metals in the German Rhine catchment. 3rd

- International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution, Edinburgh, 31.8-4.9.98, Vol. III, S. 196-203.
- Müller, G. (1986): Schwermetallbelastungen der Sedimente und Gewässergüte des Neckars 1972-1979-1985: Ein Vergleich. In Müller, G. (Hrsg.): Heidelberger Geowissenschaftliche Abhandlungen Band 5: 2. Neckar-Umwelt-Symposium, 22.-23. Oktober 1986 in Heidelberg, S. 1-12.
- Müller, N. (1994): Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Band 70, 155 S.
- Novotny, V., Chester, G. (1981): Handbook of Non-Point Pollution. Van Nostrand Reinhold Company, New York, 543 S.
- Plate, E. (1992): Skalen in der Hydrologie – Zur Definition von Begriffen. In: Kleeberg, H.-B. (Hrsg.): Regionalisierung in der Hydrologie. Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung, Deutsche Forschungsgemeinschaft. VCH Weinheim. S. 33-44.
- Raderschall, R. (1993): Stoffausträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Einzugsgebiet der Hunte – Ursachen und Sanierungsbedarf. Wasser und Boden, 8, S. 625-628.
- RP Gießen (1994): Die Lahn - Ein Fließgewässer Ökosystem. Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch gegründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Lahn. Abschlußbericht. Regierungspräsidium Gießen, 218 S.
- Rode, M. (1995): Qualifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Nutzung. Boden und Landschaft, Universität Gießen, Bd. 1, S. 169.
- Ruhe, C. (1997): Modellgestützte Bilanzierung von Stoffströmen in unter- und oberirdischen Gewässern eines Flußgebietes. Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 84, S. 1-142.
- Schäfer, M. (1998): Bilanzierung der niederschlagsbedingten Immissionen eines Fließgewässers am Beispiel der Alb. In: Hahn, H. H., Schäfer, M. (Hrsg.) Stoffströme in der Urbanhydrologie – Emission/Immission – Band IV. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 88, Oldenbourg Verlag, S. 45-121.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde; 15. neu bearb. und erw. Auflage von Blume, H.-P., Brümmer, G., Schwertmann, U. et al., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 593 S.
- Schwoerbel, J. (1993): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena. 387 S.
- StaLa, Ba.-Wü. (1998): Statistik von Baden-Württemberg, Abwasserbeseitigung 1996. Diskettenpaket; Statistisches Landesamt (StaLa) Baden-Württemberg, Stuttgart.

- Stalzer, W., Spatzierer, G., Wenninger, U. (1985): Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. *Wiss. Arbeiten aus dem Burgenland, Sonderbd. 72*, S. 123-133
- STATISTICA (2001). Elektronisches Handbuch. Multiple Regression - Voraussetzungen, Grenzen, praktische Betrachtungen - Die Bedeutung der Residualanalyse. StatSoft, Inc., STATISTICA für Windows [Software-System für Datenanalyse] Version 6. (vgl. www.statsoft.com/textbook/stathome.html)
- Svendsen, L., Kronvang, B. (1993): Retention of nitrogen and phosphorous in a Danish lowland river system – implication for the export from the watershed. *Hydrobiologia*, 251, S. 123-135.
- UBA (1997): Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe an ausgewählten Fließgewässern – Vergleich von Belastungsdaten und Zielvorgaben für Schwermetalle (1991-94). Arbeitskreise „Zielvorgaben“ (ZV) und „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer“ (QHF) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). UBA-Texte 14/97, Umweltbundesamt, Berlin, 357 S.
- US-EPA (1998): National Recommended Water Quality Criteria; Notice; Republication, Part IV, Federal Register, Vol. 63, No. 237, Dec. 10, 1998, Notices. United States Environmental Protection Agency (US-EPA), 68354-68364, 11 S. (<http://www.epa.gov/waterscience/standards/wqcriteria.pdf>)
- Vink, R., Behrendt, H., Salomons, W. (1998): Point and diffuse source analysis of heavy metals in the Elbe drainage area. Comparing heavy metals emissions with transported river loads. Endbericht, GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht. 61 S.
- Wachs, B. (1986): Ökologisches Verhalten umweltrelevanter Schwermetalle in Fließgewässern und nutzungsorientierte Bewertung der Belastung. In: *Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderung, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie Bd. 40*, S. 460-525.
- Walling, D., Webb, B. (1982): The design of sampling programmes for studying catchment nutrient dynamics. *Proc. Symp. Hydrolog. Research Basins, Sonderh. Landeshydrologie, Bern*, S. 747-758.
- Werner, W. Olf, H.-W., Auerswald, K., Isermann, K. (1991): Möglichkeiten der Gewässerschutzmaßnahmen hinsichtlich N- und P-Verbindungen. In: Hamm, A. (Hrsg.): *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. Academica Verlag., St. Augustin, S. 653-764.
- WHO (1995): *Guidelines for drinking-water quality, Vol. 1 Recommendations, 2nd. Edition*, World Health Organization, Geneva.
- Xanthopolous, C. (1990): Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen. In: Hahn, H.H., Xanthopolous, C. (Hrsg.) *Schadstoffe im Regenabfluß aus städtischen Gebieten. Präsentation eines BMBF-Verbundprojektes. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 58*, S. 115-145, R. Oldenbourg Verlag München Wien.

Nützliche Daten aus dem „Internet“ bzw. „World Wide Web“. Dieses Medium unterliegt einem stetigen Wandel, somit können sich die genannten URL-Adressen im Laufe der Zeit ändern.

LfU, Ba.-Wü., Umweltinformationssystem UIS: <http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu/uis/wasser.html>

LfU, Ba.-Wü., Hochwasser-Vorhersage-Zentrale (HVZ) Baden-Württemberg:
<http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu/hvz/>

LfU, Ba.-Wü., Gewässerbeschaffenheit, MessStationen zur Fließgewässerüberwachung in Baden-Württemberg: <http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu/abt4/fliesssgewaesser/messstation/index.htm>

LfU, Ba.-Wü., Grundwasserstände und Quellschüttungen, Aktueller Entwicklungsstand der Grundwasservorräte: <http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu/abt4/guq/>

ANHANG

Teil A: Zahlentafeln

- Anhang A.1: Niederschlagsmessstationen
- Anhang A.2: Gewässer-Monitoringstationen und Abflusspegel
- Anhang A.3: Extremwerte des Abflusses
- Anhang A.4: Wassereinzugsgebiete des Neckars
- Anhang A.5: Mittlere Jahresniederschläge für das Neckargebiet
- Anhang A.6: Ermittelte Regressionskoeffizienten
- Anhang A.7: Korrigierte Nettogesamtmissionsfrachten bei Mischprobenahme
- Anhang A.8: Nettogesamtmissionsfrachten bei Einzelprobenahme

Teil B: Schautafeln

- Anhang B.1: Fernerkundungsbilddaten des Neckargebietes
- Anhang B.2: Cr Verteilung in den untersuchten Neckarteilgebieten
- Anhang B.3: Cu Verteilung in den untersuchten Neckarteilgebieten
- Anhang B.4: Ni Verteilung in den untersuchten Neckarteilgebieten
- Anhang B.5: Pb Verteilung in den untersuchten Neckarteilgebieten
- Anhang B.6: Zn Verteilung in den untersuchten Neckarteilgebieten

Teil A: Zahlentafeln

Anhang A.1: Niederschlagsmessstationen (Quelle DWD)

