

**Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG)
Bereich Siedlungswasserwirtschaft - Universität Karlsruhe (TH)**

Jan Butz

**Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle
am Beispiel des oberen Kraichbachs**

Universität Karlsruhe (TH)
Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe
Schriftenreihe SWW - Band 119 - Karlsruhe 2005

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

Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)
2005

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing.E.h. Hermann H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe
Korreferent: apl. Prof. Dr.-Ing.habil. Hansjörg Brombach, Stuttgart
Korreferent: HD Dr.-Ing. Stephan T. Fuchs, Karlsruhe

Butz Jan

Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle
am Beispiel des oberen Kraichbachs

Karlsruhe: Universität Karlsruhe – Verlag
Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, 2005

(Schriftenreihe SWW - Band 119)

Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2005

ISBN 3-9809383-2-8

ISBN 3-9809383-2-8

Alle Rechte vorbehalten

Satz: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft
Universität Karlsruhe (TH)

Druck: Ernst Grässer, Humboldtstr. 1, 76131 Karlsruhe
Printed in Germany

Vorwort des Herausgebers

Die Wasserrahmenrichtlinie empfiehlt oder verlangt, Analysen zu Stoffströmen im gesamten Flusseinzugsgebiet durchzuführen. Damit sollen Handlungsoptionen offengelegt werden, die den Fluss und das Flussgebiet den für die Flussgebietsplanung ins Auge gefassten Zielen wieder näher bringen können. Gebietsorientierte Massenbilanzen sind in ihrer Genauigkeit stark von der Größe des Bilanzgebietes einerseits und auch vom gewählten Bilanzierungszeitraum abhängig. Die Erfassung gebietspezifischer Charakteristika ist also nur in Abhängigkeit von der Größe des gewählten Gebietes und von der Detailliertheit, mit der die Stoffstromanalyse durchgeführt wird, möglich. So geht es dem Autoren dieser Schrift um Einzugsgebiete mittlerer Größe – sein Testgebiet umfasst etwa 160 km² –, was sich im Begriff „mesoskalig“ niederschlägt. Er möchte damit andeuten, dass die von ihm vorgeschlagene Bilanzierungs- oder Analysemethode so ortsspezifisch wie nur möglich im Hinblick auf die berücksichtigten Quellen der Emissionen und andererseits die Messungen der Immission durchgeführt werden kann. Sein eigentliches Anliegen definiert er in seinen Arbeitshypothesen: Eine Methodik zu entwickeln und vorzuschlagen, die *Abschätzungen* erlaubt, d. h. es geht ihm nur sekundär um die Ermittlung von absoluten Größen. Er ist viel mehr daran interessiert, die einzelnen Elemente einer solchen Massenbilanz oder einer Stoffstromanalyse in ihren Beiträgen zu analysieren. Er behauptet nie, die „wissenschaftliche Wahrheit“ gefunden zu haben, sondern nur, *plausible* Ergebnisse vorgelegt zu haben.

Die Arbeit ist zuallererst eine Literaturstudie im eigentlichen Sinne, wengleich auch mit Simulationsmodellrechnungen gearbeitet wird, die aber nur einige fehlende oder zu präzisierende Größen betreffen. Der Autor betrachtet und analysiert eine Vielzahl von Quellen wie Beiträge aus menschlichen Ausscheidungen, die Anteile der atmosphärischen Deposition der landwirtschaftlichen Nutzung bis hin zu verkehrsbedingtem Straßenabrieb, um nur Einiges zu nennen. Er sortiert und bewertet diese und kombiniert sie so, dass Gebietscharakteristika erfassende und repräsentierende Größen daraus werden. Illustriert werden kann dies durch die Bemerkung, dass keine oder wenige landwirtschaftliche Einträge im städtischen Gebiet in die Massenbilanz aufgenommen werden sollten oder, wie im vorliegenden Fall des Testgebietes, kein Kupfereintrag aus dem Abrieb von Kupfer enthaltenden Oberleitungen von Eisenbahnanlagen zu berücksichtigen sind.

Sein besonderer ingenieurwissenschaftlicher Beitrag liegt neben der Sammlung und Sichtung von Literaturdaten darin, dass er die Stoffströme einmal aus der Summe der spezifischen Quellen zu ermitteln versucht (emissionsorientierte Stoffstromanalyse) und das andere Mal aus den gesamten oder dem Kontinuum des Wasserstroms mit den dazugehörigen Konzentrationsangaben der wässrigen Lösung von P bis hin zu allen sechs SM (immissionsorientierter Ansatz) einander vergleichend gegenüberstellt. Und aus der immer wieder beobachteten Diskrepanz – der Autor erwartet oder postuliert gar keine Übereinstimmung – leitet er Hinweise für Schwachstellen der Massenbilanzierung ab.

Aus den Informationen, die verfügbar sind oder auch verfügbar sein sollen, holt der Autor das Maximum oder zumindest ein Optimum für seine Fragestellung heraus. Er macht also nicht den bedauerlicherweise häufig anzutreffenden Fehler, dass er eine weitere umfangreiche Messkampagne den schon bestehenden hinzufügt.

Der wichtigste Beitrag des Autors findet sich im Kombinieren oder Herangehen an die Lösung der Fragestellung von zwei Seiten, wenngleich dies nicht immer vollständig durchzuhalten ist, da in gewissen Bereichen doch Daten fehlten, und im kritischen Sichten der Brauchbarkeit verfügbarer Daten.

Karlsruhe, April 2005

Hermann H. Hahn

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand in wesentlichen Teilen während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe.

Mein Dank richtet sich an alle, die mich in meiner Zeit am Institut unterstützt haben. Besonderer Dank gilt

Herrn Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn (Ph.D.) für das mir entgegengebrachte Vertrauen und die großen Freiheiten, die mir während meiner Arbeit gewährt wurden,

Herrn apl. Prof. Dr.-Ing. habil. Hansjörg Brombach für die Übernahme des Korreferates und die freundliche Unterstützung,

Herrn HD Dr.-Ing. Stephan Fuchs für die Übernahme des Korreferates, die stets kritische Begleitung der Arbeit und viele, wertvolle Diskussionen,

der Projektträgerschaft Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BW-Plus), die von Oktober 2000 bis Oktober 2003 das Forschungsprojekt „Stoffstromanalysen für kleinere und mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen“ förderte und damit einen Grundstein für die vorliegende Dissertationsschrift legte,

den KollegInnen und MitarbeiterInnen am Institut für die nette und offene Arbeitsatmosphäre,

den Studierenden, die bei mir Diplom- oder Vertieferarbeiten abgelegt haben und mich dadurch inhaltlich unterstützten,

meinen Hiwis für ihren Einsatz und die freundschaftliche Zusammenarbeit und

den Menschen, die für mich das Korrekturlesen übernommen haben.

Jan Butz

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Abschätzung von Emissionen für mesoskalige Flusseinzugsgebiete. Betrachtet werden der Nährstoff Phosphor sowie die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink. Der Fokus liegt auf den beiden deutschlandweit bedeutendsten, diffusen Eintragspfaden dieser Stoffe. Dies sind „Mischwasserentlastungen“ und „Erosion“.

Es ist das Ziel dieser Arbeit, die in den genannten Pfaden festgestellten Defizite in der Methodik der Abschätzungen durch eine Weiterentwicklung möglichst weitgehend zu beheben.

Das erarbeitete Modell zur Berechnung von Schmutzstoffkonzentrationen im Mischwasserentlastungsabfluss berücksichtigt den – regional unterschiedlichen – Einfluss der drei Schmutzstoffquellen: Trockenwetterabfluss, Abfluss befestigter Oberflächen und Kanalablagerungen. Das Vorgehen ermöglicht eine Herkunftsanalyse der entlasteten Frachten.

- Die Konzentrationen im Trockenwetterabfluss und im Abfluss befestigter Oberflächen werden mit einer Zwei-Wege-Methode hergeleitet. In dieser wird die Summe der einzelnen Schmutzstoffquellen, die separat ermittelt werden, mit der transportierten Fracht verglichen. Die an den Einzelquellen orientierte Vorgehensweise erlaubt eine Anpassung der Berechnungen an regionale Gegebenheiten.
- Die Verschmutzung des Mischwasserabflusses durch remobilisierte Kanalablagerungen wird über ein empirisches Modell abgeschätzt, das auf geometrischen und hydraulischen Informationen zu den stromaufwärts gelegenen Haltungen aufbaut.

Durch diese Methodik können regionalisierte Schmutzstoffkonzentrationen für ein untersuchtes, mesoskaliges Flusseinzugsgebiet berechnet werden.

Der Bodenabtrag, als zentraler Ausgangswert aller Abschätzungen der Emissionen aus Erosion, wird mit einer in Deutschland entwickelten Form der Universal Soil Loss Equation (USLE) berechnet. Arbeitsschwerpunkt war die Ermittlung der Hanglängen. Nur durch eine Programmierung in einem Geografischen Informationssystem (GIS) gelingt es, sie flächendifferenziert zu vollziehen. Die Basis dafür wird mit der innovativen Verknüpfung dreier Datenquellen gelegt: ATKIS-Daten, einem klassifizierten Satellitenbild der Landnutzung und einem Digitalen Höhenmodell (DHM).

Die vorgestellte Berechnungsweise erlaubt es, eine flächenhafte Berechnung des mittleren, jährlichen Bodenabtrags vorzunehmen. Dies geschieht ausschließlich aufbauend auf Daten, die in Baden-Württemberg allgemein verfügbar vorliegen. Im Gegensatz zur „einfachen“ USLE wird der Einfluss der Hanglängs- und -querneigung

berücksichtigt, so dass die Güte der Rechenergebnisse deutlich gesteigert werden kann.

Die erarbeitete Methodik wird abschließend im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs angewendet. Die Berechnungsergebnisse der Emissionen aus Mischwasserentlastungen und Erosion sind plausibel. Ergänzt um die Emissionen aus den anderen Pfaden werden die Summe der Emissionen den Immissionen am Gebietsauslass gegenübergestellt. Auch dieser Vergleich bestätigt die Berechnungen und damit die entwickelte Methodik.

Abstract

The treatise presented here deals with the estimation of material flux analyses on the spatial scale of middle sized river basins. The nutrient phosphorus as well as the heavy metals cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc are taken into consideration. The focus is on the two germanywide most important pathways for these substances. These are “combined sewer overflows” (CSOs) and “erosion”.

It is the aim of this work to eliminate detected deficits in the methodology of the estimations as far as possible.

The model that has been developed to calculate the pollution concentrations in CSOs accounts for the – regionally differing – influence of the three sources of pollution: dry weather flow, stormwater runoff and resuspended sewer sediments. The procedure allows for an analysis of the origin of the emitted loads.

- The concentrations in dry weather flow and in stormwater runoff are established via a two-ways-method. In this method the sum of all sources of pollution, which are quantified separately, is compared with the total load, which is calculated from literature values of measurements directly in the sewer. Quantifying the sources of pollution the procedure allows for an adaptation to regional conditions.
- The pollution of the combined sewer flow from resuspended sewer sediments is estimated by an empiric model. This model builds up on geometric and hydraulic information of the upstream reaches.

With the help of this method regionalised concentrations of pollutants can be calculated for a middle sized river basin under investigation.

The soil loss, as the central element of all estimations of emissions from erosion, is computed by a German derivative of the Universal Soil Loss Equation (USLE). Strong effort is spent in the calculation of the flow length. It is possible to calculate this value for each raster element. This can be achieved only by means of programming within the environment of a geographic information system (GIS). The computations are based on an innovative combination of three sources of data: Vector data from the official topographic-cartographic information system of Germany (ATKIS), raster data of land use (classified satellite data) and a digital elevation model (DEM).

The methodology presented allows for a calculation of the mean, annual soil loss in a spatially distributed manner. This is accomplished solely basing on data that are freely available in the country of Baden-Württemberg. In contrast to the “simple”

USLE the influence of differing slope shapes is reflected. By this the quality of the results is raised distinctly.

The methods are applied to the river basin of the upper Kraichbach. The calculated emissions from CSOs and erosion prove to be plausible. These emissions are completed by the emissions from all other pathways and are compared with the immissions at the outlet of basin. The comparison reveals feasible results and thus proves the method developed to be viable.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
2	STAND DES WISSENS	6
2.1	Schätzung der Emissionen aus Mischwasserüberläufen	6
2.1.1	Allgemeines	6
2.1.2	In der Literatur verwendete Methoden	7
2.1.3	Unzulänglichkeiten deterministischer Schmutzfrachtsimulationsmodelle	13
2.1.4	Quintessenz	17
2.2	Schätzung der Emissionen aus Bodenerosion	17
2.2.1	Allgemeines	17
2.2.2	Schätzungen des Bodenabtrags	18
2.2.3	Schätzung der Stoffeinträge	20
2.2.4	Quintessenz	25
3	ARBEITSHYPOTHESEN UND ARBEITSPROGRAMM	26
3.1	Arbeitshypothesen	26
3.2	Arbeitsprogramm	27
4	MISCHWASSERENTLASTUNGEN	28
4.1	Modellansatz und Eingangsdaten	28
4.1.1	Zugrunde gelegtes Modell	28
4.1.2	Trockenwetterabfluss: Schmutzquellen	36
4.1.3	Trockenwetterabfluss: Transportierte Fracht	43
4.1.4	Abfluss befestigter Oberflächen: Schmutzquellen	48
4.1.5	Abfluss befestigter Oberflächen: Transportierte Fracht	53
4.1.6	Sedimentativer Wirkungsgrad von Regenbecken (η_{SED})	56
4.2	Diskussion des Modellansatzes und der Eingangsdaten	56
4.2.1	Hydrologische Kanalabfluss-Simulation	56
4.2.2	Trockenwetterabfluss	57
4.2.3	Abfluss befestigter Oberflächen	63
4.2.4	Kanalablagerungen und Sielhaut	76
4.2.5	Wirkungsgrad von Regenbecken	84
5	EROSION	86
5.1	Modellansätze und Eingangsdaten	86
5.1.1	Die Universal Soil Loss Equation	86
5.1.2	Ermittlung der Einzelfaktoren der dABAG	88
5.1.3	Ermittlung weiterer Faktoren	99
5.1.4	Ermittlung der Emissionen aus Erosion	100

5.2	Diskussion des Modellansatzes und der Eingangsdaten.....	101
5.2.1	Zur Universal Soil Loss Equation.....	101
5.2.2	Zu den Einzelfaktoren der dABAG.....	101
5.2.3	Zur Bestimmung weiterer Faktoren.....	113
6	MODELLANWENDUNG	115
6.1	Gebietsbeschreibung.....	115
6.1.1	Lage und Gebietsgrenzen.....	115
6.1.2	Naturraum.....	115
6.1.3	Anthropogene Einflussfaktoren.....	116
6.2	Mischwasserentlastungen.....	120
6.2.1	Entlastete Wassermengen.....	120
6.2.2	Konzentrationen im Entlastungsabfluss und seinen Komponenten.....	122
6.2.3	Entlastungsfrachten und ihre Herkunft.....	132
6.3	Erosion.....	136
6.3.1	Einzelfaktoren der dABAG.....	136
6.3.2	Weitere Faktoren.....	139
6.3.3	Bodenabtrag.....	140
6.3.4	Weitere Berechnungsschritte.....	144
6.4	Weitere Eintragspfade und Immissionen.....	145
6.4.1	Weitere Eintragspfade.....	145
6.4.2	Immissionen.....	146
6.5	Resultate.....	147
6.5.1	Vergleich von Emissionen und Immissionen.....	147
6.5.2	Synoptische Betrachtung der Ergebnisse.....	152
7	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	154
7.1	Zusammenfassung.....	154
7.2	Ausblick.....	158
	LITERATURVERZEICHNIS	161
	ANHANG	180
	Ansätze zur Vereinfachung des Modells von MACKE et al. (2002).....	180
	Das Script zur Berechnung der dABAG.....	183
	SCHRIFTENREIHE des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft	186

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1-1: Quellen und wichtigste Eintragspfade für Emissionen in Oberflächengewässer (nach IKSR, 1999, S. 13).....	2
Abbildung 2-1: Anteile, zu denen die kanalisierten Flächen in den Ländern im Misch- bzw. Trennsystem entwässert werden (aus: SCHERER & FUCHS, 2004).....	6
Abbildung 2-2: Schaubild der Methode „Mischwasservolumenbilanz“	8
Abbildung 2-3: Spezifisches Speichervolumen in Abhängigkeit von der Regenabflussspende und der zulässigen Entlastungsrate (aus: ATV, 1992, S. 20).....	10
Abbildung 4-1: Bei der Berechnung von Mischwasserentlastungskonzentrationen zu berücksichtigende Stoffquellen und Prozesse.....	28
Abbildung 4-2: Prinzipskizze der Zwei-Wege-Methode.....	31
Abbildung 4-3: Mittlere CSB-Verschmutzung der Regenwasserkomponente verschiedener Mischwassernetze über dem spezifischen Kanalschmutzpotenzial (nach MACKE et al., 2002, S. 47).....	34
Abbildung 4-4: Prinzipskizze zur Herleitung der Geradengleichung für C_{Kanal} aus dem Diagramm von MACKE et al. (2002, S. 47).....	35
Abbildung 4-5: Über dem Messjahr aufgetragene Gesamtphosphorkonzentration im Trockenwetterabfluss Zentraleuropas sowie die lineare Trendlinie der Deutschen Daten (Daten aus: BROMBACH & FUCHS, 2002).....	45
Abbildung 4-6: Beitrag der einzelnen Quellen zu den gesamten Frachten des innerörtlichen Straßenverkehrs in Baden-Württemberg beitragen.....	52
Abbildung 4-7: Über dem Messjahr aufgetragene Konzentrationen der Parameter P_{ges} , Cd, Pb und Zn im Abfluss der Trennkanalisation sowie die entsprechenden Trendlinien und deren Funktion	54
Abbildung 4-8: Gegenüberstellung von den spezifischen Frachten der Einzelquellen und den spezifischen, transportierten Frachten (Trockenwetterabfluss).....	59
Abbildung 4-9: Gegenüberstellung von den spezifischen Frachten der Einzelquellen und den spezifischen, transportierten Frachten (Regenwasserabfluss).....	67
Abbildung 4-10: Gegenüberstellung der Konzentrationen von P_{ges} und Cd im Regenwasserkanal, im Straßenablauf- und im Dachablaufwasser (Daten aus BROMBACH & FUCHS, 2003)	70
Abbildung 4-11: Literaturangaben zu Schwermetallgehalten in den Medien Primärschlamm (PS), organischer Schicht (org. layer), bei Mischwasser erodierten Feststoffen (erod. Festst.) und Ablagerungen (Ablg.), nähere Angaben zu den Quellen finden sich in Tabelle 4-12	82

Abbildung 5-1: Prinzipskizze der Bedeutung der Einzelfaktoren der USLE und Andeutung der Umsetzungsmöglichkeit in einem GIS.....	87
Abbildung 5-2: Prinzip der zellenweisen Berechnung der Hanglängen l_i und l_{i-1} aus der Fließrichtung.....	97
Abbildung 5-3: Darstellung der zur Berechnung des Formparameters a benötigten Größen an einem fiktiven Hang.....	99
Abbildung 5-4: Veränderung des Bodenabtrags bei Veränderung der Faktoren relativ zum (bayerischen) Standardfall: 9 % Neigung; 22,1 m Hanglänge; 33 % Hackfruchtanteil; K-Faktor 0,3; R-Faktor 70, aus AUERSWALD (1987)	106
Abbildung 5-5: Digitalisierter Flussverlauf (links, aus den ATKIS-Daten) und der aus dem Digitalen Höhenmodell berechnete Flussverlauf (rechts) im oberen Kraichbach.....	107
Abbildung 5-6: Die aus dem Digitalen Höhenmodell berechneten Höhenlinien (schwarze, breite Striche, Höhe 200 und 220 über NN) unterlegt mit der TK 25 (entsprechende Höhenlinien hervorgehoben), Detailansicht des Untersuchungsgebiets	108
Abbildung 5-7: Kumulierte Neigungen der Digitalen Höhenmodelle des USGS (GTOPO30), des Landes Baden-Württemberg (DHM BW) und des Weiherbach-Projektes (DHM Whbach)	109
Abbildung 5-8: Gerinnenetz im Einzugsgebiet des Weiherbachs: aus der Abflusskonzentration mit einem Schwellenwert von 2,5 ha (oben) und nach MAURER (1997, S. 118) (unten)	112
Abbildung 6-1: Das Untersuchungsgebiet, der Verlauf des Kraichbachs und seiner Nebengewässer und die geschlossenen Ortschaften im Gebiet, hinterlegt mit einem vereinfacht klassifizierten Satellitenbild der Landnutzung und die Lage des Untersuchungsgebietes im Land Baden-Württemberg (Übersichtsfenster oben rechts)	117
Abbildung 6-2: Kreis- und Gemeindegrenzen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs .	118
Abbildung 6-3: Verlauf der Hauptsammer im Untersuchungsgebiet	119
Abbildung 6-4: Anteile, zu der die entlasteten Wassermengen aus Regenbauwerken mit einer kleinen, mittleren und großen angeschlossenen, befestigten Fläche stammen. .	122
Abbildung 6-5: Vergleich eigener Messungen mit Literaturangaben zu Schmutzstoffgehalten in Primärschlamm (PS) (zu den Quellen siehe Tabelle 4-21)	127
Abbildung 6-6: Vergleich der berechneten, Wassermengen-gewichteten Entlastungskonzentrationen mit Literaturwerten (Datenpool: BROMBACH & FUCHS, 2002)	131
Abbildung 6-7: Anteile, zu denen die entlasteten Frachten aus den Verschmutzungskomponenten stammen	134
Abbildung 6-8: Anteile, zu denen die entlasteten Frachten aus den Verschmutzungsquellen stammen.....	135

Abbildung 6-9: Histogramm der berechneten Formparameter im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs.....	139
Abbildung 6-10: Berechneter, langjähriger Bodenabtrag auf Acker- und Weinbauflächen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (Schlagmittel)	141
Abbildung 6-11: Emissionen und Immissionen für den oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt: P _{ges}	147
Abbildung 6-12: Emissionen und Immissionen für den oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt: Schwermetalle	151

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 4-1: Angaben zu spezifischen Phosphor- und Schwermetall-Frachten aus menschlichen Ausscheidungen und deren Median	37
Tabelle 4-2: Angaben bzw. Berechnung zu spezifischen Phosphor- und Schwermetall-Frachten aus Nahrungsmittelresten und deren Median	38
Tabelle 4-3: Angaben zu spezifischen Phosphor- und Schwermetall-Frachten aus Wasch- und Reinigungsaktivitäten und deren Median	39
Tabelle 4-4: Berechnung der spezifischen Phosphor- und Schwermetallfrachten aus dem Trinkwasser	41
Tabelle 4-5: Zusammenfassung der berechneten, einwohnerspezifischen Stoffquellen, der Summe der Frachten und des Anteils der Einzelquellen an der Summe (Trockenwetterabfluss).....	42
Tabelle 4-6: Anzahl an Werten, Mittelwert, 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwerts, erforderliche Anzahl an Messwerten, um den Median mit einem 95 %-Konfidenzintervall von ± 25 % zu schätzen und die mit dem Mittelwert berechnete, spezifische, transportierte Fracht je Parameter (Trockenwetterabfluss)	47
Tabelle 4-7: Zusammenfassung der berechneten, spezifischen Frachten der Einzelquellen, der Summe der Quellen und dem Anteil, den die Einzelquellen zur Summe beitragen (Regenwasserabfluss).....	51
Tabelle 4-8: Spezifischen Frachten aus dem innerörtlichen Straßenverkehr für Baden-Württemberg (P_{ges} in $kg/(ha \cdot a)$, Schwermetalle in $g/(ha \cdot a)$).....	52
Tabelle 4-9: Anzahl an Werten, Mittelwert, 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwerts, erforderliche Anzahl an Messwerten, um den Median mit einem 95 %-Konfidenzintervall von ± 25 % zu schätzen und mit dem Mittelwert berechnete, spezifische, transportierte Fracht je Parameter (Konzentrationsanteil Oberfläche, KoAn Oberfläche).....	55
Tabelle 4-10: Partikulär im Mischwasserabfluss vorliegender Anteil der Schmutzstoffe α_{PART} (Berechnungsannahme).....	56
Tabelle 4-11: Berechnung der einwohnerspezifischen Frachten aus manueller Autowäsche (für Zink liegen keine Messwerte vor).....	61
Tabelle 4-12: Daten zu den in Abbildung 4-11 dargestellten Literaturangaben	82
Tabelle 5-1: Vorgehensweise bei der Aktualisierung der Attribute der ATKIS-Daten zur Anbaufläche	89
Tabelle 5-2: Angaben der Rahmenlegende der BÜK 350 zum K-Faktor der ABAG	91
Tabelle 5-3: Zuweisung von fehlenden K-Faktoren zu Einheiten der Rahmenlegende (in $t \cdot h/(ha \cdot N)$)	92

Tabelle 5-4: Zuweisung von diskreten K-Faktor-Werten für die Wertebereiche (Einheit: $t \cdot h / (ha \cdot N)$)	92
Tabelle 5-5: C-Faktor für die verschiedenen Kulturarten (konventionell und in Mulchsaat) ..	94
Tabelle 5-6: C-Faktoren für Weinanbauflächen verschiedener Anbauverfahren (aus: AUERSWALD & SCHWAB, 1999).....	95
Tabelle 6-1: Gewässerkundliche Hauptwerte des Pegels Ubstadt (Jahre 1976 - 2000), Daten aus LfU (2003b).....	116
Tabelle 6-2: Auflistung der Entlastungswassermenge, dem Anteil an der gesamten Entlastungswassermenge, dem Mischungsverhältnis und dem geschätzten Wirkungsgrad der Entlastungsbauwerke.....	121
Tabelle 6-3: Für die Trockenwetterkomponente angesetzte Konzentrationen für die Stadt Kraichtal (P_{ges} in mg/l, Schwermetalle in $\mu g/l$)	123
Tabelle 6-4: Berechnung der Konzentrationen im KoAn Oberfläche aus der atmosphärischen Deposition für die Stadt Kraichtal (Werte für P_{ges} und Cd werden nicht benötigt, siehe Text)	124
Tabelle 6-5: Berechnung der Konzentrationen im KoAn Oberfläche zufolge der Emissionen von Dächern, dem Straßenverkehr und Sonstigem (Werte für P_{ges} und Cd werden nicht benötigt, siehe Text).....	124
Tabelle 6-6: Für den KoAn Oberfläche angesetzte Konzentrationen für die Stadt Kraichtal (P_{ges} in mg/l, Schwermetalle in $\mu g/l$)	124
Tabelle 6-7: Spezifisches Kanalschmutzpotenzial SP_{KAN} , daraus resultierende CSB-Konzentration des KoAn Kanal je Entlastungsbauwerk ¹ sowie Abweichung der unteren und oberen Grenze vom Mittelwert	126
Tabelle 6-8: Auf den Trockenrückstand bezogene Schmutzstoffgehalte im Primärschlamm sowie deren Verhältnis zum CSB-Gehalt (Kläranlage der Stadt Kraichtal).....	126
Tabelle 6-9: Mittelwerte der Schmutzstoffkonzentrationen des KoAn Kanal.....	128
Tabelle 6-10: Konzentrationen im Mischwasserabfluss und deren aus der KoAn Kanal resultierende Schwankungsbreite	129
Tabelle 6-11: Berechnete Konzentrationen im Entlastungsabfluss der Stadt Kraichtal	130
Tabelle 6-12: Frachten des Entlastungsabflusses und deren aus der KoAn Kanal resultierende Schwankungsbreite (Stadt Kraichtal).....	132
Tabelle 6-13: Mittlere Anteile der Kulturarten im Untersuchungsgebiet sowie der Anteil, zu dem diese in Mulchsaat angebaut werden	137
Tabelle 6-14: Verbreitung verschiedener Anbauverfahren im Untersuchungsgebiet in Prozent der gesamten Weinanbauflächen (KERN, 2003).....	138
Tabelle 6-15: Für das Testgebiet angenommene Schwermetallgehalte $G_{BOD,SM}$ in den Oberböden in mg/kg	140

Tabelle 6-16: Phosphor- und Schwermetall-Emissionen (EER_P , EER_{SM}) in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes des oberen Kraichbachs.....	145
Tabelle 6-17: Emissionen aus den weiteren Eintragspfaden im oberen Kraichbach, Daten aus FUCHS et al. (2004, S. 121, 144, 156 & 162)	146
Tabelle 6-18: Immissionen im oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt (P_{ges} in t/a, Schwermetalle in kg/a), Daten aus FUCHS et al. (2004, S. 137 ff. & S. 152 ff.)	147
Tabelle 6-19: Emissionen und Immissionen für den oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt und prozentualer Anteil der Einzelpfade an den Gesamtemissionen: P_{ges}	148
Tabelle 6-20: Emissionen und Immissionen für den oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt und prozentualer Anteil der Einzelpfade an den Gesamtemissionen: Schwermetalle	152
Tabelle 7-1: Berechnete Emissionen aus Mischwasserentlastungen und Erosion im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs	157

Im Text verwendete Abkürzungen

ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (auf süddeutsche Verhältnisse übertragene Version der USLE)
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e.V. (heute: DWA)
AZV	Abwasserzweckverband
Ba-Wü	Land Baden-Württemberg
BÜK	Bodenübersichtskarte
BW-Plus	Baden-Württemberg Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (Projektträger für Umweltforschung des Landes Ba-Wü)
dABAG	differenzierte ABAG
DHM	Digitales Höhenmodell
E	Einwohner
EBZI	Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommuni- kationstechnik des Ministeriums für Ernährung und ländlichen Raum Baden-Württemberg (Kornwestheim)
EGL	Entlastungsgrenzlinie
EMEP	Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe (europäisches Programm zur Überwachung von Luftverunreinigungen)
ER	enrichment ratio (dt.: Anreicherungsfaktor)
EU	Europäische Union
FAÜV	Falze, Abkantungen, Überdeckung und Verschnitt
FVA	Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
FZkm	Fahrzeug-Kilometer
GIS	Geographisches Informationssystem
IMDS	Interantional Material Data System (Internationale Materialdatenbank der Autoindustrie)
IPF	Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung
KoAn	Konzentrationsanteil (Teil der Regenwetterkomponente)
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Karlsruhe)
LGRB	Landesamts für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg
MEKA	Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich-Programm
MSC-East	Meteorological Synthesizing Center - East (an EMEP teilnehmendes Institut)
NURP	National Urban Runoff Programm (Messprogramm der U.S. EPA zur Verschmutzung von Oberflächenabflüssen)
PS	Primärschlamm

RUSLE	revised USLE (dt.: überarbeitete USLE)
SDR	sediment delivery ratio (dt.: Sediment-Eintragsverhältnis)
StaLa	Statistisches Landesamt Baden-Württemberg
TIN	Triangulated Irregular Network (dt.: unregelmäßige Dreiecksvermaschung)
TK	Topographische Karte (z.B. TK 50: Topographische Karte im Maßstab 1:50.000)
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency (Umweltschutzbehörde der U.S.A.)
USGS	United States Geological Survey (U.S. Amerikanisches Amt für Bio- und Geowissenschaften)
USLE	Universal Soil Loss Equation (dt.: siehe ABAG)

Formelzeichen

Mit den Schwerpunkten Mischwasserentlastungen und Bodenerosion umfasst diese Arbeit zwei sehr unterschiedliche Wissenschaftsdisziplinen, die jede für sich eine eigene Systematik von Kurzzeichen pflegen. Aufgrund von Überschneidungen es ist nicht immer möglich, die jeweils üblichen Formelzeichen auch in dieser Arbeit zu verwenden.

Großbuchstaben:

A_{Index} Flächen

Index:

EZG Einzugsgebietsgröße in km²

EZGZ Fläche des Einzugsgebiets der Zelle in m²

LF landwirtschaftliche Fläche in ha

red reduzierte Fläche in ha (heute: befestigte Fläche)

A mittlerer, langjähriger Bodenabtrag in t/(ha·a)

C Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (dimensionslos) (USLE/dABAG),
engl.: cropping and management - factor

C_{Index} Konzentrationen in mg/l

Index:

MWA Mischwasserabfluss

TW Trockenwetterkomponente

RW Abfluss der Regenwasserkomponente

Oberfläche Konzentrationsanteil Oberfläche (KoAn Oberfläche)

Kanal Konzentrationsanteil Kanal (KoAn Kanal)

Kanal-CSB CSB-Verschmutzung des Konzentrationsanteils Kanal in mg/l

EER_P über Bodenerosion emittierte Phosphorfracht in t/a

EER_{SM} über Bodenerosion emittierte Schwermetallfracht in kg/a

EMK über Mischwasserentlastung emittierte Fracht (Phosphor in t/a, Schwermetalle in kg/a)

ER Anreicherungsfaktor (enrichment ratio) (dimensionslos)

G_{Index} Schmutzstoffgehalt

Index:

BOD,P Phosphor-Oberbodengehalt in mg/kg

BOD,SM Schwermetall-Oberbodengehalt in mg/kg

PS Schmutzstoffgehalt im Primärschlamm (Phosphor in g/kg TR,
Schwermetalle in mg/kg TR)

PS-CSB CSB-Gehalt im Primärschlamm in g/kg TR

K	Bodenerodierbarkeitsfaktor in $t \cdot m / (ha \cdot a \cdot kJ \cdot h)$ (USLE/dABAG), engl.: soil erodibility - factor
L	Hanglängenfaktor (dimensionslos) (USLE), engl.: slope length - factor
N	Anzahl der Messwerte
N_a	Jahresniederschlag in mm
P	Erosionsschutzfaktor (dimensionslos) (USLE/dABAG), engl.: support practice - factor
P_{KAN}	Kanalschmutzpotenzial in m^2
Q_{MK}	Entlastetes Mischwasservolumen in m^3/a
R	Regen- und Oberflächenabflussfaktor in $kJ/m^2 \cdot m/h$ (USLE/dABAG), engl.: rainfall and runoff erosivity - factor
S	Hangneigungsfaktor (dimensionslos) (USLE/dABAG), engl.: slope steepness - factor
SDR	Sedimenteintragsverhältnis (sediment delivery ratio) (dimensionslos)
SP_{KAN}	spezifisches Kanalschmutzpotenzial in m^2/ha

Kleinbuchstaben:

a	Formparameter des Einzelhanges (dimensionslos) (dABAG)
b	Breite der Zelle in m (dABAG)
f	Faktor, der vom Perzentil in der Verteilung abhängt, in dem ein zu berechnender Mittelwert auftritt ($f = 1,25$ für den Median, $f = 1,0$ für das geometrische Mittel bei log-normalverteilten Daten)
k	Faktor, der vom berechneten Konfidenzniveau abhängt (bei 95 %: $k = 1,96$)
l	Hanglänge (längste Fließlänge) in m (dABAG)
l_i	längste Fließlänge auf dem i-ten Teilstück des Hangs in m (dABAG)
l	Länge eines Kanalstranges in m
m	Hanglängenexponent des i-ten Teilstückes (dimensionslos) (USLE/dABAG)
m	Mischungsverhältnis von Trockenwetter- und Regenwasserkomponente im Mischwasserabfluss (dimensionslos)
p	Konfidenzintervall in [%] des Mittelwerts
q	obere/untere Intervallgrenze bei der Berechnung des Konfidenzintervalls
r_{hy}	hydraulischer Radius in m
\bar{x}	Mittelwert der Messdaten (Median oder geometrisches Mittel)

griechische Buchstaben:

α_{PART}	im Mischwasser partikulär vorliegender Anteil der Schmutzstoffe (dimensionslos)
η_{SED}	sedimentativer Wirkungsgrad der Regenwasserbehandlung (dimensionslos)
σ	Standardabweichung der (logarithmierten) Messwerte
τ_{min}	Mindestwandschubspannung in N/m ²
τ_{vor}	bei Trockenwetterabfluss vorhandene Wandschubspannung in N/m ²
Θ	Hangneigung in °

1 Einleitung

Mit ihrer Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften trat die EU-Wasserrahmenrichtlinie nach langen Verhandlungen am 22.12.2000 in Kraft (EU, 2000). Eines der zentralen Ziele dieser Richtlinie ist es, spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten einen „guten Zustand“ der Oberflächengewässer und des Grundwassers zu erreichen (Artikel 4).

Um dies zu erreichen, verlangt Artikel 5(1) die „Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers“. Dies umfasst nach Anhang II der Richtlinie die Einschätzung und Beschreibung der Verschmutzung durch Punktquellen und durch diffuse Quellen. Entsprechende Angaben müssen gemäß Anhang VII in den Bewirtschaftungsplänen (Artikel 13) enthalten sein.

Ein unverzichtbares Werkzeug für die Einschätzung und Beschreibung der Verschmutzung durch Punktquellen und diffuse Quellen sind Stoffstromanalysen. Diese leisten eine nach Eintragspfaden und Einzugsgebieten differenzierte Abschätzung der Emissionsfrachten verschiedener Stoffe (z.B. N, P, Schwermetalle) in die Gewässer. Die Summe dieser Emissionen kann zur Kontrolle „bilanzartig“ den aus den Daten des Gewässermonitorings berechneten Immissionsfrachten gegenübergestellt werden. Einen Überblick über die üblicherweise betrachteten Emissionspfade zeigt Abbildung 1-1.

Stromgebiete (Makroskala, $A_{EZG} = 1.000 - 100.000 \text{ km}^2$) werden in der Regel auf der Basis von Jahresfrachten und als Mittel eines Zeitraumes einiger Jahre bilanziert. Die räumlich kleinste betrachtete Einheit liegt im Bereich von mehreren hundert Quadratkilometern. Mittlere bis kleine Einzugsgebiete (Mesoskala, $A_{EZG} = 10 - 1.000 \text{ km}^2$) können mit grundsätzlich ähnlichen Ansätzen wesentlich kleinräumiger aufgelöst betrachtet werden, der zeitlich Bezug ist allerdings in der Regel auch das Jahr.

Sehr kleine Einzugsgebiete (Mikroskala, A_{EZG} kleiner 10 km^2) können zudem – bei wesentlich höherem Datenaufwand – mit physikalisch basierten Simulationsmodellen erfasst und dabei zeitlich hochaufgelöst (z.B. ereignisbasiert) abgebildet werden (RODE, 1995, S. 1). Mit zunehmender Modellkomplexität wird zwar die Modellsicherheit reduziert. Aufgrund der größeren Anzahl an Modellparametern vergrößert sich jedoch im Gegenzug die Parameterunsicherheit, sprich: „Die minimale Gesamtunsicherheit ergibt sich [...] nicht zwangsläufig bei maximaler Modellkomplexität“ (SCHMITT-HEIDERICH et al., 2000). Es kann nur im Einzelfall, abhängig von der konkreten Fragestellung, entschieden werden, welcher Grad von Modellkomplexität zielführend ist.

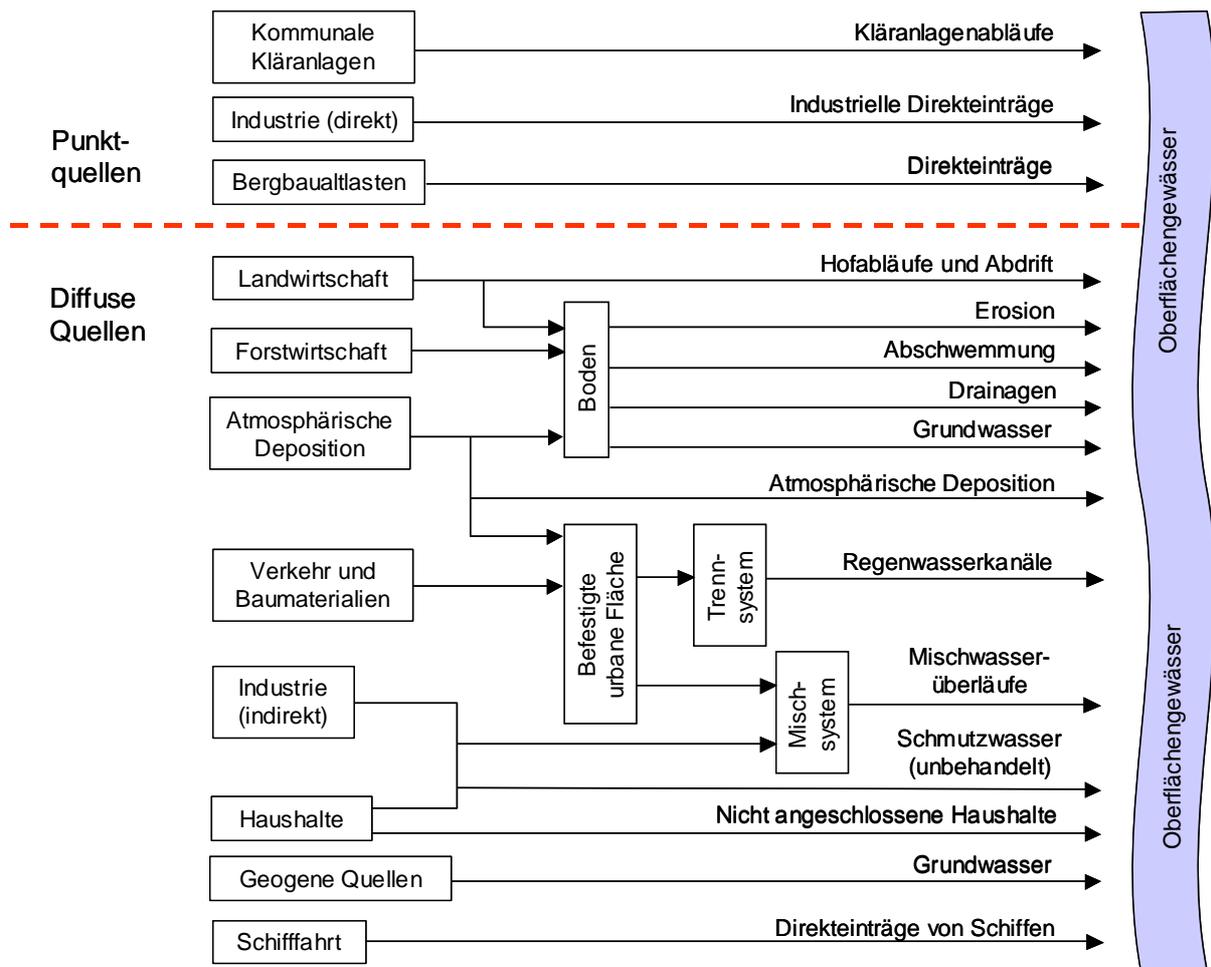


Abbildung 1-1: Quellen und wichtigste Eintragungspfade für Emissionen in Oberflächengewässer (nach IKSR, 1999, S. 13)

Stoffstromanalysen für großräumige Einzugsgebiete und für kleinräumige Teileinzugsgebiete stellen keine redundante Arbeit dar, sondern sind als notwendige Ergänzung im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Aufgaben zu sehen.

Makroskalige Analysen liefern naturgemäß eher gröbere, integrale Ergebnisse über einzelne Teileinzugsgebiete. Dadurch ist es zum Einen möglich, Teileinzugsgebiete mit Eintragungsschwerpunkten ausfindig zu machen, zum Anderen können nur durch großräumige Analysen Anforderungen, die sich aus übergeordneten Gesichtspunkten ergeben (z.B. dem Schutz der Meere), auf oberhalb gelegene Teileinzugsgebiete übertragen werden.

Stoffstromanalysen auf der Mesoskala hingegen sind notwendig für die konkrete Planung von Maßnahmen. Nur durch diese Art von Studien kann die Quantifizierung der Wasser- und Stoffströme hinreichend differenziert – maßnahmenrelevant – ausgearbeitet werden. Auf der Mikroskala haben Stoffstromanalysen eher den Charakter von Fallstudien oder Untersuchungen mit wissenschaftlichem Hintergrund.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit dem Abschätzen von Stoffströmen auf der Mesoskala. Betrachtet werden Phosphor sowie die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink.

Diese Eingrenzung ist bedeutend, denn damit geht eine Fokussierung auf bestimmte Eintragspfade einher: Bedingt durch „typische“ Schmutzstoffquellen (landwirtschaftliche Düngung, Verkehr) und charakteristisches Verhalten in der Umwelt (gesteuert z.B. über die Affinität zu Partikeln) können für jeden Schmutzstoff zwei, maximal drei Emissionspfade genannt werden, über die der Großteil der Eintragsfrachten realisiert wird.

Die Hauptpfade der hier betrachteten Stoffe sind Kläranlagenabläufe, urbane Flächen (Mischwasserentlastungen, Regenwasserkanäle) und Erosion von landwirtschaftlichen Flächen. Deutschlandweit werden über diese drei Pfade zwischen 55 und 75 % der gesamten Emissionen in die Oberflächengewässer eingetragen¹. Es gibt für jeden Stoff höchstens einen einzigen weiteren Pfad, der mehr als 10 % der Summe der Emissionen verursacht (BEHRENDT et al., 2002; FUCHS et al., 2002).

Für das Einzugsgebiet der Donau schätzten SCHREIBER et al. (2003) den Anteil der erstgenannten Pfade an den gesamten Phosphoremissionen der Jahre 1998 bis 2000 sogar auf 86 %². Eine Schätzung der Cadmium-, Kupfer-, Blei- und Zinkemissionen in die Oberflächengewässer des Elbe-Einzugsgebietes beziffert ihren Anteil mit knapp 50 bis über 70 % der Gesamtemissionen (VINK, 2002). In ähnlicher Größenordnung gibt die IKS (1999) den Anteil für Cadmium, Kupfer, Blei und Zink im Einzugsgebiet des Rheins bis zur Station Lobith an (60 bis 80 % für die Jahre 1993 bis 1997).

Betrachtet man ein mittleres bis kleines Flussgebiet (Mesoskala), grenzt man also den Untersuchungsraum ein, so können die Ergebnisse noch deutlich ausgeprägter sein: FUCHS et al. (2004) untersuchten ein Einzugsgebiet im Kraichgau, in dem sich der Anteil der drei Eintragspfade an den Gesamtemissionen von Phosphor und den betrachteten Schwermetalle auf 80 bis über 95 % beläuft. Ein ähnlicher Trend ergibt sich in der Verteilung der Emissionen für das Land Baden-Württemberg (RUF, 2003; FUCHS et al., 2003).

¹ Nickel stellt eine Ausnahme dar. Es wird zu annähernd 50 % über das Grundwasser eingetragen.

² In der Summe ist der Beitrag der Direkteinleiter enthalten.

Die Vorgehensweisen, mit der die als bedeutend erkannten Emissionspfade auf mesoskaliger Ebene berechnet bzw. abgeschätzt werden, sind hinsichtlich ihrer Güte sehr unterschiedlich zu bewerten.

Die Emissionen aus Kläranlagen können mathematisch sehr einfach und zugleich mit zufriedenstellender Zuverlässigkeit geschätzt werden: Dazu wird das Produkt aus Durchflussmenge und Ablaufkonzentration gebildet. Eine Verbesserung der Berechnungsergebnisse ist – vor allem im Hinblick auf die Schwermetalle – in erster Linie über einen Ausbau der Datenbasis für die Ablaufkonzentrationen erreichbar, nicht jedoch methodisch. Zu fordern wären in Bezug auf diesen Pfad also zunächst systematische Messungen und eine zuverlässige Datenhaltung.

Die Steuergrößen, die die Emissionen über Mischwasserüberläufe³ und Erosion bestimmen, sind vielfältig und komplex. Bei diesen beiden Pfaden werden auf der Mesoskala deutliche Defizite in den derzeitigen Modellen zur Emissionsschätzung festgestellt (vgl. Kapitel 2 „Stand des Wissens“):

- Die Konzentrationen im Mischwasserentlastungsabfluss werden ohne Berücksichtigung des regional unterschiedlichen Einflusses der Schmutzstoffquellen hergeleitet.
- Der flächenhafte Bodenabtrag wird abgeschätzt ohne
 - eine Berücksichtigung von Bodenschutzmaßnahmen und
 - eine Berücksichtigung der Hangquer- und -längsform.

Es ist das Ziel dieser Arbeit, diese Defizite zu beheben.

Zur Form des Textes

In Kapitel 2 wird der Stand des Wissens bezüglich der Schätzung der Emissionen aus Mischwasserüberläufen und Erosion dargelegt. Anschließend werden die Arbeitshypothesen und das Arbeitsprogramm vorgestellt (Kapitel 3).

Es folgt für beide Eintragspfade eine Vorstellung der Modellansätze, die erarbeitet wurden, und der dafür benötigten Eingangsdaten. Fortgefahren wird mit einer Diskussion dieser Modellansätze und der Eingangsdaten. Zum besseren Verständnis des Textes erfolgen diese beiden Schritte getrennt nach den betrachteten Eintragspfaden: Zunächst für Mischwasserentlastungen (Kapitel 4), dann für Erosion (Kapitel 5).

Schließlich (Kapitel 6) werden die Ansätze modellhaft im Untersuchungsgebiet „Oberer Kraichbach“ angewandt, welches dazu kurz beschrieben wird. Erweitert um die Emissionen aus den anderen Pfaden werden die Ergebnisse mit den in diesem Gebiet gemessenen Immissionen verglichen. Die Arbeit schließt mit einer Zusammenfassung und einem Ausblick (Kapitel 7).

³ Regenwasserkanäle können im Rahmen der hier entwickelten Methodik als Sonderfall von Mischwasserkanälen angesehen werden und somit analog zu diesen abgeschätzt werden.

2 Stand des Wissens

2.1 Schätzung der Emissionen aus Mischwasserüberläufen

2.1.1 Allgemeines

In urbanen Gebieten, die über Mischkanalisationsnetze entwässert werden, wird das eher gleichmäßig anfallende, kommunale und gewerbliche/industrielle Schmutzwasser mit dem höchst dynamisch auftretenden Regenwasserabfluss gemeinsam in einem Kanal der Kläranlage zugeführt. Ist die Drosselleistung des Systems erreicht und die Speicherkapazität der Kanäle und Regenbecken erschöpft, so kommt es zu Entlastungen des Mischwassers in Oberflächengewässer. Damit einher geht der Austrag von Stoffen, die aus dem Trockenwetterabfluss, dem Regenwasserabfluss, den Kanalablagerungen bzw. der Sielhaut stammen.

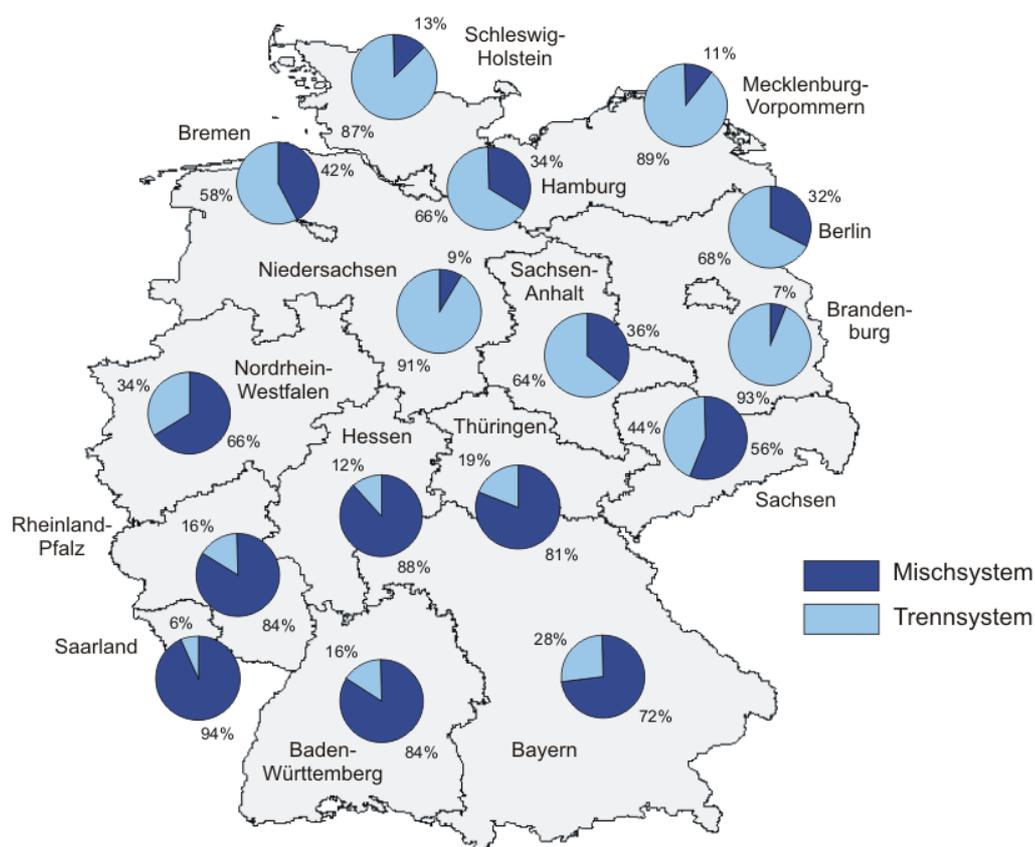


Abbildung 2-1: Anteile, zu denen die kanalisiertes Flächen in den Ländern im Misch- bzw. Trennsystem entwässert werden (aus: SCHERER & FUCHS, 2004)

Die hohe Komplexität dieses Vorgangs bei zugleich schlechter Datenlage ist vermutlich der Grund, warum dieser Pfad in manchen Projekten/Programmen zur Abschät-

zung von Emissionen in Oberflächengewässer vollständig außer Acht gelassen wird (GEBEL & GRUNEWALD, 2001; F&N UMWELTCONSULT, 1997; PRASUHN & BRAUN, 1994). Ein vermutlich geringer Fehler entsteht dadurch für Einzugsgebiete in den nördlichen Teilen Deutschlands, in denen Trennkanalisationen deutlich vorherrschend sind, wie Abbildung 2-1 zeigt.

2.1.2 In der Literatur verwendete Methoden

Die in der Literatur verwendeten Methoden, Emissionen aus Mischwasserüberläufen abzuschätzen, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Prozentmethoden
- Hydrologisch-empirische Verfahren
- Mischwasservolumenbilanz-Methoden
- Auf dem Arbeitsblatt A 128 (ATV, 1992) aufbauende Methoden
- Verfahren der Entlastungsgrenzlinie
- Deterministische Modelle

Prozentmethoden und hydrologisch-empirische Verfahren

Prozentmethoden wurden vor allem in frühen Ansätzen der Emissionsschätzung angewandt. Sie nutzen vom Ausbaugrad abhängige Anteile des gesamten, auf kommunalen Kläranlagen behandelten Abwasservolumens in Kombination mit mittleren Stoffkonzentrationen in Mischwasserabflüssen zur Emissionsberechnung oder – mehr oder weniger direkt – Anteile der Kläranlagenzulauffrachten (HAMM et al., 1991, S. 792 f.; WERNER & WODSAK, 1994, S. 102 ff.; WAGNER & BÜHRER, 1989, S. 20 f.).

Eine Sonderstellung nimmt die Arbeit von BROMBACH & MICHELBACH (1998) ein, die funktionelle Zusammenhänge zwischen dem Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung und einwohnerspezifischen Entlastungsfrachten für Nährstoffe herleiteten. Auch hier geht jedoch mit dem Ausbaugrad nur ein einziger Parameter in die Berechnungen ein.

Die Vorgehensweisen dieser Studien sind stark auf „mittlere Bedingungen“ ausgerichtet. Sie sind damit wenig geeignet, regionsspezifisch oder gar maßnahmenorientiert eine Schätzung der Emissionen aus Mischkanalisationsüberläufen vorzunehmen⁴, weswegen sie aus den näheren Betrachtungen im Rahmen dieser Arbeit ausgeschlossen wurden.

⁴ Mit Ausnahme der Maßnahme „Ausbau der Volumina der Regenbauwerke“ natürlich.

Auch hydrologisch-empirische Verfahren (z.B. das Flutplan-Verfahren) wurden aus ähnlichen Gründen nicht näher untersucht. Unter Ansatz „mittlerer“ Belastungen, die auf „mittlere“ Anfangsbedingungen im Entwässerungsnetz treffen, bilden sie „mittlere“ Verhältnisse nach. Entsprechend stellen die Ergebnisse „angenähert“ mittlere Verhältnisse dar (ATV, 1992, S.45). Analog zur Argumentation im vorangehenden Abschnitt kann diese Vorgehensweise nicht als im Sinne der vorliegenden Fragestellung zielführend bezeichnet werden.

Mischwasservolumenbilanz-Methoden

FUCHS & HAHN (1999) und NAFO (2004) nutzen Mischwasservolumenbilanzen zur Ermittlung von jährlichen Entlastungswassermengen. Diese Methode verblüfft aufgrund ihrer Einfachheit. Abbildung 2-2 verdeutlicht die Vorgehensweise.

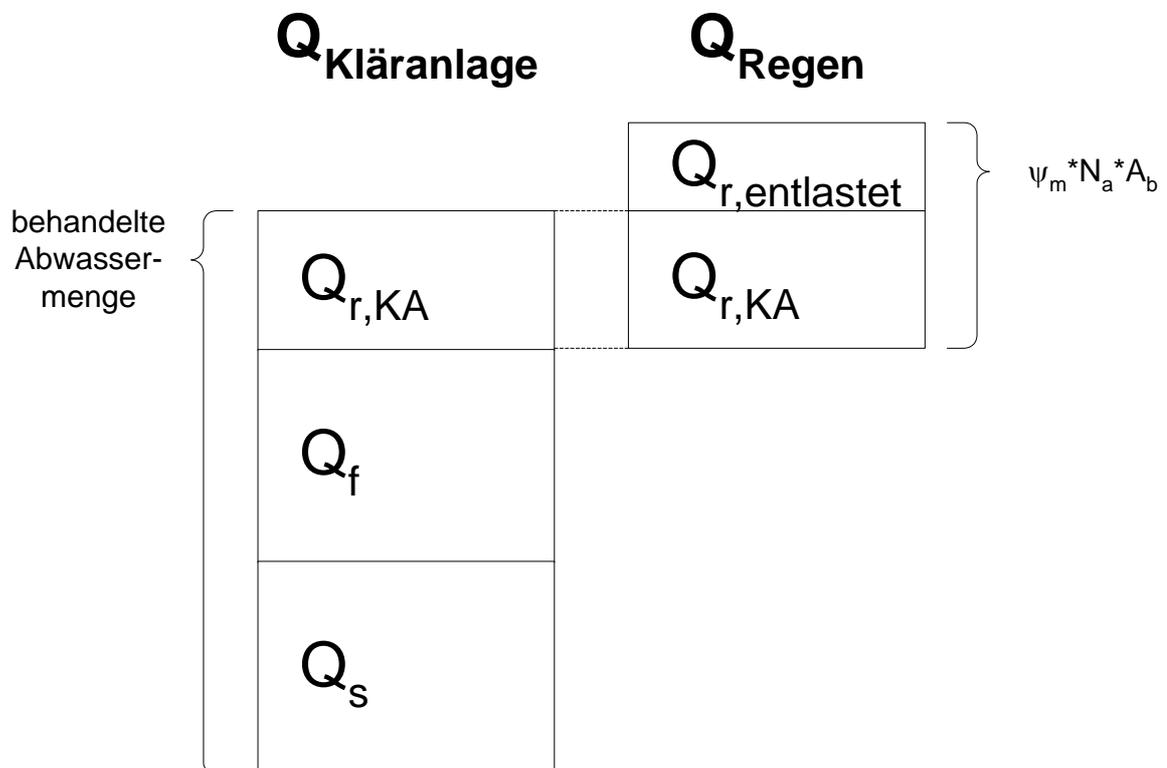


Abbildung 2-2: Schaubild der Methode „Mischwasservolumenbilanz“

Betrachtet wird zunächst die gesamte auf der Kläranlage (den Kläranlagen) behandelte Abwassermenge ($Q_{\text{Kläranlage}}$). Diese wird aufgeteilt in ein Volumen, welches aus Trockenwetterabfluss stammt und wiederum aus methodischen Gründen oft in Schmutzwasser (Q_s) und Fremdwasser (Q_f) unterteilt wird, und ein Volumen, das aus Regenwasserabfluss stammt und ebenfalls auf der Kläranlage behandelt wurde ($Q_{r,KA}$). Auf der anderen Seite wird die Regenwassermenge bestimmt, die jährlich ins Mischkanalisationsnetz eingeleitet wird (Q_{Regen}), berechnet als Produkt aus mittlerem

Abflussbeiwert ψ_m , Jahresniederschlagshöhe N_a und den befestigten Flächen A_b . Sind diese Größen bestimmt, so ergibt sich die entlastete Wassermenge ($Q_{r,entlastet}$) aus der Differenz zwischen der insgesamt ins Kanalisationsnetz eingeleiteten und der auf der Kläranlage behandelten Regenwassermenge.

Der Vorteil dieser Methode liegt in der geringen Anzahl an Parametern, die bestimmt werden müssen. Einige von ihnen sind zudem in aller Regel relativ genau bekannt und werden stetig gemessen. Dazu zählen insbesondere die Jahresniederschlagshöhe und die gesamte, auf der Kläranlage behandelte Abwassermenge. Auch die Aufteilung von $Q_{Kläranlage}$ in Q_s und Q_f gelingt mittels der Methode des „gleitenden Mittels“ (UFT, 1998), für die nur wenige zusätzliche Informationen nötig sind, sehr gut. Aufwändig zu erfassen bzw. nur mit größeren Unsicherheiten abzuschätzen ist die Größe der befestigten Fläche. Wird die befestigte Fläche für größere Einzugsgebiete erfasst, so können Schätzverfahren angewandt werden, die z.B. auf klassifizierten Satellitenbildern aufbauen. Es kann dann davon ausgegangen werden, dass sich Fehler herausmitteln. Auf der hier betrachteten Ebene erscheint jedoch eine höhere Genauigkeit nötig zu sein: Versuchsweise wurden für das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs die befestigten Flächen nach der im Projekt NIEDERSCHLAG (FUCHS & HAHN, 1999) verwendeten Methode abgeschätzt. Die befestigten Flächen wurden dabei so stark unterschätzt, dass sich eine negative Entlastungsrate ergab (SHAO, 2002, S. 39)!

Der Grund, der zum Ausschluss der Methode aus den Betrachtungen dieser Arbeit führte, war die Tatsache, dass mit ihr nur beobachtete Ereignisse/Zeiträume bilanziert werden können. Selbst die Auswirkung des Baus weiteren Speichervolumens, als konventionellste Maßnahme zur Senkung der Emissionen, kann mit dieser Methode nicht prognostiziert werden.

Auf dem Arbeitsblatt A 128 aufbauende Methoden

Ziel des Bemessungsgangs des ATV-Arbeitsblatts A 128 (ATV, 1992) ist die Bestimmung eines erforderlichen Gesamtspeichervolumens. Dieses ergibt sich als spezifisches Speichervolumen im vorletzten Schritt des Berechnungsgangs aus der Regenabflussspende q_r und der Jahresentlastungsrate e_0 (siehe Abbildung 2-3). Es liegt nahe, bei bekannter Regenabflussspende und gegebenem Gesamtspeichervolumen – also z.B. für ein bestehendes System – „rückwärts“ eine Jahresentlastungsrate zu berechnen. BEHRENDT et al. (1999, S. 137 ff.) und STÖLTING (2002) bauen ihre Abschätzungen der Emissionen aus Mischwasserentlastungen auf den Gleichungen der A 128 auf.

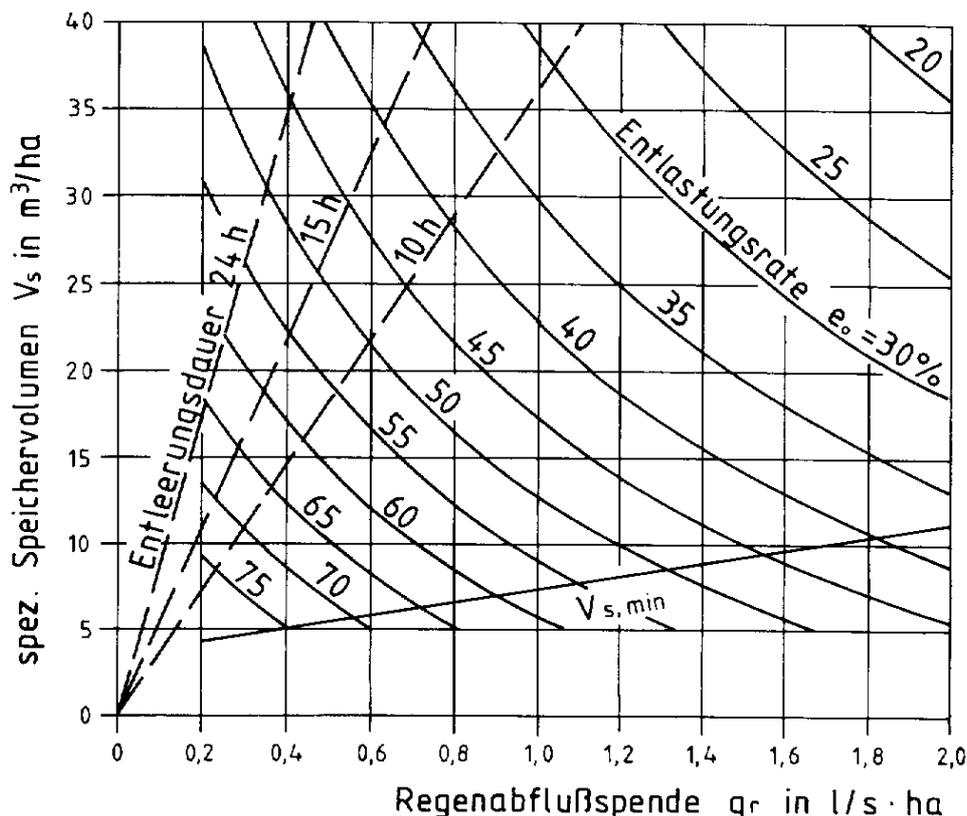


Abbildung 2-3: Spezifisches Speichervolumen in Abhängigkeit von der Regenabflußspende und der zulässigen Entlastungsrate (aus: ATV, 1992, S. 20)

Die Niederschlagshöhe kommt in dieser Beziehung nicht mehr vor, was allerdings durch die Nutzung der Gleichung von MEIßNER (1991), auf den das Verfahren zurückgeht, umgangen werden kann. BEHRENDT et al. (1999) wählen diesen Weg. In keinem Fall wird jedoch die zeitliche Verteilung des Niederschlagsgeschehens berücksichtigt, die auf die Entlastungswassermenge großen Einfluss hat.

Weder MEIßNER (1991) noch ATV (1992) machen Angaben zur Güte der von ihnen veröffentlichten, empirischen Gleichungen, so dass über den Fehler, der bei einer Abweichung von mittleren Verhältnissen gemacht wird, keine Aussage getroffen werden kann. Schließlich weisen auch ATV-DVWK (2001, S. 28) darauf hin, dass bei der Betrachtung bestehender Systeme aufgrund „örtlicher Restriktionen“ Jahresentlastungsraten auftreten können, die sich von den im Bemessungsgang ermittelten unterscheiden.

Da es das erklärte Ziel dieser Arbeit war, Bilanzierungsansätze zu finden, die auch regionale Besonderheiten widerspiegeln können, wurde kein auf den Gleichungen des ATV-Arbeitsblatts A 128 aufbauendes Verfahren gewählt.

Verfahren der Entlastungsgrenzlinie

Die Methode der Entlastungsgrenzlinie (EGL) wurde von XANTHOPOULOS (1990, S. 87 ff.) vorgestellt. Die Herangehensweise ist ähnlich wie die von KOOT bereits 1969 beschriebene. Im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen Methoden ermöglicht die Entlastungsgrenzlinie eine Auswertung einzelner Regenereignisse und besticht trotzdem durch Einfachheit und Transparenz. Daraus ergibt sich ein ganz direkter, qualitativer Vorteil gegenüber Simulationsmodellen: Es ist möglich, sie in herkömmlichen Tabellenkalkulationsprogrammen umzusetzen.

Aus diesem Grund wurde die Methode der Entlastungsgrenzlinie sehr genau auf ihre Anwendbarkeit zur Berechnung der entlasteten Wassermengen aus Kanalisationsnetzen auf mesoskaliger Ebene hin untersucht. Auch die von XANTHOPOULOS (1990, S. 94) offen gelassene Frage der Brauchbarkeit in vorentlasteten Gebieten wurde analysiert.

Bei FUCHS et al. (2004, S. 233 ff.) sind die vom Autor angestellten Überlegungen und Berechnungen detailliert dargelegt. Die Ergebnisse können insgesamt als gut bezeichnet werden, was jedoch auf besondere Umstände im zugrundegelegten Kanalisationsnetz zurückzuführen ist (eine spezielle Kombination von nicht aufeinander abgestimmten Drosselabflüssen). Da in anderen Netzen diese Methode nicht anwendbar ist, wurde von einer Nutzung der Entlastungsgrenzlinie für diese Arbeit Abstand genommen.

Deterministische Modelle

Deterministische Modelle können in hydrologische und hydrodynamische Modelltypen unterteilt werden. Beide simulieren das Abflussgeschehen auf der Oberfläche und im Kanal separat. Auch die Abflusskonzentration auf der Oberfläche wird in der Regel übereinstimmend, mit hydrologischen Ansätzen (Übertragungsfunktionen), nachgebildet.

Bei hydrologischen Modellen wird das Translations- und Retentionsverhalten beim Abfluss im Kanal ebenfalls mit Hilfe von Übertragungsfunktionen beschrieben. Hydrodynamische Modelle hingegen lösen das Saint-Venant'sche Differentialgleichungssystem numerisch und berechnen den Kanalabfluss somit physikalisch korrekt.

Hydrologische Programme setzen somit ein lineares, zeitinvariantes Übertragungsverhalten des Teilsystems „Kanal“ voraus. Sie unterliegen Einschränkungen in der Gültigkeit aufgrund der Tatsache, dass bei der Beschreibung der Abflusstransformation im Netz zunächst nur die Abflüsse berechnet werden, denen dann in einem zweiten Schritt Wasserstände zugewiesen werden. Je stärker die Wechselwirkung

zwischen diesen beiden Größen für die Abflussverhältnisse von Bedeutung ist, wie zum Beispiel bei Fließumkehr oder Rückstau in Entlastungsbauwerken, desto stärker weichen die Simulationsergebnisse hydrologischer Modelle von der Realität ab⁵. Diese Anwendungsgrenze ist der Preis, der für einen gegenüber den hydrodynamischen Modellen deutlich geringeren Datenbedarf gezahlt wird.

Positiv an der Nutzung von deterministischen Modellen insgesamt ist, dass man mit ihnen – anders als mit allen anderen genannten Methoden – in der Lage ist, Aussagen über das zeitgerechte Zusammenwirken von Regenentlastungen und Gewässer zu treffen (ATV, 1992, S. 47). Dies ist interessant, da der Eintragspfad „Mischwasserentlastungen“ derjenige ist, bei dem am ehesten auch mit akuten Wirkungen gerechnet werden muss. Das gilt für Mittelgebirgsgewässer vor allem bezüglich der hydraulischen Belastung, für Flachlandgewässer und stauregulierte Gewässer im Hinblick auf die Einleitung von sauerstoffzehrenden Stoffen und das fischtoxische Ammonium/Ammoniak bzw. die hygienische Belastung (FUCHS, 1997, S. 139; BWK, 2003b, S. 22 ff.).

Werden Simulationsmodelle verwendet, besteht zudem die Möglichkeit, das Modell zu kalibrieren/plausibilisieren und die Rechenergebnisse somit abzusichern. Die anderen Verfahren bieten diese Möglichkeit mit Ausnahme der Entlastungsgrenze nicht (für die Mischwasservolumenbilanz-Methode besteht sie nur eher theoretisch).

Fazit des Methodenvergleichs

Die vorangehenden Ausführungen haben verdeutlicht, dass nur hydrologisch-deterministische Modelle gut geeignet sind, das Volumen entlasteter Mischwassermengen im Rahmen von mesoskaligen Emissionsberechnungen abzuschätzen. Auch RÖDDER & GEIGER (1996) schlagen für die regionale Berechnung von Mischwasserentlastungen hydrologische Modelle vor.

Mit der Nutzung von hydrologischen Modellen geht kein „Aufblähen“ der benötigten Datenmenge einher, wie es vielleicht auf den ersten Blick erscheinen mag:

- Die absolute Zahl an benötigten Eingangsparametern ist zwar zweifelsohne größer als bei den anderen Methoden. Die wesentlichen und aufwändig zu erhebenden Parameter jedoch gehen in alle Verfahren gleichermaßen ein. Dazu zählt an erster Stelle die befestigte Fläche. Sie stellt den sensitivsten Parameter dar (vgl. z.B. BUTZ & FUCHS, 2003), so dass für ihre Erhebung auch die höchste Sorg-

⁵ Durch die Koppelung von Kontinuitäts- und Energiebedingung (Wasserstand und Abfluss) werden Rückstaeinflüsse bei hydrodynamischen Simulationsmodellen berücksichtigt.

falt aufzubringen ist. Lediglich die Struktur des Einzugsgebiets muss alleine für deterministische Modelle erhoben werden.

- Durch die bessere, zeitliche Auflösung stellen deterministische Modelle auch höhere Ansprüche an die Datenqualität der Systembelastung, den Niederschlag. Eine nennenswerte, zeitliche oder finanzielle Mehrbelastung ist aufgrund des Schritts vom Rechnen mit einem langjährigen Mittelwert hin zur deterministischen Simulation jedoch nicht zu erwarten, zumindest nicht in Baden-Württemberg. In diesem Land können langjährige Regenreihen in hoher zeitlicher Auflösung für jeden Ort von der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) generiert und bezogen werden. Dies sind mit dem Programm NiedSim generierte Niederschlagsreihen, die zwar nicht mit den tatsächlich aufgetretenen Niederschlägen übereinstimmen, mit der gleichen Wahrscheinlichkeit aber hätten auftreten können (BÁRDOSSY et al., 2001). Zur Berechnung von mittleren, jährlichen Entlastungsfrachten können sie deswegen eingesetzt werden.

Wird nun bereits ein deterministisches Modell zur Berechnung von Entlastungswasservolumina genutzt, liegt der Gedanke nahe, auch die entlasteten Stofffrachten mit einem solchen Modell zu kalkulieren. Schließlich sind z.B. mit SMUSI (IHWB, 1998) und KOSIM (ITWH, 2002) bzw. MouseTrap (DHI, 2002) und InfoWorks CS (Wallingford Software, 2002) hydrologische bzw. hydrodynamische Simulationsmodelle kommerziell verfügbar, die über ein Schmutzfracht-Modul verfügen. Die berechneten Stofffrachten sind jedoch fehlerhaft, wie im nächsten Abschnitt gezeigt wird.

2.1.3 Unzulänglichkeiten deterministischer Schmutzfrachtsimulationsmodelle

Hydrologisch-deterministische Schmutzfrachtsimulationsmodelle

Die Schmutzfrachtberechnung hydrologischer Simulationsmodelle erfolgt über eine Mischungsrechnung der Abflusskomponenten Trockenwetterabfluss und Regenabfluss von kanalisiert Flächen (ggf. auch Regenabfluss aus Außengebieten). Nach diesem Ansatz fehlt jedoch eine sehr wesentliche Schmutzquelle des Mischwasserabflusses: remobilisierte Kanalablagerungen⁶.

Die große Bedeutung der Kanalablagerungen für die vom Mischwasser transportierte Schmutzfracht wird in der Literatur immer wieder hervorgehoben (ASHLEY et al., 1992; FAN et al., 2001; FARAM & HARWOOD, 2003; BWK, 2003b, S. 44) und regelmäßig auch durch Messungen quantifiziert:

⁶ Auch abgelöste Sielhaut wäre evtl. hier zu nennen (vgl. Kapitel 4.2.4).

- KRAUTH (1970) folgerte aus seinen Messungen in Stuttgart-Büsnau, dass 56 % der bei Regenabfluss abgeleiteten Feststoffe aus Kanalablagerungen stammen. Diese Zahl überrascht, beschreibt er doch das Gefälle in allen Kanalstrecken des Untersuchungsgebietes als ziemlich groß: Das geringste Gefälle beträgt immer noch 0,5 %. Er konnte damit zeigen, „dass entgegen der allgemeinen Ansicht auch in Kanalnetzen mit großem Gefälle umfangreiche Ablagerungen auftreten können“ (KRAUTH, 1970, S. 27 & 133 f.).
- Nach ATV (1983) teilt sich die Herkunft der Feststoffe im Mischwasserabfluss etwa je zur Hälfte auf die Oberflächen und das Kanalnetz auf.
- Die Ergebnisse über Kanalablagerungen von DAUBER et al. (1984) liegen in der gleichen Größenordnung: Sie leiteten aus ihren Messungen in dem 1.750 ha großen Einzugsgebiet der Kläranlage Glatt (Stadt Zürich) mit „unterschiedlichen Kanalisationsverhältnissen“ eine flächenspezifische Feststofffracht ab, die im Mittel drei Mal höher war als in dem 12,7 ha großen Teilgebiet Friedackerquartier (Zürich-Oerlikon) mit „guten Gefälleverhältnissen“. In diesem Teilgebiet gaben KREJCI et al. (1987) die mittlere Sedimentfracht, die je Regenereignis vom Mischwasserabfluss aus Ablagerungen remobilisiert wird, mit Werten zwischen 0 und 65 g AFS/m an (je nach „Haltungstyp“⁷). Der Anteil remobilisierter Kanalablagerungen an der Feststofffracht von vier beprobten Niederschlagsereignissen betrug 30 bis 60 %.
- In einer dänischen Studie wurde der Beitrag der Ablagerungen an der CSB-Schmutzfracht mit zwei Drittel der gesamten, nicht aus dem Trockenwetterabfluss stammenden Verschmutzung beziffert (JOHANSEN, 1985).
- Massenbilanzen von CHEBBO (1992) und BACHOC (1992) führten zu dem Ergebnis, dass 30 bis 50 % der Feststoffe bei Mischwasserabfluss von Quellen innerhalb des Kanals stammen.
- Messungen während 77 Regenereignissen in Braunschweig wurden von DE VRIES (1993, S. 96) durchgeführt und ausgewertet. Er berechnete daraufhin, dass zwei Drittel der AFS-Mischwasserfracht remobilisierter Kanalablagerungen und abgelöster Sielhaut zuzuschreiben sind.
- Umfangreiche Messungen während fünf Regenereignissen im Gebiet Le Marais (Paris) erbrachten das Ergebnis, dass 45 bis 65 % der Feststoffe im Mischwas-

⁷ KREJCI et al. (1987) definierten in Abhängigkeit von Rohrdurchmesser und -neigung fünf Haltungstypen.

serabfluss remobilisierten Kanalablagerungen zuzuweisen sind (GROMAIRE-MERTZ et al., 1998). Nach weiteren Messungen im Gebiet (GROMAIRE et al., 2001) wurde das Wertespektrum auf 40 bis 80 % erweitert.

Die Beispiele verdeutlichen, dass mit einer Methode, die die Schmutzquelle „Kanalablagerungen“ nicht berücksichtigt, keine zuverlässige Berechnung der Emissionen durchgeführt werden kann. Dies dürfte auch der Grund sein, warum im Hessischen „SMUSI-Erlass“⁸ zwar die Anforderung von maximalen, spezifischen Entlastungsfrachten gegeben ist, zugleich jedoch festgelegt wird, mit welchem Programm und welcher Version zu rechnen ist. Zudem wird bestimmt, dass die entsprechenden Simulationsläufe unter Auswahl der SMUSI-Standardwerte für die Schmutzpotenziale sowie vorgegebener, repräsentativer Regenreihen zu erfolgen hat. Die tatsächlichen Emissionen werden somit zu Gunsten einer Vergleichbarkeit außer Acht gelassen.

Hydrodynamisch-deterministische Schmutzfrachtsimulationsmodelle

Hydrodynamisch-deterministische Schmutzfrachtsimulationsmodelle sollten ebenfalls nicht zur Berechnung von Entlastungsfrachten auf der Mesoskala herangezogen werden: Mit ihrer Nutzung steigen die Ansprüche an die zu erhebende Datenmenge enorm. Vor allem bezüglich des Schmutzfrachtmoduls sind erhebliche Mengen an Kalibrierungsdaten notwendig, um zu sinnvollen Ergebnissen zu kommen (GARSDAL et al., 1995; GOGIEN & ZUG, 2004; ASHLEY et al., 2004). Ein solch großer Aufwand kann aber bei mesoskaligen Betrachtungen nicht geleistet werden (vgl. auch HARREMOËS, 1988).

Die Schmutzfrachtmodelle werden ständig komplexer. Immer mehr schwer messbare oder überhaupt real identifizierbare Variablen werden implementiert (AHYERRE et al., 1998; ASHLEY et al., 1999). Der Einschätzung von BOUTELIGIER et al. (2004) nach, die die Modellansätze zweier weit verbreiteter, hydrodynamischer Schmutzfrachtmodelle analysiert und verglichen haben, sind diese Modelle überparametrisiert. Dies bedeutet, dass die Ergebnisse auch kalibrierter Modelle mit Vorsicht zu interpretieren sind (vgl. auch AHYERRE et al., 1998).

Aufgrund der erheblichen Unsicherheiten, die der modelltechnischen Berechnung absoluter Größen zur Verschmutzung des Mischwasserabflusses anhaften, steht im ATV-Abeitsblatt A-128 (ATV, 1992) der relative Vergleich der Entlastungsfrachten im Vordergrund (SCHMITT, 1994). Ein entsprechendes Wissensdefizit hinsichtlich des

⁸ Erlass des ehemaligen Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten zur Einführung der Programmversion 3.1 des Schmutzfrachtsimulationsmodells SMUSI vom 20. Dezember 1991 (Staatsanzeiger für das Land Hessen, 1992, S. 339)

Einflusses und der Quantifizierung der Kanalablagerungen im Mischwasserabfluss und -überlauf wird von SCHMITT auch noch heute festgestellt (SCHMITT, 2001). Auch DELLEUR (2001) weist auf deutlichen Forschungsbedarf bezüglich des Sedimenttransports und der Sedimentkohäsivität hin, die die Mischwasserverschmutzung maßgeblich bestimmen.

Neuere Veröffentlichungen, in denen die Ergebnisse von Schmutzfrachtmodellen mit Messungen verglichen werden, zeigen die Einschränkungen der Modelle:

- Das Kanalnetz von Ljubljana wurde von MARK et al. (1996) mit dem Modell MouseTrap simuliert. Sie inspizierten vier Orte mit verschiedenen hydraulischen Bedingungen, an denen das Modell Ablagerungen prognostiziert hatte. Nur drei von diesen wiesen auch tatsächlich Ablagerungen auf, am vierten konnte lediglich eine „sehr dünne Schicht von kleinen Steinen“ beobachtet werden.
- Nach Messungen in einer 41 m langen Haltung in Dundee kalibrierten SAUL et al. (2003) ein deterministisches Modell zur Erosion von Kanalsedimenten. Im Ergebnis konnten sie „ähnliche Muster“ bezüglich Feststoffkonzentrationen und -transportraten in Modell und Realität feststellen. Bei einer zweiten Anwendung in Paris konnte in „den meisten Fällen“ ein mittlerer, absoluter Fehler zwischen berechneter und gemessener Erosionsrate von 60 % der mittleren Erosionsrate je Ereignis festgestellt werden (TAIT et al., 2003). Das Ergebnis vorangegangener Laborexperimente mit künstlichen Sedimenten wurde als „gut“ bezeichnet (SKIPWORTH et al., 1999).
- LANGEVELD et al. (2004) haben die beiden kommerziell verfügbaren Modelle Hydroworks und SOBEK bezüglich der Abbildung des Transportes von gelösten Stoffen anhand von Tracer-Experimenten untersucht. Sie stellten fest, dass die Rechenergebnisse der Programme zum Einen deutliche Unterschiede aufwiesen, zum Anderen (nur) den „generellen Trend“ des Konzentrationsverlaufs richtig wiedergeben konnten.

BEICHERT (1992) lehnte die Nutzung des Schmutzfrachtmodells THALIA mit der Begründung ab, dass zu viele vereinfachende Annahmen gemacht werden müssten, die in keinem Verhältnis zur theoretischen Genauigkeit und dem Aufwand einer detaillierten Simulation stünden.

Natürlich sind auch erfolgreiche Anwendungen hydrodynamischer Schmutzfrachtmodelle dokumentiert (siehe z.B. MASSE et al., 2001; GOGIEN & ZUG, 2004), die von ASHLEY et al. (2004) angesichts der den Modellansätzen zugrundeliegenden Verein-

fachungen als „überraschend“ bezeichnet werden. Ihnen sind stets höchst aufwändige Mess- und Kalibrierungsphasen vorausgegangen.

Diese Ausführungen dürfen nicht als Argument dazu verstanden werden, die Weiterentwicklung von hydrodynamischen Schmutzfrachtmodellen einzustellen. Sie sollen jedoch die häufig völlig überzogenen Vorstellungen bezüglich der Güte von Simulationsmodellen auf ein realistisches Maß beschränken. Von ausgereiften Modellen kann offensichtlich nicht die Rede sein (vgl. auch DE SUTTER et al., 2003; ASHLEY et al., 2000).

Angesichts der enormen Komplexität der betrachteten Prozesse ist diese Tatsache nicht überraschend. Dies wird nicht zuletzt deutlich, wenn man sich den Stand des Wissens auf dem Gebiet des Feststofftransports in Fließgewässern vor Augen führt: In diesem Bereich „[liegt] nach mehr als einem Jahrhundert intensiver Forschung nach wie vor keine endgültige, universelle Beschreibung der Bewegungsmechanismen vor [...]“ (RISTENPART, 1995, S. 24). Dabei sind die Verhältnisse in Fließgewässern vergleichsweise einfach, ist doch die Kohäsion natürlicher Sedimente in erster Linie eine Folge elektrostatischer Kräfte, während sie in Mischwasserkanälen auch auf Fette, Öle und Teere oder biochemische Aktivitäten zurückgeführt werden kann (DELLEUR, 2001). Auch die festgestellte Schichtung der Ablagerungen, die in hohem Maße ungleichmäßigen Fließbedingungen und die begrenzte Verfügbarkeit von Sedimenten machen die Umstände im Kanal gegenüber denen in Fließgewässern komplizierter (BERLAMONT & TORFS, 1996).

2.1.4 Quintessenz

In den beiden vorangehenden Kapiteln wurden in der Literatur erwähnte Methoden zur Abschätzung von Mischwasserentlastungsfrachten gegenübergestellt. Weiterhin wurden die Unzulänglichkeiten von hydrologisch- und hydrodynamisch-deterministischen Schmutzfrachtsimulationsmodellen anhand eines Literatur-Reviews aufgezeigt. Eine Möglichkeit zur Ausweisung von gebietsspezifischen Entlastungsfrachten wird in Kapitel 4 vorgestellt.

2.2 Schätzung der Emissionen aus Bodenerosion

2.2.1 Allgemeines

Der Begriff Bodenerosion umfasst gleichermaßen die Verlagerung von Boden durch Wasser *und* Wind. Da Winderosion in Mitteleuropa in nennenswertem Ausmaß jedoch lediglich in den Landschaften Norddeutschlands, Jütlands und der Niederlande auftritt (FRIELINGHAUS, 1998) und zudem nur ein verschwindender Bruchteil des

durch Wind gelösten Bodens in die Gewässer gelangen dürfte, wurde diese Erosionsform außer Acht gelassen. Wenn im Folgenden von Erosion die Rede ist, so ist stets die abflussverursachte Erosion gemeint.

Werden durch Erosion Partikel aus dem Boden gelöst und mit dem Oberflächenabfluss hangabwärts transportiert, so gelangen sie damit – zumindest teilweise – in die Gewässer. Der Bodengehalt an Nährstoffen und Schwermetallen führt dazu, dass dieser Prozess mit entsprechenden, hier zu berücksichtigenden Emissionen verbunden ist.

2.2.2 Schätzungen des Bodenabtrags

Die Basis einer jeden Abschätzung des Eintrages von (partikulären) Schmutzstoffen in Oberflächengewässer über den Pfad „Erosion“ ist eine Berechnung der im Gebiet erodierten Bodenmenge. Es existiert eine große Anzahl an Methoden, mit denen der Bodenabtrag berechnet bzw. modelliert werden kann. Eine Übersicht geben z.B. BORK (1991) oder GERLINGER (1997, S. 49 ff.). Die Modelle werden unterschieden in physikalische und empirische Modelltypen.

Aufgrund der kontinuierlich zunehmenden Kapazität von PCs wächst die Möglichkeit zur Anwendung physikalisch basierter Erosionsmodelle in mesoskaligen Einzugsgebieten ständig. Dem Einsatz steht laut GRUNEWALD (1999) in aller Regel ein Fehlen von ausreichend detaillierten Eingangsdaten gegenüber. Diese Erfahrung wurde auch vom Autor selbst bei einer Simulation des Erosionsgeschehens im Einzugsgebiet des Weiherbaches⁹ mit dem prozessorientierten Erosionsmodell „Erosion 2D/3D“ gemacht: Die Erkenntnisse sprechen eindeutig dafür, ein solches Modell nicht für die Modellierung der Bodenerosion auf der betrachteten räumlichen Skala zu nutzen (FUCHS et al., 2004, S. 173 ff.; KUHNIMHOF, 2001).

Das bekannteste, empirische Erosionsmodell ist die „Universal Soil Loss Equation“ (USLE). Sie wurde von WISCHMEIER & SMITH in den 1950er Jahren entwickelt. Als zentrale Veröffentlichungen gelten die landwirtschaftlichen Handbücher Nummer 282 und 537 des U.S. Amerikanischen „Department of Agriculture“ (WISCHMEIER & SMITH, 1965 & 1978). SCHWERTMANN et al. (1987) veröffentlichten eine auf süddeutsche (bayerische) Verhältnisse übertragene und überprüfte Berechnungsweise, die allgemein mit dem Akronym ABAG bezeichnet wird (Allgemeine Bodenabtragungsgleichung).

⁹ Die Datenbasis zu diesem Gebiet war aufgrund des zuvor auch unter Mitwirkung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft bearbeiteten „Weiherbach-Projektes“ (BMFT-Verbundprojekt, PLATE, 1992) außerordentlich gut.

Nach BORK (1991, S. 55) sind die besten Resultate mit der ABAG zu erzielen, „solange keine Prozessmodelle auf Ereignisbasis für großflächige Anwendungen entwickelt sowie überprüft sind und die erforderlichen Parameter bestimmt und regionalisiert wurden“. Dies wird von RODE et al. (2002) bestätigt. Insgesamt „ist die USLE die am intensivsten auf ihre Übertragbarkeit auf europäische Verhältnisse getestete [...] Gleichung dieser Art“ (LÖWA, 1997, S. 2). Nur für die ABAG liegen alle benötigten Grundlagendaten so vor, dass eine flächendifferenzierte Berechnung möglich ist.

Alle dem Autor bekannten Stoffstromanalysen bauen die Berechnung der Erosion auf der USLE, an sie angelehnte Modelle oder Abwandlungen davon auf (FUCHS et al., 2004; GEBEL & GRUNEWALD, 2001; BORCHARDT et al., 2000; DVWK, 1999; SOMMER & MURSCHEL, 1999; GÜNDRA et al., 1995; WERNER & WODSAK, 1994; NOLTE & WERNER, 1991). Eine Ausnahme bilden lediglich diejenigen Modelle, die flächenhafte Daten über die Bodenerosion bereits als Eingangsdaten benötigen, oder solche, die mit Vergleichsflächen arbeiten (BEHRENDT et al., 2002; FUCHS et al., 2002; FUCHS & HAHN, 1999; F&N UMWELTCONSULT, 1997; PRASUHN & BRAUN, 1994; HAMM et al., 1991). Trotz dieser scheinbaren Einheitlichkeit in der Berechnung des Bodenabtrags bestehen große Differenzen zwischen den konkreten Herangehensweisen der einzelnen Methoden bzw. Projekte.

In der USLE werden sechs Faktoren multiplikativ miteinander verknüpft: der R-Faktor (Regen- und Oberflächenabflussfaktor), der K-Faktor (Bodenerodierbarkeitsfaktor), der C-Faktor (Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor), der S-Faktor (Hangneigungsfaktor), der L-Faktor (Hanglängenfaktor) und der P-Faktor (Erosionsschutzfaktor).

Analysiert man die Bedeutung dieser Faktoren (eine genauere Erläuterung erfolgt in Kapitel 5.1.2), so sieht man schnell, dass sie mit Ausnahme des L-Faktors alle aus flächenhaften Informationen hergeleitet werden können. Auch wenn diese zwar nicht immer in der gewünschten Auflösung oder mit dem bevorzugten räumlichen Bezug vorliegen, so ist doch eine flächenhafte Schätzung möglich, die somit auch eine flächenhafte Berechnung des Bodenabtrags mit der USLE ermöglicht. Der L-Faktor hingegen bezieht sich auf eine linienhafte Information – die Hanglänge. Bei unregelmäßigen Schlaggrenzen oder Hangquerneigungen ist diese zudem nicht einmal innerhalb eines Schlates konstant.

Es ist somit verständlich, dass die Methoden bzw. Projekte, die die USLE als Basis der Kalkulation des Emissionspfades „Erosion“ nutzen, vor allem in der Herleitung des L-Faktors auf Schwierigkeiten stoßen und entscheidend voneinander abweichen:

- BORCHARDT et al. (2000) leiteten Regressionsgleichungen her, die über die Hangneigung bzw. die Ackerfläche eines Schlages einen Wert für die Hanglänge je Schlag zu errechnen ermöglichen (SEIPEL, 1999, S. 35 f.).
- Das Potenzial eines Geografischen Informationssystems (GIS) nutzen SOMMER & MURSCHEL (1999) zur Ausweisung des maximalen Fließweges des Wassers auf jeder betrachteten Fläche. Da sie diese maximale Länge jedoch der gesamten Fläche zuwiesen, führen ihre Berechnungen zu überhöhten Ergebnissen.
- GÜNDRA et al. (1995, S. 22 ff.) ermittelten ebenfalls GIS-gestützt die Hanglänge. Da ihre Datengrundlage jedoch ein klassifiziertes Satellitenbild war, konnten sie den Einfluss querender Straßen und Wege nicht berücksichtigen, so dass der L-Faktor bei ihnen allgemein zu hoch angesetzt wurde.
- Die Länge von 10.000 Hängen und deren Höhendifferenz maßen WERNER & WODSAK (1994, S. 54) in Karten aus und wiesen den ermittelten Faktor schließlich gewichtet sogenannten Neigungsflächentypen zu. Über diese wiederum lagen ihnen flächendeckend Informationen aus der „Mittelmaßstäbigen, Landwirtschaftlichen Standortkartierung“ (MMK) vor. In DVWK (1999, S. 51 ff.) und NOLTE & WERNER (1991, S. 71 ff.) werden analoge Wege verfolgt.

Die aufgeführten Methoden überschätzen also entweder den Bodenabtrag oder nutzen empirische Elemente, die nicht ohne weiteres auf andere Naturräume übertragen werden können. Auch das differenzierte Erosionsgeschehen unter verschiedenen Hanglängs- und -querformen wird von diesen Herangehensweisen nicht berücksichtigt. Dieses Element wird von verschiedenen Autoren erst ab einer Maßstabebene von mindestens 1:10.000 abgebildet (KAGERER & AUERSWALD, 1997; LANG, 1997; LÖWA, 1997).

2.2.3 Schätzung der Stoffeinträge

Zusammen mit dem Bodenabtrag müssen drei weitere Faktoren bestimmt werden, um schließlich den erosionsbedingten Schmutzstoffeintrag in die Oberflächengewässer abschätzen zu können:

1. der Oberbodengehalt,
2. der Anreicherungsfaktor und
3. das Sediment-Eintragsverhältnis.

Oberbodengehalt

Der Phosphorgehalt des Oberbodens wird häufig gemessen; in Baden-Württemberg z.B. alle sechs Jahre im Rahmen der sog. Grunduntersuchung. Da die Messungen

jedoch in der Regel im Rahmen der Düngeplanung/-beratung stattfinden, wird nicht der gesamte Phosphor gemessen, sondern nur der über eine der Calcium-Acetat-Lactatmethoden bestimmbare Anteil (in der Regel P_{CAL}). Es wird angenommen, dass dieser dem pflanzenverfügbaren Anteil am nächsten kommt.

Es liegt nahe, aus den in großer Anzahl vorliegenden Messwerten der $(P_2O_5)_{CAL}$ -Gehalte Oberbodengehalte für den Gesamtphosphor herzuleiten. Dieses Vorgehen wird häufig in der Literatur beschrieben (NOLTE & WERNER, 1991, S. 83 ff.; WERNER et al., 1991, S. 702 f.; F&N UMWELTCONSULT, 1997, S. 29 f.). Aufgrund der großen Ungenauigkeiten, die dieser Methode anhaften, sollte auf sie jedoch nur im Notfall zurückgegriffen werden.

BEHRENDT et al. (1999, S. 97 ff.) schlagen einen anderen Weg vor: Sie berechnen zunächst einen mittleren Gesamtphosphorgehalt des Oberbodens für das Jahr 1955 als Funktion des Tongehalts des Bodens. Zu diesem „Startwert“ werden die kumulierten, aus statistischen Daten berechneten Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft addiert. Räumlicher Bezug der Rechenwerte sind die Länder. Da diese Methode somit regionale Umstände nur sehr grob berücksichtigt und noch nicht verifiziert wurde, sollte ein so berechneter Wert eher als Anhaltspunkt oder Vergleichswert dienen.

Der stets beste Weg zur Ermittlung eines Rechenwertes für den Oberbodengehalt ist die Nutzung von Messergebnissen aus dem betrachteten Gebiet oder ähnlichen Gebieten.

Für die Schwermetall-Oberbodengehalte gibt es keine Schätzmethode wie beim Phosphor, so dass in jedem Fall mit Messwerten gearbeitet werden muss. Da die Datengrundlage für die Schwermetalle stets deutlich schlechter ist als bei Nährstoffen, können meist nicht Messwerte aus dem Untersuchungsgebiet herangezogen werden. Es muss also auf Messungen aus möglichst „nahen“ bzw. „ähnlichen“ Gebieten zurückgegriffen werden.

Anreicherungsfaktor

Im Allgemeinen kann davon ausgegangen werden, dass der Transport von losgelöstem Bodenmaterial körnungselektiv erfolgt. Dies kommt zum Einen daher, dass das Material während des Abtragsprozesses sortiert wird, zum Anderen wird auf Depositionsflächen zuerst sandreiches Material sedimentiert (GRUNEWALD, 1999). Ist nun zudem der Gehalt des betrachteten Nähr-/Schadstoffes im vorzugsweise transpor-

tierten, feinkörnigen Material höher als im Mittel des Ausgangsbodens¹⁰, so ist der Gehalt an Nähr-/Schadstoffen im Sediment, das das Gewässer erreicht, erhöht. Dieser „Anreicherung“ muss in der Schätzung der ausgetragenen Stofffrachten Rechnung getragen werden, was über den Anreicherungsfaktor (enrichment ratio → ER) geschieht.

In Deutschland ist eine von AUERSWALD (1989) durch über 4.000 Simulationsläufe mit dem physikalisch basierten Erosionsmodell CREAMS ermittelte Beziehung am weitesten verbreitet. Sie lautet:

$$ER = 2,53 \cdot A^{-0,21} \quad \text{(Gleichung 2-1)}$$

mit: A - Bodenabtrag in t/(ha · a)

Die Formel ist mathematisch sehr einfach. Über einen einzigen Eingabeparameter, den Bodenabtrag, wird ein mit steigendem Bodenabtrag kleiner werdender Anreicherungsfaktor berechnet, was plausibel erscheint.

Wie AUERSWALD (1989) jedoch selbst schreibt, kann diese Gleichung nur so gut sein wie die im Modell CREAMS implementierte. Da diese den (ereignisspezifischen) Bodenabtrag als Eingangsgröße besitzt, ist ihre Gültigkeit auf Gebiete beschränkt, die ähnliche Bodeneigenschaften besitzen wie die, die in der Herleitung des Modells CREAMS berücksichtigt wurden. In Ermangelung alternativer Ansätze wird die Gleichung jedoch auch auf Gebiete mit abweichenden Bodentypen angewandt, was zu teilweise physikalisch unsinnigen Berechnungsergebnissen führt (vgl. BUTZ, 2004). Da das Anreicherungsverhältnis linear in die Berechnung der ausgetragenen Frachten eingeht, können deutliche Fehleinschätzungen entstehen, die den Fehler aus der Berechnung der ABAG übertreffen. Es gibt derzeit keine Gleichung zur Berechnung des Anreicherungsfaktors, die den Bodentyp des erodierten Bodens berücksichtigt.

Sediment-Eintragsverhältnis

Nur ein Teil des insgesamt in einem Einzugsgebiet erodierten Bodenmaterials wird über das Gewässer aus dem Gebiet transportiert. Der Quotient aus dem Bodenmaterial, das das Gebiet verlässt, zum flächenhaft erodiertem Boden heißt Sediment-Eintragsverhältnis (engl.: sediment delivery ratio → SDR). Die Prozesse, die zum Rückhalt führen, sind dabei höchst unterschiedlich. Die Deposition von erodiertem Bodenmaterial kann stattfinden

¹⁰ Für geogen geprägte Schwermetalle (z.B. Chrom, Nickel) kann davon keinesfalls von vornherein ausgegangen werden!

1. noch innerhalb des Schlages,
2. während des Transportes über Flächen zwischen Schlag und Gewässer,
3. in Uferrandstreifen (künstlichen oder natürlichen),
4. innerhalb des Gewässers selbst und
5. auf Auenflächen.

Zusätzliche Komplexität gewinnt die Behandlung dieses Phänomens dadurch, dass das Gewässer nicht nur Sedimentsenke, sondern auch -quelle sein kann. BARSCH et al. (1998) geben auf Basis einer Literaturrecherche an, dass der Anteil des im Gerinnebett generierten Sediments 40 - 65 % des gesamten Sedimentaustrags eines Einzugsgebiets ausmachen kann. Nach OSTERKAMP & TOY (1997) ist der aus dem Gerinne stammende Anteil am Sedimentaustrag abhängig von der Gebietsgröße. Als Herkunftsort werden neben Ufer- und Sohlenerosion auch temporäre Speicher im Gerinnebett genannt, die im Rahmen langjähriger Betrachtungen aber nicht relevant sind.

Den oben genannten, komplexen Umständen entsprechend sind es in aller Regel empirische Ansätze, die zur Berechnung des Sediment-Eintragsverhältnisses aufgestellt wurden. Die Einzugsgebietsgröße ist in vielen Fällen zumindest eine der unabhängigen Variablen in den Gleichungen. Das Sediment-Eintragsverhältnis nimmt mit zunehmender Einzugsgebietsgröße ab (BOYCE, 1972, RENFRO, 1972, RODE et al., 2002, vgl. auch WALLING, 1983). Sie ist allerdings keine unmittelbare Wirkgröße. Wie eine sehr detaillierte Studie in der Blackland Prairie (Texas, U.S.A.) ergab, ist die Einzugsgebietsgröße aber signifikant korreliert mit anderen Faktoren, die wiederum einen direkten Einfluss auf das Eintragsverhältnis haben (RENFRO, 1972): Mit größer werdendem Einzugsgebiet

- nimmt die mittlere Breite der Auen zu, welche wichtige Retentionsflächen darstellen.
- nimmt die mittlere Neigung der Gewässersohle und damit das Transportvermögen des Gewässers ab.
- nimmt die Dichte des Entwässerungsnetzes ab. Damit wird die mittlere Entfernung zum Gewässer größer. Dadurch nimmt die Wahrscheinlichkeit, dass der Abtrag einer Fläche von tiefer gelegenen Flächen abgefangen wird, zu.

Führt man sich diese Einflussfaktoren vor Augen, so wird klar, dass die Beziehung zwischen Einzugsgebietsgröße und Sediment-Eintragsverhältnis in jedem Naturraum ähnlich, im genauen funktionellen Verlauf jedoch stets verschieden ist.

Es ist nur folgerichtig, dass in der Literatur dokumentierte Korrelationskoeffizienten für SDR-Gleichungen, die sich auf Einzugsgebiete in homogenen Räumen beziehen, stets deutlich über den Korrelationskoeffizienten inhomogener Gebiete liegen: In zwei von RENFRO (1972) erwähnten Studien zu Sediment-Eintragsverhältnissen in jeweils einer ausgewählten Landschaft konnten Korrelationskoeffizienten von 0,96 bzw. 0,99 erreicht werden. AUERSWALD (1992) hingegen kam für 22 verschiedene Einzugsgebiete Bayerns auf einen Korrelationskoeffizienten von 0,63 für eine aus Daten Dritter hergeleitete Gleichung. Für eine eigene Gleichung betrug der Koeffizient 0,85¹¹.

In FUCHS et al. (2004, S. 41 ff.) hat der Autor die fünf (in Deutschland) gebräuchlichsten Ansätze zur Bestimmung des Sediment-Eintragsverhältnisses verglichen. Obwohl die einfachen, empirischen Ansätze ein ganzes Einzugsgebiet mit einem einzigen Abminderungsfaktor belegen, wurde die Nutzung eines solchen angeraten. Auf den dort genutzten Ansatz wird auch in dieser Arbeit zurückgegriffen (Kapitel 5.1.3). Die Wahl der Parameter der anderen untersuchten, im wesentlichen GIS-gestützten Ansätze wurde als derzeit noch eher willkürlich bewertet.

Bezüglich des Sediment-Eintragsverhältnisses besteht ebenfalls noch deutlicher Forschungsbedarf. Ein sehr interessanter Ansatz in diesem Feld wurde von HALBFAß & GRUNEWALD (2004) vorgestellt (vgl. auch HALBFAß, 2004). Dieser Ansatz nutzt intensiv die Möglichkeiten eines GIS, um jeder landwirtschaftlichen Fläche einen Sedimenteintrag als Prozentanteil des Bodenabtrags zuzuweisen.

Als Vorarbeit dazu wird unter Berücksichtigung linearer Landschaftselemente (Eisenbahntrassen, Waldkanten, Straßen, ...) die hydrologische Anbindung jeder Fläche an das Vorfluternetz bestimmt. Besteht diese, so wird der Fläche im nächsten Schritt eine Anbindungswahrscheinlichkeit zugewiesen. Diese liefert zusammen mit der Hangneigung die Grundlage zur Vergabe eines Wertes für den Sedimenteintrag. Die Methode erscheint noch nicht ausreichend erprobt. Ihr wird jedoch ein hohes Potenzial zugetraut. Sie ist die einzige, die sich flächendifferenziert und zugleich auf empirischen Daten aufgebaut bemüht, der Tatsache gerecht zu werden, dass nur wenige Flächen – diese dafür in erhöhtem Maße – zur Sedimentfracht eines Oberflächengewässers beitragen.

Auch vom Autor selbst wurden Untersuchungen zu einer Berechnung des Sediment-Eintragsverhältnisses durchgeführt. Aufbauend auf den Berechnungsversuchen von

¹¹ Diese Gegenüberstellung soll keineswegs eine Wertung darstellen, denn mit den besser angepassten Gleichungen handelt man sich stets den Nachteil der begrenzten räumlichen Gültigkeit ein.

YOUNG & MUTCHLER (1969) wurde versucht, eine GIS-gestützte Methode zu entwickeln, um die Deposition von erodiertem Bodenmaterial auf dem Schlag abzuschätzen. Leider stellte es sich heraus, dass die Ergebnisse von YOUNG & MUTCHLER (1969) nicht in dem Maße verallgemeinerbar sind, wie es diese darstellen (FUCHS et al., 2004, S. 47 ff.; SCHMITZ, 2004).

2.2.4 Quintessenz

Die Schätzung der Emissionen aus Bodenerosion baut auf mesoskaliger Ebene in der Regel auf Berechnungen des flächenhaften Bodenabtrags über die USLE auf. Die Herleitung der Einzelfaktoren der USLE unterscheidet sich bei verschiedenen Autoren. Die Emissionen ergeben sich aus der darauf folgenden Quantifizierung der Größen Oberbodengehalt, Anreicherungsfaktor und Sediment-Eintragsverhältnis.

3 Arbeitshypothesen und Arbeitsprogramm

3.1 Arbeitshypothesen

Aufbauend auf dem bislang Geschilderten werden Arbeitshypothesen aufgestellt, aus denen sich das Arbeitsprogramm ergibt.

1. Für die Schmutzstoffe Phosphor, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink stellen die Emissionen aus Mischwasserentlastungen und Erosion bedeutende Einträge in Oberflächengewässer dar. Die Methoden zur Quantifizierung dieser Eintragspfade auf mesoskaliger Ebene weisen erhebliche Defizite auf.
2. Hydrologisch-deterministische Kanalabfluss-Modelle stellen das bestverfügbare Werkzeug dar, Mischwasserentlastungsvolumina auf mesoskaliger Ebene quantitativ abzuschätzen. Die Herleitung von Entlastungskonzentrationen kann nur dann örtliche Gegebenheiten abbilden, wenn sie unter Berücksichtigung aller Herkunftsbereiche der Schmutzstoffe vollzogen wird (Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss, Kanalablagerungen).
3. Die bekannten Ansätze zur Abschätzung des Bodenabtrags auf mesoskaliger Ebene sind ungenügend. Um übertragbar zu sein, dürfen die Module nicht an entscheidender Stelle auf empirische Gleichungen zurückgreifen, die Eingangsdaten müssen zudem allgemein verfügbar vorliegen. Weiterhin muss eine realistische Abschätzung unterschiedliche Hanglängs- und -querformen berücksichtigen.

ad 2. Die Überlegenheit hydrologisch-deterministischer Kanalabfluss-Modelle ergibt sich aus der Tatsache, dass der Aufwand für die Erhebung der benötigten Daten bewältigbar ist, zugleich die Berechnungsergebnisse kalibrier- und verifizierbar sind und alle wesentlichen Maßnahmen abgebildet werden können.

Für die Herleitung korrespondierender Stoffkonzentrationen bestehen dagegen keine Handlungsempfehlungen, zumindest keine, die den regional unterschiedlichen Einfluss der Schmutzstoffquellen auf die Konzentration im Mischwasserüberlauf abbilden. Die „wasserseitig“ erarbeitete, auf regionale Informationen aufbauende Berechnungsweise findet „stoffseitig“ keine äquivalente Ergänzung: Hydrologische Modelle berücksichtigen eine der wesentlichen Schmutzstoffquellen grundsätzlich nicht (Kanalablagerungen), hydrodynamische Modelle müssen als überparametrisiert gelten und sind höchstens nach *ausgiebigen* (Mess- und) Kalibrierungsphasen anwendbar.

ad 3. Der Fokus dieser Arbeit bezüglich des Pfades „Erosion“ liegt auf der Vorgehensweise zur Berechnung des flächenhaften Bodenabtrags, da dieses Element als zentral erachtet wird: Neben seiner Rolle als „Basiswert“ in der Abschätzung der Emissionen in Oberflächengewässer wird es auch für eine Einschätzung der on-site Schäden (den Verlust wertvollen Bodens für den Landwirt) benötigt.

Auf dem Arbeitsgebiet des Sediment-Eintragsverhältnisses werden die in Kapitel 2.2.3 genannten Ansätze von HALBFAß & GRUNEWALD (2004) als richtungsweisend angesehen.

3.2 Arbeitsprogramm

Aus den im vorigen Kapitel genannten Arbeitshypothesen ergibt sich das folgende, konkrete Arbeitsprogramm:

1. Erarbeitung eines Ansatzes, der die Berücksichtigung aller Schmutzquellen des Mischwasserabflusses erlaubt und mit hydrologischen Modellen kompatibel ist
2. Herleitung einer Methode, mit der die Verschmutzung des Trockenwetterabflusses und der befestigten Oberflächen unter Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten abgeschätzt werden kann
3. Auswahl eines Modells zur Quantifizierung des Einflusses von Kanalablagerungen auf die Verschmutzung des Mischwasserabflusses und Implementierung dieses Modells in die erarbeitete Methodik
4. Auswahl eines Modells zur Berechnung des Bodenabtrags unter Berücksichtigung von unterschiedlichen Hanglängs- und -querformen
5. Erarbeitung von Methoden, die Eingangparameter des Modells gestützt auf flächenhaft und allgemein verfügbare Informationen zu berechnen

4 Mischwasserentlastungen

4.1 Modellansatz und Eingangsdaten

4.1.1 Zugrunde gelegtes Modell

Übersicht

In dieser Arbeit werden die Emissionen via Mischwasserentlastungen basierend auf einem hydrologisch-deterministischen Simulationsmodell abgeschätzt. Genutzt wird nur die Abflussberechnung und nicht das in den kommerziell verfügbaren Modellen in der Regel ebenfalls implementierte Schmutzfrachtmodul.

Die den entlasteten Wassermengen zugeordneten Konzentrationen werden in einem nachgeordneten Schritt in einem Tabellenkalkulationsprogramm bestimmt. Abbildung 4-1 illustriert die dabei zu berücksichtigenden Stoffquellen, Abflusskomponenten und Prozesse.

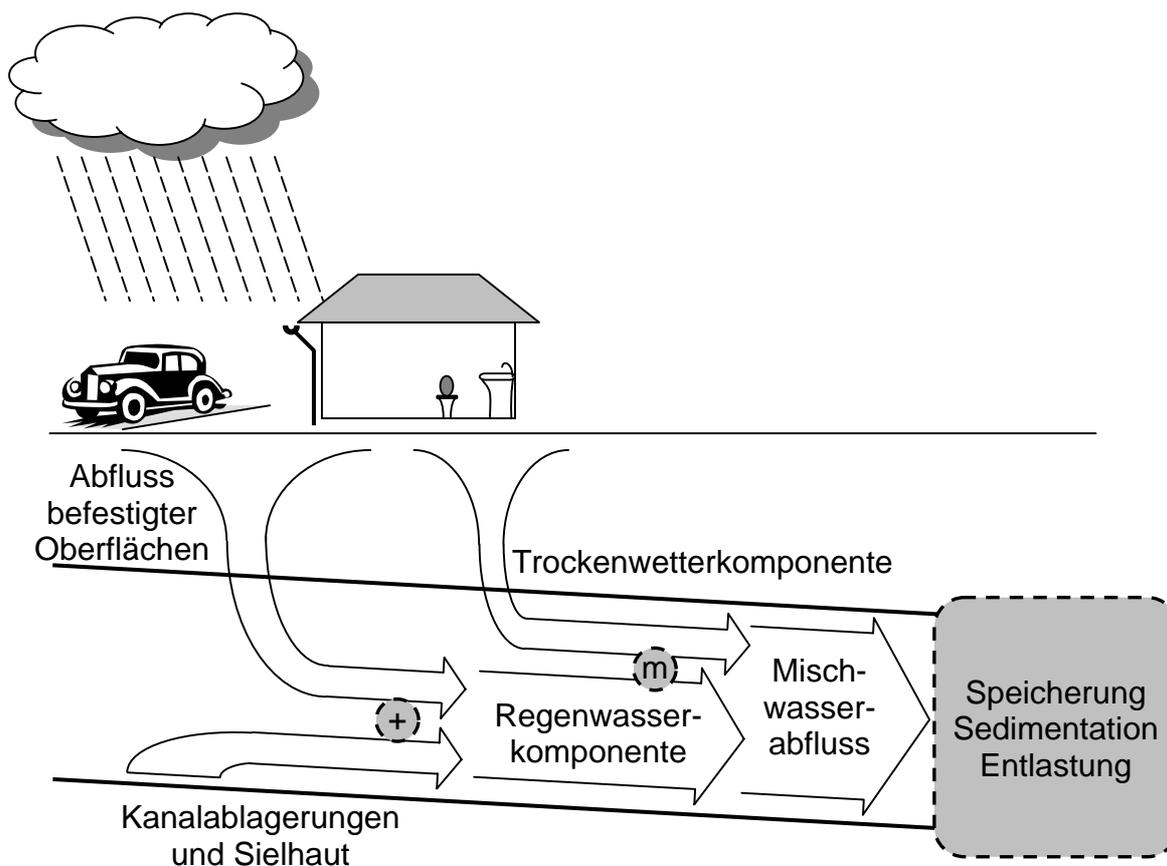


Abbildung 4-1: Bei der Berechnung von Mischwasserentlastungskonzentrationen zu berücksichtigende Stoffquellen und Prozesse

Entlastungsfrachten (EMK)

Die Entlastungsfrachten werden aus der Verknüpfung von der Konzentration im Entlastungsabfluss mit dem entlasteten Mischwasservolumen, welches aus der Ergebnisdatei eines Abfluss-Simulationsmodells entnommen werden kann, berechnet. Die Konzentration ergibt sich über die Schmutzstoffkonzentration im Mischwasserabfluss multipliziert mit einem sedimentativen Wirkungsgrad von Regenbecken und einem im Mischwasser partikulär vorliegenden Anteil der Schmutzstoffe (Prozess „Sedimentation“) der. Die Gleichung lautet somit:

$$EMK = \frac{1}{1.000.000} \cdot Q_{MK} (1 - (\alpha_{PART} \cdot \eta_{SED})) C_{MWA} \quad (\text{Gleichung 4-1})$$

- mit:
- EMK - über Mischwasserentlastungen emittierte Fracht
(Phosphor in t/a, Schwermetalle in kg/a)
 - Q_{MK} - entlastetes Mischwasservolumen in m³/a
 - α_{PART} - im Mischwasser partikulär vorliegender Anteil der Schmutzstoffe
(dimensionslos)
 - η_{SED} - sedimentativer Wirkungsgrad der Regenwasserbehandlung
(dimensionslos)
 - C_{MWA} - Schmutzstoffkonzentration im Mischwasserabfluss
(Phosphor in mg/l, Schwermetalle in µg/l)

Die einzelnen Faktoren werden nun detailliert erläutert.

Schmutzstoffkonzentration im Mischwasserabfluss (C_{MWA})

Wie man in Abbildung 4-1 erkennt, liegt den Überlegungen zur Schmutzstoffkonzentration im Mischwasserabfluss das Konzept der Zwei-Komponenten-Methode zugrunde (SIEKER, 1987; DURCHSCHLAG, 1989). Nach dieser kann die Konzentration im Mischwasserabfluss berechnet werden aus

- a. der Konzentration in der Trockenwetterkomponente (C_{TW}),
- b. der Konzentration in der Regenwasserkomponente (C_{RW}) und
- c. deren Mischungsverhältnis (m).

Als Gleichung geschrieben lautet dies:

$$C_{MWA} = \frac{1}{m+1} (C_{TW} + m \cdot C_{RW}) \quad (\text{Gleichung 4-2})$$

- mit:
- C - Schmutzstoffkonzentration (Phosphor in mg/l, Schwermetalle in µg/l)
und den Indizes:
 - MWA - Mischwasserabfluss
 - TW - Trockenwetterkomponente
 - RW - Regenwasserkomponente
 - m - Mischungsverhältnis im Mischwasserabfluss

Das Mischungsverhältnis m kann je Entlastungsbauwerk der Ergebnisdatei des Abfluss-Simulationsmodells entnommen werden. Die Herleitung der Konzentrationen in Trockenwetter- und Regenwasserkomponente werden im Folgenden beschrieben. Dabei werden für die Schmutzstoffquellen „Trockenwetterkomponente“, „Abfluss befestigter Oberflächen“ und „Kanalablagerungen und Sielhaut“ (siehe Abbildung 4-1) Vorgehensweisen entwickelt, mit denen unter Berücksichtigung regionaler bzw. lokaler Informationen diskrete Werte für Konzentrationen der betrachteten Schmutzstoffparameter hergeleitet werden.

ad a: Konzentrationen in der Trockenwetterkomponente (C_{TW})

Eine Regionalisierung von Konzentrationen in der Trockenwetterkomponente, also im Trockenwetterabfluss, kann nur durchgeführt werden über eine Erfassung der Schmutzquellen *und* des Abflusses in einer speziellen Region. Bezüglich des Abflusses stellt dies ein vergleichsweise kleines Problem dar, er kann z.B. aus Daten der Kläranlage abgeleitet werden. Zudem muss die Erfassung im Rahmen der hydrologischen Abflusssimulation ohnehin durchgeführt werden.

Die Erfassung der Schmutzquellen ist schwieriger. Zum Einen können diese in der Regel nicht direkt gemessen werden, zum Anderen besteht die Ungewissheit, ob auch tatsächlich alle (maßgeblichen) Quellen erfasst wurden. Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit mit einer „Zwei-Wege-Methode“, einer Gegenüberstellung zweier Berechnungsweisen, gearbeitet:

Dabei wird die Summe der Einzelquellen mit der gesamten, mit dem Trockenwetterabfluss transportierten Fracht verglichen¹² (vgl. Abbildung 4-2). Einzelquellen sind zum Beispiel menschliche Ausscheidungen und Abwässer von Wasch- und Reinigungsaktivitäten. Sie werden – jede Quelle für sich – aus Literaturdaten abgeschätzt. Die transportierte Fracht hingegen wird aufbauend auf Konzentrationen von unmittelbar im Kanal durchgeführten Messungen, die aus der Literatur entnommen werden, berechnet. Sie stellt somit eine unabhängige Kontrollgröße der Summe der Quellen dar.

Der Vergleich der Quellen mit der transportierten Fracht findet auf der Basis einwohnerspezifischer Tageswerte und zunächst bezogen auf „mittlere Verhältnisse“ statt. Durch diesen Schritt können die Berechnungen von Einzelquellen und transportierter Fracht validiert werden. Als Bilanzraum, für den die Zahlenwerte erhoben werden, wurde das Land Baden-Württemberg gewählt.

¹² Vernachlässigt werden damit Abbauprozesse im Kanal und die Bildung von Ablagerungen.

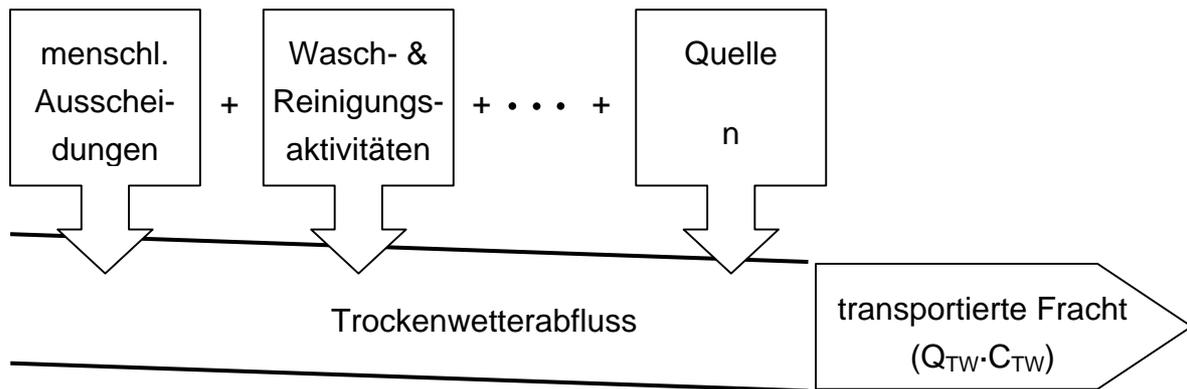


Abbildung 4-2: Prinzipskizze der Zwei-Wege-Methode

Wenn der Vergleich von Quellen und transportierter Fracht plausible Ergebnisse liefert, kann davon ausgegangen werden, dass die Berechnungen korrekt waren. Es kann dann im letzten Schritt eine Berechnung der Einzelquellen stattfinden, die entsprechend vor Ort verfügbarer bzw. regionalisierter Informationen modifiziert ist. Die neue, somit regionalisierte Summe der Einzelquellen geht dann, umgerechnet in eine Konzentration, in die weiteren Berechnungen ein.

Auch in den Fällen, in denen die Summe der Einzelquellen deutlich von der transportierten Fracht abweicht, erweist sich die Zwei-Wege-Methode als vorteilhaft: Nur durch den Vergleich wird man nämlich auf die Differenz aufmerksam und kann sich in weiteren Rechnungen auf den Wert konzentrieren, dessen Herkunft vertrauenswürdiger erscheint, hinter dem z.B. die höhere Anzahl an Einzelmessungen steht.

ad b: Konzentrationen in der Regenwasserkomponente (C_{RW})

Wie ebenfalls aus Abbildung 4-1 ersichtlich, wird die Konzentration in der Regenwasserkomponente als Summe der Stoffquellen „Abfluss befestigter Oberflächen“ und „Kanalablagerungen und Sielhaut“ aufgefasst. Für den Teil, den die beiden Stoffquellen zur Konzentration des Regenwasserabflusses beitragen, werden an dieser Stelle die zwei Begriffe eingeführt:

- α. „Konzentrationsanteil Oberfläche“ (abgekürzt „KoAn Oberfläche“) und
- β. „Konzentrationsanteil Kanal“ (abgekürzt „KoAn Kanal“).

In Gleichungsform geschrieben ist:

$$C_{RW} = C_{\text{Oberfläche}} + C_{\text{Kanal}} \quad (\text{Gleichung 4-3})$$

mit: C - Schmutzstoffkonzentration (Phosphor in mg/l, Schwermetalle in µg/l)

und den Indizes:

RW - Abfluss der Regenwasserkomponente

Oberfläche - Konzentrationsanteil Oberfläche (KoAn Oberfläche)

Kanal - Konzentrationsanteil Kanal (KoAn Kanal)

ad α : Konzentrationsanteil Oberfläche ($C_{\text{Oberfläche}}$)

Die Herleitung von Konzentrationen im Abfluss befestigter Oberflächen für eine Region kann analog zu der der Konzentrationen im Trockenwetterabfluss vorgenommen werden:

Es gibt auch für den Regenwasserabfluss Quellen, die die Verschmutzung des Abflusses verursachen und in ihrer Summe gleich der gesamten, transportierten Fracht gesetzt werden können. Einzelquellen sind z.B. die Korrosion von Metaldachflächen und der Straßenverkehr. Die im Regenwasserabfluss transportierte Fracht wird aus Angaben zu Konzentrationen in der Literatur ermittelt, die aus Messungen im Regenwasserkanal stammen. Dies ist erlaubt unter der Annahme, dass die Art und Nutzung entwässerter Oberflächen in Misch- und Trennsystemen gleich sind.

Der Vergleich der Quellen mit der transportierten Fracht findet bezogen auf die Jahresfracht eines Hektars befestigter Fläche unter mittleren Verhältnissen in Baden-Württemberg statt.

Die Quantifizierung der Schmutzquellen des Regenwasserabflusses gestaltet sich deutlich diffiziler als beim Trockenwetterabfluss. Wesentlicher Grund hierfür ist der typischerweise „diffuse Charakter“ der Schmutzquellen des Regenwasserabflusses. Dieser verlangt neben der Ableitung von Emissionsfaktoren zusätzlich die Abschätzung eines Verlustfaktors, da die Gesamtemissionen einer Schmutzquelle in der Regel nur anteilig vom Oberflächenabfluss befestigter, kanalisierter Flächen erfasst werden. Auch die Ermittlung der bewitterten Oberflächen (Quelle Dachabfluss) ist nur mit erheblichem Aufwand zu bewerkstelligen. Notwendig ist dazu neben dem Studium der Veröffentlichungen verschiedenster Wissenschaftsdisziplinen ein intensiver Kontakt mit den entsprechenden Wirtschaftsverbänden, da statistische Daten über wesentliche Eingangsgrößen behördlicherseits nicht erhoben werden (z.B. eine nach Wandstärken differenzierte Erfassung der jährlich verkauften Metallblechmengen).

Aufgrund der genannten Schwierigkeiten war es für diese Arbeit entscheidend, dass auf (Vor-)Arbeiten aus dem Institut zurückgegriffen werden konnte¹³. An dieser Stelle werden zu großen Teilen die Ergebnisse von SCHERER (vgl. HILLENBRAND et al., 2004, und SCHERER & FUCHS, 2004) sowie der Diplomarbeit von WANDER (2004) übernommen. Auch die Grundidee der „Zwei-Wege-Methode“ wurde aus den Ausführungen von HILLENBRAND et al. (2004) aufgegriffen und weiterentwickelt.

¹³ In abgeschwächter Form trifft dies auch auf die Berechnungen der Schmutzstoffquellen des Trockenwetterabflusses zu.

ad β: Konzentrationsanteil Kanal (C_{Kanal})

Die Verschmutzung des Mischwasserabflusses durch remobilisierte Kanalablagerungen und abgelöste Sielhaut (KoAn Kanal) wird aufbauend auf dem empirischen Modell von MACKÉ et al. (2002) berechnet. Diese führten die Ergebnisse mehrerer Messkampagnen in Mischwassersystemen zusammen und waren in der Lage, einen Zusammenhang zwischen der CSB-Konzentration der Regenwasserkomponente und einem von ihnen definierten „spezifischen Kanalschmutzpotenzial“ aufzuzeigen. Das spezifische Kanalschmutzpotenzial wird wie folgt aus geometrischen und hydraulischen Daten der stromaufwärts gelegenen Haltungen berechnet:

$$SP_{\text{KAN}} = \frac{\sum \left(r_{\text{hy}} \cdot l \left(1 - \frac{\tau_{\text{vor}}}{\tau_{\text{min}}} \right) \right)}{\sum A_{\text{red}}} \quad (\text{Gleichung 4-4})$$

- mit:
- SP_{KAN} - spezifisches Kanalschmutzpotenzial in m^2/ha
 - r_{hy} - hydraulischer Radius in m
 - l - Haltungslänge in m
 - τ_{vor} - bei Trockenwetterabfluss vorhandene Wandschubspannung in N/m^2
 - τ_{min} - Mindestwandschubspannung in N/m^2 (ablagerungsfreier Transport)
 - A_{red} - reduzierte Fläche in ha (heute: befestigte Fläche)

Die Abhängigkeit der Verschmutzung der Regenwasserkomponente vom spezifischen Kanalschmutzpotenzial ist in Abbildung 4-3 dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass die rechnerische Berücksichtigung von Kanalablagerungen im Arbeitsblatt ATV-A 128 (ATV, 1992), die durch den schraffierten Bereich dargestellt ist, die höheren Konzentrationen im Regenwasseranteil nicht abdeckt: In flachen Kanalnetzen werden die Konzentrationen, die sich aus dem Arbeitsblatt ergeben, um das Zwei- bis Dreifache überschritten.

Der geschilderte Zusammenhang basiert auf den Messungen in den Kanalnetzen (und Teilnetzen) von fünf verschiedenen Städten. Da die Datenbasis damit noch klein ist, verzichten MACKÉ et al. (2002) darauf, eine mathematische Gleichung aufzustellen. Auch zum weiteren Verlauf der „Einhüllenden“ über ein spezifisches Kanalschmutzpotenzial von $4 \text{ m}^2/\text{ha}$ hinaus kann aufgrund mangelnder Daten keine Aussage gemacht werden.

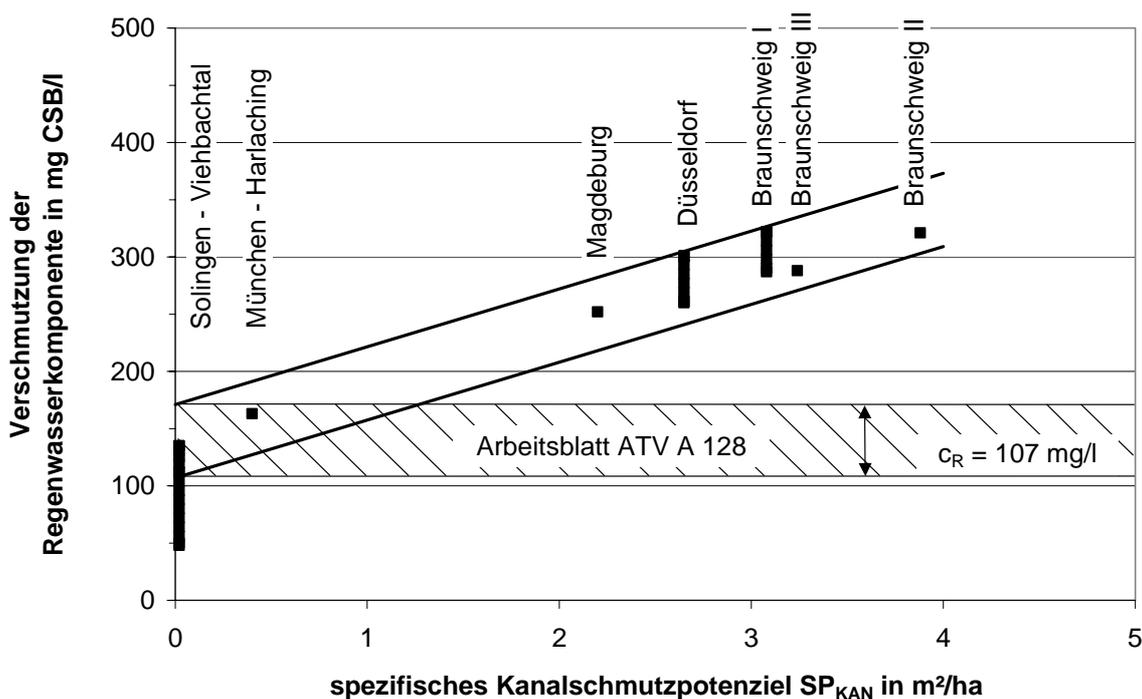


Abbildung 4-3: Mittlere CSB-Verschmutzung der Regenwasserkomponente verschiedener Mischwassernetze über dem spezifischen Kanalschmutzpotenzial (nach MACKE et al., 2002, S. 47)

Eine Einschränkung der Gültigkeit des Ansatzes, die von MACKE et al. (2002) nicht beschrieben wird, muss zusätzlich erwähnt werden: So fließen mit der Schubspannung und dem hydraulischen Radius zwar die wesentlichen, das Ablagerungs-geschehen beeinflussenden Größen in das Modell ein (vgl. RISTENPART, 1995, S. 27 bzw. BEICHERT & HAHN, 1996, S. 186 ff.). Es wird jedoch stets von Normalabfluss ausgegangen. Nicht erfasst werden damit Ablagerungen, die aus dem Rückstau von hydraulischen Engpässen, wie z.B. unterdimensionierten Haltungen, resultieren. BROMBACH et al. beschreiben einen solchen Fall im Kanalnetz von Bad Mergentheim, der zu ausgeprägten Ablagerungen führte (BROMBACH et al., 1992, S. 43 f.). Eine Lösung für dieses Problem kann nicht angegeben werden. Auch bei der Anwendung von hydrologischen Kanalabfluss-Simulationsprogrammen ist dieses Kriterium zu beachten.

Die genannte Unsicherheit im Verlauf des Zusammenhanges zwischen spezifischem Kanalschmutzpotenzial und CSB-Verschmutzung des Regenwasserabflusses wird in der Umsetzung in dieser Arbeit dadurch gewürdigt, dass der Bereich der in Abbildung 4-3 dargestellten „Einhüllenden“ als Schwankungsbreite angegeben wird (siehe Abbildung 4-4). Aus der Abbildung kann dann eine Funktion (Geradengleichung) hergeleitet werden. Zusätzlich wird von der Verschmutzung der Regen-

wasserkomponente die mittlere CSB-Verschmutzung des Konzentrationsanteils Oberfläche subtrahiert. Dadurch kann eine Aussage über die Verschmutzung des Konzentrationsanteils Kanal abgeleitet werden.

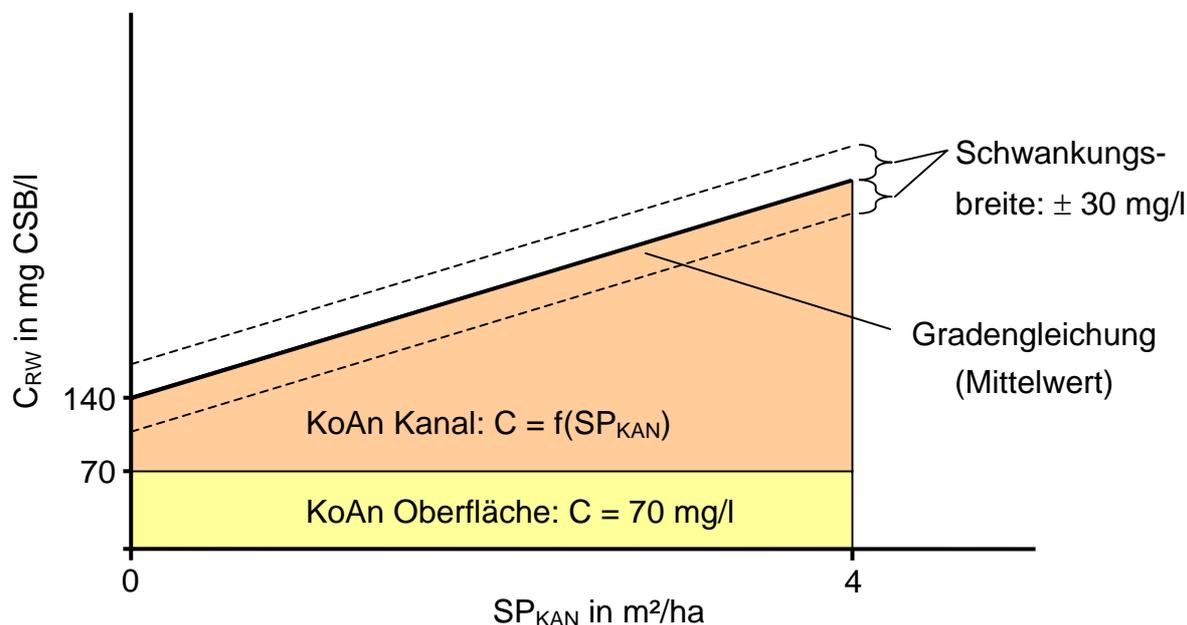


Abbildung 4-4: Prinzipskizze zur Herleitung der Geradengleichung für C_{Kanal} aus dem Diagramm von MACKE et al. (2002, S. 47)

Der Zahlenwert für den CSB im Konzentrationsanteil Oberfläche wird aus dem Datenpool von BROMBACH & FUCHS (2002) hergeleitet. Die Vorgehensweise ist analog zu der in Kapitel 4.1.3 (Trockenwetterabfluss: Transportierten Fracht) ausführlich dargestellten. Daraus ergibt sich ein Median von rund 70 mg CSB/l mit einem 95 %-Konfidenzintervall von 45 %. Es fällt auf, dass der im ATV Arbeitsblatt A 128 angeetzte Wert von 107 mg/l außerhalb des Konfidenzintervalls liegt (ATV, 1992, S. 18). Der ermittelte Wert erscheint jedoch vertrauenswürdig, da auch andere Autoren die Beobachtung machten, dass aus eigenen Messungen berechnete, flächenspezifische Jahresfrachten niedriger als die im Arbeitsblatt A 128 angenommenen sind bzw. das Mittel von in der Literatur dokumentierten CSB-Konzentrationen niedriger als der Wert des Arbeitsblattes A 128 ist (XANTHOPOULOS, 1996, S. 19; SCHMITT & DITTMER, 2002, S. 33).

Als Grundlage zur Berechnung des Konzentrationsanteils Kanal dient dementsprechend folgende Gleichung:

$$C_{\text{Kanal-CSB}} = (50 \cdot SP_{\text{KAN}} + 70) \pm 30 \quad (\text{Gleichung 4-5})$$

mit: $C_{\text{Kanal-CSB}}$ - CSB-Verschmutzung des Konzentrationsanteils Kanal in mg/l
 SP_{KAN} - spezifisches Kanalschmutzpotenzial in m²/ha (aus Gleichung 4-4)

Der Schluss von der CSB-Konzentration auf die Konzentration von Phosphor und Schwermetallen erfolgt in dem Verhältnis, das diese Parameter im Primärschlamm der Kläranlage des untersuchten Kanalnetzes zum CSB aufweisen (zur Begründung siehe Kapitel 4.2.4 „Kanalablagerungen und Sielhaut“). Als Gleichung geschrieben lautet diese Anweisung:

$$C_{\text{Kanal}} = \frac{G_{PS}}{G_{PS-CSB}} C_{\text{Kanal-CSB}} \quad (\text{Gleichung 4-6})$$

- mit: C_{Kanal} - Schmutzstoffkonzentration im Konzentrationsanteil Kanal
(KoAn Kanal; Phosphor in mg/l, Schwermetalle in $\mu\text{g/l}$)
- $C_{\text{Kanal-CSB}}$ - CSB-Verschmutzung des KoAn Kanal in mg/l
- G_{PS} - Schmutzstoff-Gehalt im Primärschlamm (Phosphor in g/kg TR, Schwermetalle in mg/kg TR)
- G_{PS-CSB} - CSB-Gehalt im Primärschlamm in g/kg TR

Zur Darstellung der Eingangsdaten für die Zwei-Wege-Methode wird nun auf die Schmutzquellen und die transportierte Fracht eingegangen. Diese werden zunächst für den Trockenwetterabfluss, dann für den Abfluss befestigter Oberflächen dargestellt. Anschließend wird der Ansatz zur Festlegung des sedimentativen Wirkungsgrads von Regenbecken vorgestellt. Die Diskussion des Modellansatzes und der Eingangsdaten findet in Kapitel 4.2 statt.

4.1.2 Trockenwetterabfluss: Schmutzquellen

In der Zusammenstellung der einwohnerspezifischen Stoffquellen des Trockenwetterabflusses wurde darauf geachtet, die in Kapitel 4.1.3 (Trockenwetterabfluss: Transportierte Fracht) beschriebenen Trends zu berücksichtigen: Für Phosphor wurden deswegen Werte aus den Jahren vor 1985, für die Schwermetalle vor 1990 nicht aufgenommen.

Die Stoffeinträge aus gewerblichen/industriellen Aktivitäten finden an dieser Stelle keine Berücksichtigung, da sie stets fallspezifisch abgeschätzt werden müssen. Die mit dem Fremdwasser eingetragenen Frachten werden nicht quantifiziert. Dies wäre nur bei einer Betrachtung von Stickstoff erforderlich.

Menschliche Ausscheidungen

Die Angaben zu Phosphor- und Schwermetall-Frachten in menschlichen Ausscheidungen (Fäzes und Urin), die in einer Literaturrecherche zusammengetragen wurden, sind in Tabelle 4-1 gemeinsam mit dem für die Berechnungen daraus ermittelten Median der Werte aufgelistet.