Station-Nr.	Stationsname	Station-Nr.	Stationsname
70513	Freudenstadt (West)	71245	Backnang
71008	Eschbronn-Mariazell	71246	Berglen-Birkenweißbuch
71020	Oberndorf/Neckar-Aistaig	71248	Leutenbach-Weiler
71021	Oberndorf/Neckar	71251	Großbottwar
71022	Dornstetten	71253	Pleidelsheim
71024	Dornstetten-Aach	71314	Freudenstadt-Igelsberg
71026	Loßburg	71320	Waldachtal-Lützenhardt
71027	Freudenstadt	71387	Löchgau
71028	Fluorn-Winzeln	71403	Neckarwestheim
71032	Horb Betra	71411	Untergruppenbach
71212	Rudersberg	71423	Obersulm-Willsbach
71215	Winterbach	71506	Kaiserbach
71217	Weinstadt-Großheppach	71511	Gschwend/Ostalb
71220	Remseck/Neckarrens	71528	Wüstenrot-Finsterrot
71230	Ludwigsburg	71536	Mainhardt-Ziegelbronn
71237	Murrhardt	71538	Gaildorf-Hägenau
71240	Oberstenfeld-Prevorst	71573	Wüstenrot-Oberheimbach
71244	Aspach-Allmersbach		

Anhang A.2: Gewässer-Monitoringstationen und Abflusspegel (Quelle LfU, Ba.-Wü.)

Gewässer-Monitoringstationen (Beobachtungsorte der Gewässerbeschaffenheit) des Basismessnetzes, LfU, Ba.-Wü.

Ortsname	Fließgewässer	Rechtswert	Hochwert
Feudenheim/Mannheim	Neckar	3461600	5484340
Kochendorf	Neckar	3515380	5453280
Poppenweiler	Neckar	3518240	5419500
Deizisau	Neckar	3528500	5397800
Rottweil	Neckar	3471860	5337860
Plochingen	Fils	3532720	5396160
Remsmühle	Rems	3522353	5413980
Besigheim	Enz	3510354	5428995
Kochendorf	Kocher	3515804	5454468
Jagstfeld	Jagst	3513633	5455584

Abflusspegel

Ortsname	Fließgewässer	Rechtswert	Hochwert
Rockenau	Neckar	350038	547727
Lauffen	Neckar	351177	543729
Plochingen	Neckar	353093	539674
Rottweil	Neckar	347274	533676
Plochingen	Fils	353280	539618
Schorndorf	Rems	353814	540765
Vaihingen-Enz	Enz	349660	542068
Stein a. Kocher	Kocher	352096	545794
Untergriesheim	Jagst	351605	545900

Anhang A.3: Extremwerte und Ausreißerwerte des Abflusses

Explorative Datenanalyse (EDA) mit Hilfe von Box-Whisker-Plots.

Beobachtungswerte des Neckars sind die Mittelwerte der mittleren Tagesabflüsse über die 7- und 14-tägigen Mischprobenahmen. Beobachtungswerte für die Nebenflüsse sind die mittleren Tagesabflüsse der Tage der Einzelprobenahmen.

EDA-Box-Whisker-Plot	Ausreißer (1,5 - 3*IR)	Extremwerte (>3*IR)
NECKAR	Q [m³/s]	Q [m³/s]
Feudenheim	323,2 385,6 386,7 411,7 328,7 394,0 403,1 315,7 311,9	739,7 926,2
Kochendorf	212,3 220,5 220,2 211,8 222,7	356,5 525,5
Poppenweiler	151,9 177,4 142,9 149,0 185,6	234,5 264,3
Deizisau	114,3 118,0 137,6 140,7	
Rottweil	14,5 13,5 13,2 16,4 15,6	23,2
NEBENFLÜSSE		
Fils	22,47 24,05	41,88
Rems	17,07 13,85	42,49
Enz	69,16 66,24	103,9 120,5
Kocher	60,53	151,5 192,4
Jagst		61,9 89,0 40,2 43,3

Anhang A.4: Wassereinzugsgebiete des Neckars

WEG Nr.	Beschreibung	Nebenfluss	A _{WEG} [km ²]	E/km ²
31	Neckar von der Quelle bis Glatt	Prim, Schlichem, Eschach	810	241
32	Neckar von Glatt bis einschl. Eyach	Glatt, Eyach	704	233
33	Neckar von Eyach bis Ammer	Starzel, Ammer	793	341
34	Neckar von Ammer bis Fils	Echaz, Erms, Lauter, Aich	980	549
35	Fils	Fils	706	385
36	Neckar von Fils bis Rems	Körsch	369	2237
37	Rems	Rems	582	588
38	Neckar von Rems bis Enz	-	169	1093
39	Murr	Murr	508	329
310	Enz von der Quelle bis Nagold	Enz Oberlauf	327	149
311	Nagold	Enz Oberlauf, Nagold	726	208
312	Würm	Enz Oberlauf, Würm	418	548
313	Enz von Nagold bis zur Mündung	Enz Unterlauf	756	616
314	Neckar von Enz bis Kocher	Schozach, Sulm, Zaber, Lein	663	489
315	Kocher von der Quelle bis e. Bühler	Kocher Oberlauf	1188	193
316	Kocher von Bühler bis zur Mündung	Kocher Unterlauf	768	154
317	Jagst von der Quelle bis Brettach	Jagst Oberlauf	635	148
318	Jagst von Brettach bis zur Mündung	Jagst Unterlauf	1200	79
319	Neckar von Jagst bis Elsenz	Elz	906	160
320	Elsenz	Elsenz	542	237
321	Neckar von Elsenz bis zur Mündung	-	206	1121
-	Gesamt Neckareinzugsgebiet	-	13956	374

Anhang A.5: Mittlere Jahresniederschläge für das Neckargebiet

Fließ- gewässer- station	Regionalisierte Niederschlags- höhen*		Gemittelte Niederschlags- höhen
	Jahr 1995	Jahr 1995	Mittelwert 1993-95
Feudenheim	1029	1125	1093
Kochendorf	1036	1126	1089
Poppenweiler	995	1205	1152
Deizisau	1048	1389	1313
Rottweil	1086	1097	1011
	100%	87%	92%

Fließ- gewässer- station	Regionalisierte Niederschlags- höhen*		Gemittelte Niederschlagshöhen
	Jahr 1995	Jahr 1995	Mittelwert 1993-95
Fils	1070	971	1020
Rems	1050	976	1013
Enz	1159	1297	1228
Kocher	998	1122	1060
Jagst	998	1122	1060
	100%	96%	98%

*Mit Hilfe des geostatistischen Verfahrens des Krigings.

Anhang A.6: Ermittelte Regressionskoeffizienten (Untersuchte Neckarstationen)

Betrachtete Gewässerüberwachungsstationen des Neckars: Zusammengefasste Resultate der linearen Regression mit Hilfe der Statistiksoftware STATISTICA Vers.5.1, 1997. Kritischer T-Wert (T krit.) und kritischer F-Wert (F krit.), Hartung, J. et al., 1995, S. 892 bzw. 895-900.