Tabelle 4-1: Angaben zu spezifischen Phosphor- und Schwermetall-Frachten aus menschlichen Ausscheidungen und deren Median

g/(E·d)	P _{ges}					
BEHRENDT et al., 1999, S. 56	1,37					
BRAUN, 1997	1,85					
DGE, 1996	1,18					
HENZE, 1997	2,00					
LAMPERT et al., 1997 ¹ , S. 42	1,57					
LAMPERT et al., 1997 ² , S. 52	1,57					
NAUDASCHER, 2001	1,55					
PÖPEL, 1993	1,40					
SUNDBERG, 1995	1,50					
Median	1,55					

mg/(E·d)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
KOCH & ROTARD, 2001	0,012	0,061	1,99	-	0,042	11,1
LAMPERT et al., 1997 ¹ , S. 42	0,024	-	1,92	-	0,384	9,3
LAMPERT et al., 1997 ² , S. 52	0,024	-	1,85	-	0,370	9,4
OSPAR, 2000	0,055	-	-	-	0,164	-
SUNDBERG, 1995	0,011	0,030	1,20	0,081	0,022	10,8
Median	0,024	0,045	1,89	0,081	0,164	10,1

¹ Messung in Grafenwörth

² Messung in Gresten

Nahrungsmittelreste

Der Punkt Nahrungsmittelreste umfasst die bei der Zubereitung der Speisen anfallenden Teile sowie die über Toilette und ggf. Küchenabfallzerkleinerer entsorgten Speisereste. Die Datenbasis für Schwermetalle in Nahrungsmittelresten ist sehr klein: Lediglich für Kupfer und Zink liegen Berechnungen bzw. Messungen vor, die genutzt werden konnten. Es wurden deswegen die Mediane der vorliegenden Werte für Kupfer und Zink ausgewertet und ihr Verhältnis zu den zuvor berechneten Frachten in menschlichen Ausscheidungen berechnet. Dieses Verhältnis der beiden Schwermetalle wurden gemittelt. Mit dem so ermittelten Prozentwert wurden für die anderen Metalle die Fracht aus Nahrungsmittelresten abgeschätzt. In Tabelle 4-2 sind die Werte und Berechnungen zusammengefasst.

Tabelle 4-2: Angaben bzw. Berechnung zu spezifischen Phosphor- und Schwermetall-Frachten aus Nahrungsmittelresten und deren Median

g/(E·d)	P _{ges}					
BEHRENDT et al., 1999, S. 56	0,19					
HAMM et al., 1991, S. 781	0,30					
LAMPERT et al., 1997 ¹ , S. 42	0,05					
LAMPERT et al., 1997 ² , S. 52	0,06					
LAMPERT et al., 1997 ³ , S. 12	0,03					
Median	0,06					

mg/(E·d)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
LAMPERT et al., 1997 ¹ , S. 42			0,128			0,512
LAMPERT et al., 1997 ² , S. 52			0,185			0,555
LAMPERT et al., 1997 ³ , S. 12			0,192			0,274
Median			0,185			0,512
Verhältnis zu menschl. Ausscheidungen			9,8 %			5,0 %
Mittelwert der Verhältniswerte			7,4 %			
Wert f. Berechnung	0,002	0,003	0,185	0,006	0,012	0,512

¹ Messung in Grafenwörth

² Messung in Gresten

³ Berechnet aus dem Anfall an biogenen Abfällen, die ins Abwasser gelangen, und gemessenen Konzentrationen in Biotonnensammelgut.

Wasch- und Reinigungsaktivitäten

Bei der Zusammenstellung von Literaturzitierten zu den Phosphor- und Schwermetallfrachten aus Wasch- und Reinigungsaktivitäten ist zu beachten, dass diese nicht nur den Gehalt in den Reinigungsmitteln, sondern auch im z.B. aus der Wäsche entfernten Schmutz beinhalten. Das Ergebnis der Recherche inklusive der berechneten Mediane ist in Tabelle 4-3 aufgelistet.

Tabelle 4-3: Angaben zu spezifischen Phosphor- und Schwermetall-Frachten aus Wasch- und Reinigungsaktivitäten und deren Median

g/(E-d)	P _{ges}					
BEHRENDT et al., 1999, S. 56	0,29					
BRAUN, 1997	0,70					
HENZE, 1997	0,50					
LAMPERT et al., 1997 ¹ , S. 42	0,24					
LAMPERT et al., 1997 ² , S. 52	0,24					
LAMPERT et al., 1997 ³ , S. 12	0,27					
SUNDBERG, 1995	0,15					
Median	0,27					

mg/(E-d)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
MORIYAMA et al., 1989		0,274 - 0,548		0,082 - 1,096		
LAMPERT et al., 1997 ¹ , S. 42	0,077	-	2,176	-	1,408	14,339
LAMPERT et al., 1997 ² , S. 52	0,078	-	2,220	-	1,295	14,244
LAMPERT et al., 1997 ³ , S. 12	0,082	-	2,192	-	1,370	14,521
OSPAR, 2000	0,014	-	-	-	0,384	-
STEEGER-BALLBACH, 2001	0,024	(1,800)	1,803	(2,049)	0,696	11,751
Median	0,077	0,411 ⁴	2,184	0,589 ⁴	1,295	14,292

¹ Messung in Grafenwörth

² Messung in Gresten

³ Berechnet als Summe der Frachten im Waschmittel, im Schmutz und von Haut, Talg und Schweiß.

⁴ arithmetischer Mittelwert des Wertebereichs von MORIYAMA et al. (1989)
Werte in Klammern nicht genutzt (siehe Text)

Für Chrom und Nickel lagen nur Werte von STEEGER-BALLBACH (2001) vor. Dieser führte seine Messungen jedoch im Abwasser eines Wohnprojektes durch, welches auch einen stahlverarbeitenden Betrieb umfasst. Es muss also mit signifikant erhöhten Konzentrationen dieser Schwermetalle im Wasch- und Reinigungswasser ge-

rechnet werden. Aus diesem Grund wurden die Werte von STEEGER-BALLBACH (2001) verworfen und auf eine etwas ältere Quelle zurückgegriffen (MORIYAMA et al., 1989).

Trinkwasser

Die Frachten aus dem Trinkwasser setzen sich zusammen aus den Hintergrundgehalten im Trinkwasser, die mit dem Wasser vom Wasserwerk abgegeben werden, und den auf dem Weg zum Verbraucher über Korrosion von Leitungen und Installationen hinzukommenden Elementen. Die Basis für die Berechnung bilden die beiden als „Umwelt-Survey“ veröffentlichten, bundesweiten Messkampagnen, die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt wurden (BECKER et al., 1997; KRAUSE, 2001). In den Berechnungen aller Stoffe wurde auf die Mediane der Messungen in den alten Ländern zurückgegriffen. Die in den Surveys gemessenen Konzentrationen wurden in einwohnerspezifische Frachten umgerechnet, dies geschah mittels eines mittleren, einwohnerspezifischen Trinkwasserverbrauchs (siehe Kapitel 4.1.3 „Trockenwetterabfluss: Transportierte Fracht“).

Phosphor wurde nur im ersten Survey untersucht, der Zahlenwert wird für die Berechnung übernommen. Cadmium, Kupfer, Blei und Zink wurden im ersten Survey in Stagnations- und Spontanbeprobungen ermittelt, im Zweiten nur in Stagnationsbeprobungen. Es wird davon ausgegangen, dass Spontanbeprobungen zur Bestimmung einer mittleren, spezifischen Tagesfracht deutlich besser geeignet sind als Stagnationsbeprobungen. Deshalb wurden die aktuelleren Messwerte aus den Stagnationsbeprobungen über das Verhältnis der Konzentrationen in Spontan- zu Stagnationsproben des ersten Surveys umgerechnet. Diese Vorgehensweise wurde von HILLENBRAND et al. (2004, S. 33 ff.) übernommen.

Chrom wurde nur im ersten Survey und nur aus Spontanproben bestimmt. Der Wert wurde für die Berechnung direkt übernommen.

Bezüglich des Parameters Nickel lagen nur Messwerte aus Stagnationsproben beim Verbraucher vor (KRAUSE, 2001). Werte für Spontanproben beim Verbraucher wurden deswegen geschätzt über das Verhältnis der Konzentrationen in Spontan- zu Stagnationsproben bei anderen Schwermetallen. Gerechnet wurde mit dem arithmetischen Mittelwert des Verhältnisses bei den Parametern Cadmium, Kupfer, Blei und Zink im ersten Survey¹⁴. Die Werte und Berechnungen sind in Tabelle 4-4 zusammengefasst.

¹⁴ Da die Emissionen aus Grundwasser für Nickel eine deutlich größere Bedeutung haben als für alle anderen Schwermetalle (vgl. Kapitel 1 „Einleitung“), liegt die Vermutung nahe, dass die maßgebliche Nickelquelle des Trinkwassers im Rohwasser zu suchen ist. Damit

Tabelle 4-4: Berechnung der spezifischen Phosphor- und Schwermetallfrachten aus dem Trinkwasser

g/(E·d)	P _{ges}					
BECKER et al., 1997	< 0,005					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Stagnationsprobe in µg/l alt ¹	0,10		140		1,00	430
Spontanprobe in µg/l alt ¹	0,06	< 0,5	70		0,60	190
Verhältnis Spontan- zu Stagnationsprobe	60 %		50 %	54 % ³	60 %	44 %
Stagnationsprobe in µg/l neu ²	0,08	-	160	4,6	1,70	320
Rechenwert Spontanprobe in µg/l	0,05	0,50	80	2,46	1,02	141
Wert in mg/(E·d)	0,01	0,06	10,0	0,31	0,13	17,67

¹ aus BECKER et al. (1997, erstes Umwelt-Survey)

² aus KRAUSE (2001, zweites Umwelt-Survey)

³ arithmetischer Mittelwert des Verhältnisses von Cd, Cu, Pb und Zn

Zusammenfassung

Abschließend zeigt Tabelle 4-5 eine Zusammenfassung der zuvor im Einzelnen berechneten, einwohnerspezifischen Stoffquellen des Trockenwetterabflusses. Auch die Summe der Frachten je Parameter sowie der Anteil der jeweiligen Quellen an der Frachtsumme sind aufgelistet.

Die Tabelle zeigt, dass es für sechs der sieben untersuchten Parameter jeweils eine einzige, die Stoffeinträge dominierende Quelle gibt: Beim Phosphor sind es menschliche Ausscheidungen, bei Cadmium, Chrom, Nickel und Blei die Wasch- und Reinigungsaktivitäten und beim Kupfer das Trinkwasser. Lediglich beim Zink liegen die Frachten von menschlichen Ausscheidungen, von Wasch- und Reinigungsaktivitäten und vom Trinkwasser in gleicher Größenordnung. Nahrungsmittelreste sind bei jedem Parameter eine vernachlässigbare Quelle.

wäre die in den Berechnungen vorgenommene Analogie zu den anderen Schwermetallen nicht zulässig. Spontanproben der Nickelkonzentrationen im Wasser, das von Wasserwerken abgegeben wird (BECKER et al., 1997), zeigen jedoch, dass diese Vermutung nicht zutrifft: Die Werte lagen unter der Bestimmungsgrenze.

Tabelle 4-5: Zusammenfassung der berechneten, einwohnerspezifischen Stoffquellen, der Summe der Frachten und des Anteils der Einzelquellen an der Summe (Trockenwetterabfluss)

	P _{ges} in	
	g/(E·d)	%
menschliche Ausscheidungen	1,55	82
Nahrungsmittelreste	0,06	3
Wasch- u. Reinigungsakt.	0,27	14
Trinkwasser	0,01	0
Σ Quellen	1,89	

	Cd in		Cr in		Cu in	
	mg/(E·d)	%	mg/(E·d)	%	mg/(E·d)	%
menschliche Ausscheidungen	0,02	22	0,05	9	1,89	13
Nahrungsmittelreste	0,00	2	0,00	1	0,18	1
Wasch- u. Reinigungsakt.	0,08	71	0,41	79	2,18	15
Trinkwasser	0,01	6	0,06	12	10,00	70
Σ Quellen	0,11		0,52		14,25	

	Ni in		Pb in		Zn in	
	mg/(E·d)	%	mg/(E·d)	%	mg/(E·d)	%
menschliche Ausscheidungen	0,08	8	0,16	10	10,14	24
Nahrungsmittelreste	0,01	1	0,01	1	0,51	1
Wasch- u. Reinigungsakt.	0,59	60	1,29	81	14,29	34
Trinkwasser	0,31	31	0,13	8	17,67	41
Σ Quellen	0,98		1,60		42,62	

4.1.3 Trockenwetterabfluss: Transportierte Fracht

Die mit dem Trockenwetterabfluss transportierten Schmutzstofffrachten lassen sich aus dem Produkt von

- einwohnerspezifischem Abwasseranfall und
- gemessenen Konzentrationen im Trockenwetterabfluss

berechnen. Die Ermittlung der beiden Faktoren wird im Folgenden erläutert.

Einwohnerspezifischer Abwasseranfall

Der mittlere, einwohnerspezifische Abwasseranfall setzt sich zusammen aus dem einwohnerspezifischen Schmutzwasseranfall und einem Fremdwasserzuschlag.

Das Statistische Bundesamt veröffentlicht regelmäßig die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2003), die mit dem einwohnerspezifischen Schmutzwasseranfall gleichgesetzt werden kann. Im Jahre 2001 betrug der Mittelwert für das Land Baden-Württemberg 125 l/(E·d). Auch der Fremdwasseranfall in der Bundesrepublik wird vom Statistischen Bundesamt erhoben. Aus der Arbeit von LUCAS (2003, S. 149 f.) geht jedoch hervor, dass die offiziell gemeldeten Fremdwassermengen – aufgrund der vorgeschriebenen Messmethode – deutlich unter den tatsächlich anfallenden lagen¹⁵. Er betont zudem, dass es keinen allgemeingültigen Algorithmus gebe, nach dem der tatsächliche Fremdwasseranfall einer Kläranlage aus dem gemeldeten abgeleitet werden könne.

Deswegen wird mit dem Datensatz von LUCAS (2004) gearbeitet, der den tatsächlichen Fremdwasseranfall von 128 Kläranlagen aus Baden-Württemberg enthält. Der einwohnergewichtete Mittelwert des Fremdwasserzuschlags dieser Kläranlagen beträgt 122 % und wird als repräsentativ für Baden-Württemberg angesehen. Insgesamt ergibt sich aus diesen Überlegungen ein einwohnerspezifischer Abwasseranfall von 277 l/(E·d).

Konzentrationen im Trockenwetterabfluss

Werte der Schmutzstoffkonzentrationen im Trockenwetterabfluss sollten als Mittelwert einer möglichst großen Anzahl an Messungen gebildet werden, um dem Primat der „mittleren Verhältnisse“ möglichst nahe zu kommen. Die Recherche von in der Literatur dokumentierten Konzentrationen von Schmutzstoffen im Trockenwetterabfluss ist mit großem Aufwand verbunden. Erfreulicherweise musste ein solcher

¹⁵ Inzwischen wird die Methode des gleitenden Minimums in Baden-Württemberg eingeführt, so dass diese Differenz nicht mehr auftritt.

Aufwand nicht im Rahmen dieser Arbeit geleistet werden: BROMBACH & FUCHS stellten 2002 einen „Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen“ vor.

Mehr als 400 Literaturstellen wurden in die Auswertungen für diese Zusammenstellung einbezogen. Nachdem alle Hochrechnungen, Rezitate, Simulationsergebnisse und Berichte, bei denen keine Klarheit über den Messort (das Abflusskompartiment) hergestellt werden konnte, eliminiert worden waren, blieben schließlich 176 Quellen übrig. Aus diesen wurden insgesamt 425 Datensätze generiert. Jeder Datensatz bezieht sich auf eine oder einige wenige Messstellen oder auf eine Messkampagne. Er enthält die Konzentration(en) – meistens das frachtgewogene Mittel – von einem oder mehreren Schmutzstoffen in einem der vier Abflusskompartimente: Trockenwetterabfluss der Mischkanalisation, Mischwasserabfluss der Mischkanalisation, Überlaufwasser der Mischkanalisation oder Regenwasserabfluss der Trennkanalisation. Eine weitere Unterscheidung der Daten wurde bezüglich der geografischen Lage der Messorte getroffen: Neben dem kompletten Datenpool („Welt“) wurde die Teilmenge „Zentraleuropa“ gebildet, deren Datensätze nur Messungen aus der Schweiz, Deutschland, Frankreich, den Niederlanden und Großbritannien enthält. Um zu verhindern, dass auch Daten in die Analysen eingehen, die nicht typisch für Länder mit entwickelter Kanalisationstechnik sind, wird an dieser Stelle ausschließlich auf die zentraleuropäische Datenmenge Bezug genommen. (BROMBACH & FUCHS, 2003)

Die Erfassung aller vier Abflusskompartimente in Zusammenhang mit der hohen Anzahl an berücksichtigten Literaturstellen¹⁶ und die Aktualität der Literaturstudie machen sie für die hier vorgestellte Arbeit sehr wertvoll. Aufbauend auf dieser Studie wurden die zur Berechnung der transportierten Frachten benötigten Werte der Schmutzstoffkonzentrationen im Trockenwetterabfluss – unter Berücksichtigung der in den nächsten Abschnitten beschriebenen Analysen – bestimmt.

Zeitlicher Trend

Vor der Bildung von statistischen Mittelwerten müssen die Daten auf einen möglichen zeitlichen Trend hin untersucht werden. Existiert ein solcher, so dürfen nur neuere Messwerte Berücksichtigung in den weiteren Berechnungen finden.

¹⁶ Lediglich die Literaturstudie von DUNCAN (1999) liegt bezüglich der Anzahl an einbezogenen Literaturstellen in der gleichen Größenordnung wie der Datenpool von BROMBACH & FUCHS (2002). Seine Arbeit umfasst jedoch nur Oberflächenabflüsse bzw. Abflüsse im Regenwasserkanal der Trennkanalisation.

Für Phosphor konnte ein solcher Trend ermittelt werden. Abbildung 4-5 zeigt die Messdaten aufgetragen über dem jeweiligen Messjahr. Es liegen nur Konzentrationen aus Deutschland und aus der Schweiz vor.

Interessanterweise sind die Schweizer Werte deutlich niedriger als die im gleichen Zeitraum in Deutschland gemessenen Werte: Der Median der Schweizer Werte bis 1988 beträgt 10,0 mg/l, der der Deutschen Werte 17,0 mg/l. Grund könnte der deutlich höhere Abwasseranfall je Einwohner sein. Lässt man die Schweizer Werte außen vor, so erhält man eine lineare Trendlinie mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,74 (ebenfalls in Abbildung 4-5 eingezeichnet). Der Trend kann selbstverständlich nicht extrapoliert werden. Dies bedeutet aber nicht notwendigerweise, dass er nicht in linearer Form bestanden haben kann.

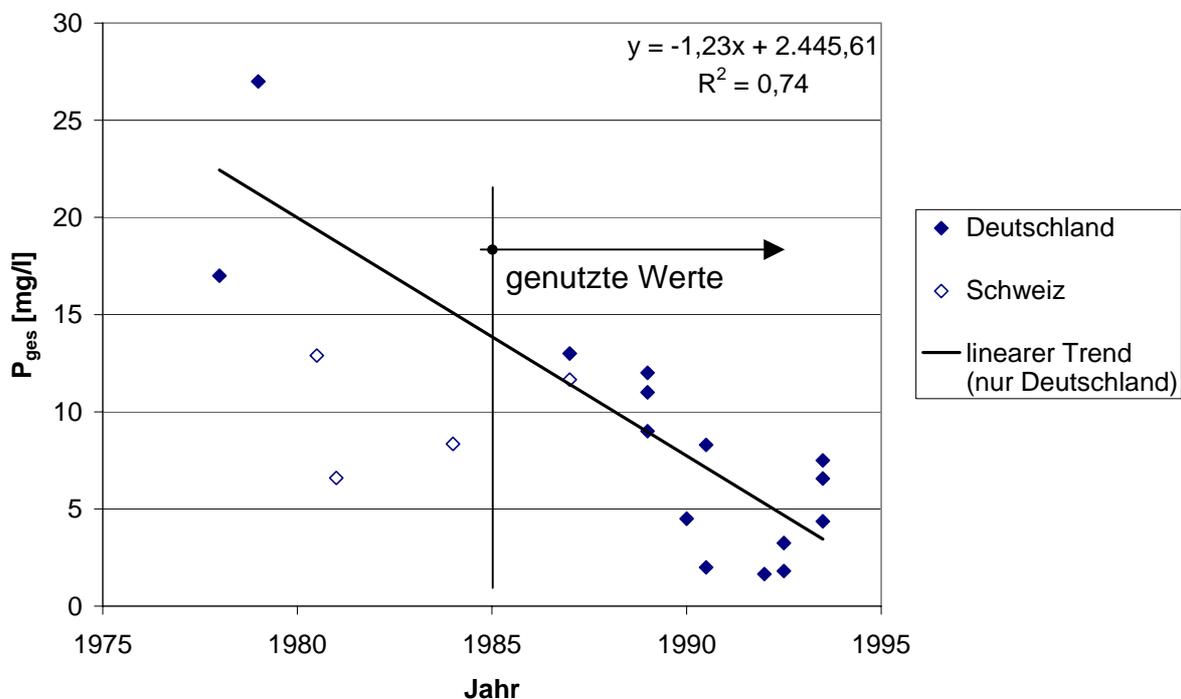


Abbildung 4-5: Über dem Messjahr aufgetragene Gesamtphosphorkonzentration im Trockenwetterabfluss Zentraleuropas sowie die lineare Trendlinie der Deutschen Daten (Daten aus: BROMBACH & FUCHS, 2002)

Aus der Trendlinie selbst werden keine Konzentrationswerte abgelesen. Sie wird ausschließlich als Werkzeug zum Feststellen eines Trends genutzt. Als Konsequenz werden in den nachfolgenden Berechnungen nur die Phosphor-Messwerte der Jahre nach 1985 berücksichtigt. Das Jahr 1985 wurde gewählt, da die Einführung von phosphatfreien Textilwaschmitteln, die sicher die Ursache für den Trend beim Phosphor ist, in der Schweiz und ungefähr zeitgleich in Deutschland in diesem Jahr

stattgefunden hat: Die Deutsche Phosphathöchstmengenverordnung¹⁷ griff mit ihrer zweiten und letzten Stufe am 01.01.1984. Der Schweizer Bundesrat beschloss 1985 ein Verbot für Textil-Waschmittel mit Phosphat (SWISSINFO, 2004).

Für alle Schwermetalle liegen so wenige Messwerte vor, dass eine fundierte Aussage über einen Trend nicht gemacht werden kann. Da aber auch bei dieser Stoffgruppe zu erwarten bzw. bekannt ist, dass es innerhalb der letzten Jahrzehnte Veränderungen im Niveau der Konzentrationen gegeben hat, werden im Folgenden für die Schwermetalle nur Werte ab 1990 (einschließlich) berücksichtigt.

Ausweisung der relevanten Mittelwerte

BROMBACH & FUCHS (2003) weisen darauf hin, dass sie bei der Erstellung des Datenpools implizit davon ausgegangen sind, dass alle Abwasserkanalnetze auf dieser Welt „irgendwie“ ähnlich seien. Die Ähnlichkeit liege darin, dass es in Abwasserkanalisationen immer und überall „Schmutzproduzenten“ und „Abflusserzeuger“ gäbe, die aus Gründen des hydraulischen Transportvermögens der Kanäle in ähnlicher Relation zueinander stünden. In den Worten der Statistik gesprochen gehen sie also davon aus, dass alle Werte eines Parameter aus einem Abflusskompartiment einer Grundgesamtheit angehören.

Geht man weiterhin davon aus, dass die Daten log-normalverteilt sind (BROMBACH & FUCHS, 2002), so kann man mit Mitteln der Statistik zusätzlich zur Ausweisung der Mittelwerte auch Aussagen über die Genauigkeit dieser machen. Üblicherweise wird dies über die Angabe des Konfidenzintervalls in absoluten Zahlen gemacht. Übersichtlicher erscheint es hingegen, die Spannweite des Konfidenzintervalls in Prozent des jeweiligen Mittelwertes anzugeben. Es wird im Weiteren also mit einem relativen Konfidenzintervall gearbeitet.

Es muss davon ausgegangen werden, dass sich Extremwerte im Datensatz befinden, die keine oder nur eine geringe Bedeutung besitzen. Unter dieser Voraussetzung ist der Median der zu bevorzugende Mittelwert, da er als einziger nicht von den Extremwerten beeinflusst wird. BROMBACH & FUCHS (2002) schätzen den Stellenwert des Medians vergleichbar ein und haben diesen statistischen Mittelwert für jeden Datensatz angegeben.

Nach MONTGOMERY & HART (1974) ist es jedoch bei einer geringen Anzahl an Daten sinnvoller, statt dem Median das geometrische Mittel zu wählen. Dieses kann bei gleicher Stichprobengröße mit einer deutlich höheren Genauigkeit geschätzt werden, liegt zugleich aber bei log-normalverteilten Daten nahe dem Median. Entsprechend

¹⁷ PHöchstMengV, 04. Juni 1980, BGBl. I S. 664

wurde in dieser Arbeit bei den Datensätzen der Schwermetalle, für die maximal drei Messwerte vorliegen, mit dem geometrischen Mittel gearbeitet.

Die Gleichung, mit der die Konfidenzintervalle der Messwerte berechnet wurden, ist MONTGOMERY & HART (1974) entnommen. Sie lautet:

$$\log q - \log \bar{x} = \log \left(1 + \frac{p}{100} \right) = \frac{f \cdot k \cdot \sigma}{\sqrt{N}} \quad (\text{Gleichung 4-7})$$

- mit:
- q - obere/untere Intervallgrenze
 - \bar{x} - Mittelwert der Messdaten (Median oder geometrisches Mittel)
 - p - Konfidenzintervall in % der Mittelwerte
 - f - Faktor, der vom Perzentil in der Verteilung abhängt, in dem der entsprechende Mittelwert auftritt (f = 1,25 für den Median, f = 1,0 für das geometrische Mittel bei log-normalverteilten Daten)
 - k - Faktor, der vom berechneten Konfidenzniveau abhängt. Bei weniger als 30 Messdaten sollte statt des fixen Wertes für k der entsprechende Zahlenwert von Student's t gewählt werden.
 - σ - Standardabweichung der logarithmierten Messwerte
 - N - Anzahl der Messwerte

Tabelle 4-6: Anzahl an Werten, Mittelwert, 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwerts, erforderliche Anzahl an Messwerten, um den Median mit einem 95 %-Konfidenzintervall von ± 25 % zu schätzen und die mit dem Mittelwert berechnete, spezifische, transportierte Fracht je Parameter (Trockenwetterabfluss)

	P _{ges}					
Anzahl Werte	13					
Median in mg/l	7,50					
Konfidenzintervall (95 %) in % ¹	69					
erforderliche Anzahl an Messwerten ²	72					
Fracht in g/(E·d)	2,08					

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Anzahl Werte	1	0	2	0	3	1
geometrisches Mittel in $\mu\text{g/l}$	0,80	-	59,62	-	11,57	110,0
Konfidenzintervall (95 %) in % ¹			18.566		641	
erforderliche Anzahl an Messwerten ²			1.717		378	
Fracht in mg/(E·d)	0,222	-	16,5	-	3,2	30,5

¹ 95 %-Konfidenzintervall, ausgedrückt in % des Mittelwerts

² Erforderliche Anzahl an Messwerten, um den Median mit einem 95 %-Konfidenzintervall von 25 % zu schätzen

Entsprechend umgeformt kann Gleichung 4-7 auch dazu benutzt werden, auf einem gewählten Konfidenzniveau und bei einer maximal erlaubten Breite des Konfidenzintervalls den dann erforderlichen Stichprobenumfang zu bestimmen. Auch diese Berechnung wurde durchgeführt: Je Parameter ist in Tabelle 4-6 die Zahl der zur Verfügung stehenden Messwerte, der Mittelwert, das 95 %-Konfidenzintervall sowie die erforderliche Anzahl an Messwerten angegeben, für die das 95 %-Konfidenzintervall eine Breite von höchstens 25 % des Mittelwerts einnimmt. Die letzte Zeile gibt die spezifische, transportierte Fracht an, die sich aus der Multiplikation des Mittelwertes mit dem einwohnerspezifischen Abwasseranfall ergibt. Eine Diskussion und Interpretation der Werte findet in Kapitel 4.2.2 statt.

4.1.4 Abfluss befestigter Oberflächen: Schmutzquellen

Analog zur Anwendung der Zwei-Wege-Methode auf den Trockenwetterabfluss werden nun Überlegungen zu den Schmutzquellen und in Kapitel 4.1.5 zur transportierten Fracht des Abflusses befestigter Oberflächen durchgeführt.

Die Abschätzung der Schmutzquellen wurde im Wesentlichen den Arbeiten Dritter entnommen. Aus diesem Grund wird die Quantifizierung der Schmutzquellen in diesem Kapitel nicht im Detail vorgestellt, sondern die Schmutzquellen und ihre Quantifizierung werden zunächst nur beschrieben. Danach werden die flächenspezifischen Zahlenwerte in der Zusammenstellung vorgestellt.

Beschreibung der Schmutzquellen und ihrer Quantifizierung

Atmosphärische Deposition

In der Berechnung der atmosphärischen Deposition wird so weit wie möglich auf Datensätze zurückgegriffen, die in regionalisierter Form vorliegen. Damit kann später direkt ein für ein spezielles Untersuchungsgebiet ausgewiesener Wert aufgenommen werden. Nicht für jeden betrachteten Parameter liegen die Daten zur atmosphärischen Deposition allerdings in diesem präferierten Format vor. Die Werte wurden aus den Zusammenstellungen von WANDER (2004, S. 30) und FUCHS et al. (2003, S. 9 ff.) übernommen.

Dachabfluss

Die Stoffausträge, die aus der Korrosion von metallischen Dächern, Regenrinnen, Fassaden und Verwahrungen resultieren, werden hier unter dem Begriff „Dachabfluss“ zusammengefasst. Nicht berücksichtigt wird unter dieser Überschrift die Verschmutzung aus der atmosphärischen Deposition, die ebenfalls mit dem Abfluss von Dachflächen transportiert wird. Sie wird als separate Quelle erfasst (s.o.).

Systemgrenze für die Berechnungen ist in diesem Fall das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland. Es wird zwar vermutet, dass bezüglich des Einbaus von Metalldächern und -fassaden regionale Unterschiede bestehen. Diese können jedoch nicht quantifiziert werden (SCHERER, 2004).

Für Phosphor, Chrom und Nickel werden keine Stoffausträge aus Dachabflüssen berücksichtigt. Für Cadmium ergibt sich eine Fracht aus der Verunreinigung von Zinkoberflächen. Die in Regenrinnen, Dächern, Fassaden, Verwahrungen und sonstigen Kleinteilen verbaute und exponierte Fläche an Blechen aus Kupfer, Blei und Zink haben HILLENBRAND et al. (2004, S. 40 ff.) für die Bundesrepublik abgeschätzt. Unter Ansatz entsprechender Abschwemmraten berechnen sie daraus jährliche, absolute Frachten. Die spezifischen Jahresfrachten wurden mit Hilfe der von HILLENBRAND et al. (2004) zugrunde gelegten Größe von 819.600 ha befestigter Fläche in der BRD berechnet.

Straßenverkehr

Daten zur innerörtlichen¹⁸ und gesamten Fahrleistung in Baden-Württemberg werden fahrzeugtypspezifisch vom Statistischen Landesamt Baden-Württemberg (STALA, 2004) veröffentlicht. Die Angaben umfassen auch den Bestand an Fahrzeugen.

Für den Verlust und die Korrosion von Auswuchtgewichten können fahrzeugspezifische Emissionsfaktoren hergeleitet werden, aus denen sich zusammen mit dem Bestand an Fahrzeugen und dem Anteil der innerörtlichen Fahrleistung die gesamten, relevanten Stoffeinträge ergeben. Die entsprechenden Werte wurden HILLENBRAND et al. (2004, S. 61 ff.) und WANDER (2004, S. 40 f. & S. 44) entnommen.

Die Frachten aus Reifen- und Bremsbelagabrieb werden berechnet aus auf die Fahrleistung bezogenen Emissionsfaktoren für die Masse an Reifen- und Bremsbelagabrieb, spezifischen Stoffgehalten in Reifen und im Bremsbelag und dem Ansatz von Verlusten in die Atmosphäre und durch Straßenreinigung. Die Emissionsfaktoren und Stoffgehalte entstammen HILLENBRAND et al. (2004, S. 54 ff.) und WANDER (2004, S. 33 ff.).

Die Stoffeinträge über Fahrbahnabrieb werden über die gesamte, innerörtliche Fahrleistung, einen vom Fahrzeugtyp unabhängigen Emissionsfaktor und die Stoffgehalte der Fahrbahnoberflächen ermittelt. Die Zahlenwerte wurden HILLENBRAND et al. (2004, S. 64) und WANDER (2004, S. 39 f.) entnommen.

¹⁸ Für die Emissionen via Regenabfluss in den Kanal sind nur die von der Kanalisation erfassten Straßen relevant. Es wird angenommen, dass diese den innerörtlichen entsprechen.

Zur Berechnung von flächenspezifischen Werten werden die Frachten auf die befestigte Fläche in Baden-Württemberg bezogen. Diese Zahl wurde mit 106.200 ha beziffert und einwohnerproportional aus der für Deutschland angenommenen befestigten Fläche hergeleitet.

Sonstiges

Als „Sonstiges“ werden Quellen zusammengefasst, die einerseits unter keine der bisher abgehandelten Kategorien fallen und andererseits nur für einen bzw. zwei Parameter relevant sind.

- Die Fahrdrähte (Oberleitungen) elektrisch betriebener Schienenfahrzeuge bestehen aus Elektrolyt-Kupfer bzw. legierten Kupferwerkstoffen. Sie sind durch die mechanische Beanspruchung des Schleifkontakts, vor allem aber durch die Ausbildung von kleinen Funken und Lichtbögen ständigem Verschleiß ausgesetzt und somit als eine Quelle von Kupfer im Regenwasserabfluss anzusehen.

HILLENBRAND et al. (2004, S. 87 ff.) errechnen für Deutschland absolute Frachten aus den Oberleitungen des elektrifizierten Schienennetzes von Deutscher Bahn und Privatbahnen und aus den Oberleitungen der Straßenbahnen in die Kanalisationssysteme. Die entsprechenden Frachten wurden analog zu den Frachten aus Dachabflüssen in spezifische Frachten umgerechnet.

- Die von Kanalisationssystemen erfassten Zinkfrachten infolge Korrosion von Oberflächen stückverzinkter Produkte in Deutschland haben Hillenbrand et al. (2004, S. 71 ff.) getrennt nach acht Anwendungsbereichen erfasst (Bauwesen, Straßenausrüstung, Ver-/Entsorgung, ...). Über den Ansatz einer spezifischen Oberfläche (in m^2/t) konnten sie auf die verzinkten Flächen schließen. Weitere Annahmen betreffen die Lebensdauer der Produkte, den Anteil an Überdeckungen und Abkantungen und die Exposition. Die Abschwemmrate wurde aus der Berechnung der Dachabflüsse übernommen. Auch hier wurde zur Berechnung der spezifischen Fracht die Gesamtfracht auf die befestigten Flächen Deutschlands bezogen. Spezifische Jahresfrachten für Cadmium ergeben sich aus einer entsprechenden Verunreinigung des Zinks.

Zusammenstellung der spezifischen Jahresfrachten

Im Folgenden wird eine Zusammenstellung der flächenspezifischen Jahresfrachten des Abflusses befestigter Oberflächen gegeben (Tabelle 4-7). Die Summe der Frachten je Parameter sowie der Anteil der Quellen an der Frachtsumme sind ebenfalls aufgelistet.

Die aus Auswuchtgewichten, Reifen-, Bremsbelag- und Fahrbahnabrieb stammenden Frachten wurden in Tabelle 4-7 aus Gründen der Übersichtlichkeit als „Straßenverkehr“ zusammengefasst. In Tabelle 4-8 sind zusätzlich die spezifischen Frachten des Straßenverkehrs differenziert nach den Einzelquellen zusammengestellt. Abbildung 4-6 zeigt für jeden betrachteten Parameter den Anteil, zu dem die einzelnen Quellen zum gesamten Stoffeintrag des Straßenverkehrs beitragen.

Tabelle 4-7: Zusammenfassung der berechneten, spezifischen Frachten der Einzelquellen, der Summe der Quellen und dem Anteil, den die Einzelquellen zur Summe beitragen (Regenwasserabfluss)

	P _{ges} in	
	kg/(ha·a)	%
atmosphärische Deposition ¹	0,37	94
Dächer ²	0,00	0
Straßenverkehr ³	0,03	6
Sonstiges ⁴	0,00	0
Σ Quellen	0,40	

	Cd in		Cr in		Cu in	
	g/(ha·a)	%	g/(ha·a)	%	g/(ha·a)	%
atmosphärische Deposition ¹	0,45	65	23,28	32	58,2	16
Dächer ²	0,03	4	0,00	0	103,7	29
Straßenverkehr ³	0,21	30	49,28	68	185,4	51
Sonstiges ⁴	0,01	1	0,00	0	14,9	4
Σ Quellen	0,70		72,56		362,2	

	Ni in		Pb in		Zn in	
	g/(ha·a)	%	g/(ha·a)	%	g/(ha·a)	%
atmosphärische Deposition ¹	16,71	41	25,63	37	279,1	15
Dächer ²	0,00	0	30,07	44	842,6	46
Straßenverkehr ³	23,92	59	13,19	19	381,9	21
Sonstiges ⁴	0,00	0	0,00	0	334,3	18
Σ Quellen	40,63		68,88		1838,0	

¹ aus: WANDER (2004, S. 30) und FUCHS et al. (2003, S. 9 ff.). Werte für Cadmium, Blei und Zink liegen für Baden-Württemberg in regionalisierter Form vor, das angegebene Datum entspricht dem Baden-Württembergischen Mittelwert.

² aus: HILLENBRAND et al. (2004, S. 40 ff.) und WANDER (2004, S. 49)

³ Quelle siehe Tabelle 4-8

⁴ aus: Hillenbrand et al. (2004, S. 87 ff. & S. 71 ff.) und Wander (2004, S. 49), keine Quelle für Phosphor, Chrom, Nickel und Blei

Tabelle 4-7 zeigt, dass es für Phosphor, Cadmium und Chrom eine eindeutige Hauptquelle gibt, die zu 65 % oder mehr der Gesamtfracht beiträgt. Bei Phosphor und Cadmium ist es die atmosphärische Deposition, bei Chrom der Straßenverkehr. Für die anderen Parameter kann eine Hauptquelle nicht in dieser Eindeutigkeit ausgemacht werden. Zwischen 50 und 60 % der Kupfer- und Nickel-Frachten stammen aus dem Straßenverkehr, Zink wird zu über 45 % aus Dachabflüssen emittiert.

Tabelle 4-8: Spezifischen Frachten aus dem innerörtlichen Straßenverkehr für Baden-Württemberg (P_{ges} in $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, Schwermetalle in $\text{g}/(\text{ha}\cdot\text{a})$)

Emissionen aus	P_{ges}	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Auswuchtgewichten ¹	-	-	-	-	-	1,63	-
Reifenabrieb ²	0,03	0,054	0,05	-	0,05	0,52	276,2
Bremsbelagabrieb ³	-	0,028	5,40	184,0	0,74	11,04	53,4
Fahrbahnabrieb ⁴	-	0,128	43,83	1,5	23,13	-	52,4
Summe Verkeh	0,03	0,210	49,28	185,4	23,92	13,19	381,9

¹ aus: HILLENBRAND et al. (2004, S. 61 ff.) und WANDER (2004, S. 41 u. 44)

² aus: HILLENBRAND et al. (2004, S. 54 ff.) und WANDER (2004, S. 38) unter Annahme folgender Verlustanteile: Atmosphäre: 20 %, Straßenreinigung: 10 %

³ aus: HILLENBRAND et al. (2004, S. 57 ff.) und WANDER (2004, S. 33 ff.) unter Annahme folgender Verlustanteile: Atmosphäre: 50 %, Straßenreinigung: 10 %

⁴ aus: HILLENBRAND et al. (2004, S. 64) und WANDER (2004, S. 39 f.) unter Annahme folgender Verlustanteils: Straßenreinigung: 10 %

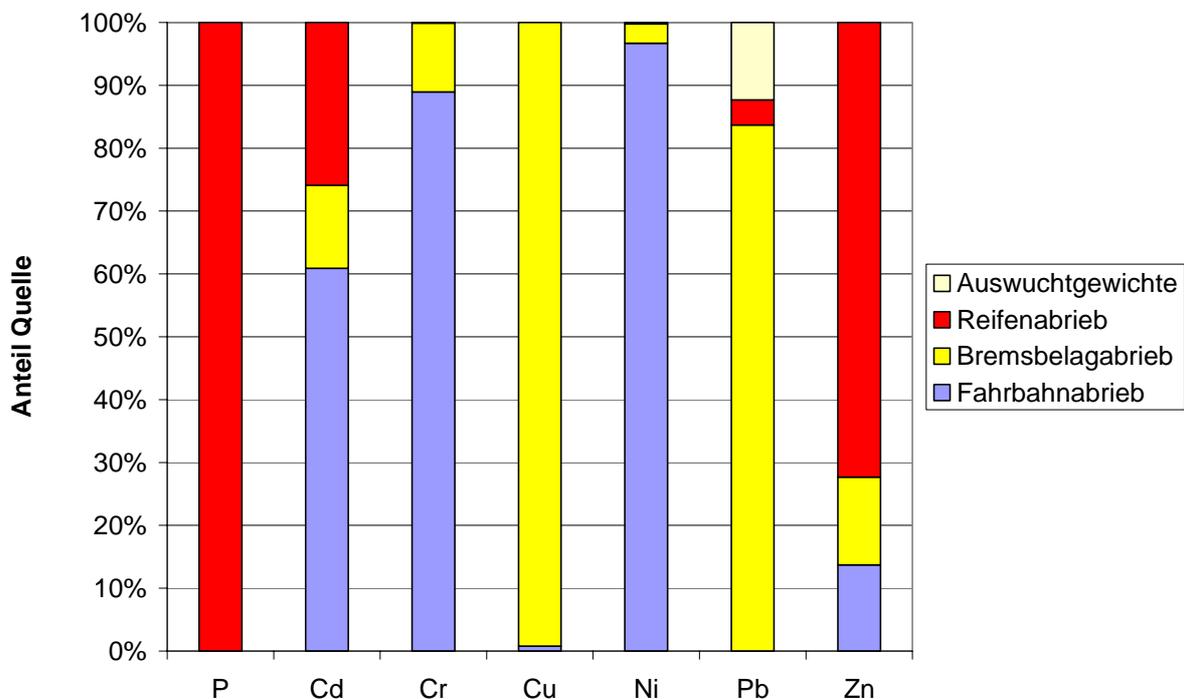


Abbildung 4-6: Beitrag der einzelnen Quellen zu den gesamten Frachten des innerörtlichen Straßenverkehrs in Baden-Württemberg beitragen

In Tabelle 4-8 und Abbildung 4-6 ist zu erkennen, dass es für den Straßenverkehr bei jedem Parameter eine einzige, wesentliche Quelle gibt, die zwischen 60 und 100 % der Fracht des Verkehrs verursacht. Dies ist der Reifenabrieb für Phosphor und Zink, der Fahrbahnabrieb für Cadmium, Chrom und Nickel und der Bremsbelagabrieb für Kupfer und Blei.

4.1.5 Abfluss befestigter Oberflächen: Transportierte Fracht

Die mit dem Abfluss im Regenwasserkanal transportierte Frachten, die über den Regenabfluss von befestigten Oberflächen in den Kanal gelangen, werden über die statistische Auswertung einer Datenbasis von gemessenen Konzentrationen im Niederschlagsabfluss berechnet, konkret über das Produkt aus diesen Konzentrationen, der Niederschlagshöhe und dem Abflussbeiwert. Die Schritte, in denen die Faktoren berechnet werden, sind im Folgenden dargestellt. Bezugszustand sind wieder „mittlere Verhältnisse“ in Baden-Württemberg.

Abflussbeiwert und Niederschlagshöhe

Die Festlegung eines mittleren Abflussbeiwertes ist nicht einfach, so banal diese Aufgabe auch erscheinen mag. Der von der ATV im Arbeitsblatt A 128 genutzte Wert von 0,70 (ATV, 1992, S. 18) erscheint dem Autor nach intensiven Diskussionen mit Fachkollegen als zu hoch. Als deutlich zu niedrig wird hingegen der Wert von 0,43 beurteilt, der sich aus der Schätzformel von HEANEY et al. (1976) ergibt. Für die Berechnungen des abflusswirksamen Niederschlags wird in dieser Arbeit ein Abflussbeiwert von 0,60 angesetzt, der als ein der Wahrheit am nächsten kommender Wert angesehen wird (ILLGEN, 2004).

Die langjährige, mittlere Niederschlagshöhe in Baden-Württemberg wurde aus den flächendeckend für die Bundesrepublik vorliegenden REGNIE-Regendaten des DWD hergeleitet. Sie beträgt 970 mm (Mittel der Jahre 1961 bis 1990). Der Effektivniederschlag beträgt damit 582 mm.

Konzentrationen im Niederschlagsabfluss

Die Konzentrationen im Niederschlagsabfluss wurden analog der Vorgehensweise bei den Trockenwetterabflüssen hergeleitet (siehe Kapitel 4.1.3 „Trockenwetterabfluss: Transportierte Fracht“): Genutzt wurden die Datensätze der entsprechenden Parameter aus dem Datenpool, die aus Messungen im Regenkanal der Trennkanalisation in Zentraleuropa stammen. Ausgeschlossen aus dem Originaldatensatz wurden die Messungen von reinen Dach- bzw. Straßenabflüssen und die von nicht genauer bezeichneten Oberflächenabflüssen (in der Datenbank mit »„n.b.“ - nicht bekannt« bezeichnet).

Zeitlicher Trend

Eine zeitliche Entwicklung konnte für vier der betrachteten Parameter festgestellt werden, dies sind Gesamtphosphor, Cadmium, Blei und Zink. Die entsprechenden Diagramme dieser Parameter zeigt Abbildung 4-7. Als Regressionskurve wurde jeweils diejenige Funktion gewählt, die den höchsten Korrelationskoeffizienten ergab und deren Wahl zugleich plausibel erschien, Polynome 17. Ordnung wurden z.B. nicht untersucht.

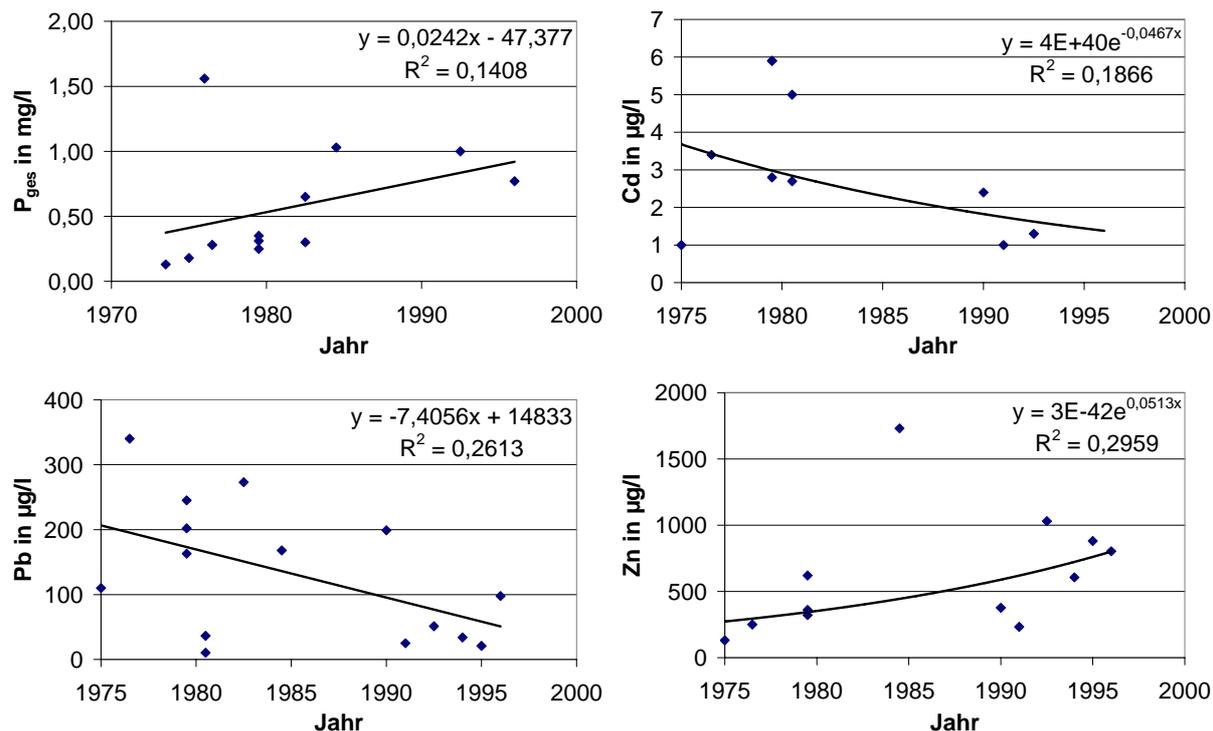


Abbildung 4-7: Über dem Messjahr aufgetragene Konzentrationen der Parameter P_{ges}, Cd, Pb und Zn im Abfluss der Trennkanalisation sowie die entsprechenden Trendlinien und deren Funktion

Der Trend beim Phosphor wurde nicht erwartet, der Korrelationskoeffizient ist zudem der niedrigste. Die Feststellung eines Trends erfolgt deswegen zunächst unter Vorbehalt. Die Mittelwerte der Konzentrationen im Regenwasser werden im Folgenden für Phosphor ohne und mit der Annahme eines Trends gebildet, entsprechend werden alle Werte bzw. nur diejenigen ab 1985 einschließlich genutzt. Das Auftreten der Trends bei den Schwermetallen ist nicht verwunderlich. Es wird in der Literatur beschrieben und ist teilweise das explizite Ziel von umweltpolitischen Maßnahmen. Für Cadmium, Blei und Zink wird folglich unter Ausschluss der Werte vor 1990 gerechnet.

Das Bestimmtheitsmaß der Regressionskurven in der Auswertung von Chrom und Kupfer ist sehr gering, ein Trend somit nicht belegt. Für diese Schwermetalle wird die Mittelwertbildung mit den Daten aller zur Verfügung stehender Jahre durchgeführt. Für Nickel liegen erneut sehr wenige Datensätze vor. Da diese jedoch ausnahmslos aus der Zeit seit dem Jahr 1990 (einschl.) stammen, werden sie ohne Ausnahme in der Mittelwertbildung berücksichtigt.

Ausweisung der relevanten Mittelwerte

Unter Berücksichtigung der Einschränkungen, die sich aus der Trendanalyse ergeben haben, wurde – analog zur Vorgehensweise beim Trockenwetterabfluss – für jeden Parameter der Mittelwert nach MONTGOMERY & HART (1974) berechnet. Zusammen mit der Anzahl an berücksichtigten Werten, dem 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwerts und der erforderlichen Anzahl an Messwerten für eine Schätzung des Mittelwerts mit einem 95 %-Konfidenzintervall von ± 25 % sind die Ergebnisse in Tabelle 4-9 zusammengefasst.

Tabelle 4-9: Anzahl an Werten, Mittelwert, 95 %-Konfidenzintervall des Mittelwerts, erforderliche Anzahl an Messwerten, um den Median mit einem 95 %-Konfidenzintervall von ± 25 % zu schätzen und mit dem Mittelwert berechnete, spezifische, transportierte Fracht je Parameter (Konzentrationsanteil Oberfläche, KoAn Oberfläche)

	P_{ges}^3	P_{ges}^4				
Anzahl Werte	3	12				
geometrisches Mittel in mg/l	0,93	0,33 ⁵				
Konfidenzintervall (95 %) in % ¹	49	85				
erforderliche Anzahl an Messwerten ²	15	92				
Fracht in kg/(ha-a)	5,39	1,92				

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Anzahl Werte	3	6	12	3	6	6
geometrisches Mittel in mg/l	1,46	9,74	55,30 ⁵	9,40	51,09	580,95
Konfidenzintervall (95 %) in % ¹	205	246	96	1.087	148	82
erforderliche Anzahl an Messwerten ²	118	291	110	577	155	68
Fracht in g/(ha-a)	8,50	56,7	322	54,7	297	3.380

¹ 95 %-Konfidenzintervall, ausgedrückt in % des Mittelwerts

² erforderliche Anzahl an Messwerten, um den Median mit einem 95 %-Konfidenzintervall von 25 % zu schätzen

³ mit Annahme eines Trends (nur Werte ab 1985 einschließlich)

⁴ ohne Annahme eines Trends (alle Werte)

⁵ Aufgrund der größeren Anzahl an Messwerten wurde der Median gewählt.

4.1.6 Sedimentativer Wirkungsgrad von Regenbecken (η_{SED})

Wie in Kapitel 4.1.1 (Zugrunde gelegtes Modell) erwähnt, setzt sich der sedimentative Wirkungsgrad von Regenbecken aus dem bauwerkspezifischen Faktor „sedimentativer Wirkungsgrad η_{SED} “ und dem parameterspezifischen Faktor „im Mischwasser partikulär vorliegender Anteil α_{PART} “ zusammen.

Es erscheint nahezu unmöglich, allgemeine Regeln zur Bestimmung sedimentativer Wirkungsgrade von Entlastungsbauwerken aufzustellen (siehe Diskussion in Kapitel 4.2.5). Aus diesem Grund werden z.B. die Wirkungsgrade von Mischwasserbehandlungsanlagen im hydrologischen Abflusssimulations-Programm SMUSI (IHWB, 1998) nicht programmintern hergeleitet, sondern müssen von der Nutzerin/vom Nutzer eingegeben werden. Als Vorgabewerte sind die auf die AFS bezogenen Wirkungsgrade 5 %, 15 % und 25 % gesetzt, tituiert als „schlecht“, „mittel“ und „gut“. Dieser Ansatz wird als der Problemstellung angemessen erachtet.

Nur in zwei Literaturstellen konnten Angaben zum Anteil gefunden werden, zu dem verschiedene Parameter bei Mischwasserabfluss partikulär vorliegen. Die Werte weichen zum Teil erheblich voneinander ab und sie decken nicht das gesamte, hier betrachtete Schmutzstoffspektrum ab (DUSNY et al., 2002; BROMBACH et al., 1992, S. 85). Die in Tabelle 4-10 dargestellten Werte müssen deswegen als eine mit wenig Zahlenmaterial unterstützte, überschlägige Festlegung gelten.

Tabelle 4-10: Partikulär im Mischwasserabfluss vorliegender Anteil der Schmutzstoffe α_{PART} (Berechnungsannahme)

P_{ges}	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
20 %	75 %	80 %	85 %	70 %	95 %	90 %

4.2 Diskussion des Modellansatzes und der Eingangsdaten

Der im vorangehenden Kapitel 4.1 beschriebene Modellansatz und die Herleitung seiner Eingangsdaten stellen einen der beiden Schwerpunkte der vorliegenden Arbeit dar. Sie sollen deswegen nun ausführlich diskutiert werden.

4.2.1 Hydrologische Kanalabfluss-Simulation

Wie alle Modelle können auch hydrologische Kanalabfluss-Modelle die „Realität“, den tatsächlichen Kanalabfluss, nur unter Berücksichtigung von Randbedingungen und innerhalb gewisser Toleranzen korrekt wiedergeben. Wichtigste Randbedingung ist, dass der Kanalabfluss nicht von Rückstauphänomenen beeinflusst sein darf. Die

Genauigkeit der Berechnung hängt entscheidend von der Güte der Kalibrierung des Modells im Einzelfall ab. Für eine weitere Diskussion dieser Modelle sei auf die allgemeine Fachliteratur verwiesen (siehe z.B. VERWORN, 1999; SCHÜTZE et al., 2002).

4.2.2 Trockenwetterabfluss

Quantifizierung der Schmutzquellen

Den Kalkulationen der Schmutzquellen des Trockenwetterabflusses wird ein hohes Maß an Vertrauen ausgesprochen. Sie baut bezüglich der Frachten der Haupteinträge – mit Ausnahme der Quelle „Wasch- und Reinigungsaktivitäten“ bei Chrom und Nickel – stets auf mindestens vier bis fünf unabhängigen Daten auf.

Die klassische Art und Weise, dieses „Vertrauen“ zu beziffern, die Ausweisung eines Konfidenzintervalls, wäre hier nur teilweise anwendbar – für „ausgewählte“ Parameter und Quellen. Eine durchgängige Bewertung ist angesichts der Verschiedenartigkeit der Daten nicht ohne Weiteres möglich (aggregiert ↔ nicht aggregiert, Messwert ↔ berechneter Wert). Sie wird aber als eine der wichtigsten und spannendsten Aufgaben zukünftiger Arbeiten gesehen (vgl. Kapitel 7.2 „Ausblick“).

Berechnung der transportierten Fracht

Für die zentrale Größe in der Berechnung der transportierten Fracht, die gemessenen Konzentrationen im Trockenwetterabfluss, wurden Konfidenzintervalle auf 95 %-Niveau berechnet (siehe Tabelle 4-6). Die Ergebnisse der statistischen Auswertung sind ernüchternd: Das kleinste Konfidenzintervall besitzt der Mittelwert der Phosphor-Konzentrationen, es beträgt 69 %. In einem Bereich von ± 69 % des hier angegebenen Medians liegt also – mit 95 % Wahrscheinlichkeit – der Median der Grundgesamtheit. Diese Aussage kann aus statistischer Sicht nicht gerade als scharf bezeichnet werden.

Die für ein Konfidenzintervall von ± 25 % benötigte Anzahl an Messwerten beträgt je nach Parameter zwischen 72 (Gesamtphosphor) und 1.717 (Kupfer). Beim Kupfer spiegelt sich die geringe Anzahl an vorhandenen Messwerten und deren große Streuung wider. Für Cadmium und Zink (je ein Messwert) ist die Berechnung der Standardabweichung mathematisch nicht möglich, für Chrom und Nickel existiert überhaupt kein Wert.

Anhand dieser Problematik zeigt sich die bereits erwähnte Stärke der hier praktizierten Zwei-Wege-Methode. Würde man nur auf den in der Literatur dokumentierten Konzentrationen aus Messungen im Trockenwetterabfluss aufbauen, so könnte die

Berechnung der Trockenwetterfrachten für die Schwermetalle insgesamt nur unter Vorbehalt, für Chrom und Nickel überhaupt nicht stattfinden. Die Zwei-Wege-Methode erschließt neue Informationsquellen als Datenbasis. Eine Garantie für ausreichende Datengrundlagen bei jedem Parameter kann sie natürlich nicht geben.

Vergleich der Summe der Einzelquellen mit der transportierter Fracht

Nach der Abschätzung der spezifischen Frachten der Einzelquellen in den Trockenwetterabfluss und der unabhängigen Berechnung der spezifischen, mit diesem transportierten Frachten sollen beide verglichen werden, um die Kalkulationen zu überprüfen.

Der Vergleich kann nicht als kameralistische Bilanz verstanden werden, da die transportierte Fracht auch den Schmutzstoffbeitrag von gewerblich/industriellen Abwässern beinhaltet, welche hingegen bei der Kalkulation der Quellen außen vor blieb. In Abbildung 4-8 sind für jeden Parameter die Frachten der Quellen als gestapelte Säulen der transportierten Fracht im Trockenwetterabfluss gegenübergestellt.

Wie erwartet ergibt sich die beste Übereinstimmung beim Phosphor. Für diesen Parameter liegt die bei weitem beste Datengrundlage vor und es kann von einem geringen Einfluss durch Indirekteinleiter ausgegangen werden. Dies spricht für die Gültigkeit des hier zugrunde liegenden Ansatzes der quellenorientierten Vorgehensweise. Bei Chrom und Nickel weicht die transportierte Fracht um über 700 % von der Summe der Einzelquellen ab. Die in Abbildung 4-8 dargestellten, transportierten Frachten dieser beiden Parameter stammen allerdings nicht aus den Berechnungen in Kapitel 4.1.3 (Trockenwetterabfluss: Transportierte Fracht), da nach der dort beschriebenen Vorgehensweise aufgrund fehlender Messwerte keine mittleren Konzentrationen berechnet werden konnten. Sie wurden aus dem Median des gesamten Datenpools gebildet (Messorte aus der ganzen Welt, Zeitpunkt der Messung auch vor 1990). Selbst unter diesen Umständen ist die Datenbasis aber äußerst klein, sie umfasst lediglich zwei (Cr) bzw. einen (Ni) Messwert.

Die Differenzen bei den anderen Schwermetallen schwanken zwischen -28 (Zn) und 104 % (Cd). Die transportierten Frachten von Cadmium und Zink wurden basierend auf jeweils nur einem Messwert berechnet, so dass die größte (und nicht quantifizierbare) Unsicherheit in diesem Wert zu suchen ist.

ZESSNER & LAMPERT (2002) machen Angaben zum Anteil, den Haushalte bzw. Gewerbe und Industrie an der die Kläranlagen erreichenden Fracht haben (Durchschnitt von neun Studien). Nach ihnen sind bei Chrom und Nickel mit den im Vergleich zu den Haushalten größten Frachten aus Gewerbe und Industrie zu rechnen, beim Zink

mit den geringsten. Diese Angabe passt zu den Ergebnissen der hier vorgestellten Berechnungen.

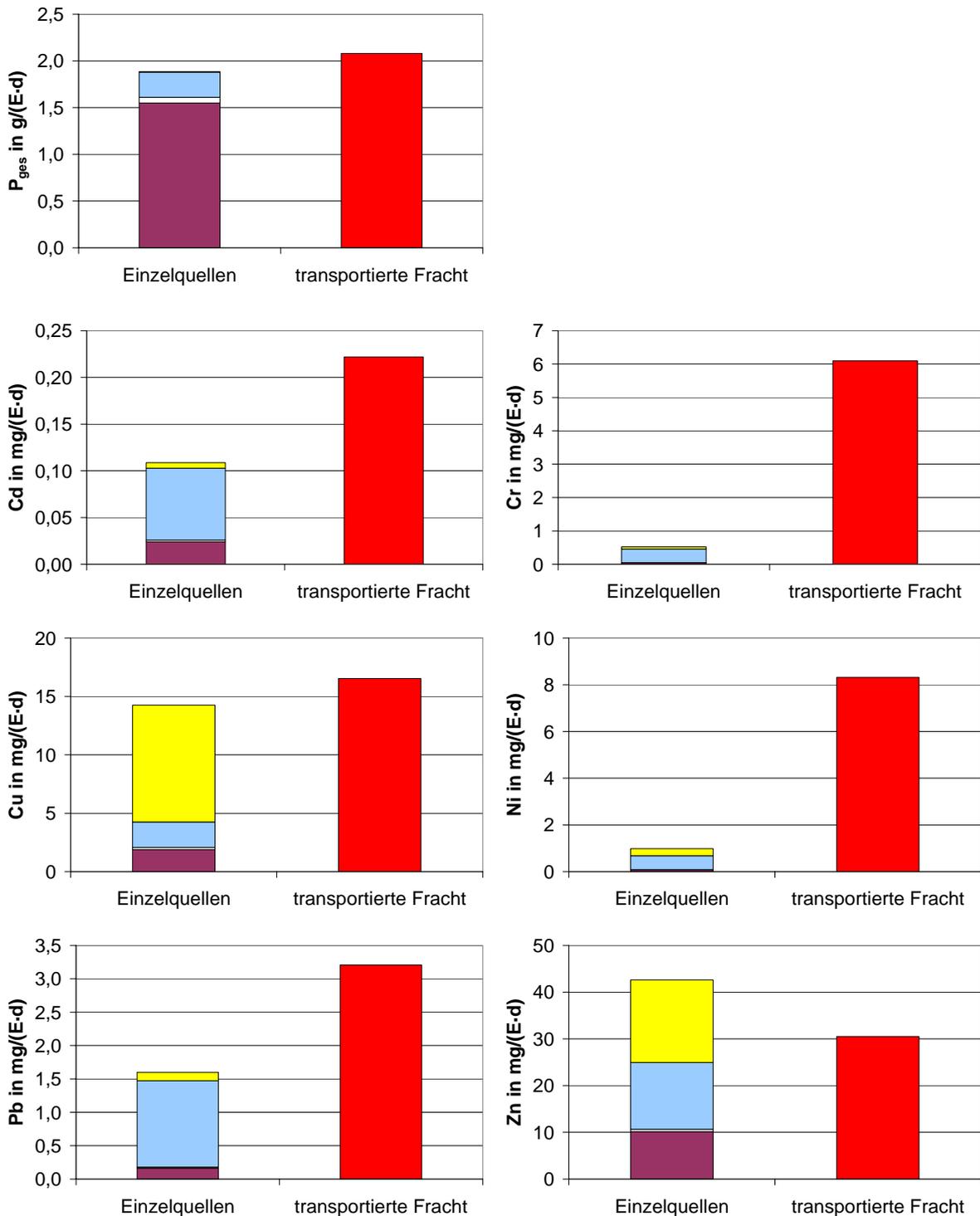


Abbildung 4-8: Gegenüberstellung von den spezifischen Frachten der Einzelquellen und den spezifischen, transportierten Frachten (Trockenwetterabfluss)

Die Ergebnisse geben keinen Anlass, den Ansatz der quellenorientierten Vorgehensweise und des Vergleichs der transportierten Frachten mit der Summe der Quellen als vom Prinzip her fehlerhaft einzuschätzen. Die Berechnung der transportierten Fracht für die Schwermetalle bedarf allerdings noch dringend einer erweiterten Datenbasis. Angesichts der Tatsache, dass für diese maximal drei Messwerte zur Verfügung standen wird den Berechnungen der Quellen eine deutlich größere Zuverlässigkeit zugesprochen als jenen der transportierten Frachten. Die Quellen wurden aufbauend auf mehreren Messwerten, z.T. ganzen Messkampagnen errechnet. Aus diesem Grund sollten in Schmutzfrachtberechnungen die aus der Summe der Einzelquellen hergeleiteten Konzentrationen genutzt werden.

Vergleich mit den Ergebnissen Dritter

Um gegebenenfalls „vergessene“ Emissionspfade aufzuspüren, wird nun ein Vergleich mit den Bilanzen Dritter durchgeführt.

Nach SÖRME et al. (2001, S. 218) ist Chrom zu 80 % in Form von rostfreiem Stahl im Umlauf, 46 % davon wird im Haushalt genutzt, z.B. in Spülbecken und als Besteck. Die Verhältnisse beim Nickel sind ähnlich (SÖRME et al., 2001, S. 223). Auch SCHÖNBERGER (1990) gibt den Abrieb metallischer Gegenstände und Hausgeräte als mögliche Schwermetallquelle an, ohne diese jedoch quantifizieren zu können. Es kann davon ausgegangen werden, dass die korrodierten Teile wenn, dann über Spül- und Reinigungswässer in das häusliche Abwasser gelangen und somit in der hier vorgelegten Abschätzung berücksichtigt sind.

Spezifische Cadmium-Frachten von rund $7,7 \cdot 10^{-3}$ mg/(E-d) geben SÖRME et al. (2001, S. 217) für die Stadt Stockholm aus Künstler-Farben an. Dies entspricht ca. 7 % der in dieser Arbeit berechneten Summe der Quellen und wäre somit bedeutender als z.B. die Fracht aus Trinkwasser. Eigene Abschätzungen konnten die Größenordnung dieses Eintrags jedoch nicht bestätigen: Ausgegangen wurde dabei von 400 kg cadmiumhaltigen Pigmenten, die in Deutschland jährlich für Künstler-Farben in den Einzelhandel gehen und zu einem Anteil von 50 % für „abwassertechnisch relevante“, wasserlösliche Farben verwendet werden (KREMER, 2004). Der Cadmium-Gehalt der Pigmente beträgt rund zwei Drittel (ENDRIß, 1997). Hinzu muss noch das Cadmium aus Acrylfarben gerechnet werden, ca. 800 kg werden von den entsprechenden Farbtönen im Jahr in Deutschland verbraucht. Cadmium hat in diesen Acrylfarben einen Anteil von 20 % (MÜLLER, 2004). Zusammen kommen also in Deutschland 160 kg/a Cadmium in wasserlöslichen Farben in Umlauf. Wird weiterhin unterstellt, dass 3 % der Pigmente über die Pinselreinigung in den Kanal gelangen (SCHUSTER, 2004), ergibt sich bei grob 80 Mio. Einwohnern in Deutschland eine spezifische Tagesfracht von $0,304 \cdot 10^{-3}$ mg Cd/(E-d). Diese ist um mehr als eine Größenordnung

kleiner als der von SÖRME et al. (2001) benannte Wert. Cadmium aus Künstler-Farben wird aufgrund dieser Überschlagsrechnung als vernachlässigbare Quelle angesehen.

Von BERGBÄCK et al. (2001) werden die Abwässer von manueller Autowäsche als bedeutende Quelle von Cadmium, Chrom, Nickel, Blei und Zink im Trockenwetterabfluss bewertet¹⁹. Auch hierzu wurde eine eigene Frachtschätzung erstellt: Die BERLINER WASSER-BETRIEBE (2001) geben an, dass 2 % des häuslichen Wasserbedarfs für die Autowäsche genutzt wird. Dies entspricht einer Wassermenge von 2,5 l/(E·d), wenn man einen einwohnerspezifischen Wasserverbrauch von 125 l/(E·d) annimmt (siehe Kapitel 4.1.3 „Trockenwetterabfluss: Transportierte Fracht“). Trotz intensiver Recherche konnten keine Angaben zur Konzentration im Abwasser von manueller Autowäsche gefunden werden. Allgemein wird die Konzentration als „gering“ eingeschätzt, was mit dem alkalischen Milieu der Reinigungsmittel und dem – abgesehen vom Radkasten und den Felgen – geringen Verschmutzungspotenzial auf dem Lack der Autos begründet wird (HELDEN, 2004; THOMANN, 2004). Messungen wurden nur im Rohabwasser von Portalwaschanlagen durchgeführt und veröffentlicht (BIERNATH-WÜPPING et al., 1989). Setzt man diese Werte an, so errechnen sich spezifische Frachten, die bis zu 30 % der Summe der in Kapitel 4.1.2 berechneten Einzelquellen betragen (siehe Tabelle 4-11). Die Datenbasis erscheint jedoch als zu unsicher, um diese Berechnung in die Abschätzung der Quellen aufzunehmen. Zugleich zeigen die Ergebnisse, dass diese Quelle bedeutend sein könnte. Sie sollten den Anstoß für weitere Untersuchungen geben.

Tabelle 4-11: Berechnung der einwohnerspezifischen Frachten aus manueller Autowäsche (für Zink liegen keine Messwerte vor)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb
Wassermenge in l/(E·d)			2,5		
Konzentration in mg/l ¹	0,014	0,030	0,445	0,035	0,105
Fracht in mg/(E·d)	0,035	0,075	1,113	0,088	0,263
Anteil an Σ Quellen	32%	14%	8%	9%	16%

¹ Mittelwert der Intervallgrenzen aus Messungen im Rohabwasser von Portalwaschanlagen aus BIERNATH-WÜPPING (1989)

¹⁹ Für Kupfer lagen ihnen keine Daten vor.

Regionalisierung

Einflussgröße „einwohnerspezifischer Abwasseranfall“

Im Regelfall sollte zuerst bei der am einfachsten zu erfassenden, regionalisierbaren Steuergröße der Trockenwetterkonzentration angesetzt werden: dem einwohnerspezifischen Abwasseranfall. Um diese These zu überprüfen, wurden exemplarisch die Hintergründe der 15 % höchsten und 15 % niedrigsten CSB-Konzentrationen im Trockenwetterabfluss (Zentraleuropa) aus dem Datenpool von BROMBACH & FUCHS (2002) recherchiert. Es handelte sich um jeweils sieben Datensätze.

Zwei der Werte aus der Gruppe der 15 % höchsten Konzentrationen erwiesen sich als industriegeprägt. Dies zeigt, wie wichtig es ist, diese Schmutzquelle vor Ort zu erfassen. Vier Werte mussten aus der Analyse ausgeschlossen werden, da sie entweder auf Nachfrage nachträglich als falsch eingestuft wurden oder der Wert beim Erstellen des Datenpools fehlerhaft eingeordnet wurde. Die restlichen acht Werte konnten ausnahmslos durch ein außergewöhnlich hohes bzw. niedriges Abwasseraufkommen erklärt werden. Die aufgestellte These ist somit verifiziert.

Die Recherche zeigt auch Unsicherheiten in der Literaturlauswertung von BROMBACH & FUCHS (2002) auf, die bislang wenig diskutiert wurden: Dies sind zum Einen Fehler im Quelltext. Zum Anderen können auch bei der Zusammenfassung einer derart umfassenden Literaturrecherche Fehler auftreten.

Einflussgröße „einwohnerspezifische Emissionen“

Der zweite Schritt in einer Abschätzung der in einem spezifischen Gebiet auftretenden Schmutzkonzentrationen im Trockenwetterabfluss erfolgt über die in Kapitel 4.1.2 dargestellte Kalkulation der Quellen der einzelnen Schmutzstoffe. So ist es zwar kaum denkbar, dass es zu einem Gebiet Informationen über signifikant vom Durchschnitt abweichende Emissionen aus menschlichen Ausscheidungen, Nahrungsmittelresten und Wasch- und Reinigungsaktivitäten gibt. Die Einträge über das Trinkwasser schwanken jedoch bedingt durch lokale Einflussgrößen, was besonders für Kupfer, Nickel und Zink von Bedeutung ist: Bei diesen Schwermetallen beträgt der Anteil der spezifischen Fracht aus dem Trinkwasser an der Summe der Einzelquellen 70, 30 bzw. 40 % (s. Tabelle 4-5, Kapitel 4.1.2 „Trockenwetterabfluss: Schmutzquellen“).

Eine Charakterisierung des Trinkwassers aus allgemeinen Daten erscheint nicht möglich. Zu viele verschiedene Faktoren beeinflussen die Schwermetallkonzentration im Trinkwasser, das die Verbraucher erreicht. Die Konzentration im Wasser, das das Wasserwerk verlässt, trägt im Mittel zu deutlich weniger als 20 % zur Gesamtfracht

bei (berechnet nach: BECKER et al., 1997). Wichtiger ist die Korrosion der Armaturen und der Rohrleitungen und -verbindungen im Leitungsnetz und in den Hausinstallationen (über deren Material und Alter i.d.R. wenig bekannt ist). Die Korrosion hängt entscheidend von einer Vielzahl an chemischen und physikalischen Eigenschaften des Wassers ab, angefangen vom pH-Wert und der Säure-/Basenkapazität über den Gehalt an Kohlensäurespezies bis hin zur Härte, dem Gehalt an organischen Stoffen und Neutralsalzen sowie der Temperatur (HILLENBRAND et al., 2004, S. 30).

Sinnvoll und praktikabel erscheint es deswegen, Spontanproben zu nehmen und diese auf Kupfer, Nickel und Zink zu analysieren. Sollten die Messwerte von den in der Berechnung der Emissionen genutzten Werten abweichen, so kann eine entsprechende Änderung in der Abschätzung der spezifischen Frachten vorgenommen werden. Die Konzentration im Trockenwetterabfluss kann somit an die regionalen Gegebenheiten angepasst werden.

4.2.3 Abfluss befestigter Oberflächen

Quantifizierung der Schmutzquellen

Die Berechnungen der Schmutzquellen des Abflusses befestigter Oberflächen wird insgesamt als bei weitem nicht so belastbar wie die des Trockenwetterabflusses angesehen. Denn zur Variabilität, die z.B. aus unterschiedlichen Stoffgehalten resultiert und analog auch bei den Quellen des Trockenwetterabflusses zu finden ist, sind bei den Oberflächen große Unsicherheiten in den Verlustfaktoren zu berücksichtigen. Diese haben aufgrund ihrer Größenordnung einen wichtigen Einfluss auf das Rechenergebnis. Sie werden aber kaum jemals wirklich direkt untersucht. Auch für den Abfluss befestigter Oberflächen lässt sich also mit den konventionellen Mitteln der Statistik die Unsicherheit in der Abschätzung der Quellen nicht erfassen.

Berechnung der transportierten Fracht

Bevor die Berechnungen der Frachten, die mit dem Oberflächenabfluss transportiert werden, diskutiert wird, sollen an dieser Stelle unterschiedliche Möglichkeiten zur Abschätzung zunächst grundsätzlich bewertet werden. Es ergibt sich daraus, weshalb der in Kapitel 0 (Abfluss befestigter Oberflächen: Transportierte Fracht) beschriebene Weg eingeschlagen wurde.

Generelle Möglichkeiten

Nach MARSALEK (1991) gibt es für Planungszwecke, und zu diesen zählt er explizit auch die in dieser Arbeit verfolgte Zielsetzung, drei Methoden, die Schmutzstofffrachten des Oberflächenabflusses abzuschätzen. Dies sind

1. der Transfer von Messdaten,
2. das Durchführen von Messungen und
3. die Nutzung von Simulationsmodellen.

Da Messungen in größerem Rahmen mit dem hier vorgestellten Ansatz vermieden werden sollen, ist ausschließlich Methode 1 für diese Arbeit interessant²⁰.

Auch für den Transfer von Messdaten (Methode 1) gibt MARSALEK (ebd.) drei Möglichkeiten an:

- a. spezifische Oberflächenfrachten,
- b. Datenbanken gemessener Konzentrationen und
- c. die Nutzung von Regressionsbeziehungen.

ad a: Da es sehr aufwändig ist, spezifische Oberflächenfrachten zu ermitteln, finden sich nur sehr wenige derartige Werte in der Literatur. Aus diesem Grund wird die Datenbasis für einen darauf gestützten Transfer als zu klein erachtet. Im Sinne eines ergänzenden Vergleichs können spezifische Oberflächenfrachten jedoch herangezogen werden.

ad b: Eine aktuelle und auch den Bereich Zentraleuropas abdeckende Datenbank liegt mit dem Datenpool von BROMBACH & FUCHS (2002) vor. Diese wird für die Schätzung der transportierten Frachten genutzt.

ad c: Regressionsbeziehungen sind ein einfach zu handhabendes und effektives Mittel. Sie können jedoch nicht als unabhängige Möglichkeit behandelt werden. Denn das Aufstellen dieser Regressionsgleichungen setzt eine entsprechende Datenbasis voraus. Die wohl bekannteste Arbeit auf diesem Gebiet ist die von DRIVER & TASKER (1990). Die Autoren konnten auf eine beneidenswert große Datengrundlage mit den Ergebnissen von Messungen zu 2.813 Niederschlagsereignissen zurückgreifen. Aus diesen leiteten sie für zehn Schmutzstoffparameter Regressionsgleichungen zur Ermittlung von Ereignisfrachten, mittleren Ereigniskonzentrationen und mittleren Oberflächenfrachten her. Die erklärenden (unabhängigen) Variablen beschreiben die physikalische, Landnutzungs- und klimatische Charakteristik der Untersuchungsorte. Eine analoge Datenbank liegt für den Zentraleuropäischen Raum nicht vor und entsprechende Regressionsgleichungen somit auch nicht. Da die Regressionsgleichun-

²⁰ Auch für Simulationsmodelle werden für die Kalibrierung Messdaten benötigt.

gen nur für den Raum der U.S.A. gültig sind, die zugrunde liegende Datenbasis inzwischen als veraltet gelten muss²¹ und zudem nicht alle hier betrachteten Schmutzparameter umfasst, können die Gleichungen von DRIVER & TASKER (1990) in dieser Arbeit nicht genutzt werden.

Vollzogene Berechnungen

Die aus gemittelten Literaturwerten für Konzentrationen, einem mittleren Jahresniederschlag und einem mittleren Abflussbeiwert berechneten, spezifischen Oberflächenfrachten (= transportierte Frachten) wurden in Tabelle 4-9 zusammengefasst (Kapitel 0). Es ist zu erkennen, dass die Datenbasis bezüglich der Konzentrationen im Abfluss befestigter Oberflächen für Phosphor mit Annahme eines Trends kleiner ist als für die Konzentrationen im Trockenwetterabfluss (drei statt 13 Werte), ohne Annahme eines Trends sind die Verhältnisse ähnlich. Bei den Schwermetallen hingegen liegen für den Abfluss befestigter Flächen deutlich mehr Werte vor (im Mittel der Schwermetalle 6,0 statt 1,2 Werte). Für keinen einzigen der betrachteten Parameter liegen für den Regenwasserabfluss weniger als drei Messwerte vor. Beim Trockenwetterabfluss hingegen gab es für zwei Parameter gar keine Werte. Allerdings sind die Mittelwerte angesichts eines 95 %-Konfidenzintervalls von 50 bis über 1.000 % trotzdem nicht als „exakte Werte“ zu verstehen.

Obwohl die Berechnung der transportierten Frachten transparent und belastbar durchgeführt wurde, stimmen die berechneten Werte nur zum Teil mit den Ergebnissen anderer Autoren zu spezifischen Oberflächenfrachten in urbanen Räumen überein. Für den Phosphor beträgt die Differenz zu Literaturwerten mehr als -50 % mit Annahme eines Trends, ohne Annahme eines Trends sind es lediglich rund 25 % (BEHRENDT et al., 1999, S. 136; HAHN et al., 2000, S. 199). Bei Chrom, Kupfer und Nickel bewegt sich die Abweichung zu den Werten von FUCHS et al. (2003, S. 31) im Bereich von maximal 20 %. Bei Cadmium, Blei und Zink hingegen liegen die Ergebnisse von FUCHS et al. (ebd.) 40 bis 65 % unter den hier berechneten, transportierten Frachten.

Die Abweichungen bei Cadmium und Blei können mit dem starken Trend, der für diese Metalle festgestellt wurde, erklärt werden. Ein solcher macht die Nutzung aktueller Messwerte besonders wichtig. Die letzten Messungen im Datenpool, deren Ergebnisse in dieser Arbeit verwendet werden konnten, wurden jedoch im Jahre 1993 (Cd) bzw. 1996 (Pb) durchgeführt. Die vergleichsweise hohen Frachten beim Phosphor ergeben sich aus dem Ausschluss der älteren Werte. Zieht man sie in die

²¹ Ein wesentlicher Baustein der Datenbasis von DRIVER & TASKER (1990) ist die NURP-Studie, deren Ergebnisse bereits 1983 veröffentlicht wurden.

Mittelwertbildung hinein, so werden die Frachten mehr als halbiert. Ein derartiger Wert entspricht den Literaturangaben. Zugleich basiert der Mittelwert in diesem Fall auf zwölf (statt drei) Messergebnissen. Eine Entscheidung hierüber wird im Anschluss an den Vergleich des Wertes mit der Summe der Quellen gefällt.

Der Unterschied beim Zink kann nicht geklärt werden. Wird auch hier der Mittelwert mit allen zur Verfügung stehenden Werten gebildet, so sinken die spezifischen Immissionen lediglich um 17 %. Es bleibt eine Differenz von knapp 30 % zu den Literaturwerten.

Vergleich der Summe der Einzelquellen mit der transportierter Fracht

Der Idee der Zwei-Wege-Methode folgend soll nun die Summe der Quellen mit den spezifischen Oberflächenfrachten verglichen werden, um die Rechengänge zu überprüfen. Für den Regenwasserabfluss gibt es keine „ausgegrenzten Quellen“, wie es das gewerbliche/industrielle Schmutzwasser beim Trockenwetterabfluss ist. Die Summe der Einzelquellen muss deswegen mit den transportierten Frachten übereinstimmen. Dies ist ein notwendiges, aber noch nicht hinreichendes Kriterium für eine korrekte Berechnung. Die Gegenüberstellung ist in Abbildung 4-9 gezeigt.

Die Ergebnisse für Phosphor (mit Trend) und Cadmium weisen mit Abstand die größte Differenz zwischen den transportierten Frachten und der Summe der Einzelquellen auf: Sie ist mehr als zehn Mal so groß wie die Summe der Quellen selbst. Bei beiden Stoffen war schon bei der Berechnung der transportierten Fracht eine große Abweichung von Vergleichswerten aus der Literatur festgestellt worden. Die Diskrepanz, die sich in Abbildung 4-9 offenbart, ist jedoch zu groß, als dass sie durch erhöhte Zahlenwerte für die transportierte Fracht alleine erklärt werden könnte. Es muss davon ausgegangen werden, dass in der Berechnung der Quellen Unterschätzungen aufgetreten sind oder wesentliche Stoffquellen nicht berücksichtigt wurden. Mögliche unberücksichtigte Stoffquellen werden im weiteren Verlauf dieses Kapitels diskutiert (siehe „Vergleich mit den Ergebnissen Dritter“). Die Annahme eines Trends für den Phosphor wird an dieser Stelle verworfen. Die transportierte Fracht ist dann (nur noch) fast vier Mal so groß wie die Summe der Einzelquellen.

Die Abweichungen bei Chrom, Kupfer und, etwas eingeschränkt, bei Nickel bewegen sich in einem Bereich, der angesichts der Unsicherheiten in den Berechnungen als zufriedenstellend bezeichnet werden kann. Sie belaufen sich auf -22, -11 bzw. 35 % der Summe der Einzelquellen.

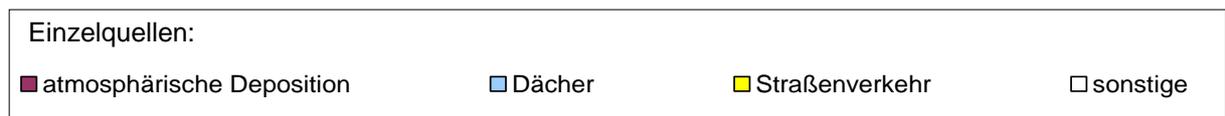
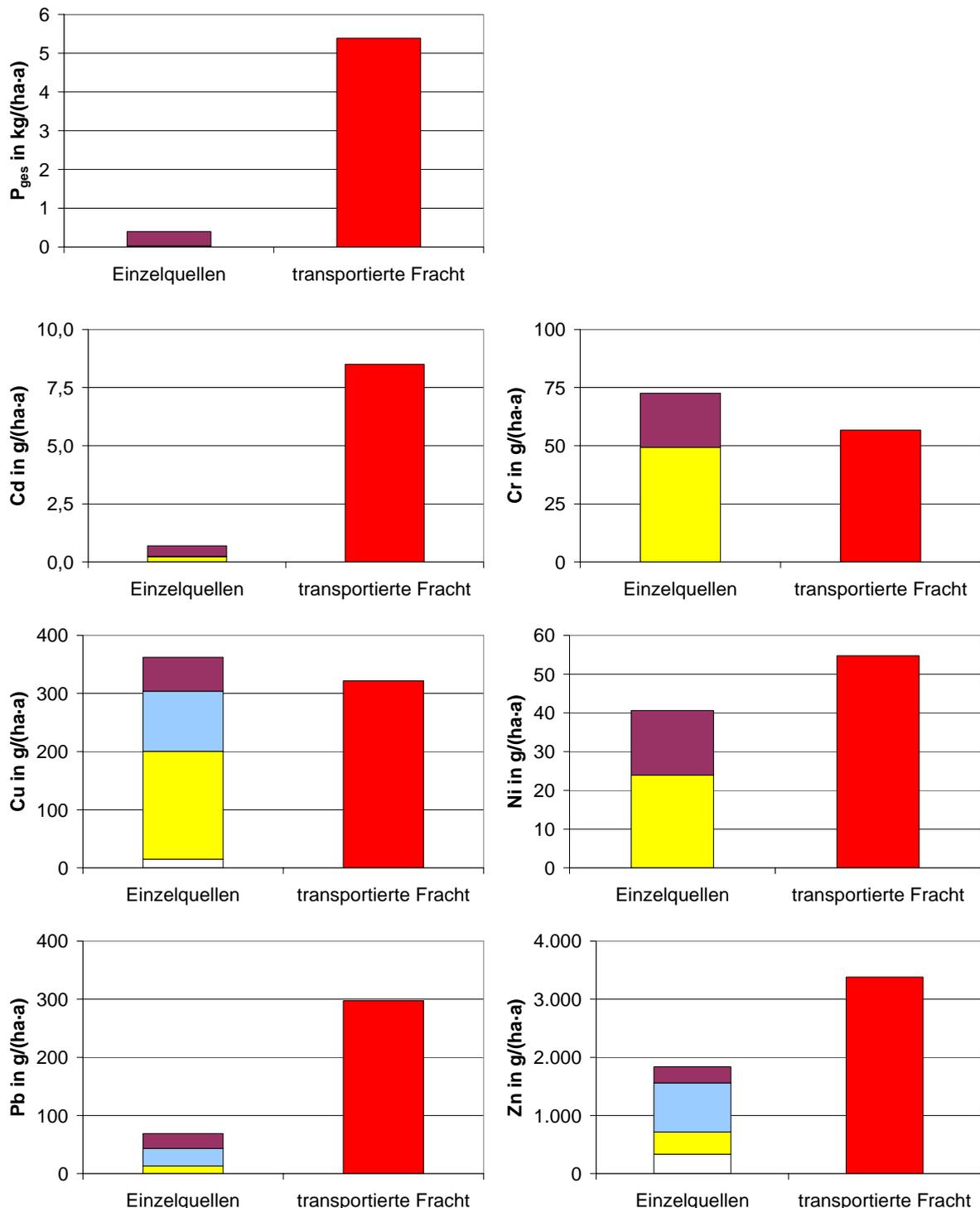


Abbildung 4-9: Gegenüberstellung von den spezifischen Frachten der Einzelquellen und den spezifischen, transportierten Frachten (Regenwasserabfluss)

Die Differenz bei Blei und Zink beträgt über 300 bzw. rund 85 % der Summe der Quellen. Auch bei diesen Stoffen war eine im Vergleich zu Literaturdaten große

transportierte Fracht aufgefallen. Zieht man für die Gegenüberstellung der Summe der Einzelquellen mit den transportierten Frachten die spezifischen Oberflächenfrachten von FUCHS et al. (2003, S. 31) heran²², so schrumpft die Differenz auf rund 45 % (Pb) bzw. unter 10 % (Zn). Wie bereits erwähnt dürfte eine wesentliche Schwierigkeit in der Abschätzung des Blei-Fluxes in der hohen Geschwindigkeit liegen, mit der die Verwendung dieses Stoffs eingeschränkt wird. Auch SÖRME & LAGERKVIST (2002) können in einer ähnlichen Arbeit nur rund die Hälfte der transportierten Fracht erklären.

Als Eingangswerte für die weiteren Berechnungen (Mischwasserkonzentrationen) wird grundsätzlich auf die Summe der Einzelquellen zurückgegriffen. Für Phosphor und Cadmium wird allerdings der Berechnung der transportierten Fracht das höhere Vertrauen ausgesprochen. Die Abschätzung der Quellen ist bei diesen Parametern offensichtlich noch nicht ausgereift.

Vergleich mit den Ergebnissen Dritter

Auch die Berechnungen der Frachten im Regenwasserabfluss sollen schließlich mit den Bilanzen Dritter verglichen werden, um ggf. übersehene Quellen aufzuspüren:

Phosphor und Cadmium

AHLMAN & SVENSSON (2002a) nutzen ihr Modell SEWSYS, um die Regenwasserfrachten für den Stadtteil Vasastaden in Göteborg abzuschätzen. Nach ihren Berechnungen stammen über die Hälfte des Phosphors aus den Abgasen des Straßenverkehrs. Berechnungsgrundlage des entsprechenden Moduls sind die Angaben von MALMQVIST (1983, S. 122), der von einem Emissionsfaktor von 0,6 mg P/FZkm ausgeht (AHLMAN, 2004). Phosphor darf jedoch aus technischen Gründen seit der Einführung des Katalysators nicht mehr im Treibstoff enthalten bzw. nachweisbar sein (WANDER, 2004, S. 83 f.). Diese Quelle scheidet für aktuelle Berechnungen also aus. Überschlagsrechnungen haben gezeigt, dass ein Trend in der Zeit vor Einführung des Katalysators auch damit nicht erklärt werden könnte. Andererseits lassen sich Messdaten von Straßenabflüssen korrelieren mit dem durchschnittlichen, täglichen Verkehr, so dass eine Quelle im Bereich des Straßenverkehrs vermutet wird ($R^2 = 0,66$; AHLMAN, 2004).

Tierkot wird von MALMQVIST (1983, S. 122 f.) als eine der Haupt-Nährstoffquellen des Regenwasserablaufs bezeichnet: Seinen Abschätzungen für vier Göteburger Wohngebiete zufolge tragen Hunde und Vögel zu 14 bis 52 % zur Phosphorfracht bei. Die

²² Diese betragen 100 g Pb/(ha·a) und 1.985 g Zn/(ha·a).

den Schätzungen zugrundeliegenden Annahmen erscheinen unrealistisch pessimistisch, weswegen die Ergebnisse deutlich überhöht sein dürften. Auch WANDER (2004, S. 61 ff.) kommt für Baden-Württemberg zu wesentlich geringeren Einträgen. Auf ihren Annahmen basierende Überschlagsrechnungen haben gezeigt, dass die Fracht aus Tierkot maximal 7 % der Summe der Phosphor-Quellen betragen kann, wahrscheinlich aber wesentlich kleiner ist. Die beobachtete Differenz zwischen der Summe der Einzelquellen und der transportierten Fracht kann diese Quelle nicht erklären.

Auch Vegetationsreste, v.a. Laubfall, werden häufig als potenzielle Quelle von Nährstoffen genannt. Zugleich wird jedoch betont, dass die Abschätzung dieser Quelle besonders komplex sei (HEANEY et al., 1975; MALMQVIST, 1983, S. 268 ff.). Unter anderem aus diesem Grund schloss MALMQVIST sie aus seinen Berechnungen aus (MALMQVIST, 1983, S. 118). Auf WANDER (2004, S. 64 ff.) aufbauende Rechnungen zeigen, dass die Phosphorfracht aus Vegetation bis zu 18 % der berechneten Summe der Emissionen betragen kann. Auch wenn sie damit nicht mehr vernachlässigbar wäre, reicht doch auch dieser Beitrag nicht aus, den Fehlbetrag zu erklären. Weitere Arbeiten sollten an diesem Punkt angreifen.

Cadmium ist nach SÖRME et al. (2001) im Wesentlichen in Stabilisatoren von PVC und in Korrosionsschutz-Überzügen im Umlauf. Beide Anwendungen lassen jedoch nur sehr geringe Korrosionsraten vermuten.

Der Grund für die Diskrepanz zwischen der Summe der Quellen und den transportierten Frachten bei Phosphor und Cadmium kann in dieser Arbeit nicht geklärt werden. „Klaffende“ Bilanzen speziell bei diesen Parametern werden auch von anderen Autoren berichtet: AHLMAN & SVENSSON (2002b) konnten in ihrer Berechnung der Stoffquellen im Stadtteil Järnbrott von Göteborg nur 20 % (P) bzw. 15 % (Cd) der gemessenen Frachten erklären. Für die anderen Stoffe war auch bei ihnen das Ergebnis deutlich besser.

Eine veränderte Auswertung der Messwerte des Datenpools von BROMBACH & FUCHS (2002) zeigt, dass zusätzliche Stoffquellen für Phosphor und Cadmium vor allem im Einzugsbereich der Straßenabläufe zu suchen sind: So sind die Konzentrationen im Straßenablaufwasser fast siebenfach (P) bzw. mehr als doppelt (Cd) so groß wie im Dachablaufwasser (siehe Abbildung 4-10). Im Regenwasserkanal, in dem eine Vermischung der beiden Abflusskomponenten stattfindet, sind die Konzentrationen, wie erwartet, im dazwischen liegenden Bereich.

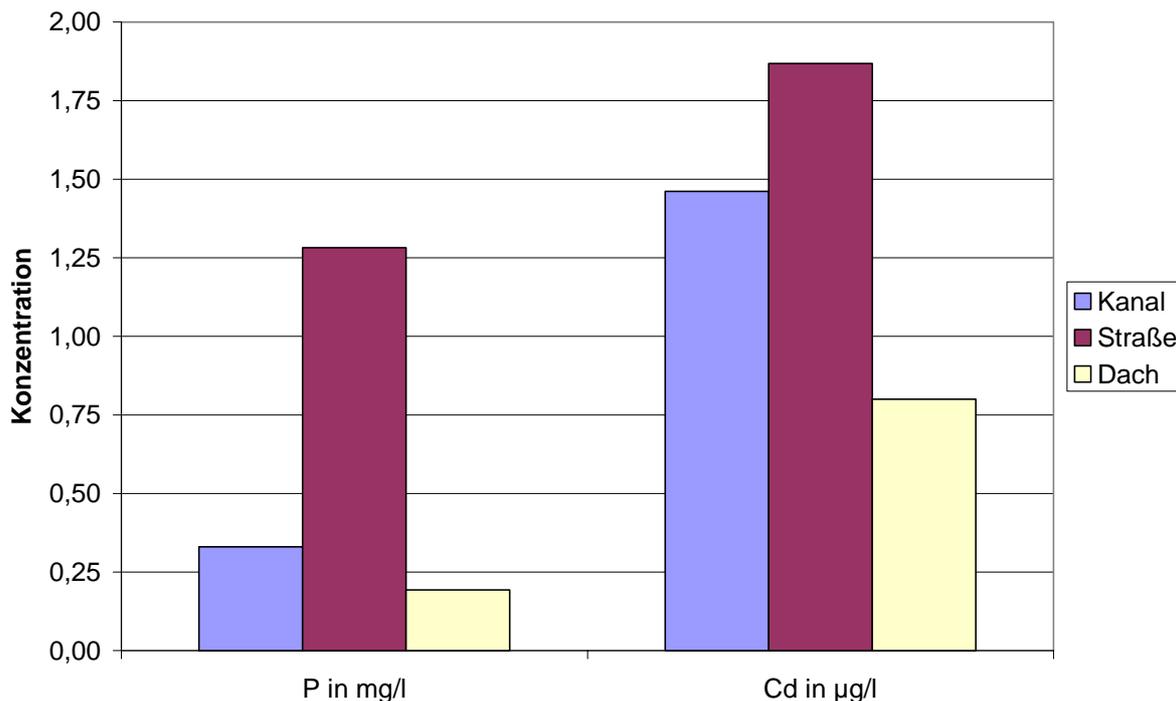


Abbildung 4-10: Gegenüberstellung der Konzentrationen von P_{ges} und Cd im Regenwasserkanal, im Straßenablauf- und im Dachablaufwasser (Daten aus BROMBACH & FUCHS, 2003)

Obwohl für die Mittelwertbildung der Phosphor-Konzentrationen im Straßenablauf sechs Datensätze berücksichtigt werden konnten, erscheint die absolute Größe dieses Wertes zu hoch. Die Ergebnisse einer aktuellen Langzeitmessung weisen deutlich niedrigere Werte auf: MEIßNER (2004) gibt für Messungen an einer Augsburger Straße einen Mittelwert von 0,25 mg P/l an. Da es sich um eine Gemeindeverbindungsstraße handelt, fehlen zwar potenzielle Quellen wie Laubfall oder Tierkot. Der Wert ist jedoch so niedrig, dass ein Mittelwert von über 1,25 mg P/l für Straßen insgesamt als zu hoch angesehen werden muss.

Weitere Schwermetalle

Die Hypothese, dass Bitumendachbahnen („Dachpappe“) für Nickel eine relevante Quelle sein könnten, musste nach einer Überschlagsrechnung verworfen werden.

Der Straßenverkehr wird von DE MIGUEL et al. (1997) auch für bislang nicht erfasste Quellen von Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink verantwortlich gemacht. Grund ist der Gehalt dieser Metalle in Legierungen und gesinterten Materialien. Diese sind korrosiven Fluiden ausgesetzt, welche bei der Oxidation von Schmieröl bei hohen Temperaturen entstehen. Auch SÖRME et al. (2001) stufen verzinkte Werkstücke und die Motorkühlung als exponiert ein und klassifizieren sie als potenzielle Zink-Quelle.

Selbst für eine überschlägige Quantifizierung reicht die zur Verfügung stehende Datenbasis jedoch derzeit noch nicht aus. Von Blei wird vermutet, dass es aus Elektromotoren in Autos (Scheibenwischer, Servolenkung, etc.) entweichen kann. Genauer beziffert werden konnte diese Quelle noch nicht (HILLENBRAND et al., 2004, S. 63).

Die Chrom- und Nickel-Abträge von Edelstahlflächen aus Fassadenbekleidung und von Dachbedeckung schätzte WANDER (2004, S. 49 ff.) ab. Sie errechnete Frachten von jeweils 14,3 g/(ha·a). Dies entspricht beachtlichen 20 (Cr) bzw. 35 % (Ni) der Summe der Einzelquellen dieser Arbeit. Den Ergebnissen von SÖRME et al. (2001, S. 218 & 225) zufolge beträgt der Anteil lediglich 8 %. Die Datenbasis muss als noch sehr unsicher bezeichnet werden, so dass die Rechnungen von WANDER (ebd.) nicht in diese Arbeit übernommen wurden. Detailliertere Ansätze in diesem Punkt wären lohnenswert.

Eine weitere, mögliche Quelle für Chrom, Kupfer und Nickel stellt der Abrieb von Bremsscheiben dar. Eine Abschätzung ist schwierig, weil selbst eine überschlägige Einschätzung der mittleren Metallgehalte derzeit nicht möglich ist: Da Bremsscheiben meist aus unlegiertem Gusseisen bestehen, schwankt der Schwermetallgehalt in Abhängigkeit von der Rohstoffbasis (dem eingeschmolzenen Schrott), also mehr oder weniger zufällig.

Nennenswerte Austräge von Cadmium und Blei aus Bremsscheiben können ausgeschlossen werden, da diese schädlich für die mechanischen Eigenschaften sind; gleiches gilt für Zink, da es nicht als „üblicher Eisenbegleiter“ eingestuft wird (BAUER, 2004). Chrom, Kupfer und Nickel jedoch können mit Spitzengehalten von 1,5, 2,0 bzw. 3,5 % in Bremsscheiben auftreten. Diese Werte stammen aus der Internationalen Materialdatenbank IMDS und sind, um auf der sicheren Seite zu liegen, bewusst sehr hoch gewählt. Die individuellen Spurenelementgehalte jeder Gießerei liegen in der Regel deutlich unter den angegebenen Werten. Ein gewisses Potenzial ist jedoch gegeben, es sollte in zukünftigen Arbeiten näher eingegrenzt werden. (STELLER, 2004)

DAVIS et al. (2001) haben in einer aus Beprobungen, Laborversuchen und Literaturrecherchen bestehenden Arbeit die Stoffausträge aus urbanen Gebieten abgeschätzt. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass das an Gebäudeseiten/-fassaden aus Backsteinen herablaufende Regenwasser die wichtigste Quelle für Blei und Zink und die zweitwichtigste Quelle für Cadmium und Kupfer sei. Das Ergebnis wird als unglaublich eingeschätzt und ergibt sich aus einem Berechnungsansatz, der zwangsläufig zu deutlichen Überschätzungen führt: So kalkulieren sie z.B. mit einem flächenspezifischen Zinkabtrag von allen Außenwänden der Gebäude, der mehr als

40 Mal so groß ist wie der von HILLENBRAND et al. (2004, S. 47 ff.) für Zinkdächer angesetzte Wert.

Regionalisierung

Grundsätzliche Überlegungen

Zu Beginn von Versuchen, spezifischen Oberflächenfrachten zu regionalisieren, muss die Frage stehen, welche Parameter einen Einfluss auf die Variabilität dieser Größe haben. Insbesondere ist zu klären, ob – bei gleichen Stoffquellen – generell eher von einer im Mittel konstanten Niederschlagsabfluss-Konzentration auszugehen ist („Konzentrationstheorie“ bzw. „transportlimitiert“) oder von einer unabhängig vom Jahresniederschlag auf den Oberflächen eines Einzugsgebietes abespülten Schmutzstofffracht („Potenzialtheorie“ bzw. „potenziallimitiert“). Eine Hilfe bei dieser Fragestellung kann eine *qualitative* Auswertung der bereits erwähnten Regressionsgleichungen von DRIVER & TASKER (1990) sein, die diese für Jahresfrachten von zehn Schmutzstoffen aufstellten.

Da DRIVER & TASKER (1990) absolute und nicht flächenspezifische Oberflächenfrachten betrachten, wundert es nicht, dass die Variable „Einzugsgebietsgröße“ (engl.: drainage area → DA) die bedeutendste in ihren Regressionsgleichungen ist: Sie ist bei jedem der betrachteten Schmutzstoffe auf 5 % Niveau signifikant. Durchaus verwunderlich ist es jedoch, dass der nach NEARING et al. (1990) berechnete Sensitivitätsparameter von DA in den Gleichungen von DRIVER & TASKER (1990) jeweils eindeutig größer als eins ist, d.h.: Von einer doppelt so großen Fläche wird eine mehr als doppelt so große Schmutzfracht abgetragen. Dieser Zusammenhang ist weder mit der Konzentrations-, noch mit der Potenzialtheorie vereinbar und kann nicht erklärt werden. Der Jahresniederschlag ist für vier der Schmutzstoffe auf 5 % Niveau signifikant mit sehr großen Sensitivitätsparametern von bis zu über vier: Ein um 25 % größerer Jahresniederschlag führt zu einer mehr als doppelt so großen Abtragsfracht der Abfiltrierbaren Stoffe. Diese Erkenntnis spricht eher für die Konzentrationstheorie.

Allerdings sollte an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass potenziell nützliche, erklärende Variablen, wie z.B. die Dauer der vorangehenden Trockenwetterperiode, aus Mangel an Daten nicht berücksichtigt werden konnten. Auch dies ist sicher ein Grund dafür, dass die Regressionsgleichungen lediglich 20 bis 65 % der gesamten Variabilität der Jahresfrachten erklären können (DRIVER & TASKER, 1990, S. 28).

Auch aus den Veröffentlichungen weiterer Autoren können Informationen zur diskutierten Fragestellung bezogen werden:

- Die Ergebnisse von GÖTTLE (1978) stammen zwar schon aus den 1970er Jahren. Veraltet dürften jedoch nur die Messwerte sein, nicht die daraus gezogenen, generellen Schlüsse: Nach ihm schwanken die mittleren, monatlichen Verschmutzungskonzentrationen relativ wenig. Deutliche Unterschiede zeigten sich dagegen beim Vergleich der monatlichen Schmutzfrachten, die er wiederum zu einem großen Teil auf die verschiedenen Niederschlagsmengen zurückführt (GÖTTLE, 1978, S. 211 f.).
- Daten aus der Phase I des Projekts NIEDERSCHLAG aus der Karlsruher Waldstadt zeigen eine gute, lineare Korrelation der Abflusssumme mit der abgespülten Fracht für Cadmium, Kupfer und Blei. Die Korrelationskoeffizienten bewegen sich im Bereich von 0,86 bis 0,94 (HARITOPOULOU, 1996, S. 56). Für den CSB und Phosphor stellten UCHIMURA et al. (1997) aufgrund von Messungen in Japan eine Proportionalität zwischen Abfluss und abgetragener Fracht fest.
- Obwohl sich der BWK (2003a, S. 13) in seiner Argumentation als strikter Gegner der Konzentrationstheorie positionierten, kamen sie nach einer Studie der in den letzten 25 Jahren durchgeführten Messprogramme in der Bundesrepublik zu dem Schluss, dass ihre Ergebnisse die Potenzialtheorie nicht stützen²³ (BWK, 2003a, S. 52).
- DUNCAN (1997) stellte hingegen in seiner Literaturstudie signifikante Korrelationen der Konzentration mehrerer Parameter im Niederschlagsabfluss mit dem mittleren Jahresniederschlag fest. Er wies jedoch darauf hin, dass dies wahrscheinlich nicht auf Verdünnungseffekte zurückzuführen sei, sondern vermutete als Ursache den Einfluss grundsätzlich verschiedener klimatischer Bedingungen. Diese spiegeln sich in unterschiedlichen Niederschlagshöhen, aber auch in verschiedenen Arten der Vegetation, andere Böden, verschiedenen Formen der Entwässerung und anderen physikalische Faktoren innerhalb der von ihm untersuchten Gebiete wider und führen somit zu differierenden Konzentrationen. Der mittlere Jahresniederschlag der von ihm betrachteten Gebiete überspannt einen Bereich von ca. 100 bis nahezu 2.500 mm. Mit diesen Unterschieden muss innerhalb der besiedelten Gebiete von Baden-Württemberg nicht gerechnet werden.
- Die Oberflächenfrachten zehn verschiedener Stoffe in der Twin Cities Metropolitan Area (Minnesota, U.S.A.) untersuchten BREZONIK & STADELMANN (2002). In Regressionsanalysen fanden sie heraus, dass der wichtigste Faktor in der

²³ Der Vollständigkeit halber sei angemerkt, dass lediglich der Datenbestand von zwei Untersuchungsgebieten den für diese Analyse nötigen Umfang hatte.

Bestimmung der Abtragsfracht das Abflussvolumen ist – und damit auch die Regenhöhe.

Es ist zu vermuten, dass weder Konzentrations- noch Potenzialtheorie in ihrer Reinform für alle Gebiete und alle Schmutzstoffe gültig sind. Die Ergebnisse der Literaturübersicht sprechen eher für die Anwendbarkeit der Konzentrationstheorie. Auch Hinweise in der Literatur über die statistische Unabhängigkeit von mittleren Ereigniskonzentrationen und Regenabflussvolumen sprechen für diese Annahme (U.S. EPA, 1983; SCHUELER, 1987, S. A.4; HARREMOËS, 1988; D'ANDREA & MAUNDER, 1993).

Der Einfluss der Landnutzung auf die mittleren Oberflächenabfluss-Konzentrationen wird in der Literatur widersprüchlich beurteilt: Für zwei der zehn von DRIVER & TASKER (1990, S. 29) betrachteten Schmutzstoffe stellt die Landnutzung eine signifikante Variable in den Regressionsgleichungen dar. D'ANDREA & MAUNDER (1993) konnten für die meisten der von ihnen untersuchten Parameter keinen Einfluss der Landnutzung auf die mittleren Ablaufkonzentrationen feststellen. Gleiches gilt für MARSALEK & NG (1987) und war zudem eine der zentralen Schlussfolgerungen der NURP-Studie (U.S. EPA, 1983). Die mittleren AFS-Ereigniskonzentrationen im Abfluss von acht verschiedenen, in sich homogenen Gebieten in Austin, Texas (U.S.A.) untersuchten CHARBENEAU & BARRETT (1998). Die Überlegenheit von ortsspezifischen Konzentrationen gegenüber einer einheitlichen Konzentration für alle Gebiete bezüglich der Güte der Frachtschätzung war nur sehr klein. Auch DUNCAN (1997) kann lediglich einen geringen Einfluss der Landnutzung auf die Oberflächenabfluss-Konzentration feststellen. Deutlich größer wird seinen Ergebnissen zufolge der Einfluss, wenn nicht nach allgemeinen Landnutzungskategorien (lockere/dichte Wohnbebauung, Mischnutzung, etc.) differenziert wird, sondern nach der tatsächlichen Ausgestaltung der Oberflächen, z.B. Dach, Straße, unversiegelt. Dies erscheint plausibel und wird bestätigt durch die Ergebnisse von BANNERMAN et al. (1993).

Aus den vorangestellten Zusammenhängen wird folgender Schluss gezogen:

Es ist zulässig und richtig, mit einer mittleren Konzentration im ablaufenden Regenwasser zu arbeiten und diese mit dem örtlichen Effektivniederschlag zur verknüpfen, um eine Abtragsfracht zu errechnen.

Atmosphärische Deposition

Die Daten zur atmosphärischen Deposition liegen teilweise bereits in regionalisierter Form vor (Cd, Pb & Zn, siehe Kapitel 4.1.4 „Abfluss befestigter Oberflächen: Schmutzquellen“). In diesem Fall kann der für ein spezielles Untersuchungsgebiet

„richtige“ Wert direkt aus dem GIS abgelesen werden. Für die anderen Parameter wird keine belastbare Vorgehensweise gesehen, die Werte zu regionalisieren. Es muss mit mittleren Werten gerechnet werden.

Dachabfluss

Regional unterschiedliche Frachten aus dem Dachabfluss können durch abweichend große oder kleine Dachflächen der entsprechenden Materialien einerseits und durch verschiedene Korrosionsraten andererseits hervorgerufen werden.

Da es keine statistischen Daten über die Verbreitung von Dachmaterialien gibt, können von der Annahme „mittlerer Verhältnisse“ abweichende Zahlenwerte nur über gezielte Erhebungsverfahren gewonnen werden. Neben der je nach Untersuchungsgebiet sehr zeitaufwändigen, flächendeckenden Geländebegehung bieten sich dafür zunehmend Verfahren der Fernerkundung an, die allerdings zur Zeit noch sehr kostenintensiv sind: HEIDEN et al. (2001) haben Daten aus 55 Kanälen des Australischen Hyperspektral-Scanners „HyMap“ erfolgreich genutzt, um das Material der Oberflächen der Innenstadt von Dresden zu bestimmen. EKSTRAND et al. (2001) ging es ausschließlich um die Ausweisung von Kupfer-Dächern. Sie arbeiteten mit drei Bändern (Farbinfrarot) und einer sehr hohen räumlichen Auflösung von 0,4 m. Den Fehler in der Erkennung geben sie mit nur 5 bis 10 % an. Erste Schritte in diese Richtung sind also bereits getan.

Die Korrosionsrate wird von den Umweltbedingungen bestimmt. Die bezüglich der Korrosion von Dachmaterialien relevanten Umweltbedingungen haben HILLENBRAND et al. (2004, S. 162 ff.) kategorisiert. Sie schlagen die Klassen „LS1“ bis „LS4“ vor (geringe bis sehr starke Belastung mit Luftschadstoffen). Die Klassen werden anhand des durchschnittlichen Verkehrs, des Ausmaßes an Hausbrand mit Holz oder Kohle, der Emissionen aus Gewerbe und Industrie und der Salzbelastung durch Meere definiert. Ferner schlagen sie belastungsabhängige Abschwemmraten für Kupfer und Zink vor, die direkt in die Berechnungen der Frachten aus Dachabfluss übernommen werden können. Eine analoge Aufstellung für Blei wurde nicht durchgeführt.

Straßenverkehr

In der Schätzung der Stofffrachten aus dem Straßenverkehr liegt ein erhebliches Potenzial zur Regionalisierung. Der Schlüssel dafür ist sowohl in der Fahrleistung als auch dem Fahrverhalten und den Verlustfaktoren zu suchen. Die Fahrleistung wird vom STALA (2004) bis zur Ebene der Landkreise herunter angegeben, was ein Ansatzpunkt für eine differenzierte Berechnung sein könnte. Das Fahrverhalten ist eine interessante Größe, da über eine solche Beschreibung eine nicht nur von der

Fahrleistung abhängige Ermittlung der Frachten ermöglicht würde. Der Bremsbelagabrieb fällt zum Beispiel nicht proportional zur Fahrleistung an, zur Zeit wird dies in den Berechnungen aber noch vereinfachend angenommen. Für den Verlustfaktor dürfte die Art der Bebauung von entscheidender Bedeutung sein. Diese bestimmt, wie stark es zu Verwehung von emittiertem Material kommt und inwieweit verwehtes Material noch für einen Eintrag in den Kanal zur Verfügung steht.

Ein im Jahre 2004 am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe begonnenes Forschungsprojekt²⁴ widmet sich der Fragestellung der Regionalisierung der Frachten u.a. aus dem Straßenverkehr. Mit Verweis auf das Projekt wird dieser Teil hier ausgeklammert.

4.2.4 Kanalablagerungen und Sielhaut

Wahl des Modellansatzes

Die derzeit verfügbaren Schmutzfracht-Simulationsmodelle, aber auch die in der Forschung diskutierten Modellansätze sind nicht in adäquater Art und Weise in der Lage, den KoAn Kanal zu quantifizieren: Sie sind hochgradig komplex und damit zumindest für die Praxis überparametrisiert und sie benötigen zudem eine ausführliche Kalibrierungsphase (siehe Kapitel 2.1.3 „Unzulänglichkeiten deterministischer Schmutzfrachtsimulationsmodelle“).

Es wurde deswegen nach empirischen Modellen gesucht, die der Zielstellung der Bestimmung eines Jahresmittelwertes Genüge tun. Neben dem gewählten Ansatz von Macke et al. (2002) wurden zwei Modelle in der Literatur gefunden, die sich in der skizzierten Art dem Problem der Kanalablagerungen widmen. Sie werden im Folgenden skizziert und es wird kurz erläutert, warum sie innerhalb der hier vorgestellten Methodik nicht verwendet wurden.

- PISANO & QUEIROZ (1977) entwickelten aus Messungen in Kanalnetzen in den U.S.A. eine empirische Gleichung zur überschlägigen Berechnung der innerhalb eines Trockenwettertages anfallenden Kanalablagerungen²⁵. IOSSIFIDIS (1986) verglich die Ergebnisse dieser Gleichung mit den Ergebnissen des deterministischen Schmutzfrachtmodells THALIA für mehrere Kanalnetze. Die Differenz zwischen beiden Berechnungsweisen schwankte zwischen -30 und 20 % bei einem arithmetischen Mittel von -15 %, was er als „überraschend gut“ bezeichnet.

²⁴ „Modell-basierte Quantifizierung und Internet-basierte Visualisierung der Einträge prioritärer Stoffe in die Fließgewässer Deutschlands“, Projektlaufzeit: 05/2004 bis 12/2006, Finanzierung: Umweltbundesamt.

²⁵ FAN publizierte 2004 eine Weiterentwicklung dieses Modells (FAN, 2004, S.18 ff.).

Da die Gleichung von PISANO & QUEIROZ (1977) nur Aussagen über die anfallenden Kanalablagerungen, aber keine Angaben über deren Abtrag bei Mischwasserabfluss macht, kann sie im Rahmen dieser Arbeit nicht genutzt werden.

- Breite Anerkennung genießt die Arbeit von KREJCI et al. (1987). Im Züricher Ortsteil Oerlikon führten sie Kanalspülungen durch und brachten Aufwuchskörper in den Kanal ein. Daraus leiteten sie empirische Ansätze für den Beitrag erodierter Kanalablagerungen und losgelöster Sielhaut zur Schmutzfracht von Mischwasserabflüssen ab. Die von ihnen mit dem Modellansatz berechnete CSB-Fracht von vier Niederschlagsereignissen weicht im Mittel nur um 4 % von den über Beprobungen bestimmten Ereignisfrachten ab (für den Gesamtphosphor beträgt die Differenz über 40 %).

Nicht geklärt wurde von KREJCI et al. (1987) die Frage der Gültigkeit des Ansatzes auch in anderen Gebieten. Die spezifischen Schmutzpotenziale von Ablagerungen und Sielhaut wurden zudem jeweils bezüglich definierter Klassen („Typen“) von Haltungen hergeleitet. Diese Typen sind bestimmt über Bereiche von Durchmessern und Sohlneigungen, umfassen aber nicht alle vorkommenden Haltungen. So wurden z.B. nur Haltungen mit einem Durchmesser von bis zu 900 mm untersucht. Im hier gewählten Untersuchungsgebiet finden sich jedoch auch deutlich größere Haltungen. Eine Nutzung des Ansatzes kann aus diesen Gründen nicht stattfinden.

Hintergrund des Modellansatzes von MACKE et al. (2002)

Die Messungen von KRAUTH in Stuttgart-Büsnau (KRAUTH, 1970 & 1979), deren Ergebnisse lange Zeit in Deutschland und darüber hinaus das Verständnis der Verschmutzung des Mischwasserabflusses prägten, sind mit dem Ansatz von MACKE et al. (2002) nicht zu vereinbaren. So zeigte sich in Stuttgart-Büsnau deutlich der Einfluss der Ablagerungsdauer zwischen zwei Kanalspülungen auf die zum Abfluss gelangende Fracht der Abfiltrierbaren Stoffe. Während die Gesamtfracht mit der Ablagerungsdauer anwächst, verringert sich die Ablagerungsrate mit fortschreitender Dauer immer mehr. Ein Gleichgewichtszustand zwischen Ablagerung und Abschwemmung konnte in dem 32 ha großen Einzugsgebiet (12 ha befestigte Fläche) jedoch zu keiner Zeit beobachtet werden (KRAUTH, 1970, S. 134 f. & S. 137).

Eine Größe „vorhergehende Trockenwetterperiode“ kommt in der Gleichung zum Berechnen des spezifischen Kanalschmutzpotenzials (Gleichung 4-4) aber nicht vor. MACKE et al. (2002, S. 47) berichten im Gegenteil über Erfahrungen aus „umfangreichen, mehrjährigen Ablagerungsmessungen im Braunschweiger Kanalnetz“, nach denen sich bei den Ablagerungen sehr schnell ein Gleichgewichtszustand analog zu

den Verhältnissen im Sohlbereich von Fließgewässern einstelle. Natürliche und anthropogen verursachte Kanalspülungen (Mischwasserabflusses bzw. Kanalreinigungseinsätze) stellten einen Eingriff in das Gleichgewicht von Abfluss, Abflussquerschnitt und Geschiebetrieb dar. Bereits nach kurzer Zeit würde dieses Gleichgewicht wieder hergestellt, die ursprünglichen Ablagerungshöhen wieder erreicht. Das kleinste von MACKÉ et al. (2002) untersuchte Gebiet hatte eine Fläche von 80 ha (32 ha befestigte Fläche).

Mit Hilfe weiterer Literatur wird der bestehende Widerspruch in den Beobachtungen aufgeklärt:

- RISTENPART (1995) führte in den Jahren 1991 bis 1994 Messungen im Kanalnetz der Stadt Hildesheim durch. An der Messstelle beträgt die Größe des kanalisiertem Einzugsgebiets 1.062 ha. Rund 70 % davon werden im Mischsystem entwässert (Befestigungsgrad: 49 %). Er beobachtete in 14-tägigen Messungen stark fluktuierende Ablagerungshöhen. Diese schwankten aber um einen Mittelwert, den er als charakteristische Ablagerungshöhe bezeichnet und der für jeden Punkt im System unterschiedlich sein kann (RISTENPART, 1995, S. 164).
- Experimente mit einer Spülklappe führten LAPLACE et al. (2003) in einem großen Sammler in Marseille durch. Zu den Spülungen betätigten sie die Klappe 77 Mal an einem Tag, um die Untersuchungsstrecke von 120 m Länge nahezu vollständig von 10 bis 15 cm mächtigen Ablagerungen zu befreien. Zwischen zwei Spültagen legten sie Pausen von acht Tagen bis zu einem Jahr ein. Sie stellten fest, dass die Menge an ausgespülten Ablagerungen in allen Fällen gleich waren. Die Ablagerungen bilden sich also bereits innerhalb der kürzesten Ruhezeit von acht Tagen vollständig neu und haben einen Grenzwert erreicht, der auch nach einem Jahr nicht überschritten wird. Angaben zur Einzugsgebietsgröße machen sie nicht. Der Mischkanal hat einen Durchmesser von 1.700 mm.
- Für das Kanalnetz von München-Harlaching konnte GEIGER (1984, S. 125) zeigen, dass bereits 30 bis 45 Minuten nach Regenabflussende ein Gleichgewichtszustand zwischen Ablagerung und Ausspülung erreicht war. Auch einen Spülstoßeffekt in Abhängigkeit größerer Trockenpausen konnte er nicht feststellen. Das Einzugsgebiet ist 540 ha groß. 189 ha davon sind befestigt.
- Ergebnisse, welche die Beobachtungen von KRAUTH (1970) unterstützen, liefern die Messungen von AHYERRE et al. (2000). Sie bestimmten für organische Ablagerungen eine lineare Wachstumsrate während Trockenwetterzeiten im Kanalnetz von Le Marais (Paris). Das Einzugsgebiet des betrachteten Hauptsammlers

hat eine Größe von ca. 8 ha. Aufgrund seiner Lage im Zentrum von Paris ist es hochgradig versiegelt und weist eine befestigte Fläche von rund 7 ha auf.

Die unterschiedlichen Phänomene in den Kanalnetzen sind auf die verschiedenen Einzugsgebietsgrößen zurückzuführen. Die Gebietsgröße ist keine unmittelbare Wirkgröße. Sie beeinflusst aber die Bedeutung von schwach oder nur intermittierend durchflossenen Anfangshaltungen im oberhalb der Messstelle liegenden Kanalnetz. Selbstverständlich beginnen auch große Netze mit Anfangshaltungen. In kleineren Einzugsgebieten können diese aber das Netz prägen. So haben z.B. in Stuttgart-Büsnau mehr als 50 % der Haltungen einen Durchmesser von 300 mm oder weniger (KRAUTH, 1979, S. 30 f.).

Das Feststoff-Transportverhalten in diesen Anfangshaltungen unterscheidet sich fundamental von dem in Sammlern und Transportkanälen. In Anfangshaltungen ist eher von einer kontinuierlichen Ansammlung auch grober Feststoffe auszugehen, was den Messungen in Stuttgart-Büsnau entspricht (vgl. BUTLER et al., 2003; LITTLEWOOD & BUTLER, 2003). Zudem werden größere (organische) Feststoffe beim Transport von den Schubspannungen des Abflusses zerkleinert und unterliegen damit über die Fließstrecke zur Kläranlage hinweg sich ändernden Transportmechanismen: BACHOC (1992) beobachtete, dass die Sedimente in den Anfangshaltungen eines Kanalnetzes größer sind als in den Haltungen stromabwärts.

Die vorstehend dargelegten Überlegungen zeigen, dass für große Kanalnetze ein Gleichgewicht zwischen Akkumulation und Abtrag herrscht. Es ist deswegen plausibel, mit einer ortsfesten Verschmutzungskonzentration in der Regenwasserkomponente von Mischwasserabflüssen zu rechnen. Dies geschieht mit dem Ansatz von MACKE et al. (2002). Richtigerweise beziehen die Autoren sich im Titel ihrer Veröffentlichung explizit auf eben diese Netze. Ob die Anwendung des Ansatzes auf kleine Kanalnetze von ihnen falsifiziert wurde oder aufgrund von fehlenden Beispielen nicht überprüft werden konnte, teilen sie dem Leser nicht mit. Für eine weitere Anwendung des Ansatzes wäre es zudem von Bedeutung, die qualitativen Begriffe „groß“ und „klein“ zu quantifizieren. Mittels oben stehender Literaturübersicht lässt sich der vermutlich fließende Übergang auf ein Intervall von 12 bis 32 ha befestigter Fläche eingrenzen.

Übertragen auf weitere Schmutzstoffe

Die bedeutendste Unsicherheit liegt im Schritt der Herleitung von Konzentrationen für die betrachteten Schmutzstoffe aus den für den CSB vorliegenden Konzentrationen. Folgt man der Argumentation von JACK et al. (1996), so muss die Herstellung eines solchen Bezugs als zur Zeit, aber auch in mittelfristiger Zukunft unmöglich bezeich-

net werden: Zu stark variieren die Eigenschaften von Kanalablagerungen sowohl in temporaler als auch lokaler Hinsicht.

Fraglich ist jedoch, ob die Autoren nicht zu stark im Hinblick auf deterministische Simulationsprogramme argumentieren. Denn die Auswertungen von MACKE et al. (2002) zeigen, dass es zumindest für den Parameter CSB gelingt, ein mittleres Erosions- und Transportgeschehen bei Mischwasserabfluss empirisch zu beschreiben.

Ausgangspunkt für die postulierte Analogie von Ablagerungen und Primärschlamm (siehe Kapitel 4.1.1 „Zugrunde gelegtes Modell“) waren die Ergebnisse der Forschung zu Kanalsedimenten:

CRABTREE (1989) wies als erster darauf hin, dass nicht von einer einheitlichen Mischung von Feststoffen in Kanalablagerungen auszugehen ist, sondern dass diese eindeutig unterschieden werden können: in eine an der Kanalsohle liegende, vorwiegend mineralische Schicht (Typ A) und eine darüber liegende, stark organische Schicht (Typ C). Die Typ A-Ablagerungen entstammen überwiegend dem Oberflächenabfluss. Nur sie können zu betrieblichen Störungen bzw. zu Problemen im Kanalbetrieb führen (ASHLEY et al., 2004, S. 169). Aus diesem Grund galt das Interesse von Forschung und Entwicklung lange Zeit ausschließlich ihnen. Typ C-Ablagerungen rücken in den letzten Jahren vermehrt ins Blickfeld der Forschung. Sie sind schmutzwasserbürtig und wesentlich leichter erodierbar als Typ A-Ablagerungen. CHEBBO et al. (2003) unterscheiden sie nach dem Transportzustand in „ruhende, bettnahe Feststoffe“, „sich langsam am Bett bewegende Feststoffe“ und „fluides Sediment“, welches auch als Dichteströmung beschrieben wird. Bezüglich dieses Transportzustandes bestehen noch große Wissenslücken (ASHLEY et al., 2004, S. 120). Für die Verschmutzung des Mischwasserabflusses haben die C-Ablagerungen jedoch die größere Bedeutung. Dies gilt trotz ihrer in aller Regel im Vergleich zu Typ A-Ablagerungen kleineren Masse. Für ein Einzugsgebiet in Paris wiesen AHYERRE et al. (2000) nach, dass es dort ausschließlich C-Ablagerungen sind, die zur kanalbürtigen Verschmutzung des Mischwassers führen. Dieser Nachweis wurde aufgrund einer Analyse der partikulären CSB und BSB₅-Frachten, des Glühverlustes sowie der Schwermetallfrachten (Cadmium, Kupfer, Blei, Zink) geführt.

Wird die Verschmutzung des Mischwasserabflusses – zumindest die der betrachteten Schmutzparameter – von der erodierten, organischen Schicht geprägt, und stammt diese aus dem Trockenwetterabfluss, so ergibt sich daraus die Analogie mit den Ablagerungen im Vorklärbecken (dem Primärschlamm), wie sie in dieser Arbeit genutzt wird. Auch HULSKOTTE & GIJLSWIJK (2003) haben auf diese Ähnlichkeit hingewiesen, ohne sie jedoch zu erklären.

Der Einspruch liegt nahe, Primärschlamm könne per Definition nur aus den Feststoffen bestehen, die sich *nicht* im Kanal abgelagert haben, eine Ähnlichkeit sei somit unwahrscheinlich. Dem muss nach den zuvor aufgeführten Quellen widersprochen werden: Dies trifft für die erste Zeit nach einem Regenereignis zu. Danach stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Ablagerung und Erosion ein. Demzufolge muss darauf geachtet werden, dass die Probe des Primärschlammes nach einer ausreichend langen Trockenwetterperiode entnommen wird. Dies ist auch sinnvoll, um eine Mischung mit oberflächenbürtigen Feststoffen zu verhindern.

Der Einspruch, dass der Primärschlamm per Definition nur aus den Feststoffen bestehen kann, die sich *nicht* im Kanal abgelagert haben, liegt nahe. Dem muss nach den zuvor aufgeführten Quellen widersprochen werden: Dies trifft für die erste Zeit nach einem Regenereignis zu. Danach stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Ablagerung und Erosion ein. Demzufolge muss darauf geachtet werden, dass die Probe des Primärschlammes nach einer ausreichend langen Trockenwetterperiode entnommen wird. Dies ist auch sinnvoll, um eine Mischung mit oberflächenbürtigen Feststoffen zu verhindern.

Es wird bewusst nicht auf die Gehalte in der reinen Feststoffphase (Filterrückstand) im Primärschlamm zurückgegriffen, sondern auf die im eingedickten Schlamm. Zu diesem wird in Anbetracht der zuvor dokumentierten Beschreibungen der organischen Schicht die stärkste Analogie gesehen.

Der wesentliche Vorteil dieser Herangehensweise ist, dass man über eine einzige oder einige wenige Messungen zu einer integralen Aussage über die Gehalte der verschmutzungsrelevanten Ablagerungen gelangt. Diese stellen eine stark an das Einzugsgebiet gebundene Größe dar (vgl. RISTENPART, 1995, S. 257) und sollten deswegen nicht aus Mittelwerten von Literaturangaben abgeleitet werden. Derartige Angaben sind zudem kaum vorhanden, so dass ASHLEY et al. noch 2004 (S. 82) resümieren: „Very few studies have been concerned with heavy metal pollution from bed deposits.“²⁶. Die Gehalte der zwei von ihnen angeführten Untersuchungen schwanken, je nach Schwermetall, um den Faktor zwei bis 22!

Aufgrund mangelnder Möglichkeiten muss die genutzte Hypothese an dieser Stelle als „begründete Vermutung“ stehen bleiben und kann nicht experimentell belegt werden. Unterstützung findet sich durch eine Auswertung der Literatur: Abbildung 4-11 zeigt vier Angaben zum Schwermetallgehalt von Primärschlamm sowie jeweils

²⁶ Dt. Übersetzung: Sehr wenige Untersuchungen haben sich mit der Schwermetall-Verschmutzung von Ablagerungen beschäftigt.

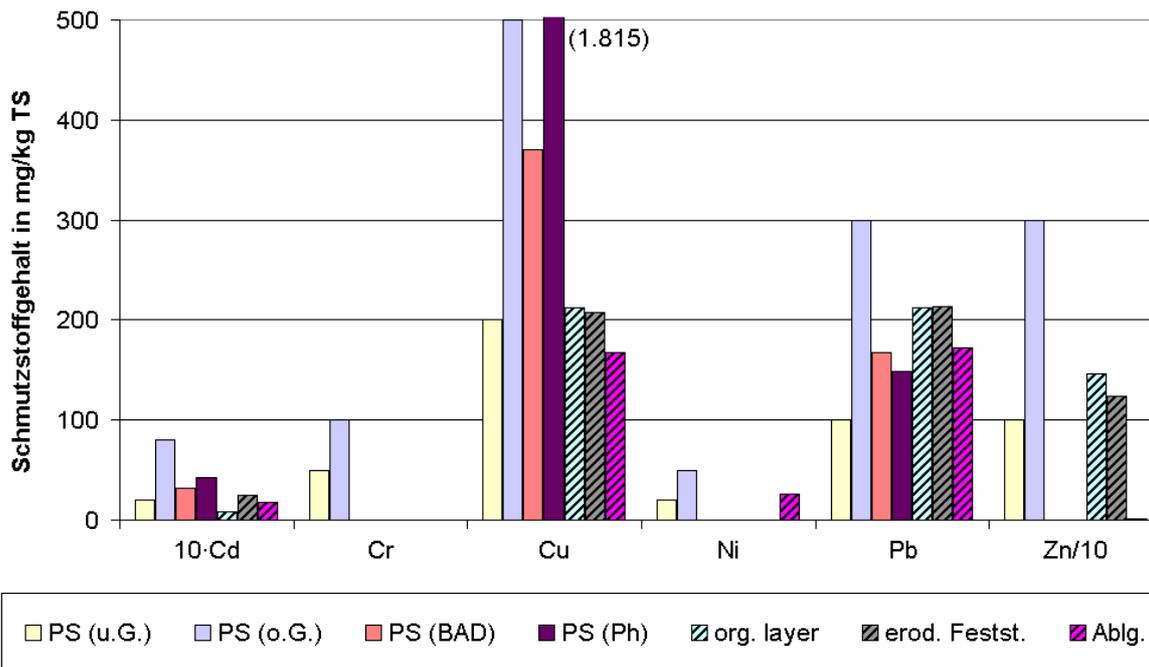


Abbildung 4-11: Literaturangaben zu Schwermetallgehalten in den Medien Primärschlamm (PS), organischer Schicht (org. layer), bei Mischwasser erodierten Feststoffen (erod. Festst.) und Ablagerungen (Ablg.), nähere Angaben zu den Quellen finden sich in Tabelle 4-12

Tabelle 4-12: Daten zu den in Abbildung 4-11 dargestellten Literaturangaben

Kürzel	Quelle	Medium	Kommentar
PS (u.G.)	KOPPE & STOZEK, 1999, S. 412	PS ¹	untere Grenze, Literaturrecherche
PS (o.G.)	KOPPE & STOZEK, 1999, S. 412	PS ¹	obere Grenze, Literaturrecherche
PS (BAD)	BAUER, 1996, Anhang	PS ¹	Messung, Kläranlage Baden-Baden
PS (Ph)	BAUER, 1996, Anhang	PS ¹	Messung, Kläranlage Philippsburg
org. layer	AHYERRE et al., 2000	organische Schicht	Messung, Le Marais, Paris
erod. Festst.	CHEBBO et al., 2003	bei MWA ² erodierte Feststoffe	Messung, Le Marais, Paris
Ablg.	RISTENPART, 1995, S. 256	Ablagerungen	Messung, Hildesheim

¹ PS: Primärschlamm

² MWA: Mischwasserabfluss

³ Mittelwert einer Gesamtprobe und der oberen Schicht, da ähnliche Analyseergebnisse

eine zum Gehalt der organischen Schicht, zu bei Mischwasserabfluss erodierten Feststoffen und zu Ablagerungen allgemein. Nähere Daten zu den Literaturquellen der dargestellten Werte finden sich in Tabelle 4-12. Ein direkter Vergleich kann leider nicht vollzogen werden, da die Messungen an verschiedenen Orten durchgeführt wurden. Auch muss beachtet werden, dass die Messungen, die den Angaben von KOPPE & STOZEK (1999) zugrunde liegen, gut 20 Jahre alt sein dürften: Dieselben Zahlenwerte erschienen auch in der Buchausgabe von 1986. Trotzdem zeigt sich in der Grafik, dass die Größenordnung des Schwermetallgehalts der Feststoffe in Primärschlamm und Ablagerungen die gleiche ist.

Zwei Fragestellungen sind für zukünftige Untersuchungen von primärem Interesse:

- Inwieweit ist eine Ähnlichkeit in den Schmutzstoffgehalten von organischen Ablagerungen und Primärschlamm eines Kanalnetzes gegeben?
Stellen sich die Gesamtgehalte in ersten Untersuchungen als unterschiedlich heraus, so sollte in einem zweiten Schritt eine nach Sinkgeschwindigkeitsklassen differenzierte Analyse vorgenommen werden. Es ist zu vermuten, dass die Schwermetallgehalte von Partikeln verschiedener Sinkgeschwindigkeiten bzw. verschiedener Korngrößen unterschiedlich sind. Für die absetzbaren Stoffe von Mischwasserabflüssen wurde dies von BROMBACH et al. (1992, S. 82 ff.) aufgezeigt. Eine Verschiebung in der Summenkurve der Sinkgeschwindigkeiten würde dann auch eine Verschiebung in den Gesamtschwermetallgehalten zur Folge haben. Ist die Summenkurve der Sinkgeschwindigkeiten aber bekannt, so kann sie in der Umrechnung der Konzentrationen berücksichtigt werden.
- Wann bzw. in welchem Umfang spielt abgelöste Sielhaut eine Rolle für die Verschmutzung des Konzentrationsanteils Kanal?
Nach dem hier vorgestellten Ansatz wird die Fracht aus abgelöster Sielhaut zwar berücksichtigt. Ihr Schmutzpotenzial wird jedoch mit demjenigen quantifiziert, das Kanalablagerungen haben, die den gleichen CSB besitzen, da die Berechnung der Schmutzstoff-Konzentrationen ja über die CSB-Konzentration im KoAn Kanal erfolgt.
Dies könnte zu einer Fehleinschätzung führen, da, zumindest bezogen auf die Trockensubstanz, der Schwermetallgehalt von Sielhäuten deutlich größer ist als der von Kanalablagerungen (AHYERRE et al., 2000; BROMBACH et al., 1992, S. 79). Über ihren Anteil am CSB des Mischwasserabflusses kann jedoch noch wenig gesagt werden. REIFF (1992) führte Laborversuche zum Sielhautwachstum durch und folgerte aus diesen, dass typischerweise über 90 % des CSB bei Mischwasserabflüssen der Sielhaut entstammen. Diesem Ergebnis widersprechen alle dem Autor bekannten Messungen in realen Systemen. Aus Probe-

nahmen im Kanal während eines Regenereignisses folgerte MICHELBACH (1995), dass 50 % der dem Kanal entstammenden Feststoffe Sielhaut war. Er wies jedoch auch auf eine besondere Vorgeschichte hin und betonte, dass dieses Ergebnis nicht generalisiert werden sollte. Erwähnt sei an dieser Stelle erneut die Arbeit von AHYERRE et al. (2000). Diese schlossen für das von ihnen betrachtete Gebiet einen nennenswerten Beitrag der Sielhaut zur Verschmutzung des Mischwasserabflusses explizit aus. Verallgemeinerbare Aussagen sind derzeit nicht möglich. Bis auf weiteres wird davon ausgegangen, dass der Einfluss der Sielhaut vernachlässigbar ist.

4.2.5 Wirkungsgrad von Regenbecken

Zur Beurteilung der Effektivität von Durchlaufbecken und Stauraumkanälen mit unten liegender Entlastung hat der BWK (2003b, S. 90 f.) mehr als hundert Literaturquellen ausgewertet. Aus dieser Recherche ergab sich für sie „die unerwartete ernüchternde Erkenntnis, dass keine vergleichbaren, nachvollziehbaren, übertragbaren Aussagen zur Effektivität möglich sind“. Neben methodischen Unzulänglichkeiten der zu Rate gezogenen Publikationen geben sie als Grund die unterschiedliche Bauart der Entlastungsanlagen an, die ein wesentliches Kriterium für die Leistung darstelle. SCHMITT (1994) betont ebenfalls die Bedeutung der konstruktiven Gestaltung für die Absetzwirkung und die damit einhergehende Schwierigkeit in der Übertragung von Untersuchungsergebnissen. Für geplante Becken kann nach GENT et al. (1995) nur ein physikalisches Modell über reine Schätzgrößen hinausgehende Auskunft zum Wirkungsgrad geben.

In Kenntnis dieser Schwierigkeit wird in dieser Arbeit der Ansatz verfolgt, den Wirkungsgrad beckenbezogen von den Nutzenden des Modells einschätzen zu lassen (siehe Kapitel 4.1.6 „Sedimentativer Wirkungsgrad von Regenbecken“).

Die vorgestellten Überlegungen gehen implizit von einer über ein Regenereignis konstanten Mischwasserkonzentration aus. Diese Annahme ist nicht in allen Einzugsgebieten zutreffend bzw. als Näherung erlaubt: So finden sich in der Literatur häufig Hinweise auf einen Spülstoß (engl.: first flush), der zu Beginn von Mischwasserabflüssen auftritt und mit kleinen Einzugsgebietsgrößen in Zusammenhang gebracht wird (BERTRAND-KRAJEWSKI et al., 1993; ASHLEY et al., 1992; MENACHER & AUGUSTIN, 1992). Nicht immer ist jedoch klar, ob vom Autor ein „echter“ Spülstoß beobachtet wurde oder ob lediglich das leichte Vorseilen der Fracht beschrieben wird, wie es (auch in kleinen Einzugsgebieten) wesentlich häufiger auftritt (BWK, 2003a, S. 47). Grund für diese Unklarheit ist das Fehlen einer eindeutigen Definition (SAGET et al., 1996).

RAUCH & RENNER (1996) führten Messungen in Entwässerungssystemen durch, in denen grundsätzlich mit Spülstoßerscheinungen zu rechnen ist²⁷ und stellen auch eine „eindeutige Tendenz“ in Richtung Spülstoß fest. Ihre Berechnungen zur Effizienz von Fangbecken in diesen Gebieten ergeben jedoch, dass die zusätzliche Reduktion der Vorfluterbelastung durch die Ausbildung der Beckens als Fangbecken nicht signifikant ist. Sie wird als gleich der eines Durchlaufbeckens bewertet. Entsprechend schlussfolgern sie, dass erst bei massiven, außergewöhnlichen Spülstoßerscheinungen die Fangbecken den Durchlaufbecken überlegen sind. Der BWK (2003a, S. 45) stellt zusammenfassend fest: „Signifikante Spülstöße treten in den untersuchten Mischsystemen mit unterschiedlichen Neigungsverhältnissen und weiteren Einzugsgebietgrößen bei der überwiegenden Mehrzahl der Ereignisse nicht auf. Der Frachttransport wird für die Gesamtheit der Ereignisse durch eine mittlere Ereigniskonzentration zutreffend beschrieben.“

Es wird dementsprechend für diese Arbeit davon ausgegangen, dass Spülstöße, wenn überhaupt, nur in für den Schmutzaustrag vernachlässigbaren Ausmaßen auftreten. Besteht bezüglich eines Einzugsgebiets die Vermutung oder Gewissheit, dass in diesem ein massiver Spülstoß auftritt und ist ein Fangbecken nachgeschaltet, so können die Konzentrationen im KoAn Kanal um einen geschätzten, im Becken gefangenen Schmutzanteil reduziert und die Wirkung des Beckens somit im Modell abgebildet werden.