Neckar/ FEUDENHEIM	C_D [$\mu\text{g/l}$]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	$F(n_1/n_2)$ -Wert [-]	F krit. [-]
As	0,87	11,9	0,58	0,34	121	80	7,8	1,66	$F(1,119)=61,52$	3,96
Cr	3,03	-101,7	0,62	0,39	175	137	10,4	1,66	$F(1,173)=108,98$	3,92
Cu	5,24	-29,9	0,69	0,48	173	175	12,6	1,66	$F(1,171)=157,78$	3,92
Ni	5,59	-185,7	0,43	0,19	175	134	6,3	1,66	$F(1,173)=39,34$	3,92
Pb	2,63	-117,1	0,49	0,24	173	79	7,4	1,66	$F(1,171)=55,37$	3,92
Zn	13,97	128,2	0,46	0,21	174	142	6,9	1,66	$F(1,172)=47,07$	3,92

Neckar/ KOCHENDORF	C_D [$\mu\text{g/l}$]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	$F(n_1/n_2)$ -Wert [-]	F krit. [-]
As	1,11	-10,9	0,67	0,45	121	81	9,83	1,66	$F(1,119)=96,67$	3,96
Cr	3,34	-64,8	0,72	0,52	173	148	13,54	1,66	$F(1,171)=183,34$	3,92
Cu	7,71	-152,3	0,77	0,60	173	175	16,00	1,66	$F(1,171)=255,90$	3,92
Ni	3,87	-12,6	0,55	0,30	172	136	8,51	1,66	$F(1,170)=72,43$	3,92
Pb	3,81	-146,9	0,63	0,40	173	84	10,57	1,66	$F(1,171)=111,65$	3,92
Zn	24,76	-478,9	0,69	0,47	172	166	12,34	1,66	$F(1,170)=152,23$	3,92

Neckar/ POPPENWEILER	C_D [$\mu\text{g/l}$]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	$F(n_1/n_2)$ -Wert [-]	F krit. [-]
As	0,60	9,8	0,59	0,35	118	60	8,0	1,66	$F(1,116)=63,33$	3,96
Cr	2,28	-11,0	0,53	0,29	172	112	8,2	1,66	$F(1,170)=67,81$	3,92
Cu	4,79	-3,2	0,72	0,52	172	172	13,5	1,66	$F(1,170)=182,34$	3,92
Ni	2,18	14,0	0,52	0,27	172	106	7,8	1,66	$F(1,170)=61,58$	3,92
Pb	1,40	-1,7	0,63	0,40	172	72	10,7	1,66	$F(1,170)=113,80$	3,92
Zn	7,70	273,3	0,45	0,20	172	142	6,5	1,66	$F(1,170)=42,01$	3,92

Neckar/ DEIZISAU	C_D [$\mu\text{g/l}$]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	$F(n_1/n_2)$ -Wert [-]	F krit. [-]
Cr	2,03	-5,02	0,74	0,54	90	90	10,2	1,66	$F(1,88)=104,36$	3,96
Cu	3,84	9,44	0,68	0,47	90	87	8,8	1,66	$F(1,88)=77,60$	3,96
Ni	2,67	-7,26	0,55	0,30	90	54	6,2	1,66	$F(1,88)=38,33$	3,96
Pb	1,57	-3,16	0,58	0,34	90	36	6,7	1,66	$F(1,88)=45,46$	3,96
Zn	10,56	51,62	0,64	0,41	90	69	7,9	1,66	$F(1,88)=62,25$	3,96

Neckar/ ROTTWEIL	C_D [$\mu\text{g/l}$]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	$F(n_1/n_2)$ -Wert [-]	F krit. [-]
Cr	2,43	-1,4	0,75	0,56	96	96	11,0	1,66	$F(1,94)=120,89$	3,96
Cu	6,79	1,4	0,73	0,53	96	96	10,3	1,66	$F(1,94)=105,34$	3,96
Ni	5,96	-6,8	0,70	0,50	96	91	9,6	1,66	$F(1,94)=92,35$	3,96
Pb	2,46	-3,0	0,58	0,33	96	39	6,8	1,66	$F(1,94)=46,43$	3,96
Zn	14,35	7,1	0,57	0,32	96	73	6,7	1,66	$F(1,94)=44,97$	3,96

Für Cd ($n/n_{<ABG}$): Feudenheim (176/2); Kochendorf (175/8); Poppenweiler (173/1);
Deizisau (90/0); Rottweil (96/5).

Anhang A.6: (fortgesetzt) Ermittelte Regressionskoeffizienten (Untersuchte Stationen der Neckar Nebenflüsse)

REMSMÜHLE*	C_D [µg/l]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	F(n_1/n_2)-Wert [-]	F krit. [-]
Cr	6,34	-15,0	0,86	0,73	34	34	9,4	1,70	F(1,32)=87,49	4,17
Cu	6,82	-9,7	0,81	0,65	34	34	7,7	1,70	F(1,32)=58,95	4,17
Ni	3,59	-4,3	0,79	0,62	34	28	7,2	1,70	F(1,32)=51,45	4,17
Pb	4,36	-10,2	0,72	0,51	34	24	5,8	1,70	F(1,32)=33,83	4,17
Zn	31,88	-28,19	0,69	0,48	34	33	5,4	1,70	F(1,32)=29,34	4,17

BESIGHEIM	C_D [µg/l]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	F(n_1/n_2)-Wert [-]	F krit. [-]
Cr	3,82	-39,4	0,69	0,47	34	26	5,3	1,70	F(1,32)=28,41	4,17
Cu	10,13	-108,7	0,68	0,46	31	31	4,9	1,70	F(1,29)=24,30	4,20
Ni	4,77	-45,8	0,65	0,42	31	20	4,6	1,70	F(1,29)=21,24	4,20
Pb	2,69	-29,81	0,52	0,27	34	13	3,4	1,70	F(1,32)=11,79	4,17
Zn	28,05	-259,9	0,64	0,41	34	29	4,7	1,70	F(1,32)=22,00	4,17

KOCHENDORF	C_D [µg/l]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	F(n_1/n_2)-Wert [-]	F krit. [-]
Cr	2,23	12,4	0,31	0,10	30	30	1,7	1,70	F(1,28)=3,04	4,20
Cu	6,96	-49,7	0,71	0,50	31	31	5,4	1,70	F(1,29)=29,16	4,20
Ni	2,03	-0,7	0,78	0,61	31	25	6,8	1,70	F(1,29)=45,96	4,20
Pb	1,93	-2,8	0,46	0,21	31	19	2,8	1,70	F(1,29)=7,78	4,20
Zn	17,56	-39,0	0,84	0,70	31	29	8,2	1,70	F(1,29)=67,52	4,20

JAGSTFELD**	C_D [µg/l]	F_0 [mg/s]	Korrelation [-]	R^2 [-]	n [-]	$n_{<ABG}$ [-]	T-Wert [-]	T krit. [-]	F(n_1/n_2)-Wert [-]	F krit. [-]
Cr	2,52	-1,38	0,52	0,27	31	31	3,3	1,7	F(1,29)=10,71	4,17
Cu	4,57	-19,64	0,66	0,44	32	27	4,8	1,7	F(1,30)=23,46	4,17
Ni	1,69	-1,31	0,92	0,85	32	26	13,2	1,7	F(1,30)=175,18	4,17
Pb	1,09	-3,37	0,66	0,44	32	8	4,8	1,7	F(1,30)=23,17	4,17
Zn	10,19	8,90	0,76	0,57	32	28	6,3	1,7	F(1,30)=40,20	4,17

*1994: Heuchlingen; **1994 Winterbach

Für Cd ($n/n_{<ABG}$): Rems (34/0); Enz (31/4); Kocher (31/1); Jagst (32/0).

Anhang A.7: Gesamtmissionsfrachten bei Mischprobenahme (nach Gl. 4.1).

	1993-1996	As [kg/a]	Cd [kg/a]	Cr [kg/a]	Cu [kg/a]	Ni [kg/a]	Pb [kg/a]	Zn [kg/a]
Feudenheim/ Neckar	<i>Fehlerwert</i> Korrigierte Fracht	-273 4108	8 506	919 12348	462 24493	732 20228	1057 9896	1738 80004
Kochendorf/ Neckar	<i>Fehlerwert</i> Korrigierte Fracht	23 2756	-46 309	458 8246	524 17958	-222 10317	789 6898	1204 58588
Poppenweiler/ Neckar	<i>Fehlerwert</i> Korrigierte Fracht	-115 1270	-15 190	114 4166	-144 8764	-190 4224	-18 2499	-3039 21295
Deizisau/ Neckar	<i>Fehlerwert</i> Korrigierte Fracht	- -	0 152	80 3021	110 6325	122 3904	93 2369	106 18603
Rottweil/ Neckar	<i>Fehlerwert</i> Korrigierte Fracht	- -	-0,5 17,4	9,1 357,9	-34,0 1132,3	27,2 776,5	18,3 319,2	-158,8 2443,3

Gesamtmissionsfrachten bei Mischproben (nach Gl. 4.3). Frachten ebenfalls um Fehlerwert korrigiert. Verhältnis zu Frachtberechnung nach Gl. 4.1 als Bezugswert für das prozentuale Verhältnis.

	1993-1996	As [kg/a]	Cd [kg/a]	Cr [kg/a]	Cu [kg/a]	Ni [kg/a]	Pb [kg/a]	Zn [kg/a]
Feudenheim/ Neckar	Korrigierte Fracht <i>Verhältnis</i>	4219 103%	503 101%	11830 104%	24785 99%	19722 103%	9178 108%	79548 101%
Kochendorf/ Neckar	Korrigierte Fracht <i>Verhältnis</i>	2713 102%	348 89%	7823 105%	17254 104%	10510 98%	6138 112%	58009 101%
Poppenweiler/ Neckar	Korrigierte Fracht <i>Verhältnis</i>	1289 98%	186 102%	3994 104%	8681 101%	4306 98%	2367 106%	23240 92%
Deizisau/ Neckar	Korrigierte Fracht <i>Verhältnis</i>	- -	147 103%	2948 102%	6061 104%	3749 104%	2183 109%	17812 104%
Rottweil/ Neckar	Korrigierte Fracht <i>Verhältnis</i>	- -	17,7 98%	346,1 103%	1137,5 100%	740,5 105%	295,6 108%	2520,0 97%

Anhang A.8: Nettogesamtimmissionsfrachten bei Einzelprobenahme

			Q (Abluss)	CR	CU	NI	PB	ZN
Rems	$Q_{\min} / F_{<Q\min}$	[%]	5,9%	0,8%	0,8%	1,2%	0,5%	0,9%
1994; 96-97	$Q_{\max} / F_{>Q\max}$	[%]	0,6%	13%	12%	8%	20%	11%
	$F_{\text{Immission}}$	[kg/a]		403	718	367	280	3534
	$F_{\text{Mittelwert-Methode(1)}}$	[kg/a]		421	700	399	287	3882
	$F_{\text{Mittelwert-Methode(2)}}$	[kg/a]		524	769	430	373	4168
	$F(Q)$	[-]		$F(Q) = 0,12 \cdot Q^{1,29}$	$F(Q) = 0,24 \cdot Q^{1,26}$	$F(Q) = 0,17 \cdot Q^{1,10}$	$F(Q) = 0,051 \cdot Q^{1,50}$	$F(Q) = 1,29 \cdot Q^{1,22}$
	$R^2; F(Q)$	[-]		0,74	0,82	0,80	0,67	0,73
	$c(Q)$	[-]		$c(Q) = 1,87 \cdot e0,03 \cdot Q$	$c(Q) = 3,30 \cdot e0,03 \cdot Q$	$c(Q) = 2,13 \cdot e0,02 \cdot Q$	$c(Q) = 0,87 \cdot e0,06 \cdot Q$	$c(Q) = 18,796 \cdot e0,02 \cdot Q$
	$R^2; c(Q)$	[-]		0,11	0,26	0,06	0,24	0,04
Enz	$Q_{\min} / F_{<Q\min}$	[%]	7,2%	5,2%	3,8%	5,4%	1,2%	4,9%
1993-94;96	$Q_{\max} / F_{>Q\max}$	[%]	6,7%	11%	16%	10%	37%	12%
	$F_{Q\text{-potentiell}}$	[kg/a]		1205	3421	1564	2160	12276
	$F_{\text{Mittelwert-Methode(1)}}$	[kg/a]		1446	3477	1841	2550	11423
	$F_{\text{Mittelwert-Methode(2)}}$	[kg/a]		1570	3547	1815	3425	12392
	$F(Q)$	[-]		$F(Q) = 0,07 \cdot Q^{1,26}$	$F(Q) = 0,088 \cdot Q^{1,48}$	$F(Q) = 0,108 \cdot Q^{1,23}$	$F(Q) = 0,005 \cdot Q^{2,01}$	$F(Q) = 0,59 \cdot Q^{1,31}$
	$R^2; F(Q)$	[-]		0,72	0,76	0,69	0,74	0,65
	$c(Q)$	[-]		$c(Q) = 1,40 \cdot e0,01 \cdot Q$	$c(Q) = 2,30 \cdot e0,01 \cdot Q$	$c(Q) = 1,81 \cdot e0,01 \cdot Q$	$c(Q) = 0,73 \cdot e0,036 \cdot Q$	$c(Q) = 12,6 \cdot e0,01 \cdot Q$
	$R^2; c(Q)$	[-]		0,18	0,37	0,18	0,42	0,24