²⁷ Diese beschreiben sie als klein (5 bis 20 ha befestigte Fläche) und mit kurzen Fließzeiten (< 20 min.).

5 Erosion

Auch in diesem Kapitel erfolgt zunächst eine Beschreibung des Modellansatzes und der Eingangsdaten, bevor diese in Kapitel 5.2 diskutiert werden.

5.1 Modellansätze und Eingangsdaten

5.1.1 Die Universal Soil Loss Equation

Die Universal Soil Loss Equation (USLE, dt.: ABAG) basiert auf Messungen auf Standardmessparzellen mit einer Länge von 22,1 m, einer Breite von 1,87 m und 9 % Neigung. Die Messungen entsprechen zusammen einer Dauer von 10.000 Parzellenjahren. Mit der USLE kann der langjährige, mittlere Bodenabtrag aus sechs Faktoren wie folgt berechnet werden:

$$A = R \cdot K \cdot C \cdot S \cdot L \cdot P \quad (\text{Gleichung 5-1})$$

- mit:
- A - langjähriger, mittlerer Abtrag in t/(ha·a)
 - R - Regen- und Oberflächenabflussfaktor in kJ·m/(m²·h)
 - K - Bodenerodierbarkeitsfaktor in t·m/(ha·a·kJ·h)
 - C - Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (dimensionslos)
 - S - Hangneigungsfaktor (dimensionslos)
 - L - Hanglängenfaktor (dimensionslos)
 - P - Erosionsschutzfaktor (dimensionslos)

Alle Faktoren werden jeweils wiederum durch Gleichungen oder davon abgeleiteten Tabellen und Nomogrammen bestimmt, in die die jeweiligen Standortparameter eingehen. Die Bedeutung der Einzelfaktoren der USLE ist in Abbildung 5-1 skizziert. Die Abbildung deutet weiterhin an, wie die USLE innerhalb eines GIS – durch eine Überlagerung von thematischen Karten der Faktoren – umgesetzt werden kann.

Um den Einfluss der Hangform in Gefällerrichtung sowie quer zum Gefälle berücksichtigen zu können, wurde in dieser Arbeit die „differenzierte“ Form der ABAG angewandt, die dABAG. Sie wurde von AUERSWALD, FLACKE und NEUFANG 1988 veröffentlicht. Mit ihr kann das Ergebnis der Berechnung deutlich verbessert werden. Eine Änderung gegenüber der ABAG ergibt sich durch die Einführung eines Formparameters a zur Berücksichtigung des Hangquerprofils und einer Wichtungformel zur Berücksichtigung des Hanglängsprofils auf beliebig langen Teilstücken.

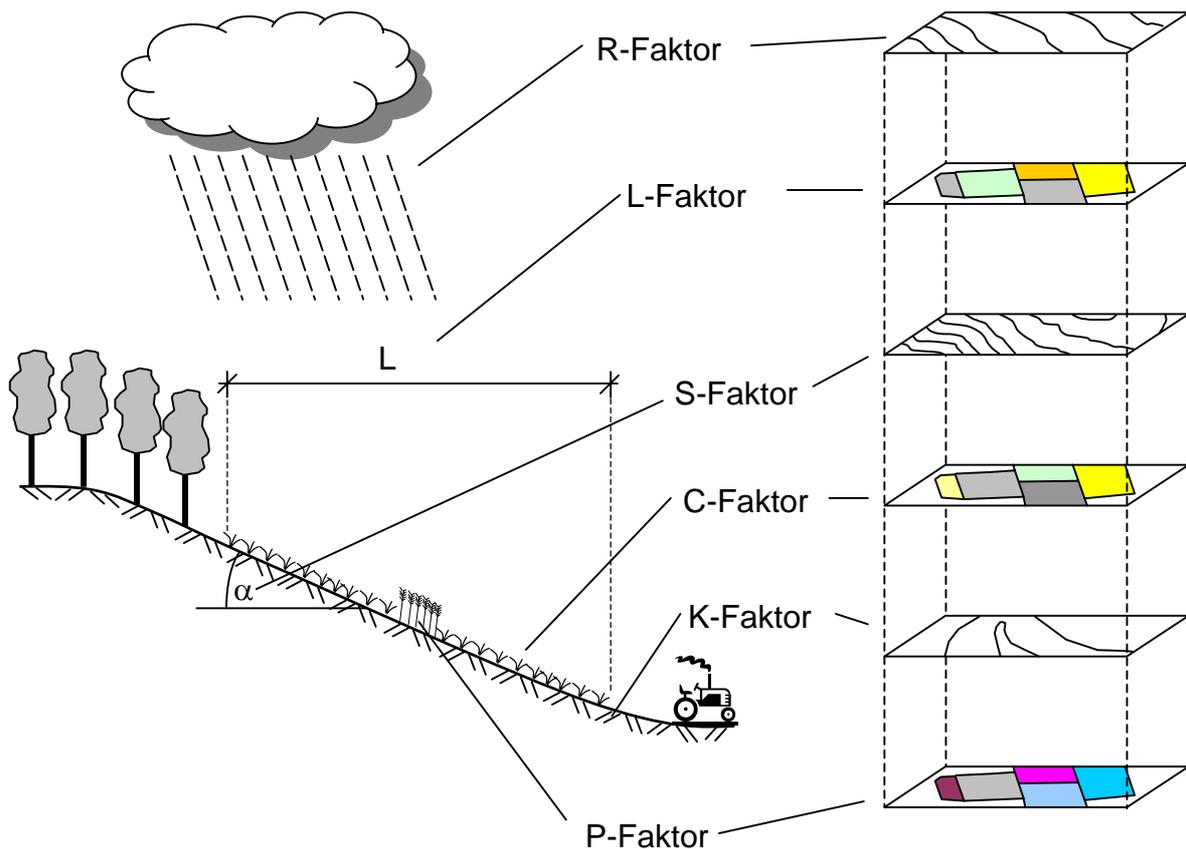


Abbildung 5-1: Prinzipskizze der Bedeutung der Einzelfaktoren der USLE und An- deutung der Umsetzungsmöglichkeit in einem GIS

Eine Berechnung der dABAG erfolgt dann zellen-/teilstückweise über die Gleichung:

$$A = aRKCSLP = (a/l) \cdot R \cdot \sum_{i=1}^n K_i \cdot C_i \cdot S_i \cdot \frac{l_i^{1+m} - l_{i-1}^{1+m}}{22,1^m} \cdot P_i \quad (\text{Gleichung 5-2})$$

- mit:
- A - aRKCLSP = Bodenabtrag des Einzelhanges in t/(ha·a)
 - a - Formparameter des Einzelhanges (dimensionslos)
 - l - Hanglänge (längster Fließlänge) in m
 - m - Hanglängenexponent des i-ten Teilstückes/der i-ten Zelle (dimen- sionslos)
 - R, K, C, S, P - Originalparameter der ABAG (siehe Gleichung 5-1)
- Der Index i zeigt den Wert des entsprechenden Faktors auf dem i-ten Teilstück/der i-ten Zelle des Hangs an.

Die dABAG wurde auf Basis eines TIN-Höhenmodells²⁸ vorgestellt, das eigens für diese Aufgabe erstellt wurde (vgl. auch KAGERER & AUERSWALD, 1997). Im Rahmen dieser Arbeit gelang es jedoch, mit einer Programmierung im GIS die dABAG auch

²⁸ TIN = Triangulated Irregular Network (unregelmäßige Dreiecksvermaschung)

auf Rasterdatengrundlage anzuwenden. In dieser Form liegen die heutzutage verfügbaren Digitalen Höhenmodelle meist vor. Zudem konnte erreicht werden, dass dabei ausschließlich allgemein und flächenhaft verfügbare Datensätze zum Einsatz kommen.

Die Programmierung fand im GIS ArcView (Version 3.3) unter Einbeziehung der Erweiterung für Rasterdaten, dem Spatial Analyst, statt. Das programmierte Script ist im Anhang dokumentiert. Es wurde in eine eigene Erweiterung eingebettet und ist über die Menüleiste bedienbar. Neben dem Einsatz bei der endgültigen Berechnung des Bodenabtrags wird es intensiv zur Herleitung der GIS-Daten für die Bestimmung der Faktoren eingesetzt.

Ein ähnliches Vorgehen wählten nach eigenen Angaben auch LANG (1997, S. 40) und LÖWA (1997, S. 68), allerdings auf einem Gebiet von nur ca. 1,44 km² bzw. im Maßstab 1:10.000 arbeitend und ohne eine nähere Dokumentation der Programmierarbeiten vorzunehmen oder die Datengrundlage darzustellen.

5.1.2 Ermittlung der Einzelfaktoren der dABAG

Zentrale, räumliche Bezugsdaten für die schlagbezogenen Faktoren der dABAG sind die „Anbauflächen“ aus dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem ATKIS. Konkret genutzt wurden die folgenden Objektarten, die von der LfU als Vektordatensatz im GIS Format (Polygon-Shapes) bereitgestellt wurden:

- 4101 Ackerland
- 4102 Grünland
- 4103 Gartenland
- 4109 Sonderkultur (Attribute: Weingarten, Obstbaumplantage, Hopfenfeld & sonstige)

Der große Vorteil der ATKIS Daten besteht darin, dass mit ihnen eine genaue Abgrenzung von einzelnen Feldern/Schlägen möglich ist. Eine Unsicherheit besteht allerdings bezüglich der Aktualität ihrer Attribute (Erfassung von Flächenstillegungen oder -umwidmungen). Diese wurde über eine Verschneidung der landwirtschaftlichen Anbauflächen (ATKIS-Daten) mit einem klassifizierten Satellitenbild (Landsat²⁹) im GIS durchgeführt. Dabei wurden die Nutzungsangaben aus dem ATKIS derjenigen

²⁹ Die Landnutzung nach Landsat-Satellitenbildern konnten in bereits klassifizierter Form bezogen werden. Der Datensatz von 1993 wurde vom Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung der Universität Karlsruhe (IPF) mit Genehmigung des Landes Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt. Die horizontale Auflösung des Rasterdatensatzes beträgt 30 m.

Landnutzung des Landsat-Bildes gegenübergestellt, die innerhalb der jeweiligen Fläche von der Mehrheit der Raster-Elemente repräsentiert wird.

Es wurde die in Tabelle 5-1 dargestellte Matrix aufgestellt und die ATKIS-Attribute ggf. entsprechend geändert. Die Entscheidung wurde dabei unterstützt von einer grafischen Überlagerung mit der Topographischen Karte 1:25.000 (TK 25), teilweise auch durch Besichtigungen vor Ort. Bereits zuvor wurden den ATKIS-Flächen, die als Hopfenfeld attribuiert waren, nach Überprüfung durch Vor-Ort-Besichtigungen die Klasse „Weingarten“ zugewiesen.

Tabelle 5-1: Vorgehensweise bei der Aktualisierung der Attribute der ATKIS-Daten zur Anbaufläche

Mehrheits-Landnutzung in Landsat	Attributierung in ATKIS	Vorgehen (Begründung)
Siedlungsbereiche & großflächig versiegelte Bereiche	alle	Die Flächen wurden aus den weiteren Betrachtungen exkludiert. (Es wird angenommen, dass diese Flächen, die sich durchweg in der Nähe von Siedlungen befinden, inzwischen bebaut sind.)
Ackerflächen	Ackerland	keine Änderung (Attribut verifiziert)
	Weingarten	keine Änderung (ATKIS-Attribut wurde durch TK 25 bestätigt.)
Weinbau	Weingarten	keine Änderung (Attribut verifiziert)
	Ackerland	keine Änderung (ATKIS-Attribut wurde durch TK 25 bestätigt ¹ .)
Intensivobstbau incl. Strauchobst	Ackerland	Die Klassifizierung des Landsat-Bildes wird übernommen. (Vor-Ort-Besichtigung)
Brachflächen (bewachsen)	Ackerland	keine Änderung (Vor-Ort-Besichtigung)
unvers., unbew. Flächen (Kies, Steinbr., Bahn)	Ackerland	Die Fläche wurde aus den weiteren Betrachtungen exkludiert (Die Fläche war zum Zeitpunkt der Satellitenaufnahme offensichtlich eine Baustelle.)
intensive Grünlandnutzung	Ackerland / Weingarten	keine Änderung (Es wird nach Sichtung der TK 25 und vor Ort davon ausgegangen, dass es sich um Fehlklassifizierungen des Landsat-Bildes handelt.)
locker baumbestandene Bereiche (Streuobst, Kleing.)	Ackerland	Übernahme des Landsat-Attributs (Es wird angenommen und ist durch Vor-Ort-Besichtigungen bestätigt, dass diese Flächen zwischenzeitlich extensiviert sind.)
	Weingarten	Übernahme des Landsat-Attributs
Laubwald, Auwald	Ackerland	Übernahme des Landsat-Attributs (Es wird angenommen, dass die Fläche inzwischen extensiviert wurde.)

¹ Eine Umwidmung von Ackerland zu Weingarten erscheint deutlich unwahrscheinlicher als eine Fehlklassifizierung des Landsat-Bildes für Weinbau.

Da schon seit längerer Zeit ein deutlicher Trend zur Stilllegung von landwirtschaftlichen Flächen zu verzeichnen ist, zumindest keine neuen Flächen hinzukommen (KERN, 2003), kann nach der Aktualisierung der Attribute davon ausgegangen werden, dass die vorhandenen Geodaten alle derzeitigen landwirtschaftlichen Flächen umfassen.

R-Faktor

Der R-Faktor beschreibt den Einfluss des Niederschlags auf die Bodenerosion. Dieser wird definiert einerseits durch die Energie des Regentropfens, der Bodenaggregate zerschlägt, und andererseits durch das oberflächlich abfließende Wasser, das losgeschlagenes Bodenmaterial hangabwärts transportiert. Quantifiziert werden diese Eigenschaften über das Produkt aus aufsummierter Flächendichte der kinetischen Energie eines erosiven Niederschlags und seiner maximalen 30-Minuten-Intensität (SCHWERTMANN et al., 1987, S. 14). Seine Einheit ist $\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$.

Der R-Faktor wird er in der Regel aus Regressionsbeziehungen zu langjährigen Niederschlagssummen hergeleitet. Für den Kraichgau liegt eine regionale Auswertung des R-Faktors von SOMMER & MURSCHEL (1999) vor, die für die Ermittlung des R-Faktors in dieser Arbeit genutzt wurde. Ihre quadratische Anpassungsfunktion lautet:

$$\text{R-Faktor} = 154 - 0,374 \cdot N_a + 3,91 \cdot 10^{-4} \cdot N_a^2 \quad (\text{Gleichung 5-3})$$

mit: N_a - Jahresniederschlag in mm

Als Jahresniederschlag wird das arithmetische Mittel der von der LfU für das Untersuchungsgebiet angegebenen Gebietsniederschläge der Jahre 1961 bis 2000 genutzt.

K-Faktor

Der K-Faktor, als zweiter, dimensionsbehafteter Parameter der ABAG-Gleichung, gibt den jährlichen Abtrag eines Bodens pro R-Faktor-Einheit auf der Standardmessparzelle an. Seine Dimension ist damit $(\text{t}/\text{ha})/((\text{kJ}/\text{m}^2)\cdot(\text{mm}/\text{h}))$, gekürzt: $\text{t}\cdot\text{h}/(\text{ha}\cdot\text{N})$. Er spiegelt die Erosionsgefährdung des Bodens wider.

Die wesentliche Grundlage bei der Herleitung des K-Faktors war die digitale Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) des Landesamts für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (LGRB). Dieses Kartenwerk liegt in sechs Teilen flächendeckend für Baden-Württemberg vor. Mit der Karte wird ein Umsetzschlüssel geliefert, der es ermöglicht, den Kartiereinheiten der BÜK 200 automatisiert Elemente der landesweiten Rahmenlegende (BÜK 350) zuzuweisen. In dieser sind u.a.

Angaben zur Größenordnung des K-Faktors vorhanden. Die Klassen der Angaben zum K-Faktor sind in Tabelle 5-2 aufgelistet.

Tabelle 5-2: Angaben der Rahmenlegende der BÜK 350 zum K-Faktor der ABAG

Code	Beschreibung	Wertebereich des K-Faktors in t·h/(ha·N)
0	keine Angaben (Siedlung)	k.A. ¹
1	sehr gering bis mittel	< 0,3
2	mittel bis hoch	0,2 - 0,5
3	hoch bis sehr hoch	0,3 - 0,7
4	sehr hoch bis äußerst hoch	> 0,5
5	stark wechselnd	k.A. ¹
6	Rebland	k.A. ¹
7	Grünland, Obstwiesen, Wald	k.A. ¹
8	Akkumulation in ebener Lage	k.A. ¹

¹k.A. - keine Angaben

Im genutzten Kartenblatt der BÜK 200 (CC7118) gibt es nicht für alle Flächen Angaben zum Bereich des K-Faktors. Für die Flächen, für die keine Angabe vorliegen, wurde diese abgeschätzt. Bei der Zuweisung von K-Faktoren wurde vor allem auf die der Rahmenlegende entsprechenden Angaben zum Substrat der Böden aufgebaut. Die Werte wurden entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1996, S. 329) gewählt. Tabelle 5-3 fasst diesen Arbeitsschritt zusammen.

Den im Kartenblatt CC7118 nicht erfassten Teilen des oberen Kraichbachs (5 % der Fläche) wurden die Attribute der Rahmenlegende über eine Extrapolation unter Zugrundelegung der BÜK 350 zugewiesen.

Da die Berechnung des Bodenabtrags nur mit diskreten Werten, nicht aber mit Wertebereichen durchgeführt werden kann, wurden in einem letzten Schritt den definierten K-Faktor-Bereichen feste Werte zugeordnet. Die Übersetzung geschah wie in Tabelle 5-4 dargestellt und orientierte sich zum Einen an den Klassenmitteln, zum Anderen aber auch an den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Böden.

Tabelle 5-3: Zuweisung von fehlenden K-Faktoren zu Einheiten der Rahmenlegende (in t·h/(ha·N))

Nr. der Rahmenlegende	Leitbodenform	Substrat	gewählter K-Faktor Wertebereich
103	braune Auenböden bis Auengleye	Schluff im Wechsel mit Lehm	0,3 bis 0,7
109	Pararendzinen und Braunerden aus Fließerden	Lehmsand im Wechsel mit Lehm	0,2 bis 0,5
110	Pararendzinen und Pelosole aus Fließerden	Ton	< 0,3
112	Pelosole und Parabraunerden aus Fließerden und Lösslehm	Lehm im Wechsel mit Lehm über Ton	0,2 bis 0,5
125	Braunerden und Parabraunerden aus lehmigen und tongründigen Fließerden	Schluff im Wechsel mit Lehm	0,2 bis 0,5
127	Braunerden aus sandigen Fließerden und Schuttdecken	Lehmsand im Wechsel mit Lehm über Ton	0,2 bis 0,5
138	Pelosole und Braunerden aus Fließerden	Lehmsand über Lehm oder Ton	0,2 bis 0,5

Tabelle 5-4: Zuweisung von diskreten K-Faktor-Werten für die Wertebereiche (Einheit: t·h/(ha·N))

K-Faktor Wertebereich	diskreter Zahlenwert
< 0,3	0,15
0,2 bis 0,5	0,35
0,3 bis 0,7	0,50
> 0,5	0,70

C-Faktor

Der C-Faktor quantifiziert die Schutzwirkung, die der Anbau von Kulturpflanzen bezüglich der Bodenerosion hat. Er ist definiert als das Verhältnis des Bodenabtrags einer Fläche unter einer bestimmten Kultur(folge) im Vergleich zum Abtrag einer gleichen Fläche unter Schwarzbrache. Der C-Faktor variiert damit nicht nur über die Kulturpflanzen, sondern auch mit (einjährigen) Erosionsschutzmaßnahmen und ist dimensionslos.

Ackerbauflächen

Die mit Abstand verbreitetste Schutzmaßnahme auf Ackerbauflächen im Kraichgau ist die Mulchsaat. AUERSWALD & HAIDER (1992) stellen diese als besonders wirksame,

in der Praxis erprobte und ökonomisch vorteilhafte Maßnahme heraus. Aus diesem Grund wird sie in der Herleitung des C-Faktors explizit berücksichtigt. Andere Schutzmaßnahmen spielen dagegen eine weitaus weniger bedeutsame Rolle.

Die Informationen, die zur Ermittlung des C-Faktors herangezogen werden, müssen sich auf die statistischen Angaben zur Bodennutzung nach Fruchtarten der Struktur- und Regionaldatenbank des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg beschränken. Räumlicher Bezug sind deswegen die politischen Grenzen, innerhalb derer keine Differenzierung vorgenommen werden kann.

Nach AUERSWALD & SCHMIDT (1986, S. 54) kann allerdings die Funktion des Ausgleichs unterschiedlicher Erosionsereignisse bei wechselnden Feldzuständen, die das langjährige Mittel des C-Faktors erfüllen soll, ersetzt werden durch das Mittel mehrerer Flächen. In anderen Worten: Die Fruchtfolge einer Gemeinde kann aus der Fruchtartenverteilung abgeleitet werden. Unterstützung erfährt diese Vorgehensweise durch eine detaillierte Analyse der Sensitivitäten der Faktoren der ABAG. Danach kommt AUERSWALD (1987) zu dem Ergebnis, dass es gerechtfertigt sei, die C-Faktoren auf Basis des Anbauspektrums von Gemeinden zu ermitteln.

In dieser Vorgehensweise wird von einem linearen Zusammenhang zwischen dem Anteil einer Fruchtart in der Fruchtfolge und dem C-Faktor der Fruchtfolge ausgegangen, eine Voraussetzung, die nach AUERSWALD et al. (1986) generell erfüllt ist. Eine Ausnahme bilden Fruchtfolgen mit über- bis mehrjährigen Futterpflanzen, die eine Grasnarbe bilden, deren erosionsmindernde Wirkung noch zwei Jahre nachwirkt (AUERSWALD & SCHMIDT, 1986, S. 54 f.). Futterpflanzen werden jedoch nur in drei der kleineren Gemeinden des Untersuchungsgebietes zu Anteilen von mehr als 4 % auf Ackerland angebaut. In diesen wiederum macht Silomais mehr als 70 % der Futterpflanzen aus. Der „Grasnarbeneffekt“ kann somit vernachlässigt werden, ohne dass dadurch ein nennenswerter Fehler entstehen würde.

Die Angaben zu den für das MEKA-Programm³⁰ gemeldeten, gesamten Mulchsaatflächen lagen auf Gemarkungsebene vor³¹. Aus den vorliegenden Angaben lässt sich jedoch nicht ablesen, wie sich die Mulchsaatfläche auf die Kulturarten verteilt. Diese entscheidende Verteilung fällt nach SOMMER (1999a, S. 41) nicht gleichmäßig oder

³⁰ Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich (MEKA): seit 1992 bestehendes Förderprogramm des Landes Baden-Württemberg, das bei freiwilliger Teilnahme standortangepasste landwirtschaftliche Nutzung belohnt und somit den Erhalt einer intakten Kulturlandschaft über eine umweltgerechte Landbewirtschaftung fördert (MLR, 2004).

³¹ Die Daten wurden vom Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik des Ministeriums für Ernährung und ländlichen Raum Baden-Württemberg (EBZI, Kornwestheim) in aggregierter Form zur Verfügung gestellt.

zufällig aus, sondern – sinnvollerweise – wird Mulchsaat verstärkt bei erosionsanfälligen Kulturarten angewendet (Zuckerrüben bzw. Körner- und Silomais). SOMMERS Angaben wurden über eine Expertenbefragung den aktuellen Gegebenheiten im betrachteten Gebiet angepasst und mit den statistischen Angaben zum Anbau der Kulturarten und den für das MEKA-Programm gemeldeten Mulch-Flächen in Einklang gebracht.

Die C-Faktoren für die einzelnen Kulturarten (konventionell und in Mulchsaat) wurde schließlich der Literatur entnommen. Sie sind in Tabelle 5-5 dargestellt. Wo möglich wurde auf die Angaben von KOLL (1999) zurückgegriffen, da diese aus detaillierten Berechnungen speziell für den Kraichgau hervorgingen.

Tabelle 5-5: C-Faktor für die verschiedenen Kulturarten (konventionell und in Mulchsaat)

Kulturart	C-Faktor (konv.)	C-Faktor (Mulchsaat)
Weizen	0,17325 ¹	0,04559 ¹
Sommergerste	0,12962 ¹	0,03836 ¹
Körner- & Silomais	0,38953 ¹	0,06595 ¹
restl. Getreidesorten	0,08000 ²	0,02368 ³
Zuckerrüben	0,34286 ¹	0,06384 ¹
Winterraps	0,06556 ¹	0,02081 ¹
Raufutter	0,00400 ⁴	-
Brache (keine Schwarzbrache)	0,00400 ³	-
restl. Ackerkulturen	0,06000 ⁴	-

¹ nach KOLL, 1999, S. 90

² nach AUERSWALD & SCHMIDT, 1986, S. 55

³ Wert geschätzt

⁴ nach GÜNDRA et al., 1995, S. 61

Weinanbauflächen

Die C-Faktoren für Weinanbauflächen wurden AUERSWALD & SCHWAB (1999) entnommen. Sie liegen differenziert nach Anbauverfahren vor. Die für das Untersuchungsgebiet relevanten Anbauverfahren und der ihnen zugewiesene C-Faktor sind in Tabelle 5-6 aufgelistet. Berücksichtigt wurden nur die C-Faktoren für Ertragsanlagen, was bei langjährigen Betrachtungen zulässig ist: Der Einfluss geringerer Schutzwirkung von Neuanlagen ist bei Anlagedauern größer gleich zehn Jahren vernachlässigbar (AUERSWALD & SCHWAB, 1999).

Tabelle 5-6: C-Faktoren für Weinanbauflächen verschiedener Anbauverfahren (aus: AUERSWALD & SCHWAB, 1999)

Anbauverfahren	C-Faktor
ohne Schutzmaßnahme	0,80
mit Herbst-Winter-Begrünung	0,40
mit angesäter Dauerbegrünung	0,03

Statistische Daten zum Anteil der Anbauverfahren an der Weinanbaufläche gibt es nicht, flächendifferenziert Angaben erst recht nicht. Es wird deswegen eine Wichtung der C-Faktoren über die Anbauverfahren aufbauend auf Expertenbefragungen zu deren Verbreitung vorgenommen. Es ergibt sich ein Mittelwert der C-Faktoren, der allen Weinanbauflächen des Untersuchungsgebiets zugewiesen wird.

Sonstige land- und forstwirtschaftliche Flächen

Die Bodenerosion unter Wald, Dauergrünland und Dauerkulturen (außer Wein) wird als so gering eingeschätzt, dass diese Flächen von der Berechnung des Bodenabtrags ausgeschlossen werden (vgl. z.B. DIKAU, 1986, S. 92).

S-Faktor

S-Faktor (Hangneigung) und L-Faktor (Hanglänge) werden häufig als LS-Faktor („Topographiefaktor“) zusammengefasst. Sie geben in der ABAG-Gleichung das Verhältnis des Bodenabtrags eines beliebig geneigten und beliebig langen Hanges zum Bodenabtrag des Standardhanges (Länge 22,1 m, Neigung 9 %) unter sonst gleichen Bedingungen an und sind deswegen selbst dimensionslos.

Zur Berechnung des S-Faktors wurde auf eine erst vor wenigen Jahren von NEARING (1997) entwickelte Gleichung zurückgegriffen. Diese hat gegenüber allen Vorgängerinnen den Vorteil, dass sie auf eine Datenbasis mit Hangneigungen bis zu 30 ° gestützt ist. Die Nutzung der „Standardgleichung“ (WISCHMEIER & SMITH, 1978, S. 12) wurde damit umgangen, eine Anwendung über die Grenzen des Wertebereichs der empirischen Gleichung hinaus, die zwangsläufig zu falschen Ergebnissen führt, ausgeschlossen³². Dies ist nach WISCHMEIER (1976) einer der wesentlichen Fehler in der Ermittlung von Faktoren der ABAG. Nach AUERSWALD (1999) kann diese Gleichung außerdem verwendet werden, ohne dass Modifikationen in der Bestim-

³² WISCHMEIER & SMITH (1978, S. 12) arbeiteten bei der Erstellung der USLE mit Hangneigungen im Bereich von 1,7 bis 10,2 °.

mung der anderen Faktoren nötig wären. Die Gleichung lautet (Schreibweise aus dem Original übernommen):

$$S = -1,5 + \frac{17}{1 + e^{(2,3-6,1 \cdot \sin \theta)}} \quad (\text{Gleichung 5-4})$$

mit: Θ - Hangneigung in $^\circ$

Dabei musste beachtet werden, dass laut HICKEY et al. (1994) die Neigung, wenn sie über den entsprechenden im GIS vorhandenen Befehl berechnet wird, die größte Neigung in einer 3 x 3 Zellen Umgebung der aktuellen Zelle darstellt, nicht aber die maximale, hangabwärts gerichtete Neigung. Über eine Erweiterung der Programmierung im GIS konnte diese Fehlerquelle behoben werden (s. Anhang).

Grundlage zur Berechnung der Neigung im GIS war das vom Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung der Universität Karlsruhe (IPF) modifizierte, amtliche Digitale Höhenmodell (DHM) der Landesvermessung. Es liegt im Raster von 30 m x 30 m vor. Die Höhenwerte des genutzten Digitalen Höhenmodells weisen im Mittel 2 bis 3 m Fehler auf, in nicht bewachsenen Gebieten liegen sie jedoch darunter.

L-Faktor

Das DHM ist auch für die Berechnung des L-Faktors unerlässlich, da mit ihm die Fließrichtung und darüber die Fließwege ermittelt werden können. Über diese ergeben sich die erosiven Hanglängen. Die ATKIS-Schläge mit den teilweise aktualisierten Attributen stellen die äußere Grenze für die Berechnung der Hanglänge dar. Eine weitere Grenze ist das Gerinnenetz, welches den natürlichen „unteren Punkt“ der erosiven Hanglänge darstellt (SCHWERTMANN et al., 1987, S. 29). Das Gerinnenetz wurde ausgehend vom digitalisierten Flussverlauf (ATKIS-Daten) ermittelt. Es ist aber nicht mit diesem identisch, da auch Tiefenlinien in der Landschaft berücksichtigt werden, die nur bei stärkeren Niederschlagsereignissen Oberflächenabfluss aufweisen.

Für diesen Zweck wurden zunächst Gräben, die im ATKIS-Datensatz nicht enthalten, aber auf der TK 25 verzeichnet sind, dem Datensatz hinzugefügt. Diese Arbeit beschränkt sich im Rahmen der Erosionsberechnung auf Gräben, die einen Anschluss an das Gewässernetz haben und z.B. nicht als Außengebiet ins Kanalnetz geleitet werden. Das so erhaltene Netz wurde in das DHM eingebrannt³³, um ein Fließen des später berechneten Gerinnes in diesen Bahnen zu gewährleisten.

³³ Der Betrag, um den eingebrannt wird, ist im Skript vom Benutzer frei definierbar. Für die Zwecke dieses Projekts wurde ein Wert von 10 m gewählt.

Die Bestimmung der Tiefenlinien im Relief kann nun mit dem Skript über die Abflusskonzentration jeder Zelle erfolgen. Hierzu wird der Befehl „flowaccumulation“ verwendet, der jeder Rasterzelle die Anzahl der in sie entwässernden Zellen zuweist. Damit ist die Einzugsgebietsfläche der Zelle bekannt. Durch Selektion der Rasterzellen, die einen benutzerdefinierten Schwellenwert überschreiten, wird das Gerinnenetz gebildet. Dieser Wert wird mit 2,5 ha angenommen. Im Script kann die Größe dieser Fläche vom Benutzer gewählt werden, so dass andere Werte berechenbar sind, was vor allem in anderen Naturräumen nötig sein kann.

Innerhalb der Grenzen der ATKIS-Schläge und des Gerinnenetzes wurde die für die Berechnung der dABAG nötigen Hanglängen im GIS ermittelt: Mit dem Script wird dabei jeder Zelle ein Wert für die gesamte Hanglänge des Hanges, auf dem sie liegt, zugewiesen (Parameter l), ein Wert für die Hanglänge bis zu ihrer oberen Grenze (Parameter l_{i-1}) sowie ein Wert für die Hanglänge bis zu ihrer unteren Grenze (Parameter l_i)³⁴. Das Prinzip der zellenweisen Berechnung der Hanglängen l_i und l_{i-1} aus der Fließrichtung ist in Abbildung 5-2 skizziert. Über ein gesondert erstelltes Wichtungs-GRID wurde zudem bei Zellen, die am Rande der Fläche liegen, eine halbe Zellenbreite zum Fließweg hinzuaddiert, um den Verlust an Fließlänge zu kompensieren, der durch die Definition dieser Zelle als Grenzzelle entsteht (s. Anhang).

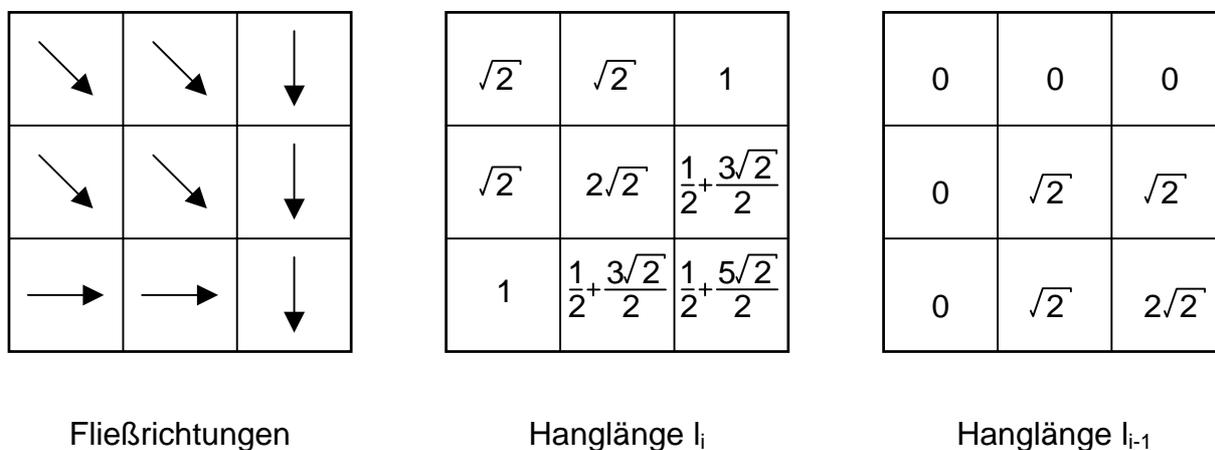


Abbildung 5-2: Prinzip der zellenweisen Berechnung der Hanglängen l_i und l_{i-1} aus der Fließrichtung

Eine zusätzliche Unterbrechung der Berechnung der Hanglänge findet an den Stellen statt, an denen die Hangneigung von einer Zelle zur nächsten stark abnimmt. Somit wird berücksichtigt, dass an diesen Hangabschnitten eher eine Nettodeposition als

³⁴ Im Falle der Vereinigung zweier Fließwege wurde für die unterhalb liegenden Zellen der längere der beiden Fließwege in die Berechnungen übernommen.

eine Nettoerosion stattfindet. Die Bedingung ist als Hickey-Algorithmus in der Literatur bekannt und geht auf HICKEY et al. (1994) zurück. Diese schlagen als Default-Wert 50 % Neigungsabnahme vor. Im Skript kann der Wert vom Nutzer/von der Nutzerin frei gewählt werden.

Der Hanglängenexponent m wurde nicht nach der von WISCHMEIER & SMITH (1978, S. 12) vorgeschlagenen Funktion bestimmt, sondern über eine von MURPHREE & MUTCHLER (1981) entwickelte Gleichung. Diese hat den Vorteil, dass sie einen kontinuierlichen Verlauf aufweist. Sie ist abschnittsweise definiert und lautet:

$$m = 1,2 \cdot (\sin \Theta)^{1/3} \quad \text{für } \Theta \leq 4^\circ \quad \text{(Gleichung 5-5)}$$

$$m = 0,5 \quad \text{für } \Theta > 4^\circ \quad \text{(Gleichung 5-6)}$$

mit: m - Hanglängenexponent (dimensionslos)
 Θ - Hangneigung in $^\circ$

P-Faktor

Der P-Faktor gibt das Verhältnis des Bodenabtrages bei Anwendung von Schutzmaßnahmen zu demjenigen ohne diese Maßnahmen an. Er ist folgerichtig ebenfalls dimensionslos. Die Datenbasis bezüglich der entsprechenden Maßnahmen ist allerdings mangelhaft. Zudem sind mögliche Erosionsschutzmaßnahmen entweder bereits über andere Faktoren abgebildet oder besitzen im Untersuchungsraum keine Relevanz. Deswegen wird der P-Faktor in dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Er ist also konstant zu eins gesetzt.

Formparameter a

Der Formparameter a berücksichtigt den Einfluss des Hangquerprofils auf die Bodenerosion eines Hangs. Er gibt den Bodenabtrag eines (senkrecht zur Fließrichtung) beliebig geformten Hangs zu dem eines gestreckten Hangs an, so dass auch er dimensionslos ist. Seine Berechnung erfolgt nach folgender Formel:

$$a = A_{EZGZ} / (b \cdot l) \quad \text{(Gleichung 5-7)}$$

mit: a - Formparameter (dimensionslos)
 A_{EZGZ} - Fläche des Einzugsgebiets der Zelle in m^2
 b - Breite der Zelle am unteren Ende in m
 l - (längste) Fließlänge oberhalb der Zelle in m

Die Eingangsgrößen sind zur Erläuterung in Abbildung 5-3 an einem fiktiven Hang dargestellt. In seiner in der dABAG berücksichtigten Gestalt geht der Formparameter auf die Arbeit von MOORE & BURCH (1986) zum Aufbau eines physikalisch

begründeten L-Faktors der USLE zurück. Er wird über das Script im GIS berechnet. Die einzelnen Eingangsparameter können dabei sehr einfach aus den vorliegenden Daten bzw. aus Zwischenergebnissen vorhergehender Berechnungsschritte ermittelt werden.

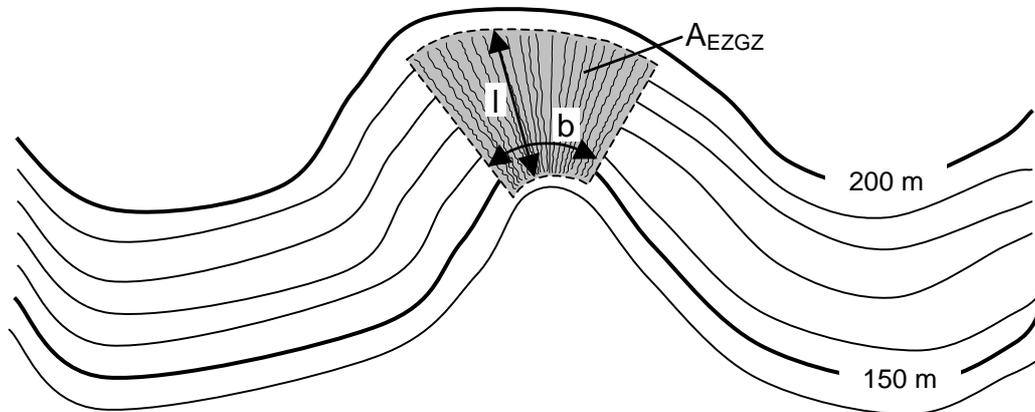


Abbildung 5-3: Darstellung der zur Berechnung des Formparameters a benötigten Größen an einem fiktiven Hang

5.1.3 Ermittlung weiterer Faktoren

Oberbodengehalt

Als Basis zur Ermittlung der Phosphorgehalte im Oberboden in dieser Arbeit dienten die Daten zweier Messkampagnen, die im Einzugsgebiet stattfanden.

Für die Festlegung von Oberbodengehalten der Schwermetalle konnte auf Bodenmessungen der LfU aus dem Jahre 2000 zurückgegriffen werden. Keiner der zehn untersuchten Standorte lag innerhalb des Untersuchungsgebietes, so dass kein „repräsentativer Messwert“ herangezogen werden konnte. Es wurde mit dem Mittelwert der zur Verfügung stehenden Daten gerechnet.

Anreicherungsfaktor

Wie in Kapitel 2.2.3 (Schätzung der Stoffeinträge) beschrieben, besteht bezüglich der Berechnung des Anreicherungsfaktors (engl.: enrichment ratio → ER) noch Forschungsbedarf. Da zugleich gegenüber der üblicherweise genutzten Gleichung starke Vorbehalte bestehen, wurde eine andere Lösung für das untersuchte Gebiet gefunden, die als Sonderweg zu bezeichnen ist: Der Anreicherungsfaktor wurde ohne weitere Differenzierung zu eins gesetzt. Der Schlüssel zu dieser Vorgehensweise liegt in der Dominanz der Lößböden im Untersuchungsgebiet, die eine solche Vereinfachung erlaubt.

Sediment-Eintragsverhältnis

In Kapitel 2.2.3 wurde weiterhin bereits erwähnt, dass der Stand des Wissens auch bezüglich der Berechnung des Sediment-Eintragsverhältnisses (engl.: sediment delivery ratio → SDR) nicht zufriedenstellend ist.

Mit Verweis auf FUCHS et al. (2004, S. 46) wird an dieser Stelle auf eine von AUERSWALD (1992) hergeleitete Gleichung zurückgegriffen. Die Gleichung lautet:

$$\text{SDR} = -0,02 + 0,385 \cdot A_{\text{EZG}}^{-0,2} \quad (\text{Gleichung 5-8})$$

mit: SDR - Sediment-Eintragsverhältnis (dimensionslos)
 A_{EZG} - Einzugsgebietsgröße in km²

5.1.4 Ermittlung der Emissionen aus Erosion

Die Emissionen aus Bodenerosion werden schließlich abgeschätzt über eine multiplikative Verknüpfung der in den vorangehenden Kapiteln beschriebenen Parametern. Konkret lautet die Gleichung zur Berechnung der Phosphor-Emissionen

$$\text{EER}_P = \frac{1}{1.000.000} \cdot A \cdot A_{\text{LF}} \cdot \text{ER} \cdot \text{SDR} \cdot G_{\text{BOD,P}} \quad (\text{Gleichung 5-9})$$

bzw. die Gleichung zur Berechnung der Schwermetall-Emissionen

$$\text{EER}_{\text{SM}} = \frac{1}{1.000} \cdot A \cdot A_{\text{LF}} \cdot \text{ER} \cdot \text{SDR} \cdot G_{\text{BOD,SM}} \quad (\text{Gleichung 5-10})$$

mit: EER_P - über Bodenerosion emittierte Phosphorfracht in t/a
 EER_{SM} - über Bodenerosion emittierte Schwermetallfracht in kg/a
 A - mittlerer, langjähriger Bodenabtrag in t/(ha·a)
 A_{LF} - landwirtschaftliche Fläche in ha
 ER - Anreicherungsfaktor (dimensionslos)
 SDR - Sediment-Eintragsverhältnis (dimensionslos)
 $G_{\text{BOD,P}}$ - Oberbodengehalt der Nährstoffe in mg/kg
 $G_{\text{BOD,SM}}$ - Oberbodengehalt der Schwermetalle in mg/kg

5.2 Diskussion des Modellansatzes und der Eingangsdaten

Analog zum Vorgehen bei den Mischwasserentlastungen folgt nun, nach der Vorstellung des Modellansatzes und der Eingangsdaten des Erosionsmoduls, eine ausführliche Diskussion dieses Moduls.

5.2.1 Zur Universal Soil Loss Equation

Die einzigartige, weltweite Verbreitung der USLE ist sicherlich der einfachen Handhabbarkeit und Parameterbestimmung zuzuschreiben. Diese verführen jedoch auch zu einer missbräuchlichen Anwendung der Gleichung, vor der WISCHMEIER (1976) ausdrücklich warnte. Im Rahmen dieser Arbeit wurde deswegen nicht nur der für das Untersuchungsgebiet berechnete Bodenabtrag durch Vergleiche mit Literaturquellen auf Plausibilität geprüft, sondern ebenfalls der Wert/Wertebereich jedes einzelnen Faktors (Kapitel 6.3).

Eine direkte Verifizierung der Berechnungen anhand der im Kraichbach-Projekt erhobenen Immissionsdaten ist leider grundsätzlich nicht möglich. Dies liegt zum einen daran, dass der via ABAG berechnete Bodenabtrag als *langjähriger* Mittelwert zu sehen ist³⁵, so dass die Zeitspanne der Messungen des Projektes bei weitem nicht ausreicht. Zum anderen berechnet die ABAG den *Bodenabtrag* welcher sich von der am Gebietsauslass gemessenen Sedimentfracht unterscheidet (Stichwort: Sediment-Eintragsverhältnis, siehe Kapitel 2.2.3 „Schätzung der Stoffeinträge“). Schließlich kann am Messort die aus Erosion herrührende Sedimentfracht nicht eindeutig von den aus anderen Punkt- und diffusen Quellen stammenden Feststoffen separiert werden. Nur durch ein langjähriges Nivellement der Geländeoberkante könnten Berechnungsergebnisse der ABAG tatsächlich überprüft werden.

5.2.2 Zu den Einzelfaktoren der dABAG

Die in Kapitel 5.1.2 (Ermittlung der Einzelfaktoren der dABAG) beschriebenen ATKIS Daten wurden genutzt zur Abgrenzung eines Schlages im Sinne der ABAG. Sie sind nicht immer mit den tatsächlichen Schlägen identisch. Denn für die ABAG sind Schlaggrenzen nur dann relevant, wenn „sie Sedimentation bewirken und kein Wasser auf den darunterliegenden Schlag überlaufen kann, sondern quer zum Hang langsam abgeleitet wird“ (SCHWERTMANN et al., 1987, S. 29). Diese Funktion kommt den mit einer ATKIS-Schlaggrenze einhergehenden Strukturen sicher zu, wie durch eine Überlagerung im GIS bestätigt wurde: Die in der TK 25 wiedergegebenen

³⁵ WISCHMEIER & SMITH (1978, S. 6) geben einen Zyklus von 22 Jahren an.

(Haupt-)Wirtschaftswege und Verbindungswege grenzen in jedem Fall einen ATKIS-Schlag ab und sind somit im Modell in ihrer ableitenden Funktion erfasst. WIESER (1992, S. 106) bestätigt in einem ähnlichem Zusammenhang die Übereinstimmung von Wegenetz und Schlagstruktur im ackerbaulich genutzten Gebiet rund um Querfurt.

Nach der Aktualisierung der Attribute (siehe Kapitel 5.1.2) fand eine summarische Überprüfung der Flächen durch einen Abgleich der ATKIS-Flächen mit den insgesamt beim EBZI gemeldeten, landwirtschaftlichen Flächen statt. Der mittlere Fehler im Einzugsgebiet lag bei 7 %. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in diesem „Fehler“ auch die nicht gemeldeten, aber tatsächlich landwirtschaftlich genutzten Flächen enthalten sind: Die Zahlen beim EBZI umfassen nur diejenigen Flächen, für die ein Kulturpflanzenausgleich gezahlt wird und/oder solche, die über das MEKA Programm abgewickelt werden. Angesichts dieser Tatsache ist der tatsächliche Fehler, der sich aus im ATKIS-Datensatz noch vorhandenen, aber inzwischen stillgelegten Flächen ergibt, als sehr klein einzuschätzen.

R-Faktor

Zur Berechnung des R-Faktors werden einerseits hochaufgelöste Regenreihen einer Zeitspanne von mindestens 22 Jahren benötigt, die in der Regel nicht vorliegen. Andererseits umfasst der R-Faktor nur einen kleinen Wertebereich und weist von allen Faktoren die geringste räumliche Variation auf (AUERSWALD & SCHMIDT, 1986, S. 4). Darum wird er in der Regel aus Regressionsbeziehungen zu langjährigen Niederschlagssummen hergeleitet. SCHWERTMANN et al. (1987, S. 15) beschreiben die von ROGLER & SCHWERTMANN 1981 für Bayern veröffentlichte Korrelation, die auch GÜNDRA et al. (1995, S. 54) in der Erstellung des „Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg“ nutzen.

Die Ergebnisse von GÜNDRA et al. (1995) wurden im Internet grafisch und als Daten im Austauschformat veröffentlicht, so dass der R-Faktor für ganz Baden-Württemberg digital vorlag. VOLK et al. (2001) betonen jedoch die Bedeutung naturräumlich angepasster Algorithmen als Fazit ihrer Untersuchungen zur Berechnung der ABAG-Faktoren mittels verschiedener Verfahren. Nur solange keine spezifischen Daten vorliegen, wird vorgeschlagen, den R-Faktor dem Bodenerosionsatlas zu entnehmen.

Für den hier betrachteten Kraichgau liegt eine regionale Auswertung des R-Faktors von SOMMER & MURSCHEL (1999) vor. Sie wurde für die Ermittlung des R-Faktors in dieser Arbeit genutzt (vgl. Kapitel 5.1.2 „Ermittlung der Einzelfaktoren der dABAG“). Die mit ihr berechneten R-Faktoren sind um 50 - 60 % größer als die über die

Regressionsfunktion von ROGLER & SCHWERTMANN (1981) berechneten. SOMMER & MURSCHEL (1999, S. 73) führen dies auf das spezifische Regionalklima im Kraichgau zurück, in dem es zu einer verstärkten Ausbildung von Gewitterzellen mit Starkregen kommt, die als besonders erosiv einzustufen sind. Auch GEROLD et al. (1992, S. 169) weisen auf diese klimatische Besonderheit und ihre Bedeutung für die Erosionsmodellierung hin. Die Differenz zwischen den beiden Rechenergebnissen erscheint damit plausibel und die Wahl der regional angepassten Funktion fundiert.

K-Faktor

Übernahme des K-Faktors aus Bodenkarten

Der K-Faktor kann nach SCHWERTMANN et al. (1987, S. 19) mit den folgenden fünf Eigenschaften gut quantifiziert werden:

1. Gehalt an der Korngröße 0,002 bis 0,1 mm,
2. Gehalt an der Korngröße > 0,1 mm,
3. Gehalt an organischer Substanz,
4. Aggregatklasse und
5. Durchlässigkeitsklasse.

Da diese Eingangsparameter für das Untersuchungsgebiet jedoch nicht oder nicht in der dafür notwendigen Auflösung bzw. Genauigkeit vorliegen, wurde der K-Faktor aus der BÜK 200 abgeleitet bzw. übernommen (siehe Kapitel 5.1.2). Dies führt sicher bezogen auf den Einzelschlag zu Fehlern. Bei einer flächenhaften Berechnung des Bodenabtrags besteht hierzu jedoch keine Alternative, zudem ist die hier gewählte Vorgehensweise für den Bereich „größerer Gebiete“³⁶ nach SCHWERTMANN et al. (1987, S. 25) geeignet. Vorteilhaft ist zuletzt auch, dass die Karten digital vorliegen und direkt im GIS genutzt werden können.

SOMMER (1999a, S.33) hat für einen ähnlichen Zweck die BK 25 – die nicht flächendeckend vorliegt, aber naturgemäß eine höhere Auflösung hat – ausführlich mit der BÜK 200 verglichen. Er kommt zu dem Schluss, dass „die Erosionsanfälligkeit der Böden (K-Faktor) durch die BÜK 200 tendenziell unterschätzt“ wird. Dies führt er auf eine zu geringe Ausweisung von (stark erosionsanfälligen) Pararendzinen aus Löß zurück. Insgesamt jedoch, so führt SOMMER (1999a, S.33) weiter aus, „kann hinsichtlich des K-Faktors im Mittel von einer guten Übereinstimmung beider Kartenwerke ausgegangen werden“. Die Herleitung der K-Faktor Werte, die in der BÜK 200 angegeben werden, wird von SOMMER & MURSCHEL (1999, S. 73 f.) als teilweise fehler-

³⁶ Eine Quantifizierung der Größe wird von SCHWERTMANN et al. (1987, S. 25) nicht durchgeführt. Sie nennen als Beispiele Wassereinzugsgebiete und Landschaften. Die Anwendung in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten erscheint damit gerechtfertigt.

behaftet beurteilt. Deswegen leiteten sie in ihrem Projekt den K-Faktor für Pararendzinen und Parabraunerden aus Löß über eine Gleichung von MARTIN (1988) her. Die Gleichung greift auf Bodeneigenschaften, wie z.B. den Gehalt an austauschbarem Kalium und Natrium, zurück, die nicht flächendeckend vorliegen und kann deswegen in dieser Arbeit nicht zur Anwendung kommen.

Auch die Arbeit von SCHÄFER (1995, S. 130) legt ein kritisches Überdenken der Algorithmen zur Bestimmung des K-Faktors nahe: Seine in aufwändigen Berechnungsversuchen experimentell bestimmten K-Faktoren wurden durch die üblichen Verfahren zur Bestimmung dieses Faktors aus Bodeneigenschaften deutlich, z.T. bis zum Dreifachen überschätzt. LÖWA (1997, S. 43) hingegen zitiert mehrere Autoren, die „von einer guten Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Werte auf Lößböden und lößverwandten Böden“ berichten.

In jedem Fall erscheint die Übernahme des K-Faktors aus der BÜK 200 deutlich genauer als die Ableitung aus den Klassenbeschrieben der Reichsbodenschätzung, wie sie von anderen Autoren praktiziert wurde. Grund für diese Einschätzung ist, dass die Reichsbodenschätzung sich stets auf das gesamte Bodenprofil bezieht. Für die Erosion ist jedoch die Krume ausschlaggebend, so dass die Klassenbeschriebe nur „verwässerte“ Aussagen zulassen (LAMBERT, 2003).

Ergänzung unvollständiger Attributierungen

Wie in Kapitel 5.1.2 erwähnt, fehlen in der BÜK 200 für einen Teil der Flächen die Angaben zum K-Faktor. Für Flächen ohne entsprechende Attribute wurde der K-Faktor abgeschätzt. Der mögliche Fehler in Folge unrichtig angenommener K-Faktoren wird als deutlich geringer angesehen als die sichere Unterschätzung, die bei einer kompletten Herausnahme dieser Flächen aus den Berechnungen der Bodenerosion erfolgt.

Der in Tabelle 5-1 (Kapitel 5.1.2) zusammengefasste Arbeitsschritt der Zuweisung wird im Folgenden erläutert:

- Die Flächen, die mit der Rahmenlegendennummer (Rahmenleg.nr.) 103 attribuiert sind, werden als skelettfreie bis -arme Böden der Bodenarten Schluff und Lehm bezeichnet. Ihnen wird die K-Faktor Grobeinteilung 0,3 bis 0,7 zugewiesen, da Schluff eine sehr hohe Erodibilität besitzt, die von Lehm hingegen im Bereich von gering bis hoch schwanken kann.
- Pararendzinen und Braunerden aus Fließerden (Rahmenleg.nr. 109) wurden der Klasse 0,2 bis 0,5 zugewiesen. Die große Schwankungsbreite von Lehm wurde

hier etwas eingeschränkt durch den Lehmsand, für den die Bodenkundliche Kartieranleitung K-Faktoren im engen Bereich von 0,2 bis 0,3 angibt.

- Pararendzinen und Pelosole aus Fließerden (Rahmenleg.nr. 110) werden bezüglich ihres Substrates mit Ton beschrieben. Ihre Einteilung erfolgte in die Klasse der K-Faktoren von $< 0,3$.
- Böden der Rahmenleg.nr. 112 werden als Pelosole und Parabraunerden aus Fließerden und Lößlehm bezeichnet. Ihr Substrat ist Lehm im Wechsel mit Lehm über Ton. Für die Belange der Erosion ist also der Lehm ausschlaggebend. Da sie zudem als eher skeletthaltig charakterisiert werden, wird ihre Erodibilität als mittel bis hoch eingeschätzt. Sie werden der Klasse 0,2 bis 0,5 zugewiesen.
- Braunerden und Parabraunerden aus lehmigen und tongründigen Fließerden (Rahmenleg.nr. 125) sind in ihrem Substrat den braunen Auenböden bis Auenogleyen gleich, werden aber im Gegensatz zu diesen als skeletthaltig beschrieben. Diesen Flächen werden deswegen etwas niedrigere K-Faktoren zugewiesen (Bereich von 0,2 bis 0,5).
- Braunerden aus sandigen Fließerden und Schuttdecken (Rahmenleg.nr. 127) sind im Substrat den Pararendzinen und Braunerden aus Fließerden sehr ähnlich und werden in die gleiche K-Faktoren-Klasse eingeteilt (0,2 bis 0,5).
- Auch die letzte zu bearbeitende Einheit der Rahmenlegende, Pelosole und Braunerden aus Fließerden (Nr. 138), wird aufgrund des für die Erosion wichtigen Lehmsandes auf diesen Flächen der Klasse 0,2 bis 0,5 für den K-Faktor zugewiesen.

C-Faktor

Ackerbauflächen

Die Zuweisung der gemulchten Flächen auf die angebauten Kulturen über eine Expertenbefragung erscheint auf den ersten Blick eventuell etwas „schwammig“. Deswegen soll an dieser Stelle noch einmal betont werden, dass mit den derzeit zur Verfügung stehenden Datenbeständen nur auf diese Art und Weise die zentrale Verknüpfung zwischen den Kulturarten und dem Anteil, zu dem sie in Mulchsaat angebaut werden, hergestellt werden kann. Alleine die „exakte Ermittlung“ der Fruchtfolgen auf den Ackerflächen innerhalb einer Gemarkung scheitert daran, dass die Daten zu den angebauten Kulturarten

1. nur auf Gemeindeebene veröffentlicht werden,
2. nicht jedes Jahr erhoben werden und

3. nach dem Betriebsprinzip, und nicht nach dem Flächenprinzip, erhoben werden.

Dieses Problem hängt nicht einmal mit der betrachteten Skala zusammen. Auch MÖVIUS (1999, S. 113) konstatierte dies für ein von ihr bearbeitetes Projekt, welches mit wesentlich höherer, räumlicher Auflösung arbeitete.

S-Faktor

Bedeutung des S-Faktors

Da die Hangneigung auch in die Berechnung des L-Faktors eingeht, wird sie von AUERSWALD & SCHMIDT (1986, S. 4) und GÜNDRA et al. (1995, S. 24) als der wichtigste erosionsbeeinflussende Parameter bezeichnet. SOMMER & MURSCHEL (1999, S. 75) stellen den L- und S-Faktor als die bedeutendsten Einflussgrößen für eine räumliche Differenzierung des Bodenabtrags dar.

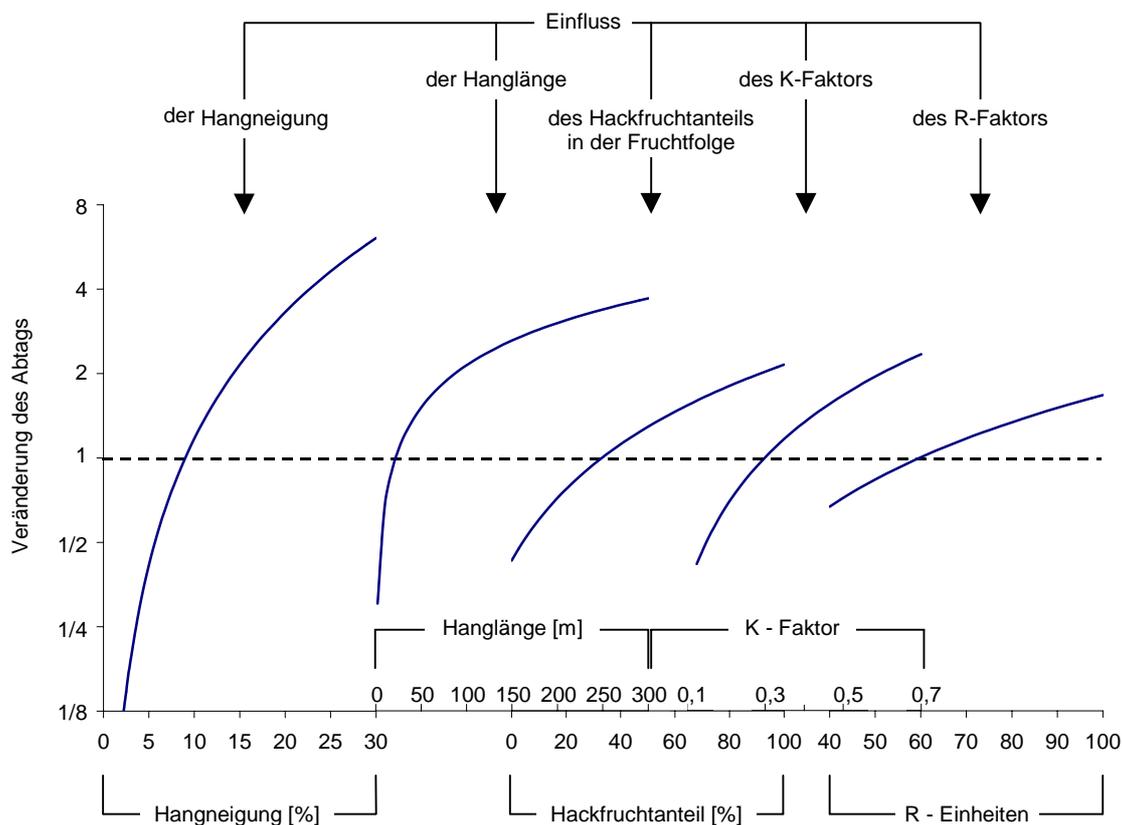


Abbildung 5-4: Veränderung des Bodenabtrags bei Veränderung der Faktoren relativ zum (bayerischen) Standardfall: 9 % Neigung; 22,1 m Hanglänge; 33 % Hackfruchtanteil; K-Faktor 0,3; R-Faktor 70, aus AUERSWALD (1987)

Diese qualitativen Aussagen werden quantitativ unterstützt durch Abbildung 5-4, die die Veränderung des Bodenabtrags bei Veränderung der Faktoren relativ zum

(bayerischen) Standardfall zeigt. Die Kurven der Hanglänge und der Hangneigung haben die größten Steigungen, die ABAG reagiert auf ihre Änderung also am sensitivsten. Mathematisch ist dies mit der nichtlinearen Verknüpfung dieser beiden Parameter in den entsprechenden Faktoren zu erklären.

Prüfung der Datengrundlage

Aufgrund der Bedeutung des S-Faktors wurde das DHM, aus dem dieser ermittelt wird, intensiv auf seine Tauglichkeit als Berechnungsgrundlage hin untersucht.

Zunächst wurden dafür die beiden zu diesem Zweck in der Regel verwendeten, qualitativen Tests durchgeführt: Ein Vergleich von berechnetem mit digitalisiertem Flussverlauf sowie von berechneten und digitalisierten Höhenlinien. Abbildung 5-5 zeigt für das Untersuchungsgebiet auf der linken Seite den der Topographischen Karten im Maßstab 1:25.000 (TK 25) entsprechenden Flussverlauf: den thematische Vektordatensatz, der im ATKIS-Objektartenkatalog die Nummer 5101 hat. Er wurde von der LfU zur Verfügung gestellt. Auf der rechten Seite ist der aus dem DHM berechnete Flussverlauf dargestellt³⁷. Der Verlauf wird in seiner Struktur ohne Ausnahme korrekt wiedergegeben. Die einzige Abweichung, die sich im Süd-Osten des Gebietes befindet, ist auf eine fehlerhafte Digitalisierung der TK im Bereich der Ortschaft Oberderdingen zurückzuführen, wie sich durch einen direkten Vergleich mit der analogen TK 25 herausstellte.

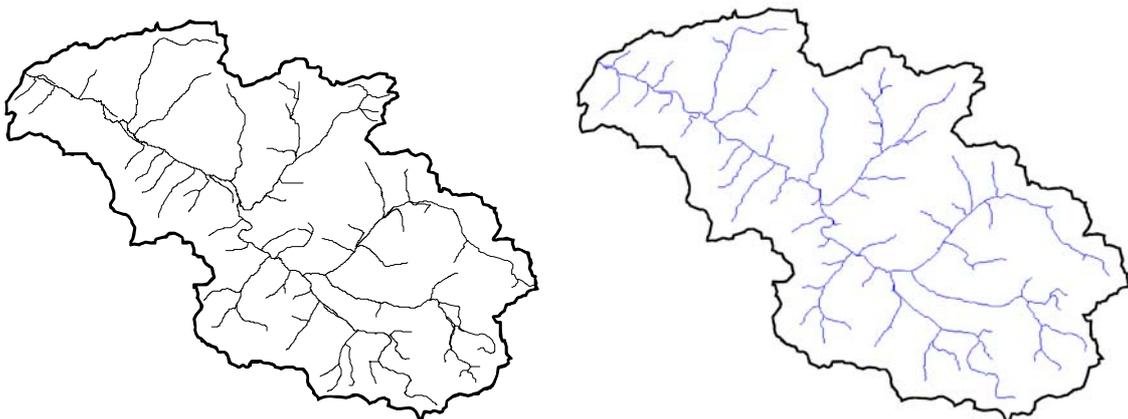


Abbildung 5-5: Digitalisierter Flussverlauf (links, aus den ATKIS-Daten) und der aus dem Digitalen Höhenmodell berechnete Flussverlauf (rechts) im oberen Kraichbach

³⁷ Als „Fluss“ wurden alle Zellen definiert, die ein Einzugsgebiet von größer als 65 ha besitzen. Dieser Grenzwert wurde iterativ ermittelt.

Zu einer Fließumkehr kommt es im berechneten Flussverlauf nicht. Nach VON WERNER (1995, S. 83) müsste dies zu einer manuellen Nachführung des Höhenmodells führen oder zum Ausschluss dieser Datengrundlage.

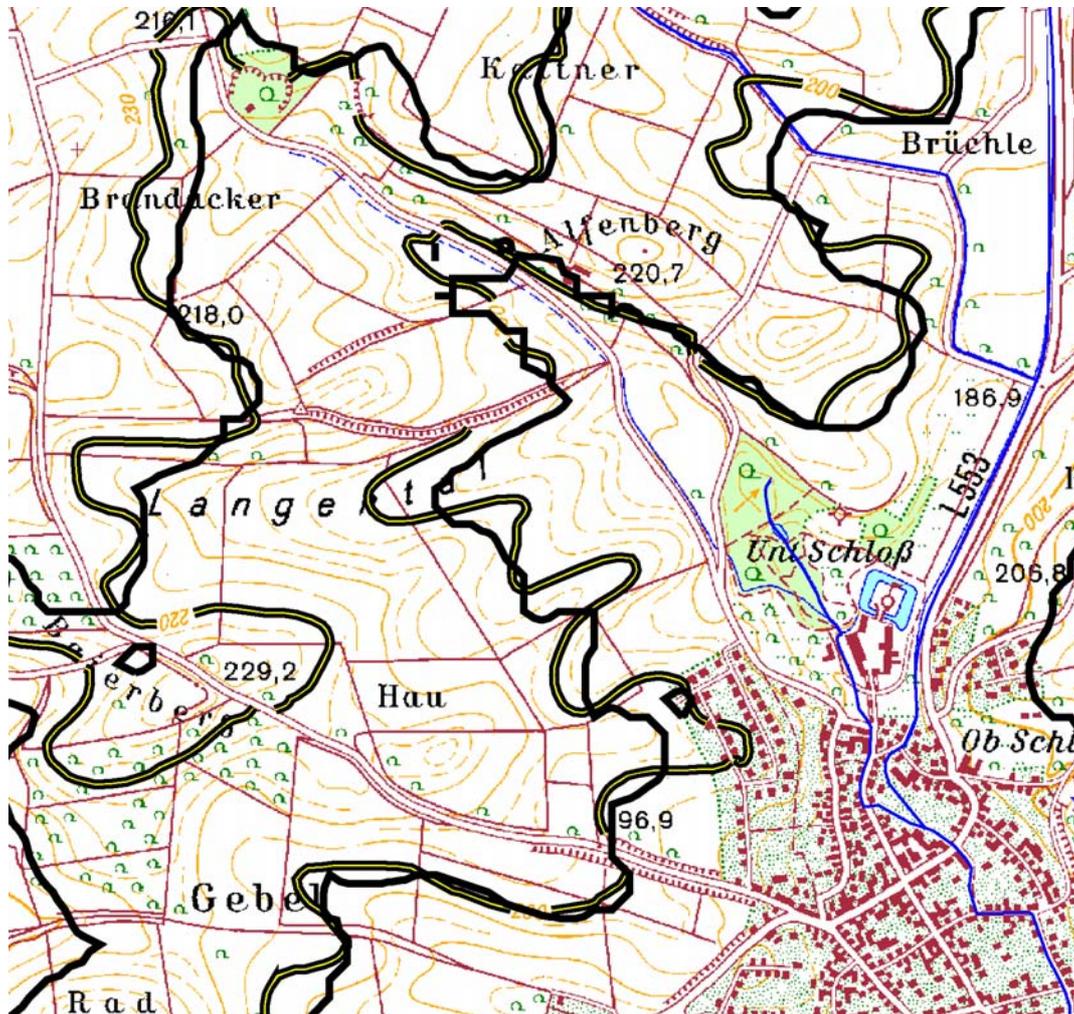


Abbildung 5-6: Die aus dem Digitalen Höhenmodell berechneten Höhenlinien (schwarze, breite Striche, Höhe 200 und 220 über NN) unterlegt mit der TK 25 (entsprechende Höhenlinien hervorgehoben), Detailansicht des Untersuchungsgebiets

Der Vergleich der Höhenlinien aus der TK 25 mit den aus dem Digitalisierten Höhenmodell berechneten in Abbildung 5-6 zeigt, dass die Nutzung eines Höhenmodells der Rasterweite 30 m nicht immer ausreicht, um auch kleinere Strukturen an Hängen wiederzugeben.

Einen weiteren Einblick in die Qualität der Daten erlaubt ein Vergleich der Neigungen, die aus drei Digitalen Geländemodellen ermittelt wurden. Dies ist neben dem in

dieser Arbeit genutzten DHM zusätzlich das Geländemodell des Weiherbach-Projektes, welches in einer horizontalen Auflösung von 12,5 m vorlag³⁸, sowie das über das Internet³⁹ kostenlos verfügbare Geländemodell GTOPO30 vom EROS Daten Zentrum des U.S. Geological Survey's (USGS), welches im Untersuchungsgebiet eine horizontale Auflösung von rd. 670 m hat.