Anhang A.8: (fortgesetzt) Nettogesamtimmissionsfrachten bei Einzelprobenahme

			Q (Abfluss)	CR	CU	NI	PB	ZN
Kocher	$Q_{\min} / F_{<Q\min}$	[%]	1,1%	1,1%	0,7%	0,9%	0,4%	1,2%
1994; 96-97	$Q_{\max} / F_{>Q\max}$	[%]	8%	8%	12%	9%	20%	7%
	F_Q-potentiell	[kg/a]		1453	2425	1394	1121	9278
	F _{Mittelwert-Methode(1)}	[kg/a]		2179	2003	1199	1036	8702
	F _{Mittelwert-Methode(2)}	[kg/a]		1363	1872	964	880	7227
	F(Q)	[-]		$F(Q) = 0,17 \cdot Q^{1,01}$	$F(Q) = 0,14 \cdot Q^{1,20}$	$F(Q) = 0,12 \cdot Q^{1,09}$	$F(Q) = 0,02 \cdot Q^{1,47}$	$F(Q) = 1,31 \cdot Q^{0,96}$
	R ² ; F(Q)	[-]		0,50	0,83	0,78	0,59	0,73
	c(Q)	[-]		$c(Q) = 2,07 \cdot e^{-0,0003 \cdot Q}$	$c(Q) = 2,62 \cdot e^{0,004 \cdot Q}$	$c(Q) = 1,72 \cdot e^{0,003 \cdot Q}$	$c(Q) = 0,77 \cdot e^{0,01 \cdot Q}$	$c(Q) = 13,9 \cdot e^{-0,001 \cdot Q}$
	R ² ; c(Q)	[-]		0,0002	0,11	0,05	0,12	0,005
Jagst	$Q_{\min} / F_{<Q\min}$	[%]	0,2%	0,1%	0,1%	0,2%	0,1%	0,2%
1994; 96-97	$Q_{\max} / F_{>Q\max}$	[%]	15%	17%	27%	16%	29%	11%
	F_Q-potentiell	[kg/a]		930	1323	824	397	4474
	F _{Mittelwert-Methode(1)}	[kg/a]		813	664	479	249	3448
	F _{Mittelwert-Methode(2)}	[kg/a]		604	748	420	215	2923
	F(Q)	[-]		$F(Q) = 0,13 \cdot Q^{1,07}$	$F(Q) = 0,07 \cdot Q^{1,34}$	$F(Q) = 0,12 \cdot Q^{1,06}$	$F(Q) = 0,02 \cdot Q^{1,39}$	$F(Q) = 1,30 \cdot Q^{0,84}$
	R ² ; F(Q)	[-]		0,48	0,81	0,87	0,59	0,58
	c(Q)	[-]		$c(Q) = 2,94 \cdot e^{-0,02 \cdot Q}$	$c(Q) = 1,81 \cdot e^{0,0001 \cdot Q}$	$c(Q) = 1,42 \cdot e^{0,01 \cdot Q}$	$c(Q) = 0,39 \cdot e^{0,02 \cdot Q}$	$c(Q) = 11,2 \cdot e^{-0,005 \cdot Q}$
	R ² ; c(Q)	[-]		0,11	0,00001	0,17	0,11	0,02

c(Q); Regressionsfunktion der Konzentration-Abfluss-Korrelation

F(Q); Frachtabschätzung über die Regressionsfunktion der Fracht-Abfluss-Korrelation

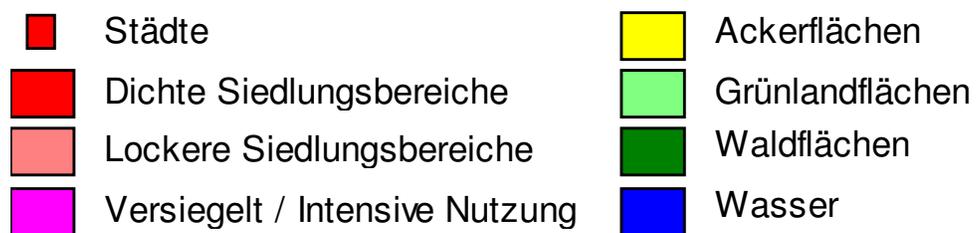
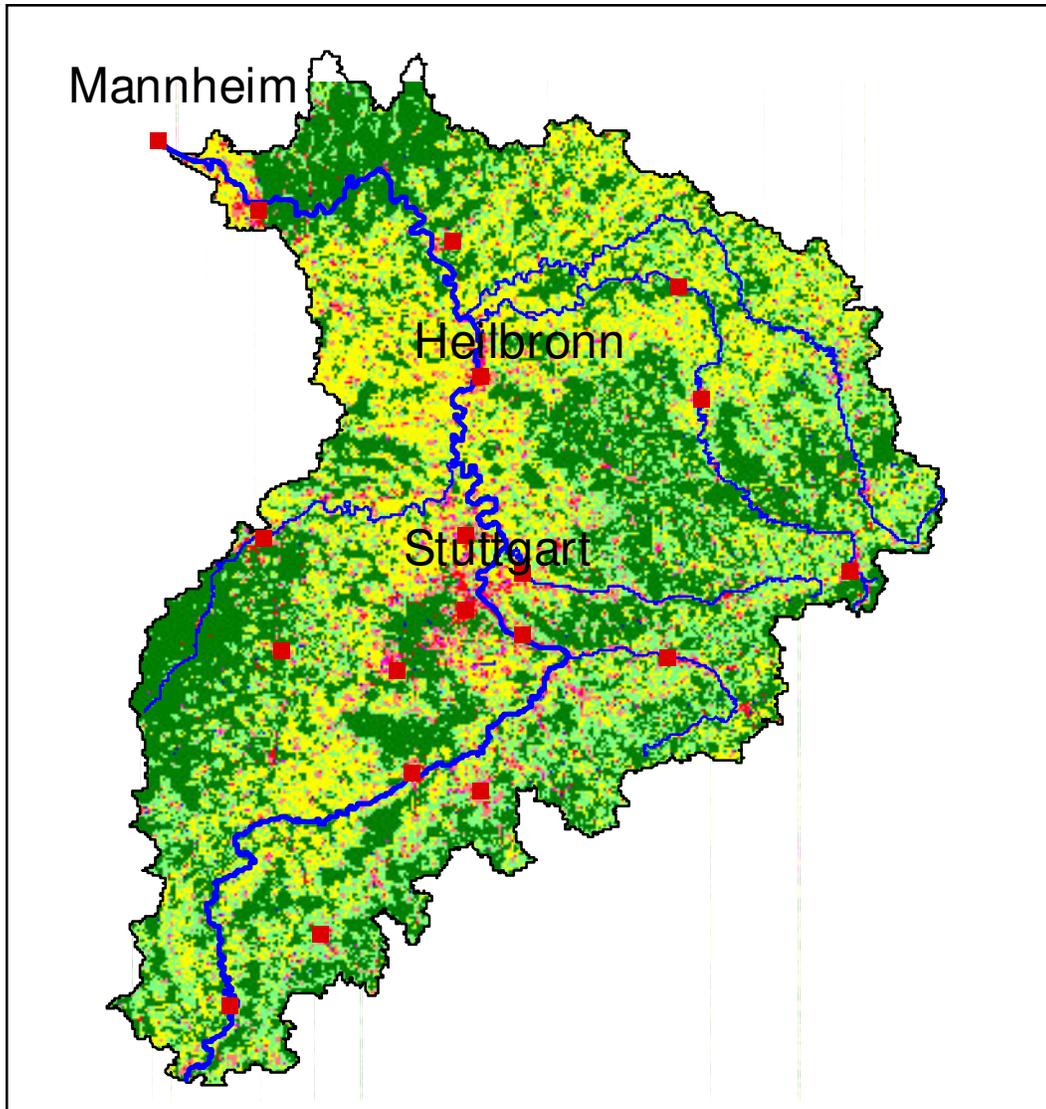
F(c); Frachtabschätzung mit Hilfe der Regressionsfunktion der Konzentration-Abfluss-Korrelation

F_{Mittelwert-Methode(1)} Kontrollberechnung nach Gl. 4.3 (Produkt der jährlichen Mittelwerte)

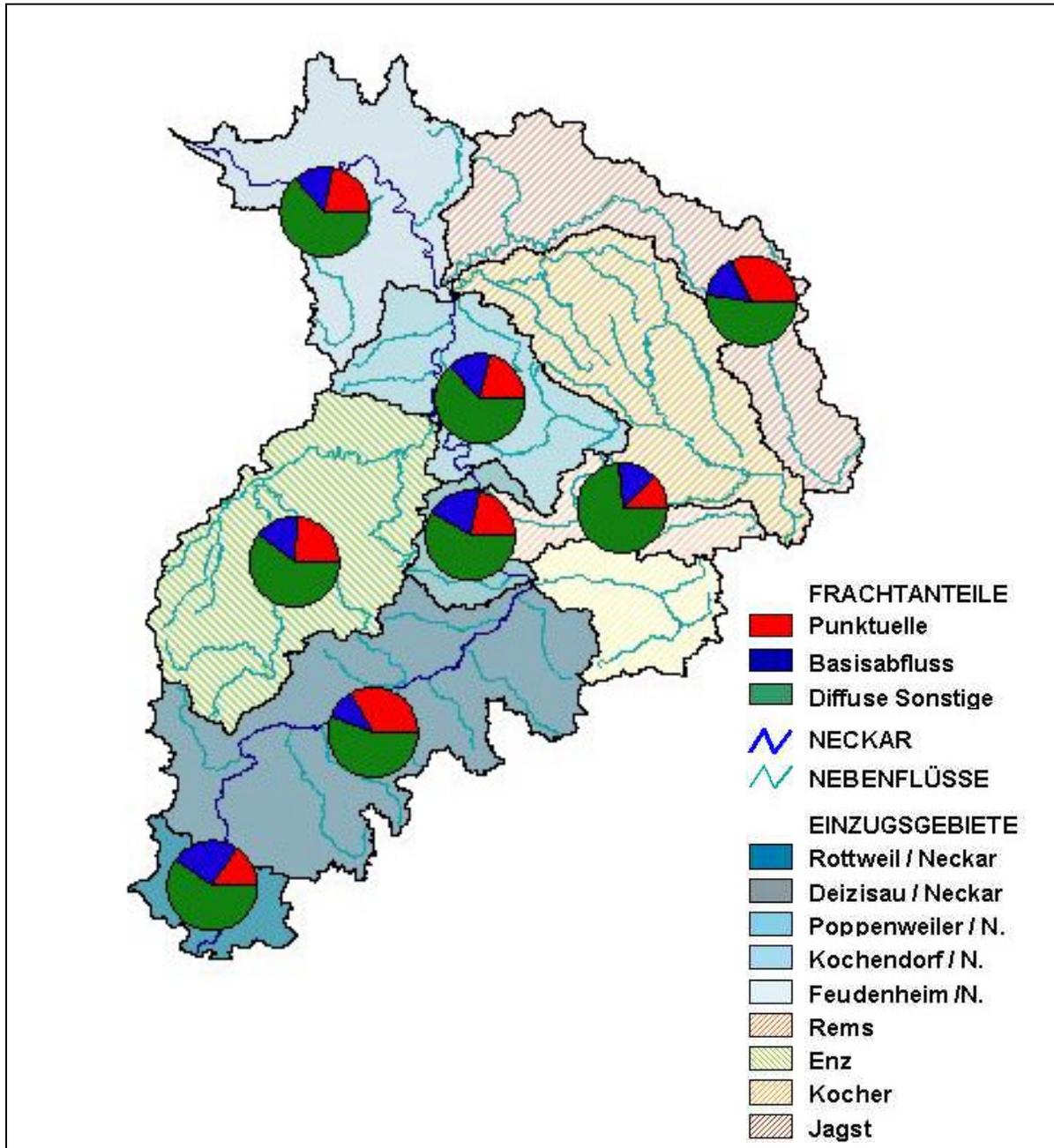
F_{Mittelwert-Methode(1)} Kontrollberechnung nach Gl. 4.10 (Einzelfrachten auf das Jahr hochgerechnet)

Teil B: Schautafeln

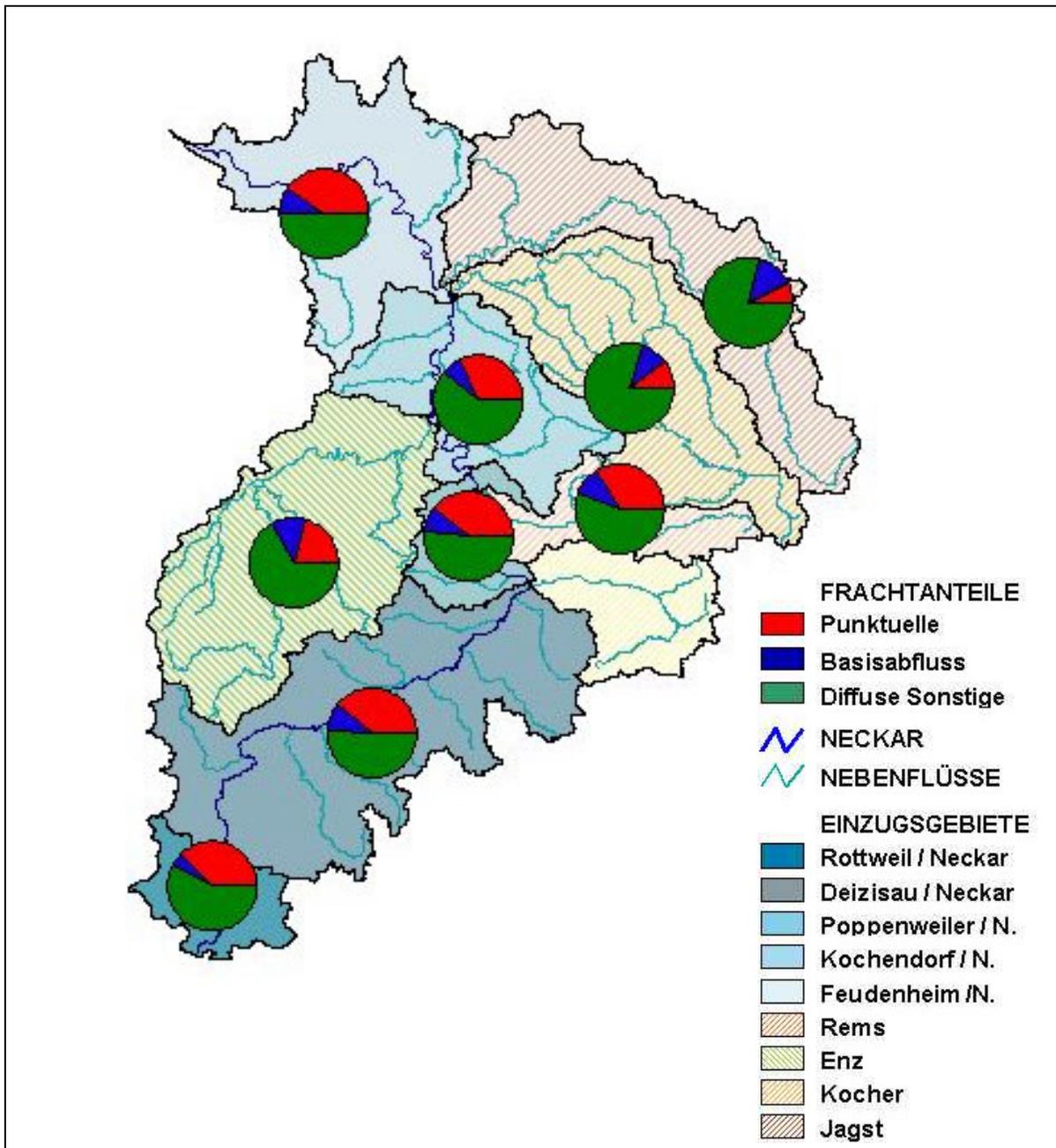
Anhang B.1: Fernerkundungsbilddaten des Neckargebietes (Landsat TM, Raster 30 m x 30 m, 1993).