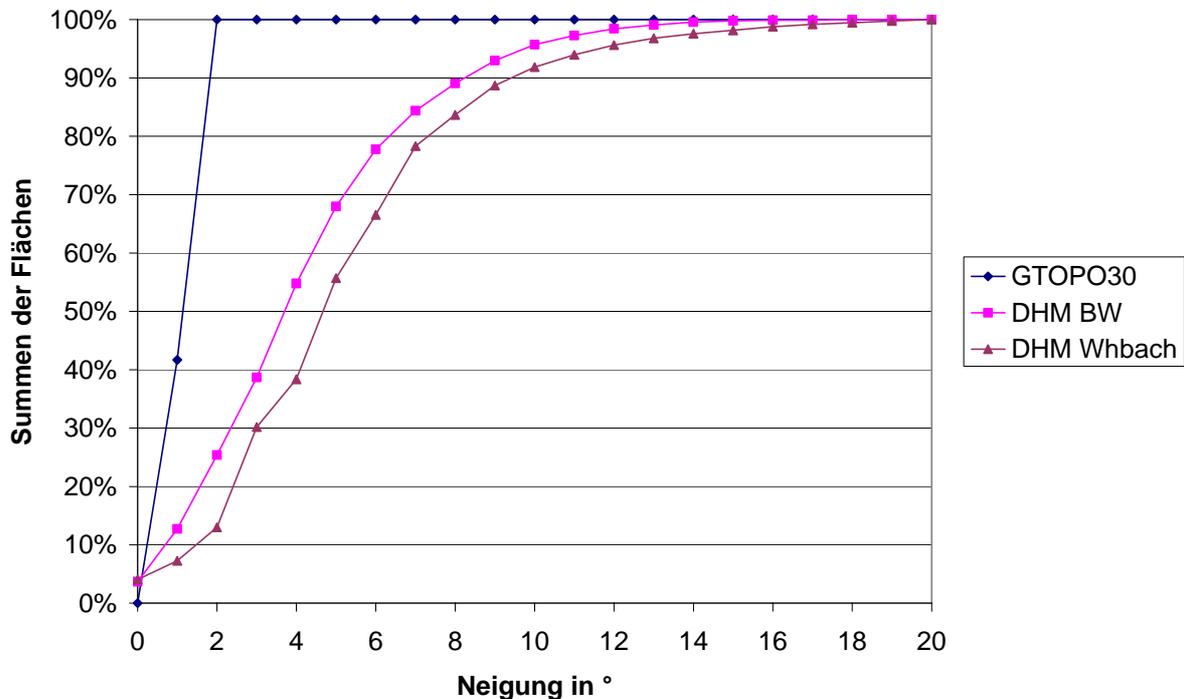


Abbildung 5-7: Kumulierte Neigungen der Digitalen Höhenmodelle des USGS (GTOPO30), des Landes Baden-Württemberg (DHM BW) und des Weiherbach-Projektes (DHM Whbach)

Abbildung 5-7 zeigt die Summenkurven der Hangneigungen innerhalb der Gebietsfläche, welche von allen drei Datenquellen abgedeckt wird. Sie veranschaulicht den „vergleichsmäßigenden“ Effekt, den größere Rasterweiten auf ein Digitales Höhenmodell haben. Dies führt in direkter Folge zu insgesamt niedrigeren Hangneigungen. Gleiche Befunde werden in der Literatur von JENSON (1991), VON WERNER (1995, S. 83 ff.) und HUBER (1996, S. 58 ff.) berichtet. Obwohl die Kurven der DHMs des Landes und des Weiherbach-Projektes erwartungsgemäß relativ ähnlich verlaufen, ist der S-Faktor der mittleren Neigung des Weiherbach-DHMs 30 % größer als der des landesweiten DHMs.

³⁸ Aufgrund von Fehlern in der Datenhaltung auf dem Weiherbach-Projektserver lag das DHM nur als IntegerGRID vor, d.h. ohne Nachkommastellen.

³⁹ <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.html>

Eine systematische Untersuchung des Einflusses verschiedener horizontaler Auflösungen Digitaler Höhenmodelle auf die Ergebnisse der ABAG wurde von HUBER (1996, S. 82) durchgeführt. Das von ihm genutzte DHM mit der kleinsten Rasterweite (10 m) wurde allerdings aus einem größeren DHM interpoliert, so dass es nicht aus einer unabhängigen Datenquelle stammte und nach Einschätzung von HUBER selbst (ebd., S. 58) möglicherweise mit Interpolationsfehlern behaftet ist. HUBER kommt zu dem Schluss, dass die optimale Rasterweite zwischen 20 bis 50 m liegt, wobei er darauf hinweist, dass diese auch von der Morphologie des Untersuchungsgebietes abhängt (HUBER, 1996, S. 91). Auch VOLK et al. (2001) stellen aufgrund ihrer Untersuchungen fest, dass digitale Geländemodelle mit einer horizontalen Auflösung von > 10 bis ca. 50 m zur Herleitung des LS-Faktors der ABAG genügen.

VON WERNER (1995, S. 92) kommt aufgrund von Analysen des Modells EROSION 3D im Einzugsgebiet des Hölzelbergbaches (im Westen des Osterzgebirges) zu der Aussage, „dass eine Rasterweite von ca. 10 - 20 m realistische Ergebnisse bringt.“ Zur gleichen Schlussfolgerung kommen ZHANG & MONTGOMERY (1994), die den Einfluss der Rasterweite Digitaler Höhenmodelle auf das Ergebnis des hydrologischen Modells TOPMODEL untersuchen. WIESER (1992, S. 113) kommt in seinen Untersuchungen zur potenziellen Erosionsdisposition im Querfurter Raum zu dem Schluss, dass zur Erfassung des Mesoreliefs ein Raster von 10 - 25 m erforderlich ist.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen anderer Modelle können nicht direkt auf die ABAG übertragen werden. Da es sich jedoch bei EROSION 3D – der Name verrät es schon – um ein Erosionsmodell handelt, WIESER (1992) ebenfalls zu dieser Problematik arbeitete und bei TOPMODEL der Einfluss der Hangneigung auf das Ergebnis dominant ist (QUINN et al., 1991), können die Erfahrungen mit diesen Modellen durchaus Hinweise auch für die Nutzung von DHMs für die ABAG liefern.

Insgesamt wird das landesweite DHM als akzeptabel bewertet. Eine Verbesserung der Datengrundlage würde zu einer Verbesserung der Berechnung führen. Eine bessere Datenbasis ist derzeit weder regional, erst recht nicht landesweit verfügbar.

Das Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (Abteilung Geodäsie) arbeitet zur Zeit an der Erstellung eines neuen DHMs. Dieses wird in einer horizontalen Auflösung von 1, 5 und 10 m vorliegen. 97 % der Rasterflächen haben einen vertikalen Fehler von kleiner als 0,50 m. Dieses DHM dürfte für zukünftige Aufgaben äußerst interessant sein.

L-Faktor

Ein möglicher Endpunkt einer erosiven Hanglänge ist das Gerinnenetz. Es umfasst den Flussverlauf, erweitert um Tiefenlinien in der Landschaft, die nur bei stärkeren Niederschlagsereignissen Oberflächenabfluss aufweisen. Die Menge dieses Oberflächenabflusses hängt wiederum von der Größe und den naturräumlichen Gegebenheiten des Gebiets ab, das diesen speist. Der für den oberen Kraichbach genutzte Wert für die Größe des Einzugsgebiets eines Punkts (im GIS: einer Zelle), ab der von Tiefenlinien ausgegangen werden kann, wurde über zwei Wege abgesichert:

In ihren Erosionsberechnungen für Teile des Kraichgaus nehmen SOMMER & MURSCHEL (1999, S. 70) an, dass mindestens 10 Zellen in ein Raster entwässern müssen, damit dort eine Tiefenlinie definiert werden kann. Bei der Auflösung ihres DHMs von 50 x 50 m entspricht dies einer Fläche von 2,5 ha. Das stimmt mit der in dieser Arbeit genutzten Fläche überein.

Zurückgegriffen werden kann zudem auf die Arbeit von MAURER (1997, S. 118), der für kleinskaligere Studien detaillierte Aufzeichnungen des Wasserhaushalts im Teileinzugsgebiet des Weiherbachs vornahm. Abbildung 5-8 zeigt das Gerinnenetz, das er verwendete, sowie das in dieser Arbeit berechnete Entwässerungssystem. Beim Vergleich der beiden Abbildungen ist eine Übereinstimmung von Lage und Länge der Tiefenlinien zu erkennen, so dass die Wahl des Schwellenwerts von 2,5 ha plausibel erscheint.

P-Faktor

Nach AUERSWALD et al. (1986) werden im P-Faktor nur sich über eine gesamte Fruchtfolge auswirkende Maßnahmen berücksichtigt, während einjährige Schutzmaßnahmen sich auf den C-Faktor auswirken.

Als klassisch für den zweiten Fall sind Mulch- und Direktsaat zu nennen (siehe Beschreibung der Herleitung des C-Faktors). Ein Musterbeispiel für den ersten Fall ist die Konturnutzung. SCHWERTMANN et al. (1987, S. 54) geben Hinweise zur Wahl des P-Faktors für Ackerflächen, die höhenlinienparallel bewirtschaftet werden. Das Problem dieser Maßnahme ist jedoch, dass sie – abhängig von der Hangneigung – nur bis zu einer bestimmten Hanglänge und nur bei schwach erosiven Niederschlägen wirksam ist. Zudem ist sie aufgrund betrieblicher Anforderungen nicht immer durchführbar. Schließlich gibt es keine Datenbasis, aus der die Nutzungsrichtung abgelesen werden kann, so dass diese Maßnahme bei Projekten der vorliegenden Skala nicht berücksichtigt werden kann.

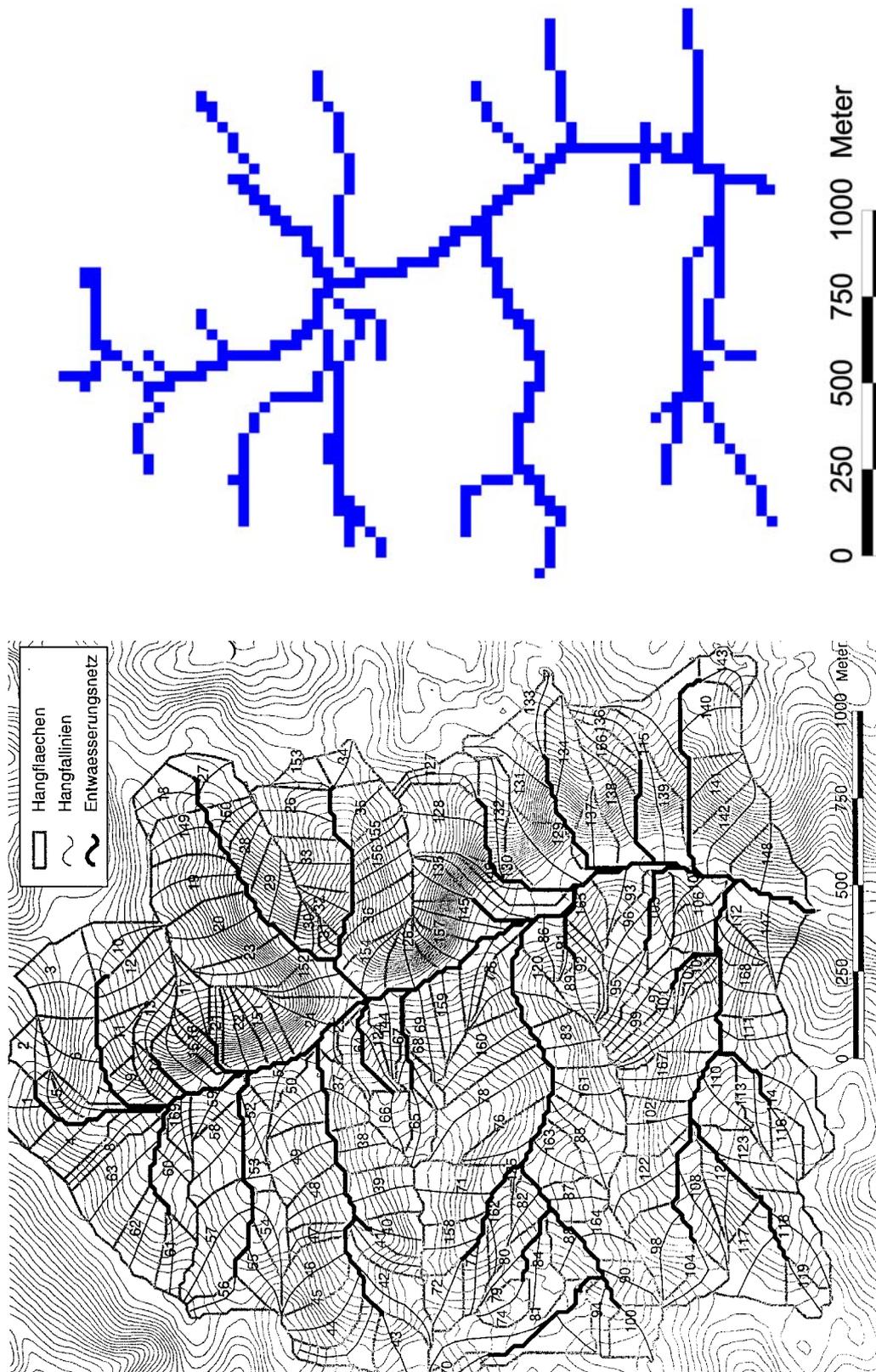


Abbildung 5-8: Gerinnenetz im Einzugsgebiet des Weiherbachs: aus der Abflusskonzentration mit einem Schwellenwert von 2,5 ha (oben) und nach MAURER (1997, S. 118) (unten)

Auch zum Streifenanbau bzw. dem Anlegen von Getreidestreifen machen SCHWERTMANN et al. (1987, S. 54) Angaben bezüglich der Wahl eines P-Faktors. Diesen Verfahren wird jedoch im Testgebiet keine Bedeutung zugesprochen (KERN, 2003).

Andere Erosionsschutzmaßnahmen hingegen werden von der dABAG indirekt berücksichtigt: Eine Terrassierung führt zu geringeren Hangneigungen (S-Faktor). Die damit einhergehende Konturnutzung allerdings müsste im P-Faktor berücksichtigt werden. Eine (in Falllinie) kürzere Feldeinteilung, als weitere kulturtechnische Maßnahme, wird in erster Linie über den L-Faktor abgebildet.

Der Erosion entgegenwirken können auch eine regelmäßige Kalkung bzw. die Düngung mit organischem Dünger oder Sekundärrohstoffen. Diese Aktionen verbessern/pflegen die Bodenstruktur über eine verbesserte Aggregatstabilität bzw. die Erhöhung des Humusgehalts des Bodens (FELDWISCH, 1998). Dieser Effekt findet in einer Abminderung des K-Faktors seine Berücksichtigung in der ABAG. So ist der Gehalt an organischer Substanz eine der Bodeneigenschaften, die in der Gleichung zum K-Faktor verrechnet werden.

Aufgrund obiger Überlegungen werden Erosionsschutzmaßnahmen, die über den P-Faktor zu berücksichtigen sind, in den Berechnungen nicht in Ansatz gebracht. Solche Maßnahmen sind jedoch prinzipiell sofort integrierbar. Sollten entsprechende Maßnahmen vereinzelt im Untersuchungsgebiet angewendet werden, so wird durch diese Vereinfachung die Berechnung den tatsächlich stattfindenden Bodenabtrag leicht überschätzen. Relevanz wird diesem Punkt nicht beigemessen.

5.2.3 Zur Bestimmung weiterer Faktoren

Anreicherungsfaktor

Wie bereits in Kapitel 5.1.3 (Ermittlung weiterer Faktoren) beschrieben, ist die Festsetzung des Anreicherungsfaktors mit eins nur im vorliegenden Fall bzw. in Einzugsgebieten mit Lößböden erlaubt. Sie baut auf den Erfahrungen anderer Autoren mit gleichen oder ähnlichen Böden auf:

JUNG (1956, S. 37) beschrieb das Erosionsverhalten des Lößbodens seiner Messparzellen als ein „Zerschwimmen“: Sobald die zusammenhaltende Wirkung des Tonanteils des Bodens durch die Prallwirkung der Tropfen und Durchfeuchtung verloren gegangen war, gerieten „alle Bodenteile in Bewegung“. Dementsprechend glich die Korngrößenzusammensetzung des abgetragenen Bodens der des Ausgangsbodens. In einer späteren Veröffentlichung zur gleichen Messparzelle (JUNG & BRECHTEL, 1980, S. 87) sprach er von einem „Gesamtabtrag des Bodens“. Unter ähnlichen Voraussetzungen machte DIKAU (1986, S. 131 ff.) im nördlichen Kraichgau die gleiche

Beobachtung: Seine Messungen der Korngrößenverteilung von Ausgangsboden und Bodenabtrag ließen ihn zu dem Schluss kommen, dass „mit leicht erhöhten Tonanteilen das gesamte Korngrößenspektrum am Bodenabtrag beteiligt“ ist. Den gleichen Schluss legen eigene Punktmessungen anlässlich eines Großniederschlagsereignisses nahe, die im Rahmen des Kraichbach-Projektes durchgeführt wurden (FUCHS et al., 2004, S. 179 ff.).

Auch SOMMER & MURSCHEL (1999, S. 75) rechneten in ihrer Arbeit im teilweise gleichen Einzugsgebiet mit dem Wert eins. Zur Unterstützung ihrer Annahme verwiesen sie auf die große Ähnlichkeit der Kolluvisols im Gebiet mit den erodierenden Böden.

6 Modellanwendung

Die in den beiden vorangehenden Kapiteln beschriebenen Ansätze zur Abschätzung der Emissionen aus Mischwasserentlastungen und Erosion werden nun modellhaft angewendet.

Als Untersuchungsgebiet wird der obere Kraichbach gewählt. Dieses Einzugsgebiet diente auch als Untersuchungsgebiet für das in den Jahren 2001 bis 2003 durchgeführte Projekt „Stoffstromanalysen für kleinere und mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen“ (kurz: Kraichbach-Projekt), siehe FUCHS et al. (2004). Das Projekt wurde vom Projektträger BW-Plus⁴⁰ gefördert. Das Untersuchungsgebiet wird zunächst kurz beschrieben.

6.1 Gebietsbeschreibung

6.1.1 Lage und Gebietsgrenzen

Das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs wird definiert durch den Pegel in Ubstadt (Nr. 2336), ca. 30 km nordöstlich von Karlsruhe im Nordwesten Baden-Württembergs. Es umfasst hauptsächlich den zentralen Bereich des Kraichgaus sowie einen Teil der südöstlich angrenzenden Keuperlandschaft von Strom- und Heuchelberg. Die Größe des oberirdischen Einzugsgebietes beträgt 161 km². Das Gebiet hat im Gewässerkundlichen Jahrbuch die Gebietskennzahl 2379250 (LfU, 2003b).

Kurz nach dem Pegel Ubstadt erreicht der Kraichbach die Hardtebene, danach die nördliche Oberrheinniederung, in der er nach insgesamt ca. 60 km Fließlänge bei Ketsch in den Rhein mündet. Dieser Abschnitt wird hier nicht betrachtet.

6.1.2 Naturraum

Geologie, Pedologie und Klima

Der Kraichgau wird im Norden durch den Odenwald, im Westen durch die östliche Hauptverwerfung des Oberrheingrabens und im Süden durch den Übergang von anstehendem Muschelkalk zum Buntsandstein am Fuße des Schwarzwaldes begrenzt. Im Osten endet der Kraichgau an der Schilfsandsteinstufe zu Strom- und Heuchelberg. Beim Kraichgau handelt es sich um eine Beckenlandschaft, die weitestgehend durch die Sedimente der Trias und einer auflagernden Lößschicht aus

⁴⁰ Projektträger für Umweltforschung des Landes Baden-Württemberg, Forschungszentrum Karlsruhe, Projekt BWC 21003

den letzten zwei Eiszeiten charakterisiert ist. Der natürliche Boden bildende Prozess in der Lößlandschaft führt zur Ausbildung von Parabraunerden.

Aufgrund seiner Beckenlage zeichnet sich der Kraichgau durch ein besonders mildes Klima aus. Die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur liegt über 9 °C. Auch im Januar sinkt die Durchschnittstemperatur nur auf ~0 °C, so dass weniger als 10 % der Jahresniederschläge in Form von Schnee fallen.

Hydrologie

Der Kraichbach entspringt im Osten des Gebiets auf einer Höhe von ca. 290 m+NN und kann bis zur Ortschaft Oberderdingen (nach 4 bis 5 km Lauflänge, Höhe ca. 180 m+NN) dem Gewässergrundtyp eines Bergbachs zugeordnet werden. Den Pegel Ubstadt (Höhe 113,71 m+NN) erreicht der Kraichbach nach ca. 25 km Fließlänge. Auf dieser Strecke wird er als Flachlandbach typifiziert. Der Verlauf des Kraichbachs durch das Gebiet ist aus Abbildung 6-1 ersichtlich. Die gewässerkundlichen Hauptwerte des Pegels Ubstadt sind als Abflüsse und Abflussspenden in Tabelle 6-1 dargestellt. (BUTTSCHARDT, 1994, S. 22 ff.; LfU, 2003b)

Tabelle 6-1: Gewässerkundliche Hauptwerte des Pegels Ubstadt (Jahre 1976 - 2000), Daten aus LfU (2003b)

	MNQ	MQ	MHQ
Abfluss in m ³ /s	0,61	1,11	7,74
	MNq	Mq	MHq
Abflussspende in l/(s·km ²)	3,81	6,89	48,2

6.1.3 Anthropogene Einflussfaktoren

Landnutzung

Eichen-Buchen-Mischwald wird von BUTTSCHARDT (1994, S. 21) als potentielle natürliche Vegetation auf den Hügeln des Kraichgaus bezeichnet. In den Talebenen bilden aufgrund der hohen Wasserspeicherkapazität und der damit einhergehenden ganzjährigen Feuchtigkeit sowie dem guten Nährstoffangebot des Schwemmlößes weite Wiesenflächen die potentiell natürliche Vegetation.

Bereits seit der Jungsteinzeit wurde der Kraichgau als landwirtschaftlicher Gunstraum ackerbaulich genutzt (BLEICH, 1978). Heute beträgt der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen an der Gesamtfläche 59 %. Er liegt damit deutlich über dem Durchschnitt von Baden-Württemberg (48 %).

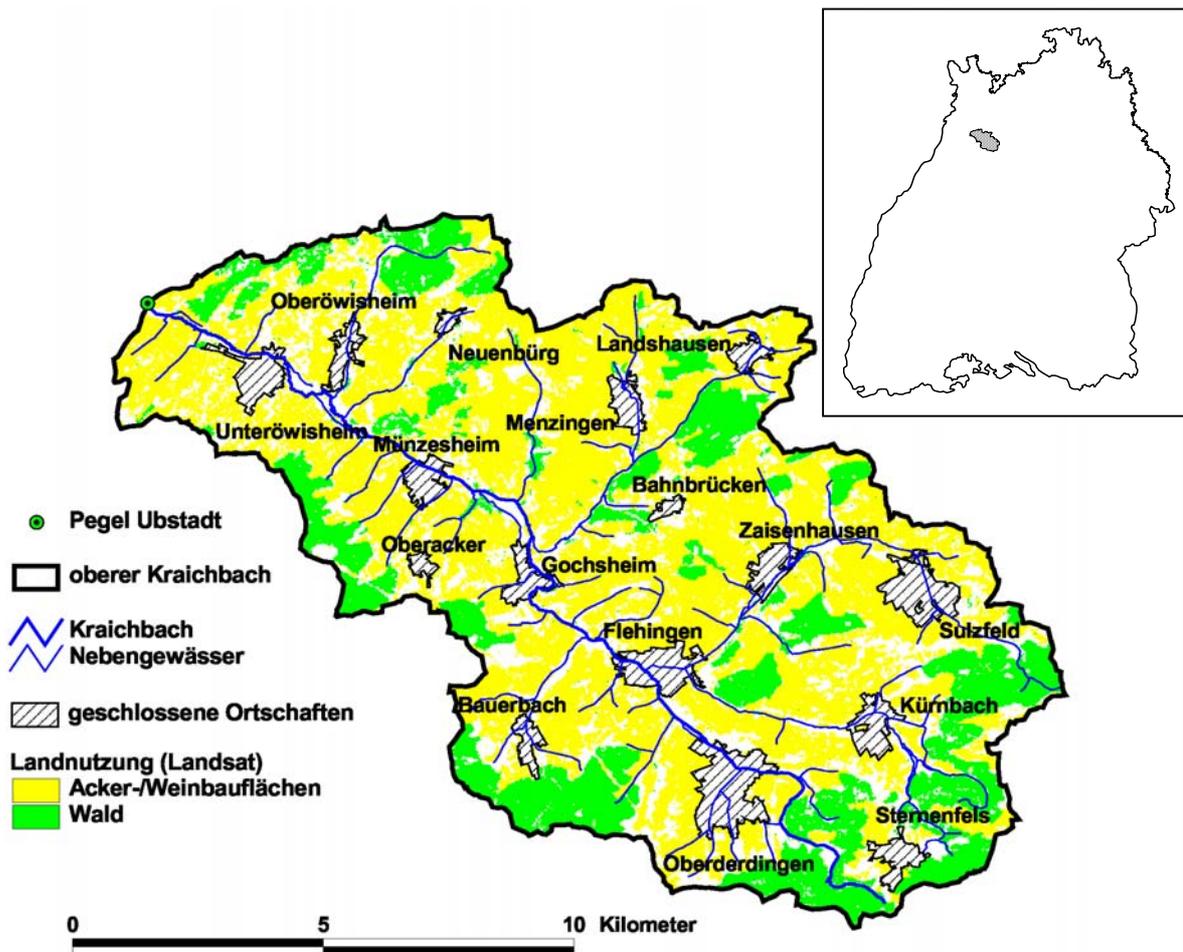


Abbildung 6-1: Das Untersuchungsgebiet, der Verlauf des Kraichbachs und seiner Nebengewässer und die geschlossenen Ortschaften im Gebiet, hinterlegt mit einem vereinfacht klassifizierten Satellitenbild der Landnutzung und die Lage des Untersuchungsgebietes im Land Baden-Württemberg (Übersichtsfenster oben rechts)

Politische Grenzen

Abbildung 6-2 zeigt, dass 16 Ortschaften im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs liegen. Zum Landkreis Karlsruhe gehören 15 von ihnen. Dies sind sämtliche neun Ortsteile der Stadt Kraichtal, beide Ortsteile der Gemeinde Oberderdingen, die Gemeinden Sulzfeld, Zaisenhausen und Kürnbach und der Ortsteil Bäuerbach der Stadt Bretten. Der Ortsteil Sternenfels der gleichnamigen Gemeinde im Südosten des Gebiets gehört bereits zum Enzkreis. Alle Ortschaften im Gebiet sind dem Regierungspräsidium Karlsruhe zugewiesen. Bewohnt werden sie von insgesamt ca. 36.000 Einwohnern. Zu den genannten Städten und Gemeinden gehören nicht nur alle Ortschaften im Untersuchungsgebiet, sie nehmen auch den Großteil der Fläche des Gebiets ein.

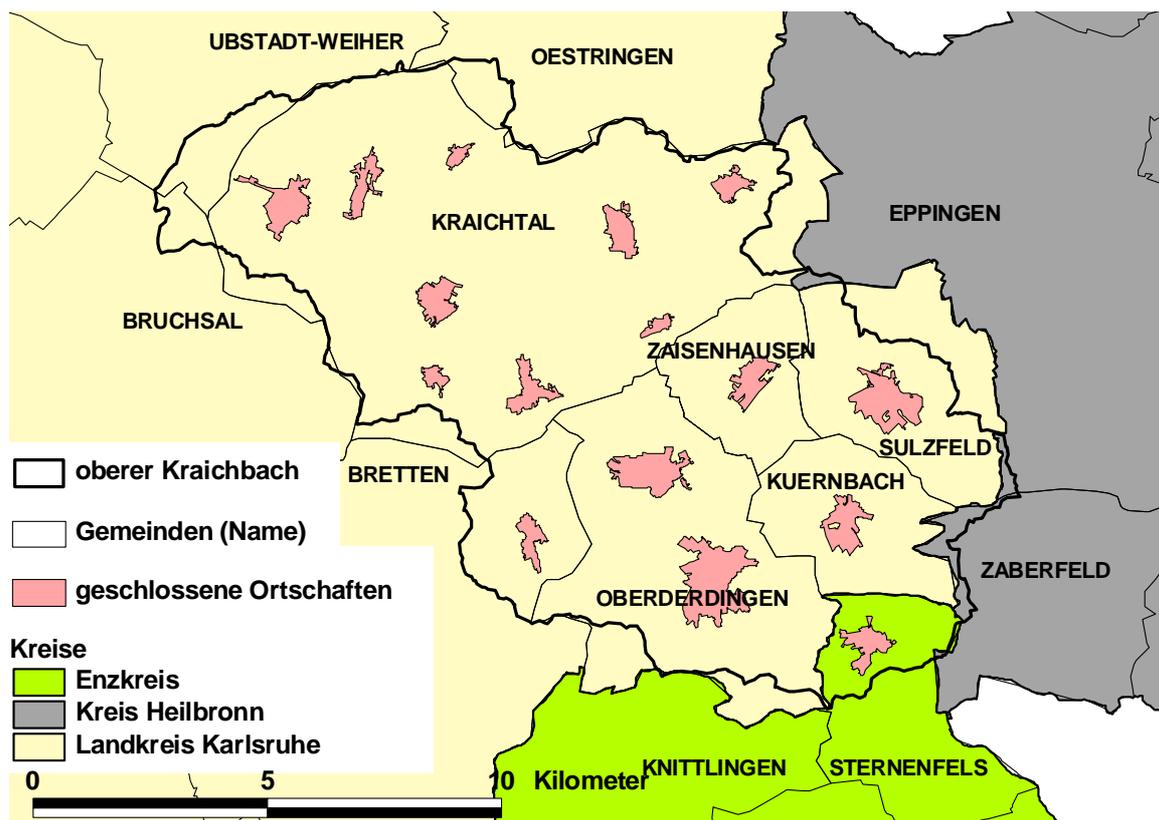


Abbildung 6-2: Kreis- und Gemeindegrenzen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs

Wirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft

In mehreren Ortschaften des Gebiets gibt es kleinere Gewerbegebiete. Größere Industriebetriebe befinden sich nur in Oberderdingen, Zaisenhausen, Sulzfeld und Menzingen.

Alle Ortschaften, die sich im Einzugsgebiet befinden, haben ein Kanalnetz, das sie an eine der beiden im Einzugsgebiet liegenden Kläranlagen anschließt. Ortschaften, die außerhalb des Gebiets liegen, sind nicht an diese Kläranlagen angeschlossen. Der Anteil der Einwohner, der nicht über einen Anschluss an eine Kläranlage verfügt, ist kleiner als 1 %. Abbildung 6-3 zeigt eine Übersicht über den Verlauf der Hauptsammler.

Die Kläranlage der Stadt Kraichtal in Unteröwisheim wurde bereits beim Bau 1978 mit einer Denitrifikationsstufe sowie einer Phosphorelimination ausgestattet. Seit dem waren lediglich kleinere Ausbauten notwendig. Die Anlage ist auf 32.500 EW ausgebaut und behandelt derzeit das Abwasser von rd. 15.000 Einwohnern. Sie entsorgt

damit – fast ausschließlich im Mischsystem – das Abwasser aller neun Ortsteile der Stadt Kraichtal.

Auch das Kanalsystem der Kläranlage Flehingen ist zum überwiegenden Teil als Mischsystem ausgebildet. Sie wird vom Abwasserzweckverband „Oberer Kraichbach“ betrieben, zu dem sich die außerhalb der Stadt Kraichtal liegenden Ortschaften des Untersuchungsgebietes 1967 zusammengeschlossen haben. Die bestehende mechanische Kläranlage wurde 1978/79 um eine biologische Stufe erweitert und in den Jahren 1995 bis 1998 erneut aufwändig erweitert. Auf inzwischen 30.000 EW ausgelegt behandelt sie derzeit das Abwasser von rd. 21.000 Einwohnern.

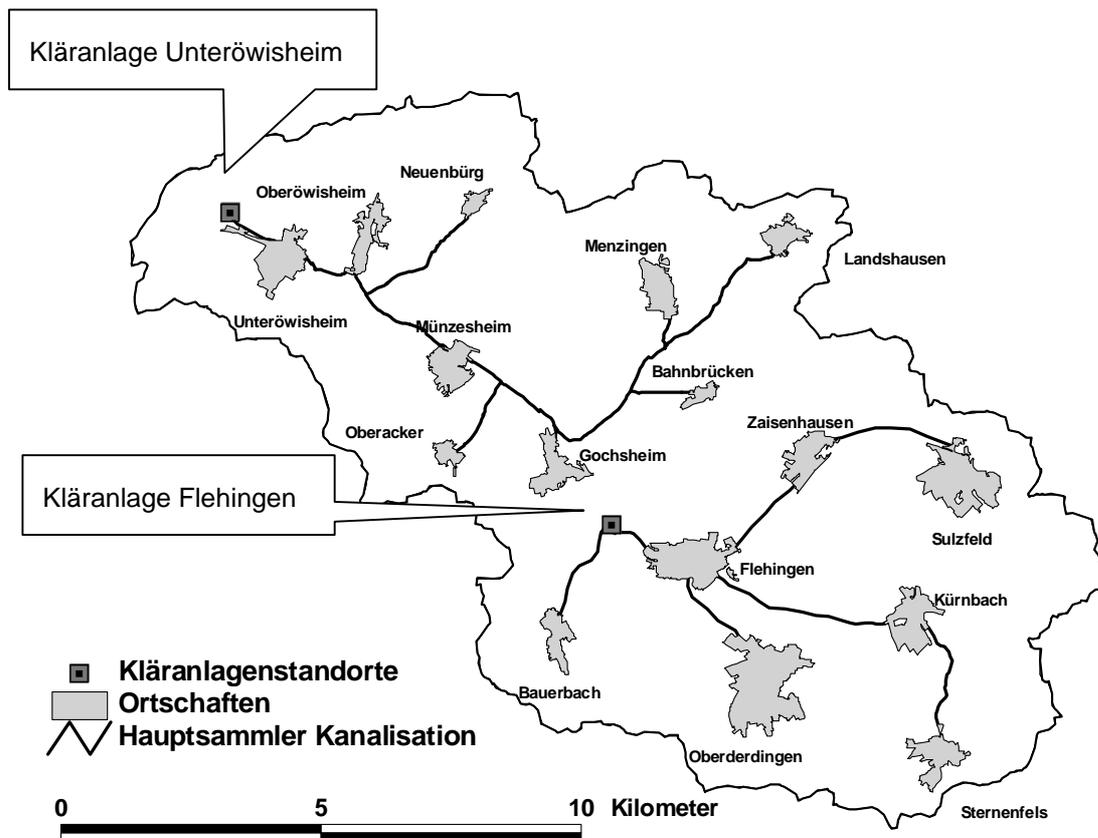


Abbildung 6-3: Verlauf der Hauptsammer im Untersuchungsgebiet

6.2 Mischwasserentlastungen

6.2.1 Entlastete Wassermengen

Hydrologisches Kanalabfluss-Modell

Innerhalb der Arbeiten am Kraichbach-Projekt (FUCHS et al., 2004) wurde vom Autor mit dem Simulationsprogramm SMUSI (IHWB, 1998) ein hydrologisches Kanalabfluss-Modell des Kanalnetzes der Stadt Kraichtal aufgebaut. Es ist die Grundlage der Abschätzungen der Emissionen aus Mischwasserentlastungen. Die Eingangsdaten des Modells wurden detaillierter erhoben, als dies für ein hydrologisches Modell notwendig gewesen wäre.

Mittels Messungen wurden die Drosselkennlinien sämtlicher Regenüberlaufbauwerke im Gebiet überprüft. Später dienten die gleichen Messungen dazu, das Modell zu plausibilisieren. Als Systembelastung dienten die zeitlich hochaufgelösten, 30-jährigen, generierten NiedSim-Niederschlagsdaten (vgl. Kapitel 2.1.2), die von der LfU für die Ortschaft Münzesheim zur Verfügung gestellt wurden. Der mittlere Jahresniederschlag dieser Regenreihe beträgt 811 mm. Mit diesem ergibt sich eine mittlere Entlastungswassermenge von 528.912 m³/a, was einer Entlastungsrate von 46 % entspricht. (FUCHS et al., 2004, S. 64 ff.)

Für das zweite Kanalnetz im Untersuchungsgebiet wurde im Jahre 2000 vom Ingenieurbüro GWK Ingenieure ein hydrologisches Kanalabfluss-Modell aufgebaut. Dieses wurde den Projektbearbeitern für das Kraichbach-Projekt zur Verfügung gestellt, weswegen in diesem Gebiet keine eigenen Datenerhebungen unternommen wurden. Da die für die Berechnung der KoAn Kanal benötigte Datengrundlage jedoch über die für ein hydrologisches Modell notwendige hinausgeht, kann der entwickelte Modellansatz in dieser Arbeit nur auf das Kanalnetz der Stadt Kraichtal angewendet werden.

Ergebnisse der Kanalabfluss-Simulation

Tabelle 6-2 zeigt die wesentlichen Ergebnisse der Simulation für die Entlastungsbauwerke sowie die geschätzten, sedimentativen Wirkungsgrade. Den Durchlaufbecken auf der Kläranlage und in Münzesheim wurde ein guter Wirkungsgrad (entspr. 25 %) zugeschrieben, da beide ein Einlaufbauwerk besitzen und ausreichend gereinigt werden. Das Durchlaufbecken hinter Oberöwisheim besitzt kein Einlaufbauwerk, wird

nur selten von Hand gereinigt und ist zudem hydraulisch ungünstig ausgestaltet⁴¹, so dass seine Absetzwirkung mit „schlecht“ beurteilt wird (entspr. 5 %). Das Durchlaufbecken von Gochsheim wird als durchschnittlich angesehen, seine Absetzwirkung mit „mittel“ bewertet (entspr. 15 %). Sedimentative Wirkungsgrade von Null für Fangbecken (RÜB Menzingen), Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung (SKO Landshausen) und Regenüberläufe sind selbsterklärend. Von ausgeprägten Spülstößen wird nicht ausgegangen.

Tabelle 6-2: Auflistung der Entlastungswassermenge, dem Anteil an der gesamten Entlastungswassermenge, dem Mischungsverhältnis und dem geschätzten Wirkungsgrad der Entlastungsbauwerke

Entlastungsbauwerk	Entl.wassermenge in m ³ /a	Anteil an gesamter Entl.wassermenge	Mischungs- verhältnis	Wirkungs- grad in %
RÜB Kläranlage	233.555	44 %	10,0	25
RÜB Oberöwisheim	48.733	9 %	34,9	5
RÜB Münzesheim	112.511	21 %	16,5	25
RÜB Gochsheim	27.042	5 %	45,1	15
RÜB Menzingen	33.510	6 %	60,3	0
SKO Landshausen	13.858	3 %	37,3	0
Summe 17 RÜs	59.713	11 %	52,3 ¹	0

¹ Wassermengen-gewichteter Mittelwert

Weitere Informationen gibt Abbildung 6-4. In ihr ist dargestellt, zu welchen Anteilen die Entlastungswassermengen des Kanalnetzes der Stadt Kraichtal aus Regenbauwerken mit einer „kleinen“, „mittleren“ oder „großen“ angeschlossenen, befestigten Fläche stammen. Eine derartige Darstellung ist wichtig, da das Modell zur Abschätzung der Schmutzstoffkonzentrationen aus Kanalablagerungen aus Daten großer Kanalnetze abgeleitet wurde. Die Klassifizierung wurde anhand der in Kapitel 4.2.4 (Kanalablagerungen und Sielhaut) beschriebenen Schwellenwerte von 12 bzw. 32 ha befestigter Fläche durchgeführt.

Die Auswertung zeigt, dass nur 8 % der Entlastungswassermenge aus „kleinen“ Teileinzugsgebieten stammt und somit außerhalb des derzeit definierten Gültigkeitsbereichs des Ansatzes von MACKE et al. (2002) liegt. 17 % werden aus „mittleren“ Teileinzugsgebieten entlastet und befinden sich somit im Übergangsbereich. Die große Mehrheit jedoch, drei Viertel der gesamten Entlastungswassermenge, wird aus

⁴¹ Das Becken ist in Längsrichtung zweigeteilt: Direkt beschickt wird nur eine Seite, die Schwelle zur anderen Seite liegt nur wenige Zentimeter unterhalb des Klärüberlaufs.

„großen“ Gebieten entlastet, auf die der Modellansatz sicher angewendet werden kann. Die dargestellten Größenordnungen zeigen, dass es vertretbar ist, den Ansatz von MACKE et al. (2002) auf das Kraichtaler Kanalnetz anzuwenden. Hydraulische Engpässe sind nicht vorhanden.

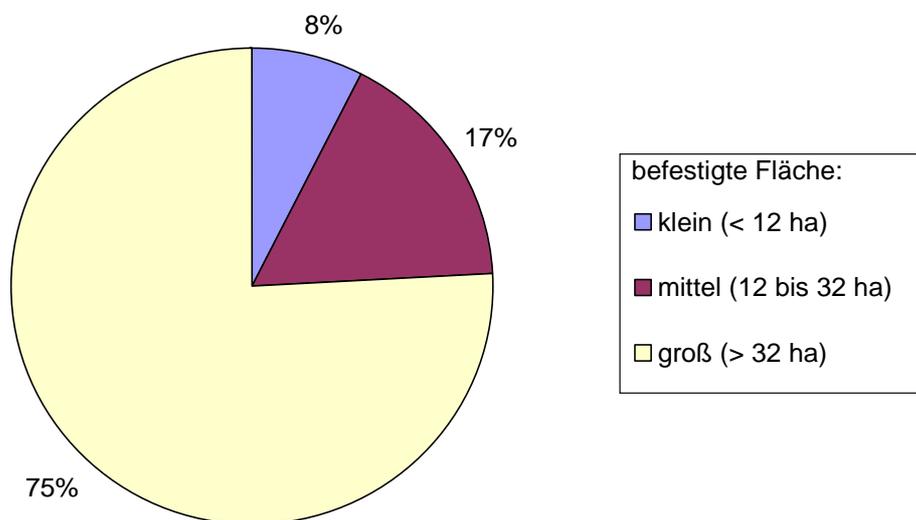


Abbildung 6-4: Anteile, zu der die entlasteten Wassermengen aus Regenbauwerken mit einer kleinen, mittleren und großen angeschlossenen, befestigten Fläche stammen

6.2.2 Konzentrationen im Entlastungsabfluss und seinen Komponenten

Trockenwetterkomponente

Die Berechnung der Konzentrationen in der Trockenwetterkomponente fand entsprechend den Schlussfolgerungen von Kapitel 4.2.2 (Trockenwetterabfluss) ausschließlich über die Summe der Einzelquellen statt. Das Trinkwasser der Stadt wurde nicht beprobt. Gerechnet wurde mit den in Kapitel 4.1.2 (Trockenwetterabfluss: Schmutzquellen) dargestellten, mittleren Konzentrationen. Ortsspezifisch ging der Trinkwasserverbrauch und der Fremdwasserzuschlag in die Kalkulationen ein. Sie betragen 109 l/(E·d) resp. 250 %.

In der Stadt Kraichtal gibt es nur einen unter die Indirekteinleitungsverordnung⁴² fallenden Gewerbebetrieb. Dieser steht bezüglich keiner der hier betrachteten Para-

⁴² IndVO vom 19. April 1999 - GBl. Nr. 9 S. 181

meter in „Verdacht“, gegenüber dem häuslichen Abwasser erhöhte Schmutzwasserkonzentrationen in den Kanal einzuleiten (BOES, 2004). Um auch die nicht wasserrechtlich behandelten Betriebe zu erfassen, wurde eine Telefonumfrage unter den metallbe-/verarbeitenden Betrieben der Stadt durchgeführt. Es zeigte sich, dass die Verarbeitung ausnahmslos „trocken“ stattfindet (z.B. durch Laserschneiden). Relevante Abwassermengen fallen nicht an. Das Abwasser aus Gewerbe- und Industriebetrieben wird somit in den Berechnungen als von der Zusammensetzung her mit dem häuslichen Abwasser identisch angesehen. Volumenmäßig ist es erfasst.

Die Konzentrationen, die für die Trockenwetterkomponente angesetzt wurden, sind in Tabelle 6-3 zusammengefasst.

Tabelle 6-3: Für die Trockenwetterkomponente angesetzte Konzentrationen für die Stadt Kraichtal (P_{ges} in mg/l, Schwermetalle in $\mu\text{g/l}$)

P_{ges}	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
4,90	0,28	1,34	33,91	2,46	4,13	105,3

Regenwasserkomponente: KoAn Oberfläche

Die Herleitung der Konzentrationen im KoAn Oberfläche wurden entsprechend den Ausführungen in Kapitel 4.2.3 (Abfluss befestigter Oberflächen) durchgeführt: Die Werte für Phosphor und Cadmium wurden aus der transportierten Fracht übernommen, die für die restlichen Parameter aus der Summe der Einzelquellen.

Die Konzentrationen aus der atmosphärischen Deposition wurden ermittelt aus dem Jahresniederschlag und den Angaben zur atmosphärischen Deposition, wie sie in Kapitel 4.1.4 (Abfluss befestigter Oberflächen: Schmutzquellen) aufgelistet sind. Die Depositionswerte für Blei und Zink wurden aus den regionalisierten Daten für dieses Untersuchungsgebiet ausgewählt. Die Berechnung ist in Tabelle 6-4 dargestellt. Der abflusswirksame Niederschlag ergibt sich aus der Jahresniederschlagsmenge von 811 mm und dem Abflussbeiwert von 0,60.

Tabelle 6-4: Berechnung der Konzentrationen im KoAn Oberfläche aus der atmosphärischen Deposition für die Stadt Kraichtal (Werte für P_{ges} und Cd werden nicht benötigt, siehe Text)

	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
atm. Deposition in g/(ha·a)	2,04 ¹	22,7 ¹	16,71 ¹	28,8	352
Effektivniederschlag in mm			487		
Konzentration in µg/l	0,42	4,68	3,43	5,93	72,3

¹ Mittelwert für Baden-Württemberg

Zu der Konzentration aus der atmosphärischen Deposition muss die Konzentration zufolge der Emissionen von Dächern, dem Straßenverkehr und Sonstigem addiert werden, die (inkl. dem zugehörigen Effektivniederschlag) aus den Berechnungen für mittlere Bedingungen berechnet werden. Tabelle 6-5 stellt dies dar. Die Kupfer-Frachten unter dem Punkt „Sonstiges“ wurden um 23 % reduziert. Dies entspricht dem Anteil der Oberleitungen der Deutschen Bahn und von Privatbahnen, die es im Gebiet nicht gibt.

Tabelle 6-5: Berechnung der Konzentrationen im KoAn Oberfläche zufolge der Emissionen von Dächern, dem Straßenverkehr und Sonstigem (Werte für P_{ges} und Cd werden nicht benötigt, siehe Text)

	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Summe der Emissionen von Dächern, dem Straßenverkehr und sonstigem in g/(ha·a)	49,28	300,6	23,92	43,3	1.559
Effektivniederschlag in mm			582		
Konzentration in µg/l	8,47	51,7	4,11	7,43	268

Tabelle 6-6 zeigt schließlich die für den KoAn Oberfläche angesetzten Konzentrationen, die sich aus der Berechnung der transportierten Fracht (P_{ges} und Cd) bzw. aus der Summe der beiden zuvor berechneten Konzentrationen ergeben (Tabelle 6-4 und Tabelle 6-5; für Cd, Cu, Ni, Pb und Zn).

Tabelle 6-6: Für den KoAn Oberfläche angesetzte Konzentrationen für die Stadt Kraichtal (P_{ges} in mg/l, Schwermetalle in µg/l)

P_{ges}	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,33 ¹	1,46	13,3	63,6	7,54	13,4	340,2

¹ Wert gemäß Kapitel 4.2.3 „Abfluss befestigter Oberflächen“ ohne Annahme eines Trends

Regenwasserkomponente: KoAn Kanal

Die CSB-Konzentrationen der KoAn Kanal ergeben sich nach Gleichung 4-4 (Kapitel 4.1.1) aus dem spezifischen Kanalschmutzpotenzial. Letzteres war sehr aufwändig zu berechnen, da jede Haltung des Kanalnetzes der Stadt Kraichtal einzeln erfasst werden musste. Die befestigten Flächen und der Trockenwetterabfluss lagen bereits bezogen auf die Teileinzugsgebiete des hydrologischen Modells vor und wurden an der Bebauungsstruktur orientiert auf die Haltungen disaggregiert. Neu zu erfassen waren Haltungslänge, -durchmesser und -neigung. Die Datengrundlage bezüglich dieser Eigenschaften war höchst unterschiedlich: Für einige Gebiete wurden Pläne eines Vermessungsbüros zur Verfügung gestellt, die dem aktuellen Stand entsprachen. Für andere Gebiete lagen nur über 25 Jahre alte Pläne vor, auf denen zum Teil nicht einmal die Haltungsneigungen festgehalten waren, so dass sie geschätzt werden mussten.

Zur grafischen Kontrolle der eingegebenen Daten, vor allem aber um eine effiziente Zuweisung der Topologie des Kanalnetzes (Nachfolgehaltungen) zu ermöglichen, wurden alle Haltungen in ein GIS aufgenommen. Die fertigen Attributtabelle der Haltungen konnten schließlich in ein Tabellenkalkulationsprogramm übernommen werden, in dem das spezifische Kanalschmutzpotenzial für jede Haltung errechnet wurde. Details zur Berechnung können in LUTZ (2003, S. 12 ff.) nachgelesen werden.

Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 6-7 zusammengefasst. Dargestellt sind für die Entlastungsbauwerke zum Ersten der Wert des spezifischen Kanalschmutzpotenzials selbst, zum Zweiten die untere und obere Grenze der Schwankungsbreite⁴³ sowie der Mittelwert der CSB-Konzentration des KoAn Kanal und zum Dritten die Abweichung in Prozent, mit der untere und obere Grenze der Schwankungsbreite vom Mittelwert differieren. Man sieht sofort, dass SP_{KAN} immer deutlich kleiner als $4 \text{ m}^2/\text{ha}$ ist. Die Anwendung des Modells von MACKE et al. (2002) findet also nicht im Extrapolationsbereich statt (vgl. Kapitel 4.1.1 „Zugrunde gelegtes Modell“).

⁴³ Zur Erinnerung: Die Schwankungsbreite repräsentiert die „Einhüllende“ in der Grafik zum spezifischen Kanalschmutzpotenzial (Abbildung 4-3), sie ist kein mit Mitteln der Statistik hergeleiteter Wert.

Tabelle 6-7: Spezifisches Kanalschmutzpotenzial SP_{KAN} , daraus resultierende CSB-Konzentration des KoAn Kanal je Entlastungsbauwerk¹ sowie Abweichung der unteren und oberen Grenze vom Mittelwert

Entlastungsbauwerk	SP_{KAN} in m^2/ha	$C_{KoAn\ Kanal,U.G.}$ in mg CSB/l	$C_{KoAn\ Kanal,O.G.}$ in mg CSB/l	$C_{KoAn\ Kanal,MW}$ in mg CSB/l	Abweichung v. Mittelwert
RÜB Kläranlage	1,3724	109	169	139	22 %
RÜB Oberöwisheim	1,2889	104	164	134	22 %
RÜB Münzesheim	1,3147	106	166	136	22 %
RÜB Gochsheim	1,5104	116	176	146	21 %
RÜB Menzingen	1,0411	92	152	122	25 %
SKO Landshausen	0,9928	90	150	120	25 %
Summe 17 RÜs	0,7844 ²	79	139	109	27 %

¹ U.G./O.G. - untere/obere Grenze der Schwankungsbreite; MW - Mittelwert

² Wassermengen-gewichteter Mittelwert

Die Berechnung der entsprechenden Konzentrationen für Phosphor und die Schwermetalle fand über das Verhältnis dieser Stoffe zum CSB im „Trockenwetter-Primärschlamm“ der zugehörigen Kläranlage in Unteröwisheim statt. Die Probenahme wurde beim Abfahren des Primärschlammes in den Voreindicker am 25.10.2004 durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt war es vier Tage lang zu keinem abflusswirksamen Niederschlag gekommen. Die Ergebnisse der Analysen zeigt Tabelle 6-8. Aufgelistet sind nicht nur die auf den Trockenrückstand bezogenen Gehalte, sondern auch das für die Übertragung wichtige Verhältnis der Gehalte der Schmutzstoffparameter zum CSB-Gehalt.

Tabelle 6-8: Auf den Trockenrückstand bezogene Schmutzstoffgehalte im Primärschlamm sowie deren Verhältnis zum CSB-Gehalt (Kläranlage der Stadt Kraichtal)

	CSB	P_{ges}				
Gehalt in g/kgTR	1.338	6,22				
Verhältnis zum CSB (g/kg CSB)	1.000 ¹	4,65				

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Gehalt in mg/kgTR	0,35	36,92	64,15	45,36	42,10	285,2
Verhältnis zum CSB (mg/kg CSB)	0,26	27,6	47,9	33,9	31,5	213

¹ Wert trivial

Ein Vergleich mit den Literaturangaben, die bereits in Abbildung 4-11 (Kapitel 4.2.4 „Kanalablagerungen und Sielhaut“) verwendet wurden, zeigt, dass die Schwermetallgehalte als niedrig bis sehr niedrig eingestuft werden können. Lediglich bei Nickel liegt der Wert innerhalb des von KOPPE & STOZEK (1999, S. 412) angegebenen Intervalls, bei allen anderen Schwermetallen liegt er darunter. Dies sollte jedoch eher Anlass sein, die Intervallgrenzen des Wertebereichs neu zu überdenken, als an den Messwerten aus Kraichtal zu zweifeln (vgl. Kapitel 4.2.4). Bestätigt wird durch den Vergleich die ländliche Prägung des Einzugsgebietes.

Der Phosphorgehalt liegt innerhalb des Wertebereichs von KOPPE & STOZEK (1999), der CSB-Gehalt sogar darüber. Eine Erklärung für diese Beobachtung konnte nicht gefunden werden.

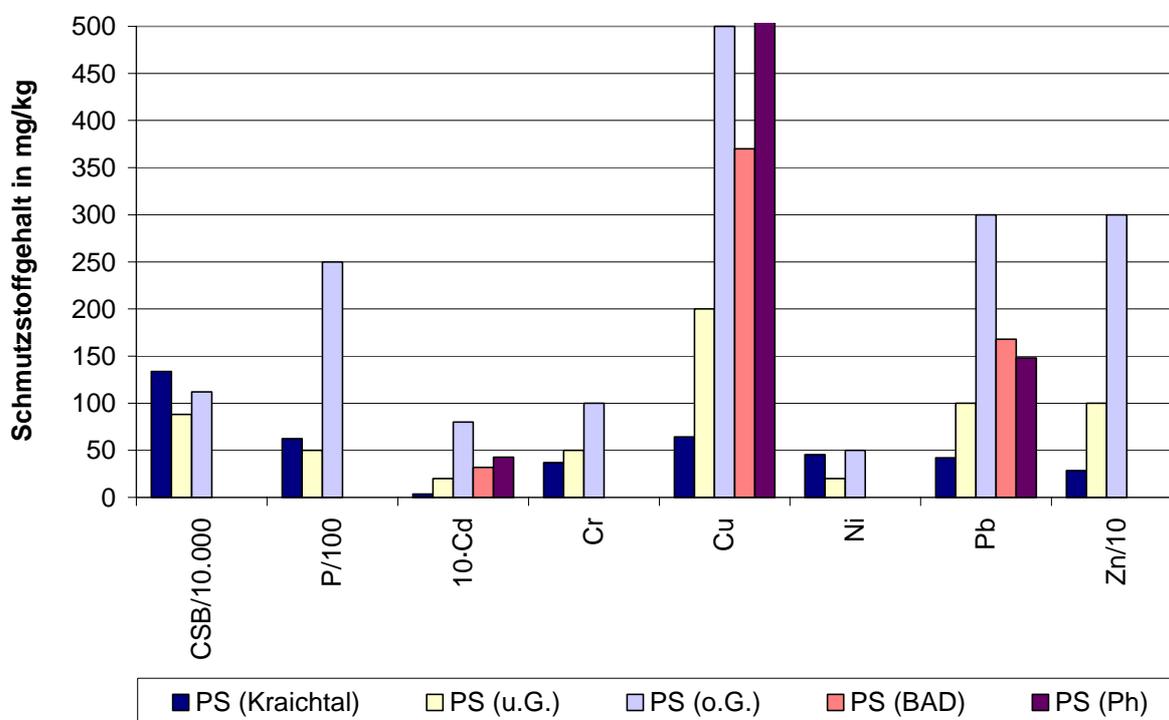


Abbildung 6-5: Vergleich eigener Messungen mit Literaturangaben zu Schmutzstoffgehalten in Primärschlamm (PS) (zu den Quellen siehe Tabelle 4-21)

In Tabelle 6-9 ist je Entlastungsbauwerk der Mittelwert der Schmutzstoff-Konzentrationen des KoAn Kanal angegeben. Aufgrund der linearen Umrechnung sind die prozentualen Schwankungsbreiten identisch mit denen des CSB und deswegen nicht erneut angegeben.

Tabelle 6-9: Mittelwerte der Schmutzstoffkonzentrationen des KoAn Kanal

mg/l	P _{ges}					
RÜB Kläranlage	0,645					
RÜB Oberöwisheim	0,625					
RÜB Münzesheim	0,631					
RÜB Gochsheim	0,677					
RÜB Menzingen	0,568					
SKO Landshausen	0,557					
Summe 17 RÜs ¹	0,508					

µg/l	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
RÜB Kläranlage	0,036	3,82	6,65	4,70	4,36	29,55
RÜB Oberöwisheim	0,035	3,71	6,45	4,56	4,23	28,66
RÜB Münzesheim	0,035	3,75	6,51	4,60	4,27	28,93
RÜB Gochsheim	0,038	4,02	6,98	4,93	4,58	31,02
RÜB Menzingen	0,032	3,37	5,85	4,14	3,84	26,02
SKO Landshausen	0,031	3,30	5,74	4,06	3,76	25,50
Summe 17 RÜs ¹	0,029	3,01	5,24	3,70	3,44	23,28

¹ Wassermengen-gewichtete Werte

Mischwasserabfluss

Im Tabellenkalkulationsprogramm wird nun eine Mischungsrechnung der Konzentrationen der Trockenwetter- und Regenwasserkomponente durchgeführt, letztere als Summe der Konzentrationsanteile „Oberfläche“ und „Kanal“ (Tabelle 6-3, Tabelle 6-6 und Tabelle 6-9). Dabei findet das Mischungsverhältnis aus Tabelle 6-2 Anwendung. Tabelle 6-10 fasst die resultierenden Schmutzstoff-Konzentrationen im Mischwasserabfluss zusammen. In ihr ist weiterhin die über die Entlastungsbauwerke gemittelte, prozentuale Abweichung dargestellt, die sich aus der Schwankungsbreite der KoAn Kanal ergibt.

Die Schwankungsbreite der einzelnen Parameter unterscheidet sich um mehr als eine Größenordnung: Bei Cadmium beträgt sie nur 0,5 %, bei Phosphor ist sie mit 12,7 % am größten. Die Differenzen geben bereits jetzt einen Hinweis darauf, dass Kanalablagerungen im Kanalnetz der Stadt Kraichtal bei Cadmium einen geringen, bei Phosphor den größten Anteil an den Gesamtemissionen haben.

Tabelle 6-10: Konzentrationen im Mischwasserabfluss und deren aus der KoAn Kanal resultierende Schwankungsbreite

mg/l	P _{ges}					
RÜB Kläranlage	1,333					
RÜB Oberöwisheim	1,065					
RÜB Münzesheim	1,187					
RÜB Gochsheim	1,091					
RÜB Menzingen	0,963					
SKO Landshausen	0,991					
Summe 17 RÜs ¹	0,914					
Schwankungsbreite	12,7%					

µg/l	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
RÜB Kläranlage	1,387	15,64	66,95	11,35	16,48	345,6
RÜB Oberöwisheim	1,462	16,53	69,05	11,83	17,21	361,5
RÜB Münzesheim	1,427	16,10	68,05	11,59	16,86	354,0
RÜB Gochsheim	1,473	16,92	69,79	12,26	17,64	365,4
RÜB Menzingen	1,473	16,37	68,88	11,53	16,99	361,9
SKO Landshausen	1,461	16,15	68,42	11,36	16,78	358,9
Summe 17 RÜs ¹	1,467	15,98	68,19	11,08	16,55	358,6
Schwankungsbreite	0,5 %	4,9 %	2,0 %	8,5 %	5,4 %	1,7 %

¹ Wassermengen-gewichteter Mittelwert

Entlastungsabfluss

Unter Berücksichtigung der in Tabelle 6-2 aufgelisteten, sedimentativen Wirkungsgrade und den in Tabelle 4-18 (Kapitel 4.1.6) festgehaltenen, partikulären Anteilen im Mischwasserabfluss kann nun die eigentliche Zielgröße, die Konzentration der Schmutzstoffe im Entlastungsabfluss, berechnet werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6-11 dargestellt. Die Schwankungsbreite ist nicht angegeben, da sie von dieser Rechentransformation erneut nicht betroffen ist.

Die entscheidende Frage ist nun, inwieweit die berechneten Konzentrationen mit den tatsächlichen, mittleren Konzentrationen übereinstimmen, die im Entlastungsabfluss der Regenbauwerke im Untersuchungsgebiet auftreten. Direkt kann diese Frage nicht beantwortet werden, da es nicht möglich war, eine entsprechende, langjährige Messkampagne durchzuführen.

Tabelle 6-11: Berechnete Konzentrationen im Entlastungsabfluss der Stadt Kraichtal

mg/l	P _{ges}					
RÜB Kläranlage	1,266					
RÜB Oberöwisheim	1,055					
RÜB Münzesheim	1,127					
RÜB Gochsheim	1,059					
RÜB Menzingen	0,963					
SKO Landshausen	0,991					
Summe 17 RÜs ¹	0,914					

µg/l	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
RÜB Kläranlage	1,127	12,51	52,72	9,36	12,57	267,9
RÜB Oberöwisheim	1,408	15,86	66,12	11,42	16,40	345,2
RÜB Münzesheim	1,160	12,88	53,59	9,56	12,85	274,4
RÜB Gochsheim	1,307	14,89	60,90	10,97	15,12	316,1
RÜB Menzingen	1,473	16,37	68,88	11,53	16,99	361,9
SKO Landshausen	1,461	16,15	68,42	11,36	16,78	358,9
Summe 17 RÜs ¹	1,467	15,98	68,19	11,08	16,55	358,6

¹ Wassermengen-gewichteter Mittelwert

Zur Kontrolle der Ergebnisse sollen deswegen die berechneten Konzentrationen mit Literaturwerten verglichen werden. Dazu wurden für jeden Parameter Wassermengen-gewichtete Mittelwerte gebildet und in Abbildung 6-6 den Werten des Datenpools (BROMBACH & FUCHS, 2002) gegenübergestellt. Eingesetzt wurde der Median der Messwerte im Überlaufwasser der Mischkanalisation (Zentraleuropäischer Datensatz, Messjahre ab 1990).

Abbildung 6-6 zeigt, dass die Abweichung der Literaturwerte von den berechneten Konzentrationen für drei der sieben Parameter kleiner als 20 % ist (Cd, Ni, Zn). Bei Phosphor, Chrom und Kupfer beträgt sie zwischen 20 und 50 %, bei Blei über 280 %. Die Differenz beim Blei verkleinert sich auf deutlich unter 100 %, wenn nur die Messdaten ab 1995 angesetzt werden⁴⁴. Nimmt man an, dass die Messungen damit aktuell sind, so spricht diese Beobachtung dafür, dass die Abnahme der Blei-Konzentrationen in manchen Umwelt-Kompartimenten deutlich hinter den entsprechenden Maßnahmen zur Reduzierung hinterher hinkt. Auch bei der Gegenüberstel-

⁴⁴ Die Anzahl der berücksichtigten Messwerte reduziert sich damit allerdings auch von elf auf vier.

lung der Summe der Einzelquellen und der transportierten Fracht des KoAn Oberfläche waren entsprechende Differenzen aufgetreten.

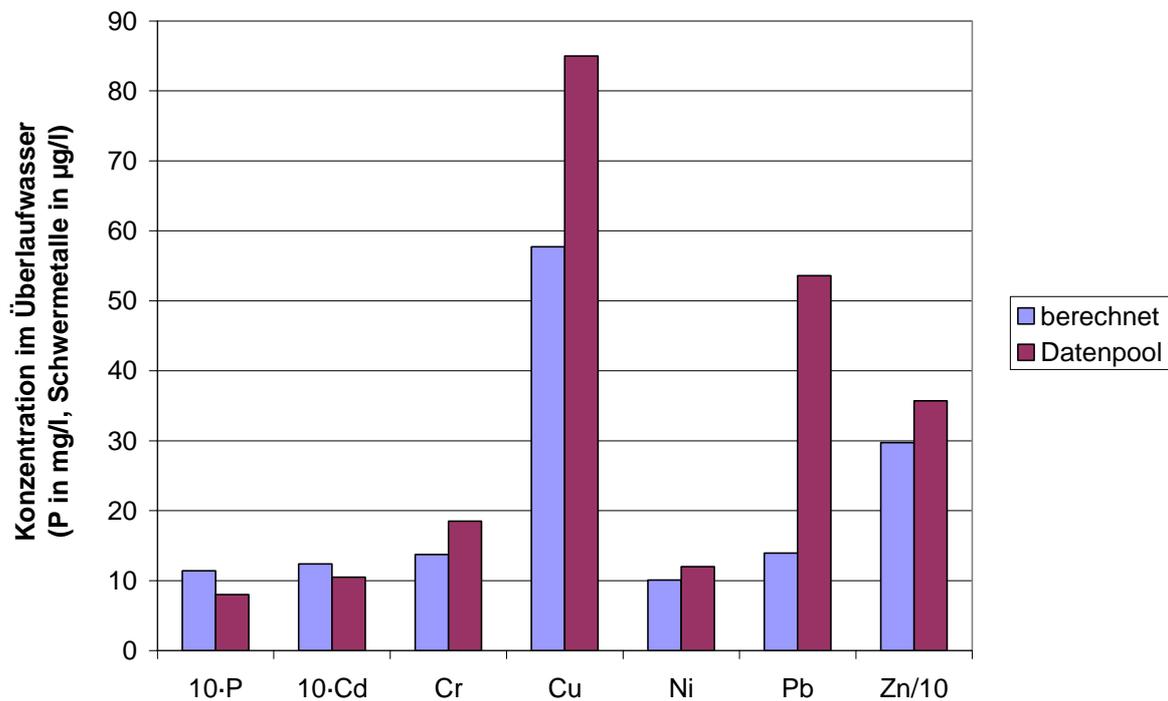


Abbildung 6-6: Vergleich der berechneten, Wassermengen-gewichteten Entlastungskonzentrationen mit Literaturwerten (Datenpool: BROMBACH & FUCHS, 2002)

Hingewiesen werden muss an dieser Stelle ausdrücklich darauf, dass der in Abbildung 6-6 visualisierte Vergleich nicht als „exaktes Abstimmen“ zu verstehen ist. Ausdrückliches Ziel der Entwicklung der in dieser Arbeit beschriebenen Methode ist es ja gerade, von aus Literaturangaben gemittelten Entlastungskonzentrationen wegzukommen. Die Konzentrationen sollen auf regionalen oder regionalisierten Informationen aufbauend das Zusammenspiel und den Betrag der Wirkgrößen Trockenwetter- und Regenwasserabfluss, Kanalschmutzpotenzial und Wirkungsgrad abschätzen.

Die diskutierten Unterschiede weisen also vielmehr darauf hin, dass die Emissions-situation bei Nutzung von Mittelwerten aus der Literatur in diesem Gebiet falsch eingeschätzt worden wäre. Sie sind als Bestätigung der Ausgangsthese dieser Arbeit (Kapitel 3.1 „Arbeitshypothesen“) und der in Kapitel 4 entwickelten Methodik zu sehen. Die Frage nach der Übereinstimmung der berechneten mit den tatsächlichen Werten kann bejaht werden.

6.2.3 Entlastungsfrachten und ihre Herkunft

Entlastungsfrachten

Aus der Multiplikation der berechneten Entlastungskonzentrationen (Tabelle 6-11) mit den Entlastungswassermengen (Tabelle 6-2) werden im letzten Schritt die Entlastungsfrachten je Bauwerk berechnet. Sie sind in Tabelle 6-12 zusammengefasst. Die Tabelle gibt weiterhin die Summe der Entlastungsfrachten des gesamten Kraichtaler Kanalnetzes sowie deren Schwankungsbreite an, die sich aus der Unsicherheit der Bestimmung des KoAn Kanal ergibt.

Tabelle 6-12: Frachten des Entlastungsabflusses und deren aus der KoAn Kanal resultierende Schwankungsbreite (Stadt Kraichtal)

t/a	P _{ges}					
RÜB Kläranlage	0,296					
RÜB Oberöwisheim	0,051					
RÜB Münzesheim	0,127					
RÜB Gochsheim	0,029					
RÜB Menzingen	0,032					
SKO Landshausen	0,014					
Summe 17 RÜs ¹	0,055					
Summe aller Entl.-Bauwerke	0,603					
Schwankungsbreite ¹	11%					

kg/a	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
RÜB Kläranlage	0,263	2,922	12,31	2,187	2,935	62,56
RÜB Oberöwisheim	0,069	0,773	3,22	0,556	0,799	16,82
RÜB Münzesheim	0,130	1,449	6,03	1,076	1,446	30,87
RÜB Gochsheim	0,035	0,403	1,65	0,297	0,409	8,55
RÜB Menzingen	0,049	0,549	2,31	0,386	0,569	12,13
SKO Landshausen	0,020	0,224	0,95	0,157	0,233	4,97
Summe 17 RÜs ¹	0,088	0,954	4,07	0,661	0,988	21,41
Summe aller Entl.-Bauwerke	0,655	7,274	30,54	5,322	7,379	157,32
Schwankungsbreite ¹	0,5 %	5 %	2,0 %	8 %	5 %	1,7 %

¹ Wassermengen-gewichteter Mittelwert

Wie erwartet (und durch die Mathematik des Ansatzes logisch erklärbar) spiegelt die Schwankungsbreite der Entlastungsfrachten die Schwankungen beim Mischwasserabfluss wider: Die Cadmiumfracht differiert um weniger als 1 %, die von Phosphor

um über 10 %. Die Cadmiumfracht im Entlastungsabfluss der Stadt Kraichtal stammt also kaum, die von Phosphor am stärksten aus remobilisierten Kanalablagerungen. Diese Aussage wird im folgenden Abschnitt bestätigt werden, der sich einer Herkunftsanalyse der entlasteten Schmutzstoffe widmet.

Herkunft der entlasteten Schmutzstoffe

Ein Vorteil der erarbeiteten Methode ist es, dass sie erlaubt, die Herkunft der entlasteten Schmutzstoffe zu bestimmen.

In einem ersten Schritt wird dies bezüglich der Verschmutzungskomponenten „Trockenwetterabfluss“, „KoAn Oberfläche“ und „KoAn Kanal“ vollzogen (siehe Abbildung 6-7). Daraus ist ein großer Unterschied zwischen dem Nährstoff Phosphor und den Schwermetallen ersichtlich. Die Phosphorfracht stammt zu über 20 % aus dem Trockenwetterabfluss und zu ca. 45 % aus den Ablagerungen. Bei den Schwermetallen hingegen macht der Trockenwetterabfluss weniger als 5 % aus.