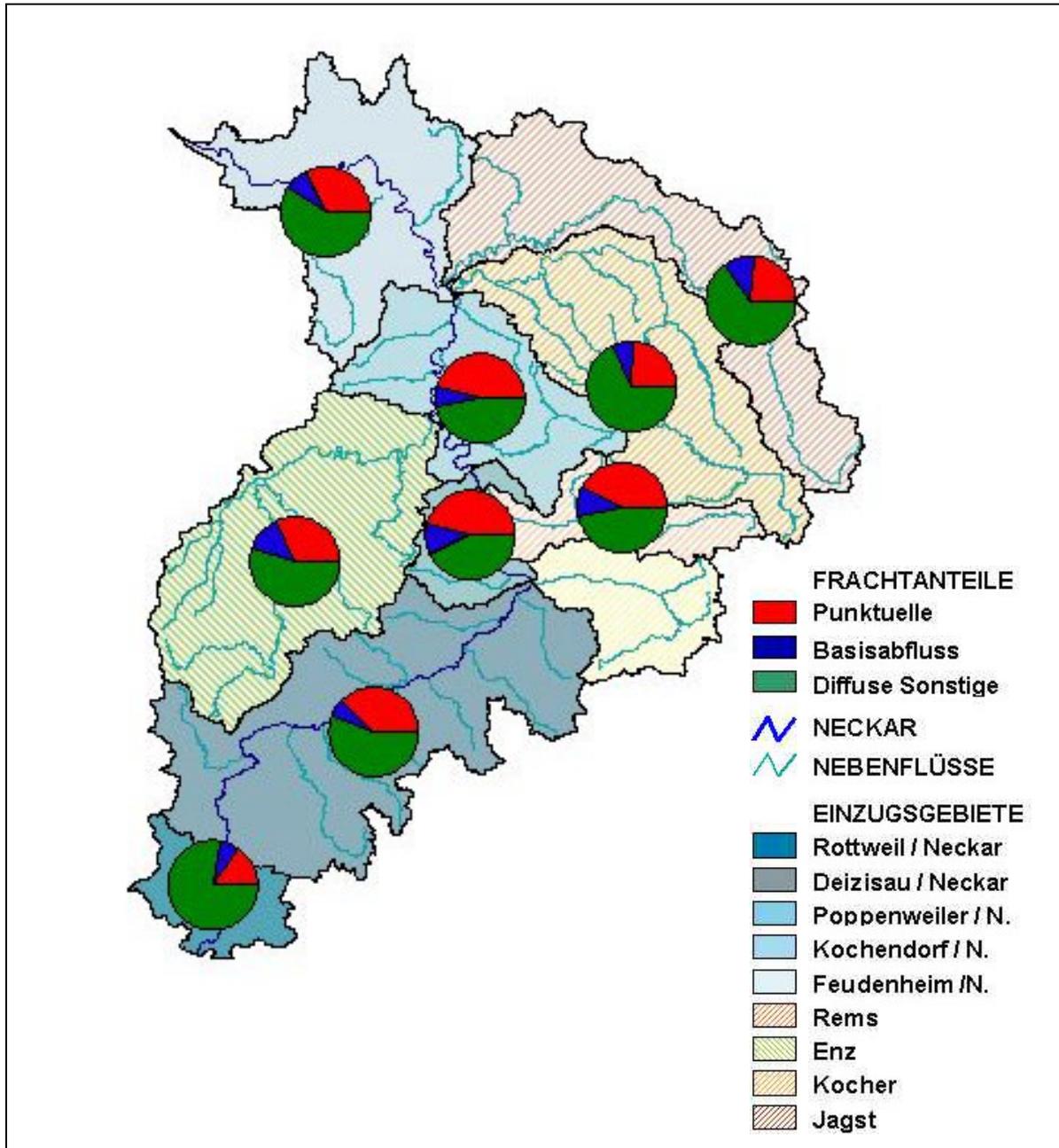
Anhang B.2: Parameter Cr: Verteilung der wesentlichen Frachtkomponenten für die untersuchten Neckarteileinzugsgebiete.



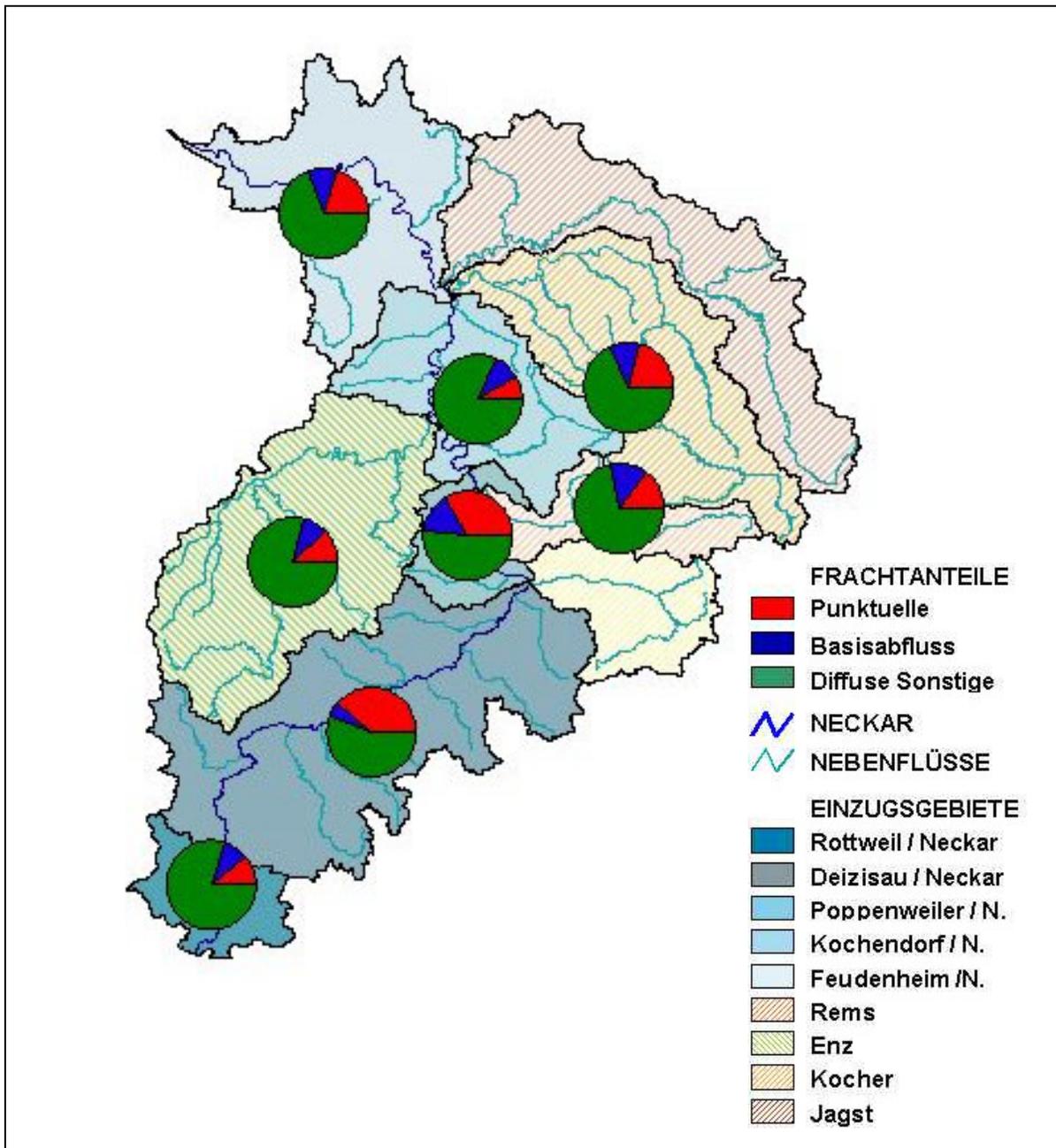
Anhang B.3: Parameter Cu: Verteilung der wesentlichen Frachtkomponenten für die untersuchten Neckarteileinzugsgebiete.



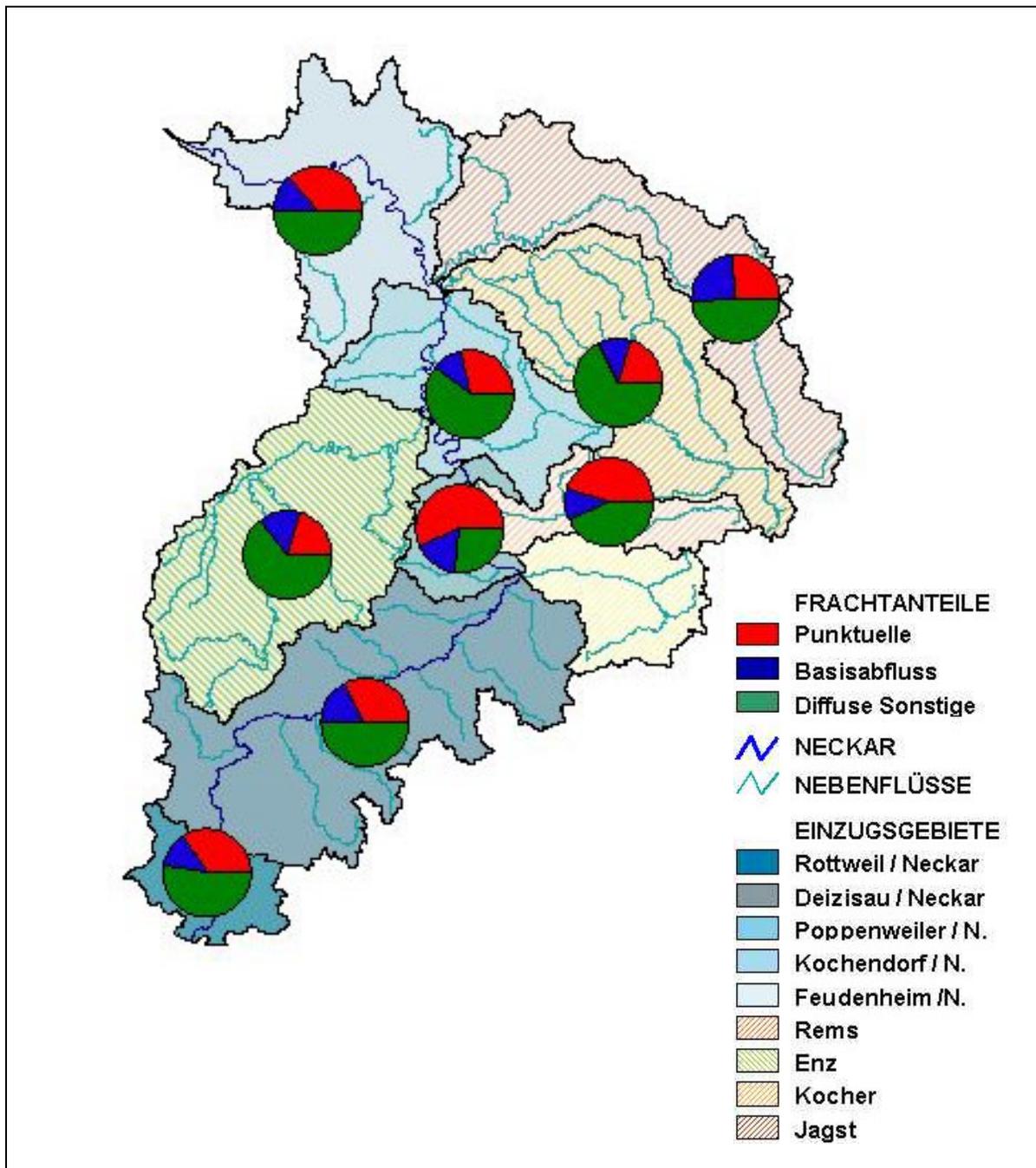
Anhang B.4: Parameter Ni: Verteilung der wesentlichen Frachtkomponenten für die untersuchten Neckarteileinzugsgebiete.



Anhang B.5: Parameter Pb: Verteilung der wesentlichen Frachtkomponenten für die untersuchten Neckarteileinzugsgebiete.



Anhang B.6: Parameter Zn: Verteilung der wesentlichen Frachtkomponenten für die untersuchten Neckarteileinzugsgebiete.



SCHRIFTENREIHE DES ISWW**Bisher aus der Arbeit am Institut erschienen:**

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS; W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H. H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/Glahn 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K. G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlamm. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R. G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H. H.; HENSELEIT, H.-J.; ORTH, H.; SENG, H. J.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H. H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [13] JØRGENSEN, S. E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlag des Verfassers).

- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.
- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H. H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H. K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).
- [17] KNOBLAUCH, A. Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978,
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H. J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfalldeponiestandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrensstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [21] HAHN, H. H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [27] KIEFHABER, K. P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H. H.; SENG, H. J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [29] HAHN, H. H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft 11. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).

-
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [31] HAHN, H. H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [32] HAHN, H. H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlammbehandlung, Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H. H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flußgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [37] LÖHR, J.: Einfluß der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H. H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings from the 1st Gothenburg Symposium, 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H. H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluß in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T. G.; HAHN, H. H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).

- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innerstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [50] HAHN, H. H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.)* Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings from the 2nd international Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H. H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H. H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E. M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe, Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Ablauffracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [58] HAHN, H. H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluß aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [59] LEE, C-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H. H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? - Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).

-
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [64] HAHN, H. H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluß II. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft). Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [65] HAHN, H. H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [67] HAHN, H. H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungschemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität, Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [68] HAHN, H. H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S. J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [71] HAHN; H. H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Klärschlamm - Ressource oder kostenintensiver Abfall? Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedinertations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H. H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluß III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H. H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPOULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [78] HAHN, H. H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).

- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [81] WITT, P. CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon - Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 - Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisaton. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 - Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H. H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H. H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, St.: Der Kanal als Reaktor - Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L. Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H. H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung- und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag).

- [96] FUCHS, S.; HAHN, H. H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluß IV. Abschlusspresentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlußfolgerungen. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [98] HAHN, H. H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [99] KISHI, R. T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [100] Naudascher, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [101] Anders, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [102] WITTLAND, C.: Angepaßte Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H. H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinentechnik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [105] HAHN, H. H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sielhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F. E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerksschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H. H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorus Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H. H., KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse - eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern - Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

Bestellanschrift:

Universität Karlsruhe (TH)
Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Forschungszentrum Umwelt
Bibliothek, Abteilung: Schriftenreihe
Adenauerring 20
D-76131 Karlsruhe
Tel. 0721/608-4114
Fax 0721/608-6372