Wie bereits vermutet, als die Schwankungsbreite der Konzentrationen im Mischwasserabfluss ausgewertet wurde, tragen die Ablagerungen beim Cadmium nur zu 2 % zur gesamten Entlastungsfracht bei. Beim Nickel sind es mit 37 % unter den Schwermetallen mit Abstand am meisten. Insgesamt wird die Schwermetallfracht deutlich von den Frachten der Oberflächen dominiert, die diese zu 62 bis 97 % bestimmen. Maßnahmen, die der Bildung von Kanalablagerungen entgegenwirken oder diese zu Trockenwetterzeiten ausspülen, würden also in erster Linie eine Reduktion der Phosphor- und Nickelfrachten bewirken können. Die Abbildung demonstriert, wie wichtig es ist, alle Schmutzstoffquellen zu berücksichtigen (siehe Arbeitshypothese 2, Kapitel 3.1).

Für zukünftige Arbeiten kritisch überdacht werden müssen angesichts dieses Ergebnisses die geschätzten Anteile, zu denen die Schmutzstoffe partikulär im Mischwasser vorliegen (Tabelle 4-18, Kapitel 4.1.6). Ausgerechnet für den Phosphor, dessen Entlastungsfracht den Berechnungen zufolge zu 45 % von Kanalablagerungen geprägt wird, wird der mit Abstand geringste, partikuläre Anteil angesetzt (20 %). Weniger als die Hälfte der remobilisierten Kanalablagerungen liegen demzufolge partikulär vor. Das erscheint nicht plausibel. Eine mögliche Lösung besteht darin, die partikulären Anteile für die Verschmutzungskomponenten separat anzusetzen und aus einer Mischungsrechnung dann die Anteile im gesamten Mischwasserabfluss zu berechnen.

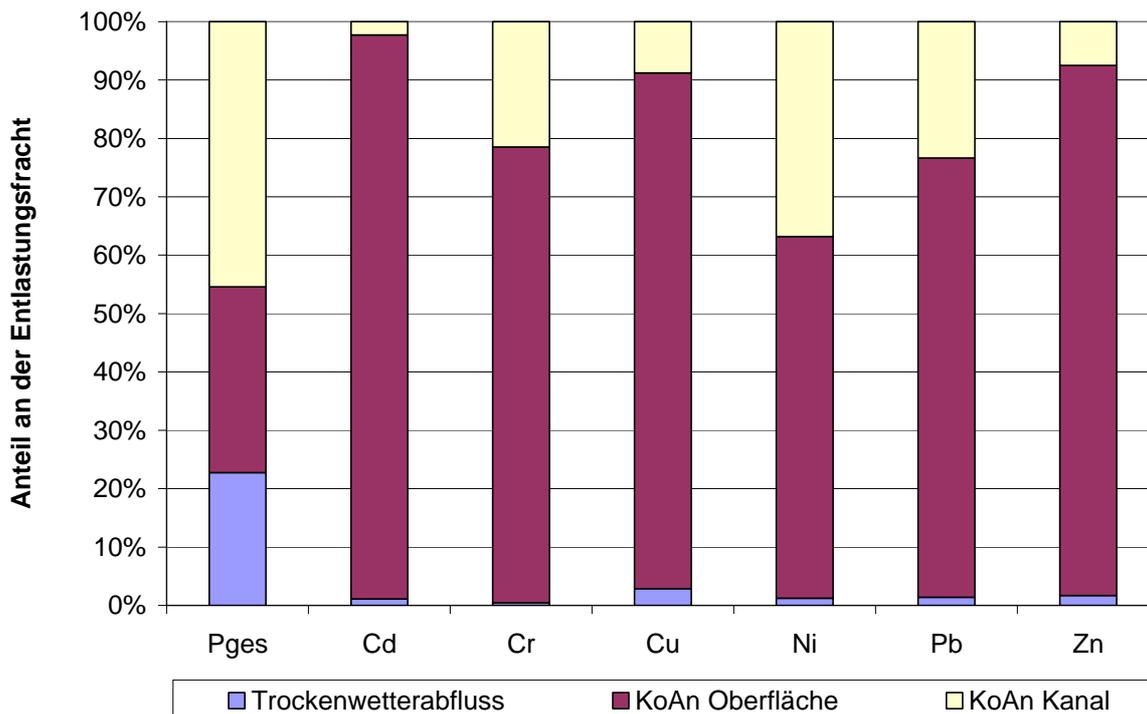


Abbildung 6-7: Anteile, zu denen die entlasteten Frachten aus den Verschmutzungskomponenten stammen

In einem zweiten Schritt können auch die tatsächlichen Quellen, die zur Verschmutzung des Entlastungsabflusses führen, ausgewiesen werden. Diese Betrachtungsweise ist für einen nachhaltigen, da quellenorientierten Gewässerschutz von besonderer Bedeutung. Der „Philosophie“ des Ansatzes folgend sind die der Verschmutzungskomponente „KoAn Kanal“ zugeordneten Frachten analog zu denen des Trockenwetterabflusses aufzuteilen, da sie aus diesem stammen. Abbildung 6-8 stellt das dar. „KoAn Oberfläche“ steht für die Summe aller Quellen des Regenwasserabflusses, die für P_{ges} und Cd nicht quellenorientiert in die Berechnung Eingang fanden (vgl. Kapitel 4.2.3 „Abfluss befestigter Oberflächen“).

Die Phosphor-Entlastungsfracht rührt zu über 55 % aus menschlichen Ausscheidungen her. Da der Transport der Ausscheidungen zur Kläranlage der ureigene Zweck der Kanalisation ist, kann dieses Ergebnis – unter einem Verschmutzungsquellenorientierten Gesichtspunkt – positiv beurteilt werden.

Da die Cadmium-Entlastungsfracht zu über 95 % vom KoAn Oberfläche geprägt wird und diese nicht erfolgreich disaggregiert werden konnte, kann für diesen Parameter keine entsprechende Auswertung gemacht werden.

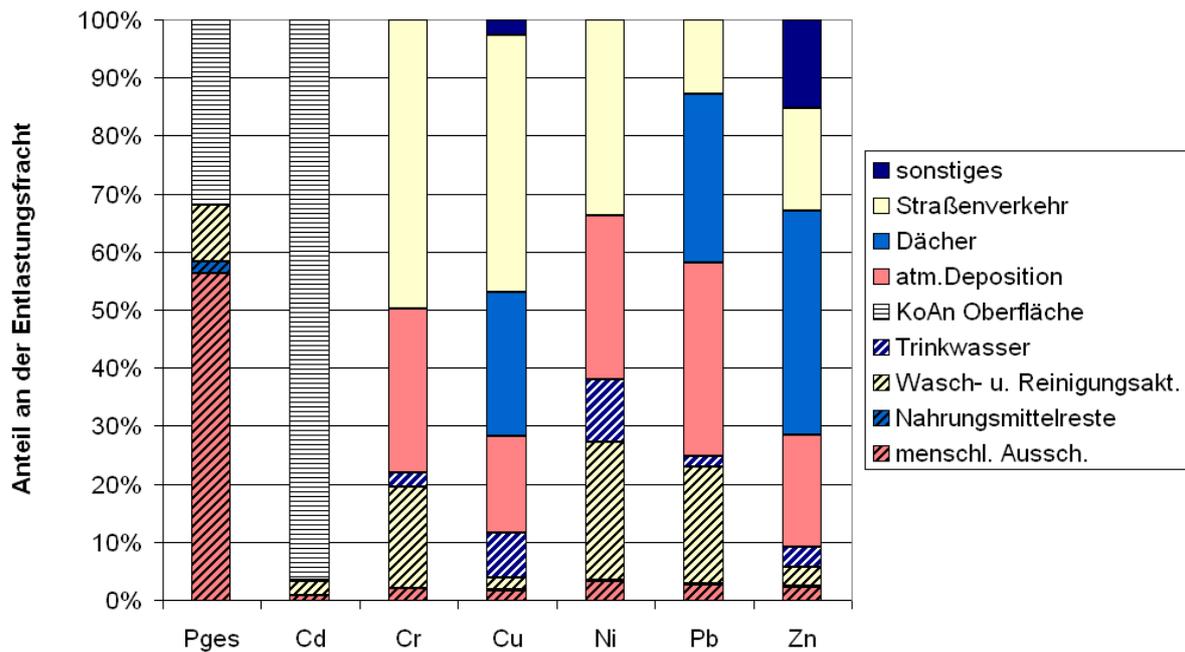


Abbildung 6-8: Anteile, zu denen die entlasteten Frachten aus den Verschmutzungsquellen stammen

Der Straßenverkehr, die atmosphärische Deposition und die Abwässer von Wasch- und Reinigungsaktivitäten stellen für Chrom und Nickel die bedeutendsten Quellen der Entlastungsfrachten dar. Zusammen repräsentieren sie 96 (Cr) bzw. 86 % (Ni) der Gesamtfrachten. Bei Kupfer und Zink sind es der Straßenverkehr, die atmosphärische Deposition und der Dachabfluss, die in der Summe 86 (Cu) bzw. 75 % (Zn) der Summe ausmachen. Beim Blei hingegen trägt der Straßenverkehr nur zu 13 % zur Gesamtfracht bei. Die drei maßgeblichen Bleiquellen im Entlastungsabfluss sind der Dachabfluss, die atmosphärische Deposition und die Abwässer von Wasch- und Reinigungsaktivitäten (zus. 83 %).

Diese Auswertung zeigt, dass es – erneut: rein Verschmutzungsquellen-orientiert gedacht – für Akteure auf lokaler oder regionaler Ebene nur sehr eingeschränkte Möglichkeiten einer Minderung der Entlastungsfrachten gibt. Kurzfristige Handlungsoptionen gibt es gar nicht. Mittel- bzw. langfristig können die Behörden veranlassen, dass die Trinkwasserversorgung emissionsärmer gestaltet wird. Vor allem aber im Bereich der Dächer und Fassaden könnten durch ein Verbot oder die Verpflichtung zu emissionsmindernden Beschichtungen die Frachten von Kupfer, Blei und Zink reduziert werden. Bezieht man beim Zink die Korrosion von Oberflächen stückverzinkter Produkte ein („Sonstiges“), so besteht ein „theoretisches Minderungspotenzial“

der Entlastungsfracht von über 55 %⁴⁵. Die Stadt Amsterdam beschreitet genau diesen Weg der Beschichtung, um die Zink-Konzentrationen ihrer Oberflächengewässer auf ein den Gewässergütekriterien genügendes Maß zu reduzieren und die Entsorgungskosten des Baggerguts aus den Kanälen zu senken (GOUMAN, 2004).

6.3 Erosion

Im Folgenden wird die Bestimmung der Einzelfaktoren der dABAG im Untersuchungsgebiet vorgestellt und diskutiert. Es wird bereits bei diesem Schritt, wo immer möglich, der Vergleich mit Mess- oder Rechenwerten aus der Literatur vollzogen, um bereits die Eingangsparameter einer Plausibilitätsprüfung zu unterziehen. Dies ist in allen Modellanwendungen sinnvoll, gewinnt bei der Nutzung der dABAG jedoch besondere Bedeutung aufgrund der Schwierigkeiten bei der Überprüfung des Gesamtergebnisses (vgl. Kapitel 5.2.1 „Zur Universal Soil Loss Equation“)

6.3.1 Einzelfaktoren der dABAG

R-Faktor

Das arithmetische Mittel der von der LfU für das Untersuchungsgebiet angegebenen Gebietsniederschläge der Jahre 1961 bis 2000 beträgt 790 mm. Mit diesem wird nach Gleichung 5-3 (Kapitel 5.1.2) ein R-Faktor von $103 \text{ kJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$ ermittelt. Dieser Wert wird als konstant über das Einzugsgebiet angenommen, was angesichts der Datengrundlage notwendig und im Hinblick auf die Bedeutung des R-Faktors erlaubt erscheint (vgl. Abbildung 5-5, Kapitel 5.2.2 „Zu den Einzelfaktoren der dABAG“).

K-Faktor

Der flächengewichtete Mittelwert der K-Faktoren im gesamten Testgebiet beträgt $0,49 \text{ t} \cdot \text{h} / (\text{ha} \cdot \text{N})$. Der Mittelwert von GÜNDRA et al. (1995) für das gleiche Gebiet ist mit $0,46 \text{ t} \cdot \text{h} / (\text{ha} \cdot \text{N})$ fast gleich. Die starke Erosionsgefährdung der Böden im Kraichgau zeigt sich durch einen Vergleich mit dem baden-württembergischen Mittel, welches im Vergleich zum hier berechneten Wert mit $0,34 \text{ t} \cdot \text{h} / (\text{ha} \cdot \text{N})$ rund 30 % niedriger ist (GÜNDRA et al., 1995).

⁴⁵ Summe der Quellen „Sonstiges“, „Dächer“ und „Trinkwasser“

C-Faktor

Die mittlere Kulturartenverteilung sowie der von KERN (2003) geschätzte Anteil⁴⁶, zu dem diese in Mulchsaat angebaut werden, sind in Tabelle 6-13 dargestellt. Die Zusammenführung von Kulturarten und Mulchsaatflächen wurde integrierend für alle Ackerflächen im Untersuchungsgebiet vollzogen. Da die Landnutzung im hier betrachteten Ausschnitt des Kraichgaus als relativ homogen zu bezeichnen ist, entsteht dadurch keine verzerrende Wirkung, wie sie z.B. von GÜNDRA et al. (1995, S.61) für Gemeinden beschrieben wird, deren Gemarkungen sich sowohl im Oberrheingraben als auch im Schwarzwald befinden.

Tabelle 6-13: Mittlere Anteile der Kulturarten im Untersuchungsgebiet sowie der Anteil, zu dem diese in Mulchsaat angebaut werden

Kulturart	Anteil an ackerbaulicher Fläche ¹	Anteil, der in Mulchsaat angebaut wird ²
Weizen	31 %	50 %
Sommergerste	17 %	50 %
Körner- & Silomais	17 %	90 %
restl. Getreidesorten	8 %	30 %
Zuckerrüben	5 %	90 %
Winterraps	8 %	30 %
Rauhfutter	3 %	-
Brache	7 %	-
restl. Ackerkulturen	4 %	0 %

¹ Quelle: Bodennutzung nach Fruchtarten, Struktur- und Regionaldatenbank des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg

² Quelle: KERN (2003)

Der mittlere C-Faktor für die Ackerflächen im Untersuchungsgebiet beträgt 0,08. Bezogen auf die Ackerflächen der Stadt Kraichtal wurde ein sehr nahe bei diesem Wert liegender C-Faktor von 0,10 für das Jahr 1995 von KOLL (1999, S. 91) berechnet. Dies verwundert angesichts sehr ähnlicher Kulturartenverteilungen einerseits (bei mittlerweile höheren Anteilen an Mulchsaatflächen) und der Übernahme eines Großteils der kulturartspezifischen C-Faktoren aus KOLL (ebd.) nicht.

⁴⁶ Die Verteilung auf die Kulturarten wurde geschätzt. Die Gesamtfläche in Mulchsaat ist der gemeldeten gleichgesetzt.

Der Mittelwert der C-Faktoren von GÜNDRA et al. (1995) für das Untersuchungsgebiet beträgt 0,14. Der Unterschied lässt sich durch zwei gegenläufige Tendenzen erklären: Erstens haben diese Autoren keine Erosionsschutzmaßnahmen berücksichtigt (es lagen keine Angaben zu Mulchsaat vor). Werden auch in den Berechnungen dieser Arbeit die Schutzmaßnahmen außer Acht gelassen, so berechnet sich ein C-Faktor von 0,18. Zweitens haben GÜNDRA et al. andere kulturartspezifische C-Faktoren angenommen⁴⁷, was die verbleibende Differenz fast vollkommen erklärt: Werden die dort genutzten C-Faktoren übernommen, so ergibt sich für den oberen Kraichbach ein sehr ähnlicher C-Faktor von 0,13.

Der C-Faktor für Weinanbauflächen wurde aus den in Kapitel 5.1.2 genannten, auf die Anbauverfahren bezogenen C-Faktoren berechnet. Die dazu ebenfalls benötigten Angaben zum Vorkommen der Verfahren im Untersuchungsgebiet stammen aus einer Expertenschätzung (KERN, 2003). Sie sind in Tabelle 6-14 dargestellt. Der aus der Verknüpfung der beiden Datensätze ermittelte C-Faktor beträgt 0,20.

Tabelle 6-14: Verbreitung verschiedener Anbauverfahren im Untersuchungsgebiet in Prozent der gesamten Weinanbauflächen (KERN, 2003)

Anbauverfahren	Vorkommen im Untersuchungsgebiet
ohne Schutzmaßnahme	< 3 %
mit Herbst-Winter-Begrünung	39 %
mit angesäter Dauerbegrünung	58 %

LS-Faktor

Das arithmetische Mittel der Hangneigungen im oberen Kraichbach beträgt den Berechnungen zufolge 5,07 °. Aufgrund der nichtlinearen Verknüpfung von Hangneigung und S-Faktor in Gleichung 5-4 (Kapitel 5.1.2) ist der mittlere S-Faktor mit 1,10 etwas größer als der mit der mittleren Neigung berechnete. Die mittlere Fließweglänge beträgt im Einzugsgebiet 149,50 m.

Formparameter a

Die Werte für den Formparameter a im oberen Kraichbach schwanken zwischen 0,72 und 4,28. Der arithmetische Mittelwert beträgt 1,07. Auch dieser Faktor geht linear in die Berechnung des Bodenabtrags ein. Um diesen, im vorliegenden Fall geringen

⁴⁷ In Kapitel 5.1.2 wurde die Herleitung der C-Faktoren in dieser Arbeit erläutert und begründet.

Wert wird das Ergebnis durch die Berücksichtigung des Hangquerprofils verändert. Abbildung 6-9 zeigt ein Histogramm der im oberen Kraichbach ermittelten Werte für den Formparameter. Man sieht, dass 70 % der Werte gleich eins sind. Die Verteilung ist leicht rechtsschief.

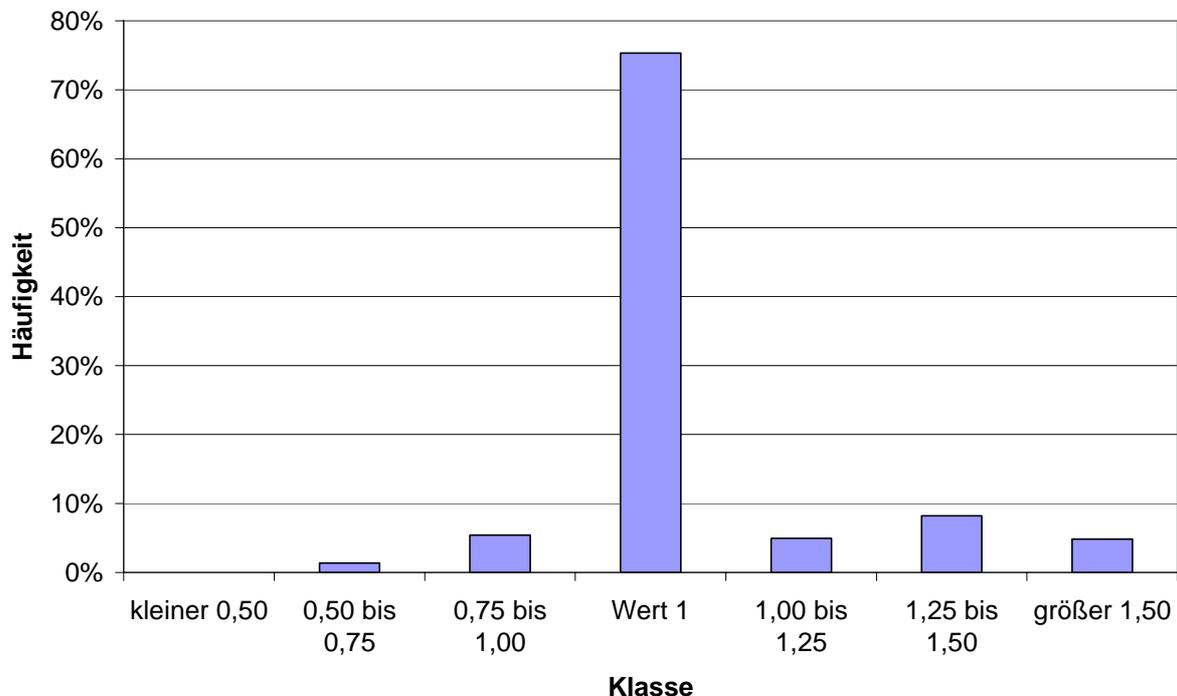


Abbildung 6-9: Histogramm der berechneten Formparameter im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs

6.3.2 Weitere Faktoren

Oberbodengehalt

Die erste Messkampagne, die zur Ermittlung der Phosphor-Oberbodengehalte in dieser Arbeit herangezogen wurde, fand 1994 im Rahmen des Weiherbachprojektes statt. Im Einzugsgebiet des Weiherbachs wurden 28 Ackerflächen beprobt. Der Mittelwert der Oberbodengehalte betrug 1.180 mg/kg bei einer vergleichsweise geringen Standardabweichung von 9 % (SCHERER, 2003). Die zweite Messkampagne wurde im Rahmen des Kraichbach-Projektes durchgeführt. Im Jahre 2003 wurden zwölf Ackerflächen in der Nähe des Ortes Gochsheim beprobt. Der Mittelwert des Oberbodengehalts von Phosphor beträgt dort 1.004 mg/kg und war fast identisch mit dem Median. Die Standardabweichung beläuft sich auf 17 %.

Die späteren Messungen um Gochsheim liefern etwas niedrigere Werte als die früheren im Weiherbachgebiet. Es kann nicht gesagt werden, ob dies bereits das

Ergebnis einer sinkenden P-Düngung ist oder eine tatsächlich bestehende Variabilität der Oberbodengehalte im Einzugsgebiet widerspiegelt.

In dieser Arbeit wurde mit einem Phosphor-Oberbodengehalt $G_{\text{BOD,P}}$ von 1.000 mg/kg gerechnet. Dies liegt nicht nur im Bereich der Werte der Messkampagnen, sondern entspricht auch dem von SOMMER & MURSCHEL (1999, S. 76) für den gleichen Raum angenommenen Bodengehalt.

Für die Festlegung von Oberbodengehalten für die Schwermetalle konnte auf Bodenmessungen der LfU aus dem Jahre 2000 zurückgegriffen werden (LfU, 2003a). Die Mittelwert der Messwerte sind in Tabelle 6-15 wiedergegeben. Diese Werte werden als Schwermetallgehalte im Oberboden des Einzugsgebiets angesetzt.

Tabelle 6-15: Für das Testgebiet angenommene Schwermetallgehalte $G_{\text{BOD,SM}}$ in den Oberböden in mg/kg

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zi
0,2238	35,10	14,03	24,42	29,34	60,92

Sediment-Eintragsverhältnis

Ein Sediment-Eintragsverhältnis von 11,9 % ergibt sich bei einer Einzugsgebietsgröße von 161 km² nach Gleichung 5-8 (Kapitel 5.1.3 „Ermittlung weiterer Faktoren“).

6.3.3 Bodenabtrag

Abbildung 6-10 zeigt den nach der dABAG berechneten Bodenabtrag im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs. Um die Darstellung zu vereinfachen, wurden die Werte der einzelnen Berechnungszellen dabei schlagweise gemittelt.

Die Mittelwerte des Bodenabtrags je Schlag schwanken zwischen 0,03 t/(ha·a) und 104,0 t/(ha·a). Wie zu erwarten war, ist der untere Bereich des Wertespektrums geprägt durch Ackerflächen auf Böden, die mit niedrigen K-Faktoren bewertet wurden, vor allem aber durch Ackerflächen, die in Auebereichen liegen, also geringe Hangneigungen aufweisen. Genau das Gegenteil trifft auf den oberen Wertebereich zu, in dem Weinanbau auf erosionsanfälligen Böden unter hohen Hangneigungen dominieren. Der Mittelwert des Bodenabtrags auf Acker- und Weinbauflächen im Untersuchungsgebiet beträgt 5,61 t/(ha·a)⁴⁸.

⁴⁸ Unter Annahme einer Dichte des Bodens von 1,3 t/m³ entspricht dieser Abtrag 0,43 mm/a.

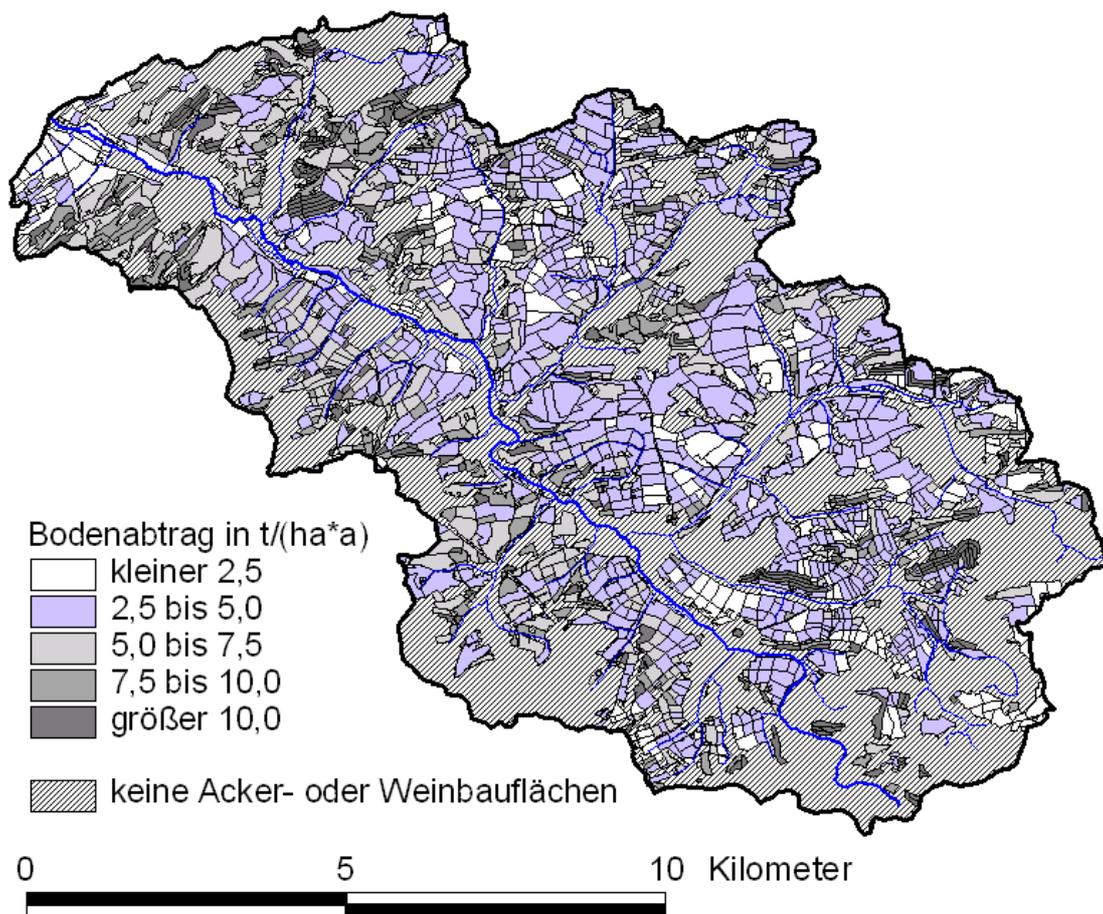


Abbildung 6-10: Berechneter, langjähriger Bodenabtrag auf Acker- und Weinbauflächen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (Schlagmittel)

Wie bereits in Kapitel 5.2.1 (Zur Universal Soil Loss Equation) erwähnt ist es quasi unmöglich, eine Validierung der von der dABAG berechneten Bodenabtragsmengen innerhalb üblicher Projektlaufzeiten vorzunehmen, da es sich um langjährige Mittelwerte handelt die zudem für ganze Einzugsgebiete berechnet werden. Es bleibt der Vergleich mit Literaturwerten, der im Folgenden angestellt wird. Da der Kraichgau die „Landschaft mit den größten Erosionsproblemen in Baden-Württemberg“ (SOMMER & MURSCHEL, 1999, S. 69) ist, liegen zu diesem Naturraum diverse Messungen und Berechnungen bezüglich des Bodenabtrags vor:

In den 1980er Jahren waren es die Veröffentlichungen von QUIST (1984) und DIKAU (1986), die durch ihre hohen, im Kraichgau gemessenen Bodenabträge die (Fach-)Öffentlichkeit aufschreckten. QUIST (1984, S. 183) maß auf flurbereinigten Felder, auf denen Zuckerrüben angebaut wurden, über drei Jahre hinweg durchschnittliche Abträge von bis zu 115 t/(ha·a). In den nicht flurbereinigten Kontrollgebieten

wurden hingegen maximale Bodenabträge von 36 t/(ha·a) gemessen. Die hohen Abträge wurden auf Schlägen gemessen, die eine Länge von 150 m unter Hangneigungen von 6 bis 7 ° hatten.

Leitet man aus diesen Angaben Faktoren der ABAG her und berechnet damit den langjährigen, mittleren Bodenabtrag, so bekommt man Bodenabträge in gleicher Größenordnung wie die von QUIST (ebd.) angegebenen. Aus diesem Grund werden QUISTS Messungen als Bestätigung der hier verwendeten Methode angesehen.

DIKAU (1986, S. 29 & 79) untersuchte vegetationslose Messparzellen unter einer Hangneigung von 13 °. Seine Messungen in zwei Jahren ergaben Bodenabträge von 30 bzw. 61 t/(ha·a), wobei die Hanglänge maximal 20 m betrug. Obwohl diese Werte angesichts der kurzen Hanglänge in ihrer absoluten Höhe erschrecken, sind sie doch unter Berücksichtigung der extremen Hangneigung und dem fehlenden Schutz durch Bodenbedeckung als eher niedrig einzuschätzen.

Diese Messungen geben einen Einblick in die Intensität, die der Bodenabtrag im Kraichgau erreichen kann, und können die Berichte über Extremereignisse plausibilisieren helfen, die aus dem Kraichgau berichtet werden und von QUIST (1984, S. 95 ff.) eindrucksvoll zusammengestellt wurden. Sie können jedoch kaum als Vergleichswert für berechnete, langjährige und für ganze Einzugsgebiete gemittelte Bodenabträge unter den heute praktizierten Anbaumethoden dienen.

Deutlich hilfreicher sind diesbezüglich die Ergebnisse langjähriger Abtragsmessungen, die jedoch entsprechend aufwändiger und damit auch seltener sind. Die Erfahrungen von KLIK (2003) unterstreichen diese Aussage: Sein Feldversuch mit mehreren Parzellen erstreckt sich auf sechs bzw. neun Jahre. Rund 80 % des gesamten in dieser Zeit gemessenen Bodenabtrags wurde durch ein bzw. zwei Ereignisse verursacht. SCHAUB & PRASUHN (1993) weisen darauf hin, dass selbst ein Zehn-Jahres-Mittel des Bodenabtrags durch zwei aufeinander folgende nasse und erosive Jahre deutlich verändert werden kann⁴⁹. Die zeitliche Extrapolation weniger gemessener Erosionsereignisse gestaltet sich angesichts dieser Verhältnisse als nahezu unmöglich.

Literatur über langjährige Messungen des Bodenabtrags gibt es über die Versuchstation „Albacher Hof“, welche bereits 1951 etwa 15 km südöstlich von Gießen eingerichtet wurde. Diese liegt zwar damit nicht im Kraichgau, der Bodentyp ist aber

⁴⁹ Messungen von BEUDERT (1997, S. 89) in einem kleinen, ländlichen Einzugsgebiet zufolge wurde in einem durch ein Großereignis geprägtem (hydrologischen) Jahr 96 % der gesamten, über vier Jahre realisierten Feststofffracht ausgetragen.

eine Parabraunerde und die Bodenart wird mit schluffigem Lehm angegeben, so dass eine Vergleichbarkeit gegeben ist. Die Bodenverluste über die Zeitspanne von 1951 bis 1967 wurden gemessen und veröffentlicht. Die jährlichen Abträge schwanken stark, zwischen 0,065 t/(ha·a) und 20,4 t/(ha·a), was erneut die Notwendigkeit von langjährigen Messungen verdeutlicht. Der Mittelwert des Bodenabtrags dieser 11 ° geneigten Messparzellen unter Schwarzbrache betrug 4,5 t/(ha·a). Dieser Wert gibt keinerlei Anlass, die für den oberen Kraichbach berechneten Bodenabträge als zu hoch einzuschätzen. Angesichts der großen Unsicherheiten bezüglich der Übertragbarkeit wird auch kein Anlass gesehen, die Berechnungen als zu niedrig einzuschätzen. (JUNG, 1956, S. 27 f.; JUNG & BRECHTEL, 1980, S. 120 ff.)

CLEMENS & STAHR (1994) nutzten Tiefenprofile in Kolluvienbereichen des Kraichgaus, um aus diesen den Gesamtbodenabtrag der letzten 40 Jahre zu berechnen. Dem sprunghaften Anstieg der anthropogenen Schadstoffe Cadmium und Blei in den Ablagerungen konnte ihr stark steigendes Auftreten in der Umwelt seit 1940 zeitlich zugeordnet werden. Die über dieser „Sprungschicht“ liegende Bodenmasse wurde geschätzt und auf die Einzugsgebiete der jeweiligen Kolluvien bezogen (zwischen 20 und 47 ha). Obwohl diese Methode die untere Grenze des Bodenabtrags ermittelt, da aus dem Gebiet ausgetragenes Bodenmaterial nicht erfasst wird, und zudem im Gegensatz zu direkten Bodenabtragsmessungen auf Feldern über eine größere Fläche integriert wird, ermittelten CLEMENS & STAHR (1994) sehr hohe Werte von „kleiner 14“ bis 84 t/(ha·a).

Nimmt man ihre Angaben zu den landwirtschaftlichen Flächen und leitet daraus Faktoren für die ABAG her, so errechnen sich Bodenabträge, die nicht einmal halb so groß sind, wie die von CLEMENS & STAHR (ebd.) bestimmten. Es kann deshalb vermutet werden, dass auch Tiefenlinienerosion⁵⁰ einen wesentlichen Anteil am Erosionsgeschehen hatte. Die von CLEMENS & STAHR (ebd.) gemachten Angaben zur (langjährigen) Landnutzung im Einzugsgebiet der Messstellen reicht nicht aus, ihre Ergebnisse zu regionalisieren somit für die hier vorgestellte Arbeit zu nutzen.

Schließlich sollen die eigenen Berechnungsergebnisse noch mit den Modellergebnissen anderer Autoren verglichen werden. Der Mittelwert des im Bodenerosionsatlas (GÜNDRA et al., 1995) mit der ABAG berechneten Bodenabtrags im oberen Kraichbach beträgt 6,3 t/(ha·a) und liegt damit in der gleichen Größenordnung wie der hier berechnete Wert (5,61 t/(ha·a)). Eine etwas größere Zahl im Bodenerosionsatlas wurde erwartet, da in diesem keine Erosionsschutzmaßnahmen (Mulchsaat) berücksichtigt wurden (und diese auch noch nicht so weit verbreitet waren).

⁵⁰ Diese Erosionsform wird von der dABAG nicht erfasst.

Ähnliches gilt für das von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (RUF, 2003) modifizierte, auf Baden-Württemberg übertragene Modell MONERIS (BEHRENDT et al., 2001), welches den mittleren, langjährigen Bodenabtrag mit 8,42 t/(ha·a) beziffert. Der letztgenannte Wert bezieht sich auf ein etwas größeres Einzugsgebiet im westlichen Kraichgau (Kraichbach bis einschl. Katzbach sowie Leimbach und Waldangelbach, insgesamt 343,49 km²), dessen mittlere Hangneigung ca. 4 % größer als die des oberen Kraichbachgebietes ist. Zum Teil kann auch dies den höheren mittleren Bodenabtrag erklären.

Der von SOMMER (1999b, S. 139) berechnete, mittlere Bodenabtrag für drei Gemeinden im Kraichgau (darunter auch die Stadt Kraichtal, die 45 % des Einzugsgebietes des oberen Kraichbachs umfasst) beträgt 12 t/(ha·a). Zwei Faktoren sind für diesen deutlichen Unterschied zu den hier angestellten Berechnungen verantwortlich:

- Zum Einen wurde für die erosionsanfälligen schluff- und feinsandreichen Böden eine modifizierte Berechnung des K-Faktors vorgenommen, die zu höheren Werten führt (vgl. Kapitel 5.2.2).
- Vor allem aber wurde ein deutlich anderer Ansatz in der Bestimmung des LS-Faktors gewählt (SOMMER & MURSCHEL, 1999, S. 75; siehe auch Kapitel 2.2.2 „Schätzungen des Bodenabtrags“): So wurde als Hanglänge eines Einzelschlages generell der längste Fließweg auf diesem Schlag eingesetzt. Dieser Ansatz überschätzt den tatsächlichen Bodenabtrag immer dann, wenn die Schlaggrenzen nicht parallel bzw. senkrecht zur Falllinie verlaufen. Auch LÖWA (1997, S. 70) nutzt diesen Ansatz, jedoch ebenfalls ohne über die Plausibilität der dahinter stehenden Annahmen aufzuklären.

Insgesamt wird den im Rahmen dieser Arbeit berechneten Bodenabträgen aufgrund der hier vorgestellten Analysen und Vergleiche ein hohes Maß an Plausibilität zugesprochen.

6.3.4 Weitere Berechnungsschritte

Zusammen mit dem berechneten, mittleren Bodenabtrag von 5,61 t/(ha·a) errechnet sich bei einem Sediment-Eintragsverhältnis von 11,9 % auf den insgesamt 8.746 ha Acker- und Weinbauflächen im Untersuchungsgebiet eine Sedimentmenge von 5.857 t/a am Gebietsauslass, dem Pegel Ubstadt. Nach den Gleichungen 5-9 bzw. 5-10 (Kapitel 5.1.4 „Ermittlung der Emissionen aus Erosion“) wird diese Sedimentmenge mit dem Anreicherungsfaktor (hier gleich eins) und den Oberbodengehalten von Phosphor und den Schwermetallen multipliziert, um die den Pegel erreichenden Emissionen in den oberen Kraichbach zufolge Erosion zu berechnen. Die Ergebnisse dieser Rechnung sind in Tabelle 6-16 dargestellt.

Tabelle 6-16: Phosphor- und Schwermetall-Emissionen (EER_P , EER_{SM}) in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes des oberen Kraichbachs

t/a	P_{ges}					
EER_P	5,86					

kg/a	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
EER_{SM}	1,31	205,6	82,17	143,0	171,8	356,8

6.4 Weitere Eintragspfade und Immissionen

Neben dem Vergleich der (Zwischen-)Ergebnisse mit Literaturwerten, der in den vorangehenden Kapiteln an den entsprechenden Stellen angestellt wurde, ist die letztendlich entscheidende Frage, ob die berechneten Frachten aus Mischwasserentlastungen und Erosion mit den am Pegel des oberen Kraichbachs in Ubstadt gemessenen Frachten in Einklang stehen. Eine direkte Beantwortung dieser Frage kann jedoch nicht stattfinden, da die Fracht am Pegel nur in ihrer Gesamtheit bestimmt werden kann. Eine Zuweisung über die Separierung von punktförmigen und diffusen Quellen hinaus ist nicht möglich. Aus diesem Grund müssen emissionsseitig auch die anderen Eintragspfade berücksichtigt werden.

6.4.1 Weitere Eintragspfade

Im Kraichbach-Projekt (FUCHS et al., 2004) wurden alle für die Emissionen von Nährstoffen und Schwermetallen relevanten Eintragspfade des Einzugsgebiets „Oberer Kraichbach“ quantifiziert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6-17 zusammengestellt. Die Emissionen aus Mischwasserentlastungen aus der Kanalisation des Abwasserzweckverbandes (AZV) „Oberer Kraichbach“ wurden hier nicht ermittelt und müssen deswegen ebenfalls aus dem Kraichbach-Projekt übernommen werden. Zur vereinfachenden Darstellung werden die Eintragspfade „atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche“, „Hofabläufe & Abdrift“, „Drainagen“, „außerörtliche Straßen & Wege“, „Regenwasserkanäle“ und „dezentrale Abwasserentsorgung“ zum Pfad „Sonstiges“ summiert. Keiner dieser Pfade hat einen Anteil an der Summe der Emissionen von 5 % oder mehr. In der Summe ergeben sie maximal rund 6 % der Gesamtemissionen.

Tabelle 6-17: Emissionen aus den weiteren Eintragspfaden im oberen Kraichbach, Daten aus FUCHS et al. (2004, S. 121, 144, 156 & 162)

t/a	P _{ges}					
Kläranlagen	5,35					
Mischwasserentlastungen ¹	1,33					
Abschwemmung	1,70					
Grundwasser	0,58					
sonstige	1,00					

kg/a	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kläranlagen	1,31	14,91	103,3	28,44	13,88	359,5
Mischwasserentlastungen ¹	1,59	27,83	119,3	15,90	53,00	512,8
Abschwemmung	0,25	1,10	5,3	3,40	6,10	45,0
Grundwasser	0,23	3,60	17,8	63,20	0,61	18,7
sonstige	0,33	5,80	17,6	10,28	4,74	103,0

¹ nur AZV „Oberer Kraichbach“

6.4.2 Immissionen

Zum Beurteilen der im oberen Kraichbach transportierten Stofffrachten, der Immissionen, wurden im Rahmen des Kraichbach-Projekts 14-tägliche Routineproben aus der fließenden Welle entnommen sowie mehrere Ereignisse mit einem automatischen Probenehmer beprobt. Bei den Schwermetallen wurde zusätzlich auf Messungen der LfU am Pegel Ketsch, der Mündung des Kraichbachs in den Rhein, zurückgegriffen.

Bei der Berechnung der Immissionen muss beachtet werden, dass die Berechnungen der pfadspezifischen Einträge nicht die Emissionssituation im Untersuchungszeitraum widerspiegeln, sondern die unter heutigen Umständen im langjährigen Mittel zu erwartenden Emissionen. Um einen Vergleich zwischen der Gesamtemission und der Immission durchführen zu können, wurden deswegen die Ergebnisse der Routineproben, die den Stofftransport des Kraichbachs während des Projekts beschreiben, mit dem langjährigen, hydrologischen Verhalten verknüpft. Dazu wurde die Kurve des Abflusses, aufgetragen über der entsprechenden Unterschreitungsdauer, analysiert und in vier Abflussklassen aufgeteilt. Jeder Abflussklasse wurde, gestützt auf das Routinemessprogramm und die Messungen der LfU, eine Konzentration für jeden Schmutzparameter zugewiesen und daraus die „Basisfracht“ berechnet, die die während niedriger und mittlerer Abflüsse transportierten Immissionen widerspiegelt.

Die Immissionen während hoher Abflüsse wurden als „Ereignisfracht“ bezeichnet. Diese deckt die Tage mit Tagesmitteln des Abflusses von über 2,5 m³/s ab. Die diesem Bereich zugehörigen Konzentrationen wurden aus den Ergebnissen der Ereignisbeprobung hergeleitet. Die Ergebnisse der Immissionsberechnung (Summe aus Basis- und Ereignisfracht) sind in Tabelle 6-18 zusammengestellt. (FUCHS et al., 2004, S. 137 ff. & S. 152 ff.)

Tabelle 6-18: Immissionen im oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt (P_{ges} in t/a, Schwermetalle in kg/a), Daten aus FUCHS et al. (2004, S. 137 ff. & S. 152 ff.)

P_{ges}	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
18,30	6,00	220,0	255,0	277,0	234,0	1.617

6.5 Resultate

6.5.1 Vergleich von Emissionen und Immissionen

Phosphor

In Abbildung 6-11 sind für den Parameter P_{ges} die gesamten Emissionen als gestapelte Säulen den Immissionen gegenübergestellt. Tabellarisch sind die Zahlen in Tabelle 6-19 zusammengefasst.

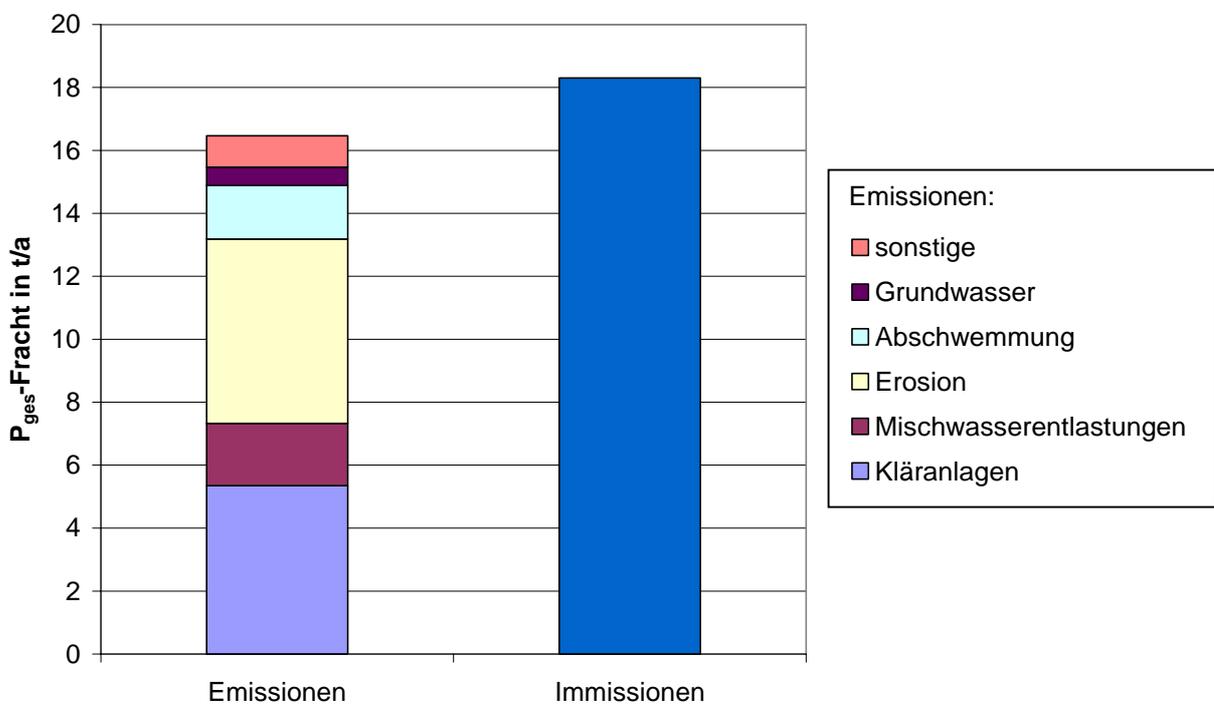


Abbildung 6-11: Emissionen und Immissionen für den oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt: P_{ges}

Tabelle 6-19: Emissionen und Immissionen für den oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt und prozentualer Anteil der Einzelpfade an den Gesamtemissionen: P_{ges}

	P_{ges} in	
	t/a	%
Kläranlagen	5,35	33
Mischwasserentlastungen	1,93	12
Erosion	5,86	36
Abschwemmung	1,70	10
Grundwasser	0,58	4
sonstige	1,00	6
Σ Emissionen	16,41	-
Immissionen	18,30	-

Die Frachten aus Mischwasserentlastungen und der Erosion stellen rund die Hälfte der gesamten Emissionen, diejenigen aus Kläranlagen sind für ca. ein Drittel der Fracht verantwortlich. Aus Abschwemmung resultiert als einzigem weiteren Einzelpfad ein Frachtanteil von über 10 %. Summiert man die beiden wichtigsten, urbanen Pfade („Kläranlagen“ & „Mischwasserentlastungen“), so ergibt sich ein Anteil von 45 % an den Gesamtemissionen. Dies ist angesichts der insgesamt eher ländlichen Prägung des Einzugsgebietes mit seiner ausgesprochen intensiv betriebenen Landwirtschaft ein überraschendes Ergebnis.

Weitaus ungewöhnlicher ist jedoch die Tatsache, dass die Immissionen die Summe der Emissionen um mehr als 10 % überragen, man also von einer „negativen Retention“ sprechen kann. Einzig ein ständiges Eintiefen des Flusses könnte diese Feststellung sinnvoll aufklären. Überschlägige Schätzungen zeigen jedoch, dass dies nicht die einzige Erklärung sein kann.

Ursache für diesen Befund können weiterhin

- a. in der Ungenauigkeit bei der Ableitung von Konzentrationen liegen und
- b. in der Kalkulation der erosionsbedingten Emissionen, dem bedeutendsten Eintragspfad für den Phosphor zu suchen sein.

ad a. Die gemessenen Konzentrationen des Gesamtphosphors im Gewässer schwanken stark. Schon alleine aus diesem Grund war es schwierig, fast kritisch, repräsentative Konzentrationen für die einzelnen Abflussklassen zu benennen. Der Konzentrationswert der ersten Abflussklasse, die den Abflussbereich unterhalb des langjährigen, mittleren Abflusses abdeckt, ist zudem so niedrig, dass in der Analytik

mit Ungenauigkeiten gerechnet werden muss, die höher als die ansonsten üblichen sind. Obwohl Abflüsse dieser Abflussklasse rund 50 % aller Tage im Jahr vorkommen, wird mit ihnen weniger als 10 % der Jahresfracht realisiert.

ad b. In der Berechnung der erosionsbedingten Emissionen wurde im letzten Schritt – beim Sediment-Eintragsverhältnis – eine empirische Formel aus der Literatur verwendet, die regionale Besonderheiten nicht widerspiegelt (vgl. Kapitel 2.2.3 „Schätzung der Stoffeinträge“). Damit wird ein im Kraichgau potenziell höheres Eintragsverhältnis nicht berücksichtigt. Vor allem ist jedoch fragwürdig, ob in den bei der Herleitung der Formel von AUERSWALD (1992) benutzten Immissionsdaten Einzelereignisse ähnlich detailliert erfasst waren, wie es im Kraichbach-Projekt der Fall war. Unterstellt man den wahrscheinlichen Fall, nämlich eine mangelnde Erfassung von Einzelereignissen, so fehlt AUERSWALD der mit „Ereignisfracht“ betitelte Immissionsanteil. Im vorliegenden Fall sind dies über 20 % der gesamten Immissionen. Wird in der Erstellung einer empirischen Gleichung aber mit fehlerhaften (zu niedrigen) Daten gearbeitet, so ergibt sich daraus, dass die Gleichung später die Emissionen zu klein schätzt. Die gemessenen (und tatsächlichen) Immissionen sind dann höher als die Summe der berechneten Emissionen.

Die verwendete Formel für das Sediment-Eintragsverhältnis erklärt auch, warum beim Phosphor zwischen Immissionen und Summe der Emissionen keine Differenz erwartet worden war: Mit dieser Formel wird die an einem Pegel wiedergefundenen Sedimentfracht berechnet. Die als erosionsbedingte Emissionen angegebenen Größen sind also de facto Immissionsfrachten. Die meisten anderen Quellen hingegen (Grundwasser, Drainage, Abschwemmung) sind durch gelöste Stoffe bestimmt. Für den Phosphor, dessen Retentionsprozesse in aller Regel von Sedimentation geprägt sind, ist somit nicht mit Rückhalt im Gewässer zu rechnen – Emissionen und Immissionen können als gleich angenommen werden. Einzig die Mischwasserentlastungen kämen diesbezüglich in Frage. Diese verursachen aber nur 12 % der gesamten Emissionen und können somit – selbst bei pfadspezifisch hoher Retention – bezogen auf die Summe der Emissionen nicht zu relevanten Größenordnungen für die Retention führen.

Ein Rückhalt von Phosphor aus Kläranlagen, des nach der Erosion zweitwichtigsten Pfades, kann nahezu ausgeschlossen werden. Zum Einen ist schwer vorstellbar, dass partikuläre Substanz zwar ein regelmäßig betriebenes Nachklärbecken durchströmt, im Gewässer dann aber sedimentiert. Zum Anderen wurde im Rahmen des Kraichbach-Projektes (FUCHS et al., 2004) in einer Intensivmesskampagne bei Trockenwetterbedingungen – und nur dann wäre dies überhaupt denkbar – genau diese Frage intensiv untersucht. Das eindeutige Ergebnis dieser Untersuchung war, dass Retention beim Phosphor unter diesen Fließbedingungen nicht feststellbar ist.

Schwermetalle

Analog zur Darstellung der Ergebnisse für den Phosphor sind in Abbildung 6-12 für die Schwermetalle die gesamten Emissionen als gestapelte Säulen den Immissionen gegenübergestellt. Tabellarisch sind die Zahlen in Tabelle 6-20 zusammengefasst.

Studiert man Abbildung 6-12, so erkennt man, dass die Emissionen aller Schwermetalle im Testgebiet von drei Eintragspfaden bestimmt sind: „Kläranlagen“, „Mischwasserentlastungen“ und „Erosion“. Die Summe dieser drei Pfade umfasst zwischen 71 und 96 % aller berechneten Emissionen. Die Ausprägung der einzelnen Pfade ist dabei metallspezifisch unterschiedlich: Cadmium, Kupfer und Zink werden zu rund 65 % von den beiden urbanen Quellen bestimmt. Die Emissionen von Blei werden zu fast einem Viertel von Mischkanalisationsüberläufen bestimmt, die Stoffquelle „versiegelte, urbane Flächen“ ist also auch für diesen Stoff als wichtig einzuschätzen. Im Gegensatz zu den zuvor genannten Schwermetallen machen Kläranlagen beim Blei aber nur 5 % der Summe der Emissionen aus. Der primäre Eintragspfad ist für Blei eindeutig die Bodenerosion, die über 65 % der Gesamtemissionen verursacht. Ähnlich wichtig ist dieser Eintragspfad bei Nickel, bei dem er für über 50 % der Emissionen steht. Vorherrschend ist der Einfluss der Erosion auf die Emissionen für Chrom, bei dem er den Berechnungen zufolge 77 % der Gesamtfracht verursacht. Kein anderer betrachteter Stoff wird so stark durch einen einzigen Eintragspfad gezeichnet.

Angesichts der selbst im Vergleich zu den Berechnungen beim Phosphor extrem hohen Unsicherheiten, die der Abschätzung der Immissionen bei den Schwermetallen anhaftet (vgl. FUCHS et al., 2004, S. 152 ff.), können die Berechnungsergebnisse aufgrund des Vergleichs von Immissionen und Emissionen als plausibel betrachtet werden.

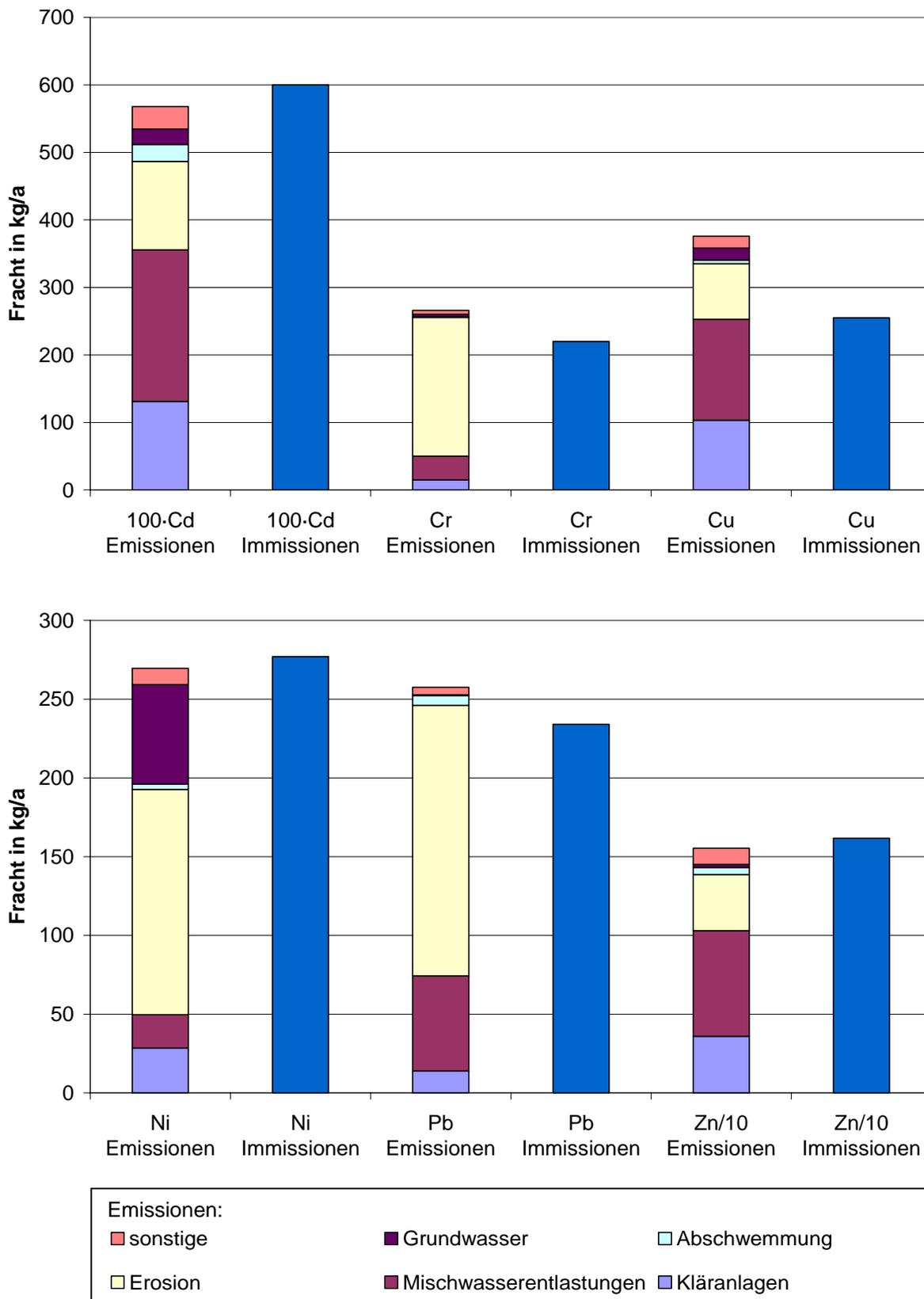


Abbildung 6-12: Emissionen und Immissionen für den oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt: Schwermetalle

Tabelle 6-20: Emissionen und Immissionen für den oberen Kraichbach am Pegel Ubstadt und prozentualer Anteil der Einzelpfade an den Gesamtemissionen: Schwermetalle

	Cd in		Cr in		Cu in	
	kg/a	%	kg/a	%	kg/a	%
Kläranlagen	1,31	23	14,9	6	103,3	27
Mischwasserentlastungen	2,24	40	35,1	13	149,8	40
Erosion	1,31	23	205,6	77	82,2	22
Abschwemmung	0,25	4	1,1	0	5,3	1
Grundwasser	0,23	4	3,6	1	17,8	5
sonstige	0,33	6	5,8	2	17,6	5
Σ Emissionen	5,68	-	266,1	-	375,9	-
Immissionen	6,00	-	220,0	-	255,0	-

	Ni in		Pb in		Zn in	
	kg/a	%	kg/a	%	kg/a	%
Kläranlagen	28,4	11	13,9	5	360	23
Mischwasserentlastungen	21,2	8	60,4	23	670	43
Erosion	143,0	53	171,8	67	357	23
Abschwemmung	3,4	1	6,1	2	45	3
Grundwasser	63,2	23	0,6	0	19	1
sonstige	10,3	4	4,7	2	103	7
Σ Emissionen	269,6	-	257,5	-	1.553	-
Immissionen	277,0	-	234,0	-	1.617	-

6.5.2 Synoptische Betrachtung der Ergebnisse

Auch im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs haben sich – wie bereits zuvor für Deutschland – die Emissionen aus Mischwasserentlastungen und Erosion als bedeutend herausgestellt. Ein Vergleich der Summe der Emissionen mit den Immissionen am Pegel Ubstadt bestätigt insgesamt die durchgeführten Berechnungen.

Es wurde eine Methode entwickelt, mit der die Herleitung von Entlastungskonzentrationen unter Berücksichtigung örtlicher Gegebenheiten gelingt. Die für den oberen Kraichbach berechneten Konzentrationen wurden Mittelwerten aus der Literatur gegenübergestellt. Es konnte gezeigt werden, dass die Werte in der gleichen Größenordnung liegen. Abweichungen konnten plausibel erklärt werden.

Mittels einer innovative Verknüpfung von mehreren Datensätzen gelang es innerhalb eines GIS, den Bodenabtrag unter Berücksichtigung von Bodenschutzmaßnahmen und Hanglängs- und -querformen zu quantifizieren. Das Ergebnis wurde über einen Vergleich mit Mess- und Berechnungsergebnissen Dritter abgesichert.

Insgesamt werden die in Kapitel 3 aufgestellten Arbeitshypothesen damit als bestätigt angesehen. Die in der Methodik zur Quantifizierung von Emissionen erkannten Defizite konnten weitgehend behoben werden.

7 Zusammenfassung und Ausblick

7.1 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit befasste sich mit der Abschätzung von Emissionen für mesoskalige Flusseinzugsgebiete. Betrachtet wurden der Nährstoff Phosphor sowie die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink. Es gibt drei Eintragspfade, über die der Großteil der Emissionen realisiert wird. In zweien dieser Pfade wurden Defizite in der Methodik zur Abschätzung erkannt, dies sind „Mischwasserentlastungen“ und „Erosion“. Es war das Ziel dieser Arbeit, die in diesen Pfaden festgestellten Defizite durch eine Verbesserung der Abschätzungen möglichst weitgehend zu beheben.

Mischwasserentlastungen

Die bei Niederschlagsereignissen aus Regenbauwerken entlasteten Mischwasservolumina können ausreichend genau mit hydrologischen Kanalabfluss-Modellen berechnet werden. Als unzureichend wird die Güte der an Kanalabfluss-Simulationsprogramme gekoppelten Schmutzfrachtmodule erachtet. In dieser Arbeit wurde deswegen ein auf empirischen Daten basiertes Modell zur Berechnung von Schmutzstoffkonzentrationen im Mischwasserentlastungsabfluss entwickelt. In diesem werden die – regional unterschiedlichen – Einflüsse dreier Schmutzstoffquellen berücksichtigt: Trockenwetterabfluss, Abfluss befestigter Oberflächen und Kanalablagerungen.

Die Konzentrationen im Trockenwetterabfluss und im Abfluss befestigter Oberflächen werden mit einer Zwei-Wege-Methode hergeleitet. In dieser wird die Summe der einzelnen Schmutzstoffquellen, die separat ermittelt werden, mit der transportierten Fracht verglichen, die aus Literaturwerten über Messungen unmittelbar im Kanal berechnet wird und somit eine Kontrollgröße darstellt. Die an den Einzelquellen orientierte Vorgehensweise erlaubt auch eine Anpassung der Berechnungen an regionale Gegebenheiten.

Im Fall des Trockenwetterabflusses werden einwohnerspezifische Tagesfrachten aus den Quellen menschliche Ausscheidungen, Nahrungsmittelreste, Wasch- und Reinigungsaktivitäten und Trinkwasser berücksichtigt. Als bedeutend stellen sich menschliche Ausscheidungen für den Phosphor heraus (82 % der Summe der Einzelquellen). Wasch- und Reinigungsaktivitäten und das Trinkwasser sind für die Schwermetalle am wichtigsten (75 bis 91 % der Summe der Quellen).

Die Summe der Beiträge der Quellen wird mit einer einwohnerspezifischen, transportierten Fracht verglichen, die aus dem mittleren, einwohnerspezifischen Abwasseranfall und mittleren Schmutzkonzentrationen im Trockenwetterabfluss berechnet wurde. Die beste Übereinstimmung zwischen Quellen und transportierter Fracht konnte beim Phosphor beobachtet werden, bei Chrom und Nickel besteht die größte Differenz. Als Ursache für die Abweichungen werden in erster Linie Unsicherheiten in der Berechnung der einwohnerspezifischen, transportierten Fracht verantwortlich gemacht.

Die Beiträge der Quellen des Abflusses befestigter Oberflächen werden zunächst als flächenspezifische Jahresfrachten unter Annahme mittlerer, baden-württembergischer Bedingungen berechnet. Quantifiziert werden die atmosphärische Deposition, der Dachablauf, der Straßenverkehr, und die Stoffausträge von Oberleitungen stückverzinkten Produkten. Bei Phosphor und Cadmium prägt die atmosphärische Deposition das Eintragungsgeschehen, bei Chrom ist es der Straßenverkehr. Zwischen 50 und 60 % der Summe der Frachten der Kupfer- und Nickel-Einzelquellen stammen aus dem Straßenverkehr. Zink wird zu über 45 % aus Dachabflüssen emittiert.

Der Vergleich erfolgte mit transportierten Frachten, die aus einem mittleren Jahresniederschlag und -abflussbeiwert und aus mittleren Konzentrationen des Regenwasserabflusses in Trennsystemen berechnet wurden. Die Ergebnisse für Phosphor und Cadmium weisen eine große Differenz zwischen der transportierten Fracht und der Summe der Einzelquellen auf (die transportierte Fracht ist größer). Neben Unsicherheiten in der Berechnung der transportierten Fracht werden hierfür nicht erfasste Schmutzquellen verantwortlich gemacht. Die Abweichungen bei Chrom, Kupfer und, etwas eingeschränkt, Nickel bewegen sich in einem Bereich, der als zufrieden stellend bezeichnet werden kann. Die Differenz bei Blei und Zink wird vor allem Problemen mit der Güte der Datengrundlage in der Berechnung der transportierten Fracht zugeschrieben.

Die Verschmutzung des Mischwasserabflusses durch remobilisierte Kanalablagerungen und abgelöste Sielhaut wird über die Berechnung des spezifischen Kanalschmutzpotenzials abgeschätzt. Dieses wird aus geometrischen und hydraulischen Informationen zu den stromaufwärts gelegenen Haltungen berechnet und steht im Zusammenhang mit der CSB-Konzentration der Regenwasserkomponente im Mischwasserabfluss. Die Folgerung von der CSB-Konzentration auf die Konzentration der hier betrachteten Parameter erfolgt über die Relation der Konzentrationen, die im Primärschlamm der Kläranlage des betrachteten Untersuchungsgebiets gefunden wurden.

Die erarbeitete Methode erlaubt es, Konzentrationen verschiedener Schmutzparameter im Entlastungsabfluss von Mischkanalisationen unter Berücksichtigung der maßgeblichen Wirkgrößen abzuschätzen. Dies stellt eine erhebliche Verbesserung gegenüber der bisherigen Praxis dar.

Erosion

Der zentrale Ausgangswert aller Abschätzungen der Emissionen aus Erosion ist der Bodenabtrag. Er wurde mit einer in Deutschland entwickelten Form der Universal Soil Loss Equation (USLE) berechnet, der dABAG.

Arbeitsschwerpunkt war die Ermittlung der Hanglängen, die als bedeutende Faktoren in die dABAG eingehen. Nur durch eine Programmierung in einem Geografischen Informationssystem (GIS) gelang es, sie flächendifferenziert zu vollziehen. Die Basis dafür wurde mit der innovativen Verknüpfung dreier Datenquellen gelegt: Mit den ATKIS-Daten lagen Vektordatensätze und damit klar definierte Grenzen der Anbauflächen vor. Die Daten konnten durch einen Verschnitt im GIS mit einem klassifizierten Satellitenbild der Landnutzung aktualisiert werden. Die Herleitung der Fließwege und ihrer Länge wurde schließlich über das Digitale Höhenmodell vollzogen, das mit den Anbauflächen verschnitten wurde. Berücksichtigt wurde dabei eine Unterbrechung der Erosionsstrecke (des Fließweges) bei einer Abnahme der Hangneigung um 50 % und mehr von einer Zelle zur nächsten.

Der Oberbodengehalt für Phosphor und die Schwermetalle wurde auf der Grundlage von eigenen Untersuchungen und den Messkampagnen Dritter angenommen. Für Lößböden, die ein spezielles Abtragsverhalten aufweisen, kann der Anreicherungs-faktor zu eins gesetzt werden. Das Sediment-Eintragsverhältnis wurde mit einer empirischen Gleichung berechnet.

Die vorgestellte Berechnungsweise erlaubt es, eine flächenhafte Berechnung des mittleren, jährlichen Bodenabtrags über die dABAG vorzunehmen. Dies geschieht ausschließlich aufbauend auf Daten, die in Baden-Württemberg allgemein verfügbar vorliegen. Im Gegensatz zur „einfachen“ USLE wird der Einfluss der Hanglängs- und -querneigung berücksichtigt, so dass die Güte der Rechenergebnisse deutlich gesteigert werden konnte.

Modellanwendung im Untersuchungsgebiet „Oberer Kraichbach“ (Mischwasser und Erosion)

Die erarbeitete Methodik wurde abschließend im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs angewendet.

Die berechneten Entlastungskonzentrationen liegen in der Größenordnung von Mittelwerten aus der Literatur. Unterschiede weisen nicht auf eine falsche Berechnungsmethode hin, sondern unterstreichen das Ziel des erarbeiteten Ansatzes, von mittleren Bedingungen abweichende Umstände – und damit auch Entlastungskonzentrationen – in konkreten Untersuchungsgebieten zu berücksichtigen. Insgesamt spiegelt sich die spezifische Situation im Untersuchungsgebiet wider, welches ländlich geprägt ist und niedrige Belastungen mit Schwermetallen aufweist.

Eine Herkunftsanalyse zeigt, dass die Phosphorfracht zu 45 % aus der Schmutzquelle „Kanal“ stammt. Dieses Ergebnis unterstreicht die Bedeutsamkeit einer adäquaten Abbildung dieses Konzentrationsanteils in der Schätzung von Entlastungsfrachten. Die Schwermetallfrachten werden deutlich von den Schmutzstoffen auf den befestigten Oberflächen geprägt, deren Anteil an den Emissionen 62 bis 97 % ausmacht.

Der Mittelwert des mit der dABAG berechneten Bodenabtrags auf Acker- und Weinbauflächen im Untersuchungsgebiet beträgt 5,61 t/(ha·a). Er ergibt sich aus einem relativ hohen, mittleren Abtrag auf Weinbauflächen von 17 t/(ha·a) und entsprechend von 4,6 t/(ha·a) auf den Ackerflächen. Der Unterschied lässt sich rund zur Hälfte durch die schlechtere Schutzwirkung der Weinkulturen für den Boden und zur anderen Hälfte durch die steileren Anbaulagen beim Wein erklären.

Die berechneten Emissionen aus Mischwasserentlastungen und Erosion sind in Tabelle 7-1 zusammengestellt.

Tabelle 7-1: Berechnete Emissionen aus Mischwasserentlastungen und Erosion im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs

t/a	P _{ges}					
Mischwasserentlastungen ¹	0,60					
Erosion	5,86					

kg/a	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Mischwasserentlastungen ¹	0,66	7,3	30,54	5,3	7,4	157,3
Erosion	1,31	205,6	82,17	143,0	171,8	356,8

¹ nur Stadt Kraichtal

Zum Schluss wurden die berechneten Emissionen der beiden Pfade um diejenigen aus den anderen Pfaden ergänzt und in ihrer Summe den Immissionen am Gebietsauslass gegenübergestellt. Für mehrere Stoffe ergab sich dabei der unerwartete Befund, dass die Immissionen die Summe der Emissionen übersteigen. Als Grund dafür wird zum Einen eine trotz mehrjähriger Messkampagne noch schwache Datenbasis in der Berechnung der Immissionen vermutet. Wichtiger erscheint jedoch zum Anderen, dass sich durch die Anwendung des empirischen Ansatzes für das Sedi-ment-Eintragsverhältnis eine Unterschätzung der Emissionen ergibt.

Mit der erfolgreichen Anwendung der entwickelten Methodik im Untersuchungsgebiet „Oberer Kraichbach“ konnte gezeigt werden, dass es in der vorliegenden Arbeit gelang, bestehende Ansätze zur Abschätzung von Emissionen auf der Mesoskala erfolgreich weiterzuentwickeln. Für die Parameter Phosphor, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei und Zink stellen die Pfade „Mischwasserentlastungen“ und „Erosion“ – deutschlandweit, aber auch im Gebiet des oberen Kraichbachs – die bedeutendsten, diffusen Quellen dar. Für diese wurden folgende Verbesserungen erzielt:

- Die Konzentrationen im Mischwasserentlastungsabfluss werden unter Berücksichtigung regionaler Informationen zu den wesentlichen Einflussgrößen abgeschätzt. Dieses Vorgehen ermöglicht auch eine Herkunftsanalyse der entlasteten Frachten. Durch die Zwei-Wege-Methode können mögliche Ursachen für Fehler herausgefunden werden.
- Die Berechnung des Bodenabtrags ist flächendeckend unter Nutzung allgemein-verfügbarer Daten und unter Einbeziehung der Hanglängs- und -querform möglich und damit verlässlicher.

7.2 Ausblick

Trotz der erfolgreichen Anwendung der vorgestellten Methoden wird in der Abschätzung der beiden Pfade „Mischwasserentlastungen“ und „Erosion“ noch Potenzial für weitere Forschungsarbeiten gesehen.

Mischwasserentlastungen

Die zentrale Unsicherheit beim Pfad „Mischwasserentlastungen“ wird in der Übertragung der CSB-Konzentrationen des Konzentrationsanteils Kanal auf die betrachteten Schmutzstoffe gesehen. Im Text wurden die beiden zentralen Fragen ausführlich erläutert: Zum Einen geht es darum, die Ähnlichkeit in den Schmutzstoffgehalten von organischen Ablagerungen und Primärschlamm zu verifizieren, zum Anderen um den Einfluss der Sielhaut auf die Verschmutzung. Weitere Arbeitsschritte könnten

verbliebene Differenzen in der Summe der Einzelquellen und der transportierten Fracht aufklären und den pauschalen Ansatz des Anteils, zu dem die verschiedenen Stoffe im Mischwasserabfluss partikulär vorliegen, über ein nach Verschmutzungskomponenten differenziertes Vorgehen auflösen.

Erstrebenswert – aus wissenschaftlicher Sicht unabdingbar – ist es, den gesamten Ansatz in mehreren Testgebieten zu überprüfen. Bisher konnten lediglich einzelne Schritte validiert werden. Unterblieben ist der Vergleich der berechneten mit vor Ort gemessenen Entlastungskonzentrationen. Hauptgrund dafür ist die Finanzierbarkeit: Es müsste eine mehrjährige, vollständige Beprobung der Entlastungsabflüsse auf eine großen Anzahl an Parametern hin stattfinden.

Arbeiten für eine Fortentwicklung der Methode sollten in der Berechnung der Konzentrationen im Konzentrationsanteil Kanal ansetzen. Sinnvoll wäre die Suche nach Möglichkeiten der vereinfachten Anwendung des Ansatzes. Der hohe Aufwand in der Erhebung der Daten, der derzeit betrieben werden muss, wird als Haupthindernis für eine weitere Verbreitung gesehen.

Die hohe Nützlichkeit, die die Zwei-Wege-Methode in dieser Arbeit gezeigt hat, lässt vermuten, dass er auch bei der Ausweitung auf andere Stoffe bzw. Stoffgruppen ein wertvolles Instrument darstellen würde. Zu denken wäre hier zum Beispiel an Arzneimittelstoffe bzw. endokrin wirksame Substanzen. Zu diesen dürfte zum Einen die Datenbasis ebenfalls sehr gering sein. Zum Andern ist zu befürchten, dass die Messwerte, insbesondere in Medien wie dem Trockenwetterabfluss, aufgrund der geringen Konzentrationen mit hohen Ungenauigkeiten verbunden sind. Eine Validierung bzw. Verbreiterung der Datenbasis ist dann besonders hilfreich.

Erosion

Die wesentlichen Punkte, an denen die Abschätzung der Emissionen aus Boden-erosion verbessert werden kann, werden im Bereich der hier nur peripher behandelten Berechnungsschritte gesehen: Die zur Zeit allgemein üblichen Ansätze zur Herleitung des Anreicherungsverhältnisses berücksichtigen allesamt nicht den Bodentyp des betrachteten Einzugsgebietes. Die Rechenergebnisse nehmen dadurch teilweise physikalisch unsinnige Größen an. Gleich wichtig ist die Erarbeitung von Gleichungen oder Ansätzen zur Bestimmung des Sediment-Eintragsverhältnisses.

Die erfolgreiche Anwendung der „Zwei-Wege-Methode“ in der Regionalisierung der Schmutzstoffkonzentrationen im Kanalabfluss legt eine Anwendung auch auf Oberbodengehalte nahe. Für diese liegen ebenfalls nur wenige Messwerte vor, mit denen keine Regionalisierung vollzogen werden kann. Zugleich können regional differen-

zierte Belastungen aus entsprechenden Stoffquellen abgeschätzt werden, aus denen eine Methodik zur Herleitung von regionalisierten Oberbodengehalten entwickelt werden kann.

Quantifizierung der Unsicherheiten

In allen Bereichen der Abschätzung von Stoffströmen ist es nötig, sich in Zukunft vermehrt auch der Quantifizierung der Unsicherheiten zu widmen, die den berechneten Frachten anhaften. Wie in dieser Arbeit deutlich wurde, ist dies im hier vorliegenden Arbeitsfeld nur selten mit den Mitteln der konventionellen Statistik möglich. Da im Wesentlichen auf allgemein verfügbare Daten oder Expertenschätzungen aufgebaut werden muss, ergeben sich Unsicherheiten in der Aufstellung von Stoffstromanalysen, die außerhalb der Grenzen anderer natur- bzw. ingenieurwissenschaftlicher Arbeiten liegen. Die sture Anwendung von Sensitivitätsanalysen kann zu keiner befriedigenden Lösung führen. Neue Ideen und Ansätze sind gefragt. Der Startschuss dafür sei hiermit gegeben!

Literaturverzeichnis

- AG BODEN (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland. Fachl. Red.: Herwig Finnen. Stuttgart: Schweizerbart
- AHLMAN, S. (2004): Ahlman, Department of Water Environment Transport, Chalmers University of Technology, Göteborg, Schweden, persönliche Mitteilung über (i) die Modellgrundlagen des Modells SEWSYS und (ii) Messdaten im Ablauf von Straßen in Schweden
- AHLMAN, S., & SVENSSON, G. (2002a): Substance flow analysis of the stormwater system in Vasastaden, Göteborg. In: STRECKER, E.W. & HUBER, W.C. (Hrsg.): Proceedings of the Ninth International Conference on: Urban Drainage, 8. bis 13. September 2002, Portland, OR, USA
- AHLMAN, S., & SVENSSON, G. (2002b): Modelling substance flows in urban sewer systems using MATLAB/Simulink. In: STRECKER, E.W. & HUBER, W.C. (Hrsg.): Proceedings of the Ninth International Conference on: Urban Drainage, 8. bis 13. September 2002, Portland, OR, USA
- AHYERRE, M., CHEBBO, G., & SAAD, M. (2000): Sources and erosion of organic solids in a combined sewer. *Urban Water*, **2**(4). S. 305 - 315
- AHYERRE, M., CHEBBO, G., & SAAD, M. (2001): Nature and Dynamics of Water Sediment Interface in Combined Sewers. *Journal of Environmental Engineering*, **127**(3), S. 233 - 239
- AHYERRE, M., CHEBBO, G., TASSIN, B., & GAUME, E. (1998): Storm water quality modelling, an ambitious objective? *Water Science and Technology*, **37**(1). S. 205 - 213
- ASHLEY, R., CRABTREE, B., FRASER, A., & HVITVED-JACOBSEN, T. (2003): European Research into Sewer Sediments and Associated Pollutants and Processes. *Journal of Hydraulic Engineering*, **129**(4). S. 267 - 275
- ASHLEY, R.M., BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L., HVITVED-JACOBSEN, T., & VERBANCK, M. (Hrsg.) (2004): Solids in Sewers. Scientific and Technical Report No. 14, Joint Committee on Urban Drainage, Sewer Systems and Processes Working Group. London: IWA Publishing
- ASHLEY, R.M., FRASER, A., BURROWS, R., & BLANKSBY, J. (2000): The management of sediment in combined sewers. *Urban Water*, **2**(4). S. 263 - 275
- ASHLEY, R.M., HVITVED-JACOBSEN, T., & BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. (1999): Quo vadis sewer processes modelling? *Water Science and Technology*, **39**(9). S. 9-22
- ASHLEY, R.M., TAIT, S., CLEMENS, F., & VELDKAMP, R. (2004): Sewer processes - problems and new knowledge needs. Proceedings of VI. Int. Conference on Urban Drainage Modelling, 15.-17.09.2004, Dresden. S 195 - 204
- ASHLEY, R.M., WOTHERSPOON, D.J.J., COGLAN, B.P., & MCGREGOR, I. (1992): The erosion and movement of sediments and associated pollutants in combined sewers. *Water Science and Technology*, **25**(8). S. 101 - 114

- ATHAYDE, D.N., MEYERS, C.F., & TOBIN, P. (1986): EPA's Perspective on Urban Nonpoint Sources. In: URBONAS, B., & ROESNER, L.D. (Hrsg.) (1986): *Urban Runoff Quality: Impacts and Quality Enhancement Technologies*. American Society of Civil Engineers. New York, N.Y., U.S.A.. S. 217 - 225. Zitiert nach: SCHUELER (1987), S. A.4
- ATV (1983): Informationsschrift Schwermetalle im kommunalen Abwasser. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA). Zitiert nach: BROMBACH et al. (1992), S. 80
- ATV (1992): ATV-Arbeitsblatt A 128 „Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen“, Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Hennef, erschienen bei der Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), St. Augustin
- ATV-DVWK (2001): Merkblatt ATV-DVWK-M 177 „Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen - Erläuterungen und Beispiele. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (ATV-DVWK), Hennef, erschienen bei der Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), St. Augustin
- AUERSWALD, K. (1987): Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren. *Wasser und Boden*, **39**(1). S. 34 - 38
- AUERSWALD, K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss. *Soil Technology*, **2**. S. 271 - 277
- AUERSWALD, K. (1992): Predicted and Measured Sediment Loads of Large Watersheds in Bavaria. In: LARSEN, P. (Hrsg.): *Sediment Management. Proceedings of the 5th International Symposium on River Sedimentation*, 6. bis 10. April 1992, Karlsruhe. S. 1031 - 1036
- AUERSWALD, K. (1999): unveröffentlicht. Zitiert nach: AUERSWALD & SCHWAB (1999)
- AUERSWALD, K., & HAIDER, J. (1992): Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewässer durch Bodenerosion. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **33**. S. 222 - 229
- AUERSWALD, K., & SCHMIDT, F. (1986): *Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern*. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA Fachberichte, Band 1. München.
- AUERSWALD, K., FLACKE, W., & NEUFANG, L. (1988): Räumlich differenzierte Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **151**. S. 369 - 373
- AUERSWALD, K., KAINZ, M., & VOGL, W. (1986): Vergleich der Erosionsgefährdung durch Maisfruchtfolgen (C-Faktor). *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch*, **63**(1). S. 3 - 8
- AUERSWALD, K., UND SCHWAB, A. (1999): Erosionsgefährdung (C-Faktor) unterschiedlich bewirtschafteter Weinanbauflächen. *Die Weinwissenschaft/Vitic Enol.Sci.*, **54**(2-3). S. 54 - 60
- BACHOC, A. (1992): *Le transfer de solides en réseau d'assainissement unitaire*. Doktorarbeit, Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, Frankreich. Zitiert nach: AHYERRE et al. (1998)
- BACHOC, A. (1992): Location and general characteristics of sediment deposits into man-entry combined sewers. *Water Science and Technology*, **25**(8). S. 47 - 55. Zitiert nach: ASHLEY et al. (2004), S. 72

- BANNERMAN, R.T., OWENS, D.W., DODDS, R.B., & HORNEWER, N.J. (1993): Sources of Pollutants in Wisconsin Stormwater. *Water Science and Technology*, **28**(3-5). S. 241 - 259.
- BÁRDOSSY, A., GIESE, H., HALLER, B., & RUF, J. (2001): Regionalisierte Niederschlagsreihen im 5-Minuten-Zeitraster für Baden-Württemberg. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, **48**(3). S. 300 - 308
- BARSCHE, D., SCHUKRAFT, G., & SCHULTE, A. (1998): Der Eintrag von Bodenerosionsprodukten in die Gewässer und seine Reduzierung - das Geländeexperiment „Langenzell“. In: RICHTER, G. (Hrsg.): *Bodenerosion*. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 194 - 203
- BAUER, S. (1996): *Bilanzierung von Schwermetallen in der mechanischen Reinigungsstufe von Kläranlagen*. Vertiefungsarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)
- BAUER, W. (2004): Bauer, Österreichisches Gießerei-Institut, Loeben, persönliche Mitteilung über die Zusammensetzung von Grauguss für Bremscheiben
- BECKER, K., MÜSSIG-ZUFKA, M., HOFFMANN, K., KRAUSE, C., MEYER, E., NÖLLKE, P., SCHULZ, C., & SEIWER, M. (1997): Umwelt-Survey 1990/92, Band V: Trinkwasser. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes. WaBoLu-Hefte 5/97. Berlin: Umweltbundesamt
- BEHRENDT, H., BACH, M., KUNKEL, R., OPITZ, D., PAGENKOPF, W.-G., SCHOLZ, G., & WENDLAND, F. (2002): *Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens*. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsvorhaben Wasser, Forschungsbericht 29922285
- BEHRENDT, H., HUBER, P., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): *Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands*. Umweltbundesamt, Texte 75/99, Berlin
- BEHRENDT, H., OPITZ, D., & PAGENKOPF, W.-G. (2001): *Analyse der Nährstoffeinträge und -frachten in den Flüssen des Landes Baden-Württemberg*. Studie im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz von Baden-Württemberg. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (unveröffentlicht)
- BEICHERT, J. (1992): Influence of sewer sediments on the overflow load for various combined sewer systems. *Water Science and Technology*, **25**(8). S. 217 - 224
- BEICHERT, J., & HAHN, H.H. (1996): Berücksichtigung von Kanalablagerungen bei der Dimensionierung von Entlastungsbauwerken durch Feststofffrachtberechnung. In: BEICHERT et al. (1996), S. 241 - 254
- BEICHERT, J., HAHN, H.H., & FUCHS, S. (Hrsg.) (1996): *Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete*. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Forschungsbericht. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft
- BERGBÄCK, B., JOHANSSON, K., & MOHLANDER, U. (2001): Urban metal flows - a case study of Stockholm. Review and Conclusions. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, **1**(3-4). S. 3 - 24
- BERLAMONT, J.E., & TORFS, H.M. (1996): Modelling (partly) cohesive sediment transport in sewer systems. *Water Science and Technology*, **33**(9). S. 171 - 178

- BERLINER WASSER-BETRIEBE: Broschüre der Berliner Wasser-Betriebe. Zitiert nach: HEGEMANN, W. (2001): Aerobe Verfahren zur Grauwasserbehandlung - betriebliche Erfahrung und Akzeptanz. S. 108. In: WILDERER, P. (2001): *DESAR, kleine Kläranlagen und Wasserwiederverwendung*. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Band **161**. Lehrstuhl für Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München. S. 107 - 123.
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J.L., BRIAT, P., & SCRIVENER, O. (1993): Sewer sediment production and transport modelling: A literature review. *Journal of Hydraulic Research*, **31(4)**. S. 435 - 460
- BEUDERT, G. (1997): *Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **80**. München: Oldenbourg
- BIERNATH-WÜPPING, S., IRION, T., MURZEN, R. (1989): Ermittlung der Abwasserzusammensetzung an den Anfallstellen in Tankstellenbetrieben. DGMK-Projekt 432. Deutsche Wissenschaftliche Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V., Hamburg. Zitiert nach: ATV (1993): ATV M 771 „Abwasser aus der Fahrzeuginstandhaltung und -pflege“. Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Februar 1997, Hennef, erschienen bei der Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), St. Augustin. Kapitel 3.3.2.1
- BLEICH, K.E. (1978): Erosion von Böden infolge Bodennutzung. In: Daten und Dokumente zum Umweltschutz. Sonderreihe Umwelttagung, Nr. **22**, Hohenheim. S. 20 - 22. Zitiert nach HERRMANN & MÖVIUS (1999), S. 18
- BOES (2004): Dr. Boes, Gewerbeaufsichtsamt Karlsruhe, Karlsruhe, persönliche Mitteilung über Indirekteinleiter in der Stadt Kraichtal
- BORCHARDT, D., GEFFERS, K., & FUNKE, M. (2000): Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Gesamthochschule Kassel (unveröffentlicht)
- BORK, H.-R. (1991): Bodenerosionsmodelle - Forschungsstand und Forschungsbedarf. In: Bundesministerium für Agrarpolitik und Landwirtschaft (Hrsg.): Berichte über Landwirtschaft, 205. Sonderheft: *Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*, Band 3: Bodenerosion. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Hamburg, Berlin: Parey. S. 51 - 67
- BOUTELIGIER, R., VAES, G., & BERLAMONT, J. (2004): Urban drainage water quality modelling software: the practical use of InfoWorks CS and MouseTrap. Tagungsband (Proceedings) der 5. Internationalen Konferenz "NOVATECH Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management". 7. - 9. Juni 2004, Lyon, Frankreich. Band 1. S. 423 - 430
- BOYCE, R.C. (1972): Sediment Routing with sediment-delivery ratios. In: Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture: Present and prospective Technology for predicting sediment yields and sources. Proceedings of the Sediment Yield Workshop, USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, Miss., 28.-30.11.1972. S. 61 - 65
- BRAUN, S. (1997): Möglichkeiten der Separierung, Konzentrierung und Behandlung von Teilströmen des häuslichen Abwassers. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover (unveröffentlicht). Zitiert nach WANDER (2004), S. 9

- BREZONIK, P.L., & STADELMANN, T.H. (2002): Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Research*, **36**. S. 1743 - 1757
- BROMBACH, H., & FUCHS, S. (2002): *Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen*. Abschlussbericht, Projekt 1-01, ATV-DVWK-Forschungsfond 2001. Fa. Umwelt- und Fluid-Technik, Bad Mergentheim und Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe
- BROMBACH, H., & FUCHS, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. *KA-Abwasser, Abfall*, **50**(4). S. 441 - 450
- BROMBACH, H., MICHELBAACH, S., & WÖHRLE, CHR. (1992): *Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal*. Arbeitsgruppe Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer (NIEDERSCHLAG), Phase I, Teilprojekt **3**. Schlussbericht. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministers für Forschung und Technologie, Bonn. Umwelt- und Fluid-Technik GmbH, Bad Mergentheim.
- BROMBACH, H.-J., & MICHELBAACH, S. (1998): *Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees*. Bericht / Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Nr. 49. Reichenau: Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee
- BUTLER, D., LITTLEWOOD, K., & ORMAN, N. (2004): A model for the movement of large solids in small sewers. In: KREBS, P., & FUCHS, L. (Hrsg.)(2004). S. 61 - 68
- BUTTSCHARDT, T. (1994): *Ökomorphologische Fließgewässerbewertung und ihre Bedeutung für die Biotopverbundplanung am Beispiel des Kraichgau*. Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie, Heft **3**. Institut für Geographie und Geoökologie, Universität Karlsruhe.
- BUTZ, J. (2004): Stoffeinträge in kleine bis mittlere Flussgebiete: Pfad Erosion. Vortrag beim Siedlungswasserwirtschaftlichen Seminar WS 2003/04, 13.02.2004, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe
- BUTZ, J., & FUCHS, S. (2003): Estimation of Sealed Surfaces in Urban Areas and the Impact on Calculated Annual Pollution Load due to Combined Sewer Overflows. In: Jürgens, C. (Hrsg.): Remote Sensing of Urban Areas. Proceedings of the ISPRS WG VII/4 Symposium REMOTE SENSING OF URBAN AREAS, 27. - 29. Juni 2003, Regensburg, S. 35 - 40
- BWK (2003a): Studie: Beschaffenheit des Niederschlagsabflusses in Misch- und Trennsystemen. Anhang I der BWK-Materialien 1/2003. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V., Pfullingen
- BWK (2003b): Begleitband zur Entwicklung des BWK Merkblattes 3 „Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“. *BWK-Materialien 1/2003*. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V., Pfullingen
- CHARBENEAU, R.J., & BARRETT, M.E. (1998): Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads. *Water environment research*, **70**(7). S. 1295 - 1302
- CHEBBO, G. (1992): *Solides des rejets pluviaux urbains, Caractérisation et traitabilité*. Doktorarbeit, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, Frankreich. Zitiert nach: AHYERRE et al. (1998)

- CHEBBO, G., ASHLEY, R., & GROMAIRE, M.-C. (2003): The nature and pollutant role of solids at the water-sediment interface in combined sewer networks. *Water Science and Technology*, **47**(4). S. 1 - 10
- CLEMENS, G., & STAHR, K. (1994): Present and past soil erosion rates in catchments of the Kraichgau area (SW-Germany). *Catena*, **22**(2). S. 153 - 168
- CRABTREE, R.W. (1989): Sediments in Sewers. *Journal of Inst. Water and environmental management*, **3**. S. 569 - 578
- DABBERT, S., HERRMANN, S., KAULE, G., & SOMMER, M. (Hrsg.) (1999): *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung*. Heidelberg: Springer-Verlag
- DAUBER, L., NOVAK, B.M., & KREJCI, V. (1984): Vergleich der Schmutzstofffrachten von Regenabflüssen aus zwei verschiedenen Einzugsgebieten der Stadt Zürich. *Gas-Wasser-Abwasser*, **64**(11). S. 708 - 716
- DE MIGUEL, E., LLAMAS, J.F., CHANCÓN, E., BERG, T., LARSEN, S., ROYSET, O., & VADSET, M. (1997): Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment*, **31**(17). S. 2733 - 2740
- DE SUTTER, R., RUSHFORTH, P., TAIT, S., HAYGENS, M., VERHOEVEN, R., & SAUL, A. (2003): Validation of Existing Bed Load Transport Formulas Using In-Sewer Sediment. *Journal of Hydraulic Engineering*, **129**(4). S. 325 - 333
- DE VRIES, J.M. (1993): Bestimmung des Schmutzfrachtpotenzials in flach verlegten Misch- und Trennetzen infolge abfließenden Niederschlagswassers. In: *Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau*, Technische Universität Braunschweig. Heft **125**. S. 1 - 132
- DELLEUR, J.W. (2001): New Results and Research Needs on Sediment Movement in Urban Drainage. *Journal of Water Resources Planning and Management*, **127**(3). S. 186 - 193
- DGE (1996): Ernährungsbericht 1996. Deutsche Gesellschaft für Ernährung. Frankfurt am Main. Zitiert nach Behrendt et al. (1999), S. 56
- DHI (2002): *MouseTrap User Manual*. DHI Water & Environment, Dänemark. Zitiert nach: BOUTELIGIER, R., VAES, G., & BERLAMONT, J. (2004): Urban drainage water quality modelling software: the practical use of InfoWorks CS and MouseTrap. Tagungsband der 5. Internationalen Konferenz "NOVATECH Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management". 7.-9.Juni 2004, Lyon, Frankreich. Band 1. S. 423 - 430
- DIKAU, R. (1986): *Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluss und Bodenabtrag von Messparzellen und landwirtschaftlichen Nutzflächen*. Heidelberger Geographische Arbeiten, Heft **81**. Selbstverlag des Geographischen Instituts der Universität Heidelberg.
- DRIVER, N.E., & TASKER, G.D. (1990): *Techniques for Estimation of Storm-Runoff Loads, Volumes, and Selected Constituent Concentrations in Urban Watersheds in the United States*. United States Geological Survey water supply paper 2363. United States Printing Office, Washington, U.S.A.
- DUNCAN, H.P. (1997): An Overview of Urban Stormwater Quality. 24th Hydrology and Water Resources Symposium, Auckland, Neuseeland. NZ Hydrological Society & IE Aust. S. 143 - 148
- DUNCAN, H.P. (1999): *Urban Stormwater Quality: A Statistical Overview*. Report 99/3. Co-operative Research Centre for Catchment Hydrology, Monash University, Victoria, Australien.

- DURCHSCHLAG, A. (1989): Über die Wirksamkeit von Mischwasserspeichern im Rahmen einer Gesamtemissionsbetrachtung. *Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*, **7**. Universität Hannover. S. 5 - 42
- DUSNY, H.R., STRIEBEL, T., & HERRMANN, R. (2002): Chemodynamics and transport of trace metals in municipal sewers. Proceedings of the 3rd International Conference on "Sewer Processes and Networks". Paris, 15. - 17. April 2002. S. 139 - 145
- DVWK (1999): *Diffuse Entries in Rivers of the Oder Basin*. DVWK-Materialien, 9/1999. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bonn.
- EKSTRAND, S., ÖSTLUND, P., & HANSEN, C. (2001): Digital air photo processing for mapping of copper roof distribution and estimation of related copper pollution. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, **1**(3-4). S. 267 - 278
- ENDRIß, H. (1997): *Aktuelle organische Buntpigmente*. Hannover: Curt R. Vincentz Verlag. Zitiert nach: BÖHM, E. (2003): Leitfaden zur Anwendung umweltverträglicher Stoffe, Teil 5.3: Hinweise zur Substitution gefährlicher Stoffe: Pigmente und Stabilisatoren. Herausgegeben vom Umweltbundesamt, Berlin. S. 4
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327, 22.12.2000, S. 1 - 72
- F&N UMWELTCONSULT (1997): *Mobineg. Handbuch zum Modell zur Bilanzierung von Nährstoffen in Gewässern*. F&N Umweltconsult, Hannover
- FAN, C.-Y. (2004): Sewer Sediment and Control. A Management Practices Reference Guide. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-04/059. U.S.A.
- FAN, C.-Y., FIELD, R., PISANO, W.P., BARSANTI, J., JOYCE, J.J., & SORENSON, H. (2001): Sewer and Tank Flushing for Sediment, Corrosion, and Pollution Control. *Journal of Water Resources Planning and Management*, **127**(3). S. 194 - 201
- FARAM, M.G., & HARWOOD, R. (2003): A method for the numerical assessment of sediment interdeposits. *Water Science and Technology*, **47**(4). S. 167 - 174
- FELDWISCH, N. (1998): Austragspfad Erosion. In: FREDE & DABBERT (1998). S. 101-106
- FREDE, H.-G., & DABBERT, S. (Hrsg.) (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Landberg: ecomed
- FRIELINGHAUS, M. (1998): Bodenschutzprobleme in Ostdeutschland. In: RICHTER, G. (Hrsg.): *Bodenerosion*. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 204 - 221
- FUCHS, S. (1997): *Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **79**. München: Oldenbourg
- FUCHS, S., & HAHN, H.H. (Hrsg.) (1999): *Schadstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **96**. München: Oldenbourg
- FUCHS, S., BUTZ, J., & BECHTEL, A. (2004): *Stoffstromanalysen für kleine bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen*. Projekt des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, im Auftrag des Projektträgers BW-PLUS, BWC 21003.

- FUCHS, S., OLTSMANN, A., & SCHERER, U. (2003): *Quantifizierung von Schwermetalleinträgen in die Fließgewässer des Landes Baden-Württemberg*. Projekt des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz von Baden-Württemberg, Abteilung Wasser und Altlasten. Projektstudie 20013689/41
- FUCHS, S., SCHERER, U., HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., BEHRENDT, H., & OPITZ, D. (2002): *Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands*. Texte 54/02. Berlin: Umweltbundesamt
- GARSDAL, H., MARK, O., DØRGE, J., & JESPEN, S.-E. (1995): Mousetrap: Modelling of water quality processes and the interaction of sediments and pollutants in sewers. *Water Science and Technology*, **31**(7). S. 33 - 41
- GEBEL, M., & GRUNEWALD, K. (2001): *Stoffbilanz - Programmerläuterung*. Institut für Geographie - Lehrstuhl Landschaftslehre/Geoökologie, TU Dresden.
- GEIGER, W.-F. (1984): *Mischwasserabfluss und dessen Beschaffenheit - ein Beitrag zur Kanalnetzplanung*. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. Schriftenreihe des Instituts für Bauingenieurwesen 5, TU München. Band **50**. München: Eigenverlag der Universität
- GENT, R., CRABTREE, R.W., & ASHLEY, R.M. (1995): Sewer Sediments Research in the UK: Progress to date and future requirements. Int. Conf. on Sewer solids: Characteristics, Movement, Effects and Control. Dundee, September 1995. Zitiert nach: JACK et al. (1996), S. 211
- GERLINGER, K. (1997): *Erosionsprozesse auf Lößböden: Experimente und Modellierung*. Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (TH), Heft **194**. Karlsruhe: Institutsverlag
- GEROLD, G., REUM, R., & WAGNER, S. (1992): Flächenhafte Erfassung der Bodenparameter, Bodendifferenzierung und Bodenerosion. In: PLATE (1992). S. 157 - 202
- GOGIEN, F., & ZUG, M. (2004): Water quality modelling in a sewer network: what can be done today using a model. Proceedings of VI. Int. Conference on Urban Drainage Modelling, 15.-17.09.2004, Dresden. S 409 - 417
- GÖTTLE, A. (1978): *Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung – ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebieten*. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Nr. **23**. Technische Universität München.
- GOUMAN, E. (2004): Reduction of zinc emissions from buildings; the policy of Amsterdam. *Water Science and Technology*, **49**(3). S. 189 - 196
- GROMAIRE, M.C., GARNAUD, S., SAAD, M., & CHEBBO, G. (2001): Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research*, **23**(2). S. 521 - 533
- GROMAIRE-MERTZ, M.-C., CHEBBO, G., & SAAD, M. (1998): Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems. *Water Science and Technology*, **37**(1). S. 35 - 43
- GRUNEWALD, K. (1999): Erfassung, Abbildung und Reichweite von Schlüsselparametern bei der Quantifizierung partikelgebundener Phosphorverlagerungen. *Leipziger Geowissenschaften*, Band **11**. S. 19 - 23
- GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHROEDER, M., & DICKAU, R. (1995): *Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg*. Agrarforschung in Baden-Württemberg, Band **24**. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer

- HAHN, H.H., & XANTHOPOULOS, C. (1992): *Schadstoffe im Regenabfluss II - Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **64**. Karlsruhe: Institutsverlag
- HAHN, H.H., FUCHS, S., XANTHOPOULOS, C., BUTZ, J., HOLZ, A., GEFFERS, K., & WIESE, J. (2000): NIEDERSCHLAG - Phase III, Bilanzierung/Hochrechnung. Endbericht BMBF-Verbundprojekt, FKZ: 02-WA 9651/1. (unveröffentlicht)
- HALBFAß, S. (2004): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphorverlagerungen auf der Mesoskala unter besonderer Berücksichtigung der geoökologischen Raumstrukturen. Diss. TU Dresden (in Vorbereitung)
- HALBFAß, S., & GRUNEWALD, K. (2004): Möglichkeiten der Abschätzung von erosionsbedingten Stoffeinträgen. Vortrag auf dem Siedlungswasserwirtschaftlichen Seminar im WS 2003/04, 13.02.2004, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe
- HAMM, A. (Hrsg.) (1991): *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. Sankt Augustin: Academia Verlag.
- HAMM, A., GLEISBERG, D., HEGEMANN, W., KRAUTH, KH., METZNER, G., SARFERT, F., & SCHLEYPEN, P. (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer aus „punktförmigen Quellen“. In: HAMM (1991), S. 765 - 799
- HARITOPOULOU, T. (1996): *Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **77**. München: Oldenbourg
- HARREMOËS, P. (1988): Stochastic Models for Estimation of Extreme pollution from Urban Runoff. *Water Research*, **22**(8). S. 1017 - 1026
- HEANEY, J.P., HUBER, W.C., & NIX, S.J. (1976): *Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures*. EPA 600/2-76-275. Zitiert nach BEHRENDT et al. (1999), S. 133 f.
- HEIDEN, U., ROESSNER, S., & SEGL, K. (2001): Potential of hyperspectral HYMAP data for material oriented identification of urban surfaces. In: JÜRGENS, C. (Hrsg.) (2001): *Remote Sensing of Urban Areas/ Fernerkundung in urbanen Räumen*. Regensburger Geographische Schriften, Schriftenreihe des Institutes für Geographie, Universität Regensburg, Band **35**. S. 69 - 77
- HELDEN (2004): Helden, Labor der Chemischen Fabrik Dr. Stöcker, Duisburg, persönliche Mitteilung über das Verschmutzungspotenzial vom Abwasser manueller Autowäschen
- HENZE, M. (1997): Waste Design for Households with Respect to Water, Organics and Nutrients. *Water Science & Technology*, **35**(9), S. 113 - 120. Zitiert nach WANDER (2004), S. 9
- HERRMANN, S., & MÖVIUS, R. (1999): Agrarlandschaft Kraichgau. In: DABBERT et al. (1999), S. 17- 21
- HICKEY, R., SMITH, A., & JANKOWSKI, P. (1994): Slope Length Calculations from a DEM within Arc/Info GRID. *Comput., Environ. and Urban Systems*, **18**(5). S. 365 - 380

- HILLENBRAND, T., TOUSSAINT, D., BÖHM, E., FUCHS, S., SCHERER, U., RUDOLPHI, A., HOFFMANN, M., & KOTZ, C. (2004): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Endbericht des Vorhabens „Freisetzung von Schwermetallen aus Materialien in die Umwelt (Teilvorhaben 2) - Ermittlung und Reduzierung des Eintrags der Schwermetalle Kupfer, Zink und Blei aus ihrer Verwendung als Dacheinbauten, Regenrinnen und Fallrohren“. Forschungsvorhaben 202 242 220/02. Umweltbundesamt, Texte (in Vorbereitung). Berlin: Umweltbundesamt
- HUBER, P. (1996): *GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer am Beispiel der Erpe*. Diplomarbeit am Institut für Physische Geographie der Freien Universität Berlin (unveröffentlicht).
- HULSKOTTE, J.H.J., & GIJLSWIJK, R.N. (2003): *Metal Balance of Sewer Systems. First evaluation of current knowledge in the Netherlands*. THO-report R 2003/318. Nederlandse Organisatie voor toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek, Apeldoorn, Niederlande.
- IHWB (1998): *Dokumentation des Schmutzfrachtsimulationsmodells SMUSI*. Version 4.0, 2. Auflage. Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU Darmstadt.
- IKSR (1999): *Rhein, Bestandsaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996*. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz.
- ILLGEN, M. (2004): Illgen, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern, persönliche Mitteilung über geschätzte, mittlere Jahresabflussbeiwerte in Deutschland
- IOSSIFIDIS, V. (1986): Bedeutung der Kanalablagerungen und Stofftransportberechnung. In: SCHMITT, T.G., & HAHN, H.H. (Hrsg.): *Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 44. Karlsruhe: Institutsverlag. S. 45 - 84
- ITWH (2002): *Kontinuierliche Simulation zur Bemessung von Speicherbauwerken in urbanen Entwässerungssystemen*. KOSIM 6.3, Anwenderhandbuch. Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Hannover.
- JACK, A.G., PETRIE, M.M., & ASHLEY, R.M. (1996): The diversity of sewer sediments and the consequences for sewer flow quality modelling. *Water Science and Technology*, 33(9). S. 207 - 214
- JENSON, S.K. (1991): Application of Hydrologic Information Automatically extracted from Digital Elevation Models. *Hydrologic Processes*, 5(1). S. 31 - 44
- JOHANSEN, N.B. (1985): *Discharge to receiving waters from sewer systems during rain*. Dissertation am Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark. Zitiert nach: HARREMOËS (1988)
- JUNG, L. (1956): Abfluss- und Abtragsmessungen auf den Erosionsversuchsfeldern Albacher Hof (I), Erndtebrück (II) und Marburg (III). In: KURON, H., JUNG, L., & SCHREIBER, H.: *Messungen von oberflächlichem Abfluss und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden Deutschlands*. Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen, Heft 5. Hamburg: Verl. Wasser u. Boden. S. 25 - 68
- JUNG, L., & BRECHTEL, R. (1980): *Messungen von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland*. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Heft 48. Hamburg : Parey

- KAGERER, J., & AUERSWALD, K. (1997): *Erosionsprognose-Karten im Maßstab 1:5000 für Flurbereinigungsverfahren und Landwirtschaftsberatung*. Bodenkultur und Pflanzenbau **2/97**. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (Hrsg.), München
- KERN, R. (2003): Kern, ALLB Bruchsal, persönliche Mitteilungen über (i) den geschätzten Anteil der einzelnen Kulturarten auf Ackerflächen, der in Mulchsaat angebaut wird, (ii) die geschätzte Verteilung der verschiedenen Anbauverfahren im Weinbau im Testgebiet, (iii) zum Streifenanbau bzw. dem Anlegen von Getreidestreifen im Testgebiet sowie (iv) die Veränderung der Summe der Ackerflächen im Laufe der Zeit
- KNÖLLER, V. (2000): *Gis – gestützte Modellierung des erosionsbedingten Bodeneintrags in Fließgewässer*. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)
- KOCH, M., & ROTARD, W. (2001): On the contribution of background sources to the heavy metal content of municipal sewage sludge. *Water Science and Technology*, **43**(2), S. 67 - 74
- KOLL, H. (1999): Testmodul betriebliche Modellierung. In: DABBERT et al. (1999), S. 88 - 95
- KOOT, A.C.J. (1969): Die Speicher- und Abflußkapazität von Mischkanalisationen und deren Einfluß auf Vorfluter und Kläranlage – Niederländische Berechnungsmethode. Europäisches Abwassersymposium, München 1969, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Bonn, S. 48 - 73. Zitiert nach: XANTHOPOULOS (1990)
- KOPPE, P., & STOZEK, A. (1999): *Kommunales Abwasser*. 4. Aufl.. Essen : Vulkan-Verlag
- KRAUSE, C. (2001): Umwelt-Survey 1998, Band IV: Trinkwasser: Elementgehalte in Stagnationsproben des häuslichen Trinkwassers der Bevölkerung in Deutschland. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes. WaBoLu-Hefte 2/2001. Berlin: Umweltbundesamt
- KRAUTH, Kh. (1970): *Der Abfluß und die Verschmutzung des Abflusses in Mischwasserkanalisationen bei Regen*. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. in Stuttgart. Band **45**. München: Oldenbourg in Komm.
- KRAUTH, KH. (1979): *Der Regenabfluss und seine Behandlung im Mischverfahren*. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. in Stuttgart. Band **66**. München: Oldenbourg
- KREBS, P., & FUCHS, L. (Hrsg.)(2004): *Conference Proceedings of the 6th international Conference on Urban Drainage Modelling*. Dresden, 15. bis 17. September. Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, TU Dresden.
- KREJCI, V., DAUBER, L., NOVAK, B., & GUJER, W. (1987): Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers. In: GUJER, W., & KREJCI, V. (Eds.): Topics in "Urban Storm Water Quality, Planning and Management", Proceedings of IV Int. Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne, 31.8.-4.9.1987. S. 34 - 39
- KREMER, G. (2004): Kremer, Kremer-Pigmente Aichstetten, persönliche Mitteilung über den Jahresumsatz von cadmiumhaltigen Pigmenten für Künstler-Farben, und deren Verwendung
- KUHNIMHOF, T. (2001): Prozessorientierte Erosionsmodellierung am Beispiel des Weiherbachgebietes. Vertieferarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

- LAMBERT, B. (2003): Lambert, Fa. Bioplan, persönliche Mitteilung über die Nutzbarkeit der Reichsbodenschätzung zur Ableitung des K-Faktors der ABAG
- LAMPERT, C., STARK, W., KERNBEIS, R., & BRUNNER, P.H. (1997): *Stoffflussanalyse der Siedlungsentwässerung der beiden Regionen „Gresten“ und „Gräfenwörth“ (NÖ-KS-R)*. Im Auftrag der Österreichischen Vereinigung für Agrarwissenschaftliche Forschung (ÖVAF). Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt, Publikation **26/97** (209). Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- LANG, R. (1997): *Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften*. Forschungsverbund Agrarökosysteme München - Bericht **19**. Aachen: Shaker Verlag
- LANGEVELD, J.G., CLEMENS, F.H.L.R., GRAAF, VAN DER, J.H.J.M., FLAMINK, C.M.L., & GUYMER, I. (2004): Transport of dissolved compounds in sewer systems: verification of models by tracer experiments. Tagungsband (Proceedings) der 5. Internationalen Konferenz "NOVATECH Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management". 7. - 9. Juni 2004, Lyon, Frankreich. Band 1. S. 161 - 168
- LAPLACE, D., OMS, C., AHYERRE, M., CHEBBO, G., LEMASSON, J., & FELOUZIS, L. (2003): Removal of the organic surface layer in combined sewer sediment using a flushing gate. *Water Science and Technology*, **47**(4), S. 19 - 26
- LfU (2003a): Hartig, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Überlassung von Messdaten zu Oberbodengehalten von Schwermetallen aus dem Grundbodenmessnetz
- LfU (Hrsg.) (2003b): *Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch*. Rheingebiet, Teil I (Hoch- und Oberrhein) 2000. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- LITTLEWOOD, K., & BUTLER, D. (2003): Movement mechanisms of gross solids in intermittent flow. *Water Science and Technology*, **47**(4). S. 45 - 50
- LÖWA, K. (1997): *Zur Anwendbarkeit der Universal soil loss equation und der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung im großmaßstäbigen Bereich - dargestellt am Beispiel des Querfurter Raumes*. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät der Martin -Luther-Universität Halle Wittenberg
- LUCAS, S. (2003): *Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse - eine zeitliche und räumliche Analyse*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **115**. Karlsruhe: Institutsverlag
- LUCAS, S. (2004): Lucas, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Persönliche Überlassung ausgewählter, aggregierter Datensätze
- LUTZ, K. (2003): *GIS-gestützte Anwendung und Evaluierung einer Methode zur Berechnung von Schmutzpotenzialen von Kanalnetzen*. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)
- MACKE, E., HARTMANN, A. & VON KOERBER, N. (2002): Zur Schmutzfracht von Regenwasser in großen, flach verlegten Mischwassernetzen. *KA-Abwasser, Abfall*, **49**(1). S. 40 - 48
- MALMQVIST, P.-A. (1983): *Urban Stormwater Pollutant Sources*. Dissertation am Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg, Schweden.
- MARK, O., CERAR, U., & PERRUSQUÍA, G. (1996): Prediction of locations with sediment deposits in sewers. *Water Science and Technology*, **33**(9). S. 147 - 154
- MARSALEK, J. (1991): Pollutant Loads in Urban Stormwater: Review of Methods for Planning-Level Estimates. *Water Resources Bulletin*, **27**(2). S. 283 - 291

- MARSALEK, J., & NG, H.Y.F. (1987): *Contaminants in Urban Runoff in the Upper Great Lakes Connecting Channels Area*. National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, NWRI Contribution #87-112, Burlington, Ontario, Canada. Zitiert nach: D'ANDREA & MAUNDER (1993)
- MASSE, B., ZUG, M., TABUCHI, J.P., & TISSERAND, B. (2001): Long term pollution simulation in combined sewer networks. *Water Science and Technology*, **43**(7). S. 83 - 89
- MARTIN, W. (1988): Die Erodierbarkeit von Böden unter simuliertem und natürlichem Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Agrarwiss. Dissertation, Universität Freising-Weihenstephan. Zitiert nach SOMMER & MURSCHEL (1999), S. 74
- MAURER, T. (1997): *Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten*. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Band **61**. Dissertation, Universität Karlsruhe (TH)
- MEINZINGER, F. (2000): *GIS - gestützte Evaluation der Wirksamkeit von Erosionsschutzmaßnahmen*. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)
- MEIßNER, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzfracht aus Mischwasserentlastungen. In: *Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischwasserkanalisation*. Wasser Abwasser Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel, Band **7**. S. 69 - 76
- MEIßNER, E. (2004): Meißner, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, mündliche Mitteilung über Langzeitmessungen an einer Augsburger Straße
- MENACHER, F., & AUGUSTIN, A. (1992): Retention im Mischwasserkanal. In: HAHN & XANTHOPOULOS (1992). S. 191 - 222
- MICHELBAACH, S. (1995): Origin, Resuspension and Settling Characteristics of Solids Transported in Combined Sewers. *Water, Science and Technology*, **31**(7). S. 69 - 76
- MLR (2004): Ministerium für Ländlichen Raum Baden-Württemberg. Internetseite aufgerufen am 22.11.2004:
http://www.mlr.baden-wuerttemberg.de/cgi/bitv/content.pl?ARTIKEL_ID=11450
- MONTGOMERY, H.A.C., & HART, I.C. (1974): The Design of Sampling Programmes for Rivers and Effluents. *Water Pollution Control*, **73**. S. 77 - 101
- MOORE, I.D., & BURCH, G.J. (1986): Physical Basis of the Length-slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*, **50**(4). S. 1294 - 1298
- MORIYAMA, K., MORI, T., ARAYASHIKI, H., SAITO, H., & CHINO, M. (1989): The amount of heavy metals derived from domestic wastewater. *Water Science and Technology*, **21**(5). S. 1913 - 1916. Zitiert nach: ZESSNER (1999), S. 18
- MÖVIUS, R. (1999): Modul zur Übertragung aggregierter Daten in räumlich konkrete Daten. In: DABBERT et al. (1999), S. 112 - 125
- MÜLLER (2004): Dr. Müller, Fa. Schmincke, Düsseldorf, persönliche Mitteilung über den Jahresumsatz an cadmiumhaltigen Acrylfarben in Deutschland und deren Cadmiumgehalt.
- MURPHREE, C.E., & MUTCHLER, C.K. (1981): Verification of the slope factor in the Universal Soil Loss Equation for low slopes. *Journal of Soil and Water Conservation*, **36**. S. 300-302

- NAFO, I.I. (2004): *Bilanzierung zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen auf regionaler Ebene*. Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Essen. Heft **23**. Aachen: Shaker Verlag.
- NAUDASCHER, I. (2001): *Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwertung biologischer Trockentoiletten – mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs*. Schriftenreihe des Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **100**. Karlsruhe: Institutsverlag. Zitiert nach WANDER (2004, S. 9)
- NEARING, M.A. (1997): A Single Continuous Function for Slope Steepness Influence on Soil Loss. *Soil Science Society of America Journal*, **61**(5-6). S. 917 - 919
- NEARING, M.A., DEER-ASCOUGH, L., LAFLÉN, J.M. (1990): Sensitivity analysis of the WEPP hillslope profile erosion model. *Transactions of the ASAE*, **33**(3). Zitiert nach MICHAEL, A., SCHMIDT, J., & SCHMIDT, W. (1996): *Erosion 2D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser*. Band II: Parameterkatalog Sachsen, Anwendung. Freistaat Sachsen, Landesanstalt für Landwirtschaft, Landesamt für Umwelt und Geologie, Freiberg. S. 41
- NOLTE, C., & WERNER, W. (1991): *Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR*. Agrarspectrum **19**, Frankfurt (Main)
- OMS, C., GROMAIRE, M.-C., & CHEBBO, G. (2003): In situ observation of the water-sediment interface in combined sewers, using endoscopy. *Water Science and Technology*, **47**(4). S. 11 - 18
- OSPAR (2000): Discharges of OSPAR priority substances from households. Information presented by the Netherlands, 26-05-2000. Zitiert nach WANDER (2004), S. 11 & 16
- OSTERKAMP, W.T., & TOY, T.J. (1997): Geomorphic consideration for erosion prediction. *Environmental Geology*, **29**(3-4). S. 153 - 157. Zitiert nach: RODE et al. (2002)
- PISANO, W.C., & QUEIROZ, C. (1977): *Procedures for Estimating Dry Weather Pollutant Deposition in Sewerage Systems*. U.S. Department of Commerce NTIS, PB-270695, July 1977. Zitiert nach: IOSSIFIDIS, V. (1986), S.70
- PLATE, E. (Hrsg.) (1992): *Weiherbach-Projekt „Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet“*. Schlussbericht zur 1. Phase des BMFT-Verbundprojektes. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Heft **41**. Karlsruhe: Institutsverlag
- PÖPEL, F. (1993): *Lehrbuch für Abwassertechnik und Gewässerschutz*. Loseblattsammlung. Heidelberg: Dt. Fachschriften-Verlag. Zitiert nach NAUDASCHER (2001)
- PRASUHN, V., & BRAUN, M. (1994): *Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern*. Schriftenreihe der FAC Liebefeld, Nummer **17**. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern
- QUINN, P., BEVEN, K., CHEVALLIER, P., & PLANCHON, O. (1991): The Prediction of Hillslope Flow Paths for Distributed Hydrological Modelling using Digital Terrain Models. *Hydrologic Processes*, **5**(1). S. 59 – 79
- QUIST, D. (1984): *Zur Bodenerosion im Zuckerrübenanbau des Kraichgaus*. Dissertation, Universität Hohenheim.
- RAUCH, W., & RENNER, S. (1996): Untersuchungen zur Effizienz von Fangbecken in Mischkanalisationen. *Wasser, Abwasser: gwf*, **137**(6). S. 316 - 320

- REIFF, H. (1992): *Wachstum und Abtrag der Sielhaut in Mischwasserkanälen*. Schriftenreihe Wasser - Abwasser - Abfall. Verein zur Förderung des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft an der Universität Kassel. Band 9. Zitiert nach: ASHLEY et al. (2004), S. 182
- RENFRO, G.W. (1972): Use of Erosion Equations and Sediment Delivery Ratios for Predicting Sediment Yield. In: Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture: Present and prospective Technology for predicting sediment yields and sources. Proceedings of the Sediment Yield Workshop, USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, Miss., 28.-30.11.1972. S. 33 - 45
- RISTENPART, E. (1995): *Feststoffe in der Mischkanalisation - Vorkommen, Bewegung und Verschmutzungspotential*. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz. Band 11. Institut für Wasserwirtschaft, Universität Hannover. Hannover: SuG-Verlagsgesellschaft
- RÖDDER, A., & GEIGER, W. (1996): Berechnungsgrundlagen für Schmutzfrachtberechnungen zur regionalen Darstellung des Stoffaustrags aus Kanalisationen. In: BEICHERT, J. (Ed.): *Stoffaustrag aus Kanalisationen*. VCH, Weinheim, pp. 294 - 307
- RODE, M. (1995): *Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung*. Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 1. Justus-Liebig-Universität, Gießen
- RODE, M., OLLESCH, G., & MEIßNER, R. (2002): Ermittlung von landwirtschaftlichen Phosphoreinträgen in Fließgewässer durch Oberflächenabfluss. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, 49(6). S. 837 - 843
- ROGLER, H., & SCHWERTMANN, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte Bayerns. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 22. S. 99 - 112
- RUF, J. (2003): Ruf, LfU, Überlassung der verknüpfungsfreien Quelldateien (Tabellenkalkulation) des von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg modifizierten, auf Baden-Württemberg übertragenen Modells MONERIS (BEHRENDT et al., 2001)
- SAGET, A., CHEBBO, G., & BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. (1996): The first flush in sewer systems. *Water, Science and Technology*, 33(9). S. 101 - 108
- SAUL, A.J., SKIPWORTH, P.J., TAIT, S.J., & RUSHFORTH, P.J. (2003): Movement of Suspended Solids in Combined Sewers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(4). S. 298 - 307
- SCHÄFER, A. (1995): *Berechnungsversuche zur Untersuchung der Erosionsanfälligkeit der Böden im Einzugsgebiet Örvényes/Balaton*. Diplomarbeit am Institut für Angewandte Physische Geographie. Universität Trier (unveröffentlicht)
- SCHAUB, D., & PRASUHN, V. (1993): The role of test plot measurements in a long-term soil erosion research project in Switzerland. In: WICHEREK, S. (Hrsg.): Farm land erosion: In temperate plains environment and hills. Proceedings of the International Symposium on Farm Land Erosion, Paris, Saint-Cloud, France, 25-29. May 1992. Amsterdam: Elsevier. S. 111 - 123
- SCHERER, U. (2003): Scherer, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Überlassung von Messdaten von Phosphor-Oberbodengehalten aus dem Weiherbach-Gebiet
- SCHERER, U. (2004): Scherer, ISWW Karlsruhe, mündliche Mitteilung über die Möglichkeiten zur Regionalisierung des Anteils von Metalldächern und -fassaden in Deutschland
- SCHERER, U., & FUCHS, S. (2004): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Vortrag beim Siedlungswasserwirtschaftlichen Seminar WS 2003/04, 13.02.2004, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

- SCHMITT, T.G. (1994): Detaillierte Schmutzfrachtberechnung nach ATV-Arbeitsblatt A-128. *Korrespondenz Abwasser*, **41**(12). S. 2212 - 2230
- SCHMITT, T.G. (2001): Mischwasserbehandlung in Deutschland - Überlegungen zur Neuorientierung. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, **53**(3/4). S. 59 - 65
- SCHMITT, T.G., & DITTMER, U. (2002): *Berücksichtigung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung und alternativer Behandlungsverfahren im Bemessungsverfahren nach ATV-Arbeitsblatt A 128*. Schlussbericht. Forschungsprojekt im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft & Technologietransferstelle Abwasser + Abfall, Universität Kaiserslautern
- SCHMITT-HEIDERICH, P., IHRINGER, J., & PLATE, E. (2000): Prinzip eines stochastischen Bemessungsverfahrens zur Bestimmung der Vorfluterbelastung aus urbanen Einzugsgebieten. *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, **47**(3), S. 397 - 402
- SCHMITZ, L. (2004): Analyse der Depositionsprozesse von erodiertem Bodenmaterial in einem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet zur Abschätzung des Sedimenteintrags in die Gewässer. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)
- SCHNEIDMADL, J. (1999): *Ökologischer Vergleich von Abwassersystemen*. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)
- SCHÖNBERGER, H. (1990): *Klärschlamm - Kontamination auf Raten*. Institut für ökologisches Recycling, Berlin. Zitiert nach ZESSNER (1999), S. 17
- SCHREIBER, H., CONSTANTINESCU, L.T., CVITANIC, I., DRUMEA, D., JABUCAR, D., JURAN, S., PATAKI, B., SNISHKO, S., ZESSNER, M., & BEHRENDT, H. (2003): *Harmonised Inventory of Point and Diffuse Emissions of Nitrogen and Phosphorus for a Transboundary River Basin*. Projektbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, Report Nr. 200 22 232, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (unveröffentlicht)
- SCHUELER, T.R. (1987): *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. Washington Metropolitan Water Resources Planning Board. Metropolitan Washington Council of Governments, Publication No. 87703. Washington, D.C., U.S.A.
- SCHÜTZE, M., BUTLER, D., & BECK, M.B. (2002): *Modelling, simulation and control of urban wastewater systems*. London: Springer
- SCHUSTER, H. (2004): Schuster, Hochschule für Gestaltung Karlsruhe, persönliche Mitteilung über den Anteil an Pigmenten, der nach dem Malen mit der Pinselreinigung ausgewaschen wird
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W., & KAINZ, M. (1987): *Bodenerosion durch Wasser*. Stuttgart: Ulmer.
- SEIPEL, M. (1999): *Erfassung und Bewertung der flächenhaften Einträge von Nährstoffen und Fäkalkeimen in die Seefelder Aach unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems (GIS)*. Diplomarbeit am Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Gesamthochschule Kassel (unveröffentlicht)
- SHAO, W. (2002): *Beurteilung der Regenwasserbehandlung des Kanalnetzes der Stadt Kraichtal mittels verschiedener statischer Verfahren*. Vertieferarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)
- SIEKER, F. (1987): Neue Aspekte der Bemessung von Mischwasserentlastungen - Teil II: Bemessung nach dem Prinzip der Zweikomponenten-Methode und der Langzeitsimulation. *Korrespondenz Abwasser*, **34**(6). S. 638 - 644

- SKIPWORTH, P.J., TAIT, S.J., & SAUL, A.J. (1999): Erosion of Sediment Beds in Sewers: Model Development. *Journal of Environmental Engineering*, **125**(6). S. 566 - 573
- SMULLEN, J.T., SHALLCROSS, A.L., & CAVE, K.A. (1999): Updating the U.S. Nationwide Urban Runoff Quality Data Base. *Water Science and Technology*, **39**(12). S. 9 - 16
- SOMMER, M. (1999a): Bodenkundliche Grundlagen. In: DABBERT et al. (1999), S. 30 - 33
- SOMMER, M. (1999b): Boden- und Nährstoffabtrag. In: DABBERT et al. (1999), S. 139 - 140
- SOMMER, M., & MURSCHEL, B. (1999): Erosion und Nährstoffabtrag. In: DABBERT et al. (1999), S. 68 - 78
- SÖRME, L., & LAGERKVIST, R. (2002): Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *the Science of the Total Environment*, **298**(1). S. 131 - 145
- SÖRME, L., BERGBÄCK, B., & LOHM, U. (2001): Goods in the Antroposphere as a Metal Emission Source. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, **1**(3-4). S. 213 - 227
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2003): *Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2001*. destatis, Umwelt, Fachserie 19, Reihe 2.1. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- STALA (2004): Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, statistische Angaben der Struktur- und Regionaldatenbank im Internet, mehrfach aufgerufen im Herbst 2004: <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de>
- STEEGER-BALLBACH, M. (2001): *Untersuchung einer Anlage zur Grauwasseraufbereitung im Rahmen eines ökologischen Sanitärkonzeptes*. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht). Zitiert nach WANDER (2004), S. 16
- STELLER, I. (2004): Steller, Verein Deutscher Gießereifachleute e.V., Düsseldorf, persönliche Mitteilung über das IMDS
- STÖLTING, B. (2002): *Abschlussbericht über die Mischwasserbehandlung in NRW. Abschätzung der von Regenentlastungsanlagen ausgehenden Gewässerbelastung - Teil 2*. Projekt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen.
- SUNDBERG, K. (1995): Vad innehåller avlopp från hushåll? Naturvårdsverket, Rapport **4425**. Bericht des Schwedischen Umweltamtes SNV. Stockholm: Naturvårdsverket. S. 9 (auf Schwedisch)
- SWISSINFO (2004): Internetseite, aufgerufen am 29.07.2004: <http://www.swissinfo.org/sde/swissinfo.html?siteSect=511&sid=5007643>
- TAIT, S.J., CHEBBO, G., SKIPWORTH, P.J., AHYERRE, M., & SAUL, A. (2003): Modeling In-Sewer Deposit Erosion to Predict Sewer Flow Quality. *Journal of Hydraulic Engineering*, **129**(4). S. 316 - 324
- THOMANN, S. (2004): Thomann, DEKRA Umwelt GmbH, Stuttgart, persönliche Mitteilung über das Verschmutzungspotenzial vom Abwasser manueller Autowäsche
- UCHIMURA, K., NAKAMURA, E., & FUJITA, S. (1997): Characteristics of stormwater runoff and its control in Japan. *Water, Science and Technology*, **36**(8-9). S. 141 - 147
- U.S. EPA (1983): *Results of the Nationwide Urban Runoff Program*, Volume I, Final Report. Water Planning Division, U.S. Environmental Protection Agency, NTIS No. PB84-185552, Washington, D.C., U.S.A. Zitiert nach: MARSALEK (1991) bzw. SMULLEN et al. (1999)

- UFT (1998): *Identifikation und Aktivierung von Leistungsreserven im System Abwasserkanal, Regenwasserbehandlung und Kläranlage*. Forschungsprojekt im Auftrag des Landes Baden-Württemberg. Bad Mergentheim: Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH. Schlussbericht. (unveröffentlicht)
- VERWORN, H.R. (1999): *Die Anwendung von Kanalnetzmodellen in der Stadthydrologie*. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz. Band 18. Institut für Wasserwirtschaft, Universität Hannover. Hannover: SuG-Verlagsgesellschaft
- VINK, R. (2002): *Heavy metal fluxes in the Elbe and Rhine river basins: Analysis and Modelling*. Dissertation an der Freien Universität Amsterdam.
- VOLK, M., STEINHARDT, U., GRÄNITZ, S., & PETRY, D. (2001): Probleme und Möglichkeiten der mesoskaligen Abschätzung des Bodenabtrages mit einer Variante der ABAG. *Wasser und Boden*, 53(12). S. 24 - 30
- VON WERNER, M. (1995): *GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten*. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin.
- WAGNER, G., & BÜHRER, H. (1989): *Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Borat im Abflussjahr 1985*, 86. Bericht / Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Nr. 40. Reichenau: Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee
- WALLING, D.E. (1983): The Sediment Delivery Problem. *Journal of Hydrology*, 65. S. 209 - 237
- WALLING, D.E. (1996): Suspended sediment transport by rivers: a geomorphological and hydrological perspective. In: KAUSCH, H., & MICHAELIS, W. (Hrsg.): *Suspended Particulate Matter in Rivers and Estuaries*. Advances in Limnology, 47. proceedings of an international symposium held at Reinbek near Hamburg, Germany. Stuttgart: Schweizerbart. S. 1 – 27
- WALLINGFORD SOFTWARE (2002): *InfoWorks CS Online Help*. Wallingford Software, Großbritannien. Zitiert nach: BOUTELIGIER, R., VAES, G., & BERLAMONT, J. (2004): Urban drainage water quality modelling software: the practical use of InfoWorks CS and MouseTrap. Tagungsband der 5. Internationalen Konferenz "NOVATECH Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management". 7.-9.Juni 2004, Lyon, Frankreich. Band 1. S. 423 - 430
- WANDER, R. (2004): *Quellenbezogene Analyse und Quantifizierung der Schmutzstofffrachten im Trockenwetter- und Regenwasserabfluss von Kanalisationssystemen*. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)
- WERNER, W., & WODSAK, H.-P. (Hrsg.) (1994): *Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR*. agrarspectrum, Band 22. Verlagsunion Agrar
- WERNER, W., OLFS, H.-W., AUERSWALD, K., & ISERMANN, K. (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: HAMM (1991), S. 665 - 764
- WIESER, T. (1992): *Das Digitale Geländemodell 'Polygrid' und seine Anwendungsmöglichkeiten bei Flächenstilllegungs- und Extensivierungsprogrammen für den Raum Querfurt*. Dissertation. Fakultät für Naturwissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg.

- WISCHMEIER, W.H. (1976): Use and misuse of the universal soil loss equation. *Journal of soil and water conservation*, **31**(1). S. 5 - 9
- WISCHMEIER, W.H., & SMITH, D.D. (1965): *Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation*. U.S. Dep. Agric., Agric. Handbook No. **282**
- WISCHMEIER, W.H., & SMITH, D.D. (1978): *Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning*. U.S. Dep. Agric., Agric. Handbook No. 537
- XANTHOPOULOS, C. (1990): *Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **57**. München: Oldenbourg
- XANTHOPOULOS, C. (1996): Möglichkeiten und Grenzen von Maßnahmen in Einzugsgebieten. In: HAHN, H.H., & TRAUTH, R. (Hrsg.): *Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band **78**. München: Oldenbourg. S. 3 - 23
- YOUNG, R.A., & MUTCHLER, C.K. (1969): Effect of Slope Shape on Erosion and Runoff. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **12**(2). S. 231 - 233, 239
- ZESSNER, M. (1999): Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers. Wiener Mitteilungen - Wasser-Abwasser-Gewässer, Band **157**. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien. Wien: Institutsverlag
- ZESSNER, M., & LAMPERT, C. (2002): The use of regional material balances in water quality management. *Urban Water*, **4**(1). S. 73 - 83
- ZHANG, W., & MONTGOMERY, D.R. (1994): Digital elevation model grid size, landscape representation and hydrologic simulations. *Water resources research*, **30**(4). S. 1019 - 1028

Anhang A

Ansätze zur Vereinfachung des Modells von MACKE et al. (2002)

Im vorgestellten Ansatz zur Bestimmung von Mischwasserfrachten besteht eine gewisse Inkonsistenz. So ist der auf MACKE et al. (2002) zurückgehende Ansatz zur Abschätzung der Verschmutzung des KoAn Kanal zwar einzigartig „einfach“. Trotzdem sind für ihn geometrische und hydraulische Informationen aller stromaufwärts gelegenen Haltungen von Nöten. Das Argument zur Nutzung von hydrologischen statt hydrodynamischen Abfluss-Simulationsmodellen war aber, dass – abgesehen vom höheren Zeitaufwand in der Modellerstellung und beim Rechnen – diese Informationen gerade nicht (in dieser Detailliertheit) benötigt werden.

Sensitivitätsanalyse

Aus diesem Grund soll untersucht werden, ob das Modell auch vereinfacht zur Anwendung kommen kann. Grundlage dafür ist eine Sensitivitätsanalyse. Diese wurde exemplarisch für das Kanalnetz des Ortes Gochsheim (Stadt Kraichtal, siehe Kapitel 6.1 „Gebietsbeschreibung“) durchgeführt. Das Ergebnis ist in Abbildung A-1 dargestellt.

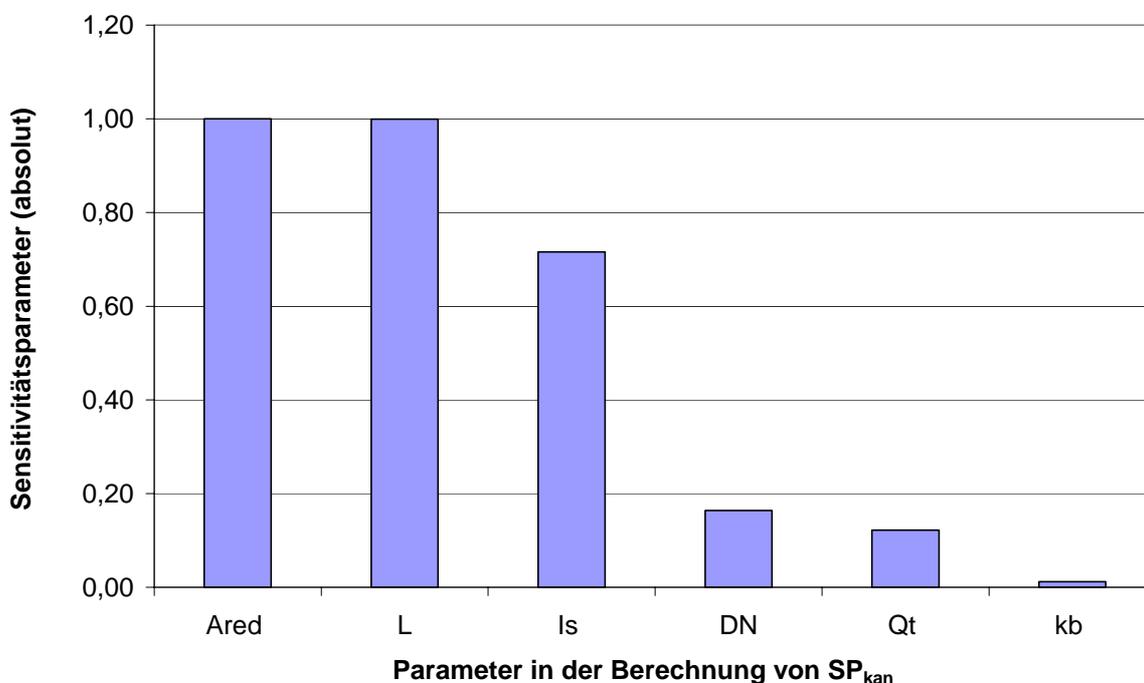


Abbildung A-1: Sensitivitätsparameter für das spezifische Kanalschmutzpotenzial im Kanalnetz vom Ort Gochsheim (Sensitivitätsparameter nach NEARING et al., 1990)

Es zeigt sich, dass die betriebliche Rauheit (k_b) einen sehr geringen Einfluss auf das Ergebnis der Berechnungen hat. Diese Größe kann also, ebenso wie der Trockenwetterabfluss (Q_t), analog zu den Methoden aus der Abflusssimulation geschätzt werden. Auch gegenüber dem Haltungsdurchmesser (DN) ist das spezifische Kanalschmutzpotenzial nicht sehr sensitiv. Liegen zu einzelnen Haltungen also keine entsprechenden Angaben vor, so ist es erlaubt, nach einer kurzen Inspektion in den Schacht eine Schätzung durchzuführen. Ebenso wie zur Haltungslänge (L) liegen zu diesem Wert jedoch selbst für schlecht dokumentierte Kanalnetze in der Regel Angaben vor. Die Haltungslänge kann, obwohl deutlich wichtiger für das Ergebnis, wesentlich einfacher von der Oberfläche aus geschätzt werden.

Angaben zur Haltungsneigung (I_s) fehlen häufiger in den Kanalunterlagen. Aus diesem Grund untersuchte LUTZ (2003, S. 44 ff.) Möglichkeiten der Herleitung dieses Parameters aus allgemein verfügbaren Daten: Aus einem Digitalen Höhenmodell (DHM) berechnete sie die Geländeneigung zwischen zwei zu einer Haltung gehörenden Schächten. Zu diesen Werten leitete sie eine Regressionsbeziehung zur Sohlneigung der Haltungen her, die aus den Kanalunterlagen bekannt war.

Die Ergebnisse können jedoch nicht als zufrieden stellend bezeichnet werden. Die Regressionsbeziehung hatte einen Korrelationskoeffizienten von nur 0,11. Wurde diese für die Bestimmung von SP_{KAN} verwendet, so ergab sich eine Abweichung des spezifischen Kanalschmutzpotenzials vom Wert, der mit den tatsächlichen Kanalneigungen berechnet wurde, von 50 %. Angesichts der großen Bedeutung der Sohlneigung für das spezifische Kanalschmutzpotenzial SP_{KAN} ist dies nicht verwunderlich (siehe Abbildung A-1). Selbst unter Verwendung einer Regressionsbeziehung, für die die Geländeneigung aktuellen Vermessungsdaten entnommen wurde, konnte die Abweichung nur auf einen Wert von 30 % gemindert werden. Der Zeitgewinn in der Herleitung der Eingangsparameter ist nicht so groß, dass er eine derartig hohe Abweichung rechtfertigen würde.

Das Problem der fehlenden Informationen zu Länge, Durchmesser und Neigung von Haltungen besteht nur für eine stetig kleiner werdende Anzahl an Kanalnetzen, da diese zunehmend neu vermessen und computergestützt dokumentiert werden. Aus diesem Grund wurden über die hier skizzierten Versuche hinaus keine Anstrengungen unternommen, Parameter aus anderen Daten herzuleiten.

Für die befestigte Fläche (A_{red}) gilt dies so nicht. Sie ist der wichtigste Parameter, auch hier gilt also die Analogie zur Abflusssimulation. In Kanalinformationssystemen wird sie jedoch in der Regel nicht mit erfasst. Für die durchzuführende hydrologische Abflusssimulation werden die befestigten Flächen zwar bereits erhoben und kalibriert. Dies geschieht jedoch nicht haltungsscharf, sondern als Teileinzugsgebiets-

summe. Die genaue Abgrenzung der befestigten Flächen ist zudem der bei weitem arbeitsintensivste Schritt in der Bestimmung der Eingangsparameter zur Berechnung von SP_{KAN} (Lutz, 2003, S. 39).

Zumindest für Kanalnetze wie das der Stadt Kraichtal kann an dieser Stelle eine Vereinfachung vorgeschlagen werden. So ergaben Analysen, dass nur ein kleiner Teil der Kanäle für den Großteil des Kanalschmutzpotenzials verantwortlich ist. Abbildung A-2 zeigt bezogen auf das gesamte Kraichtaler Kanalnetz, dass weniger als 50 % der Haltungen über 95 % des Kanalschmutzpotenzial beherbergen. Diese Feststellung gilt nicht nur in der Zusammenschau aller Haltungen, sondern auch für jede einzelne Ortschaft der Stadt Kraichtal. Da zudem davon auszugehen ist, und die Auswertungen bestätigen dies, dass die für die Summe des Kanalschmutzpotenzials wichtigen, flacheren Haltungen nicht zufällig über das Netz verteilt sind, sondern zusammenhängend auftreten, kann unter Inkaufnahme geringer Ungenauigkeiten das Verfahren der Zuweisung der befestigten Flächen deutlich beschleunigt werden.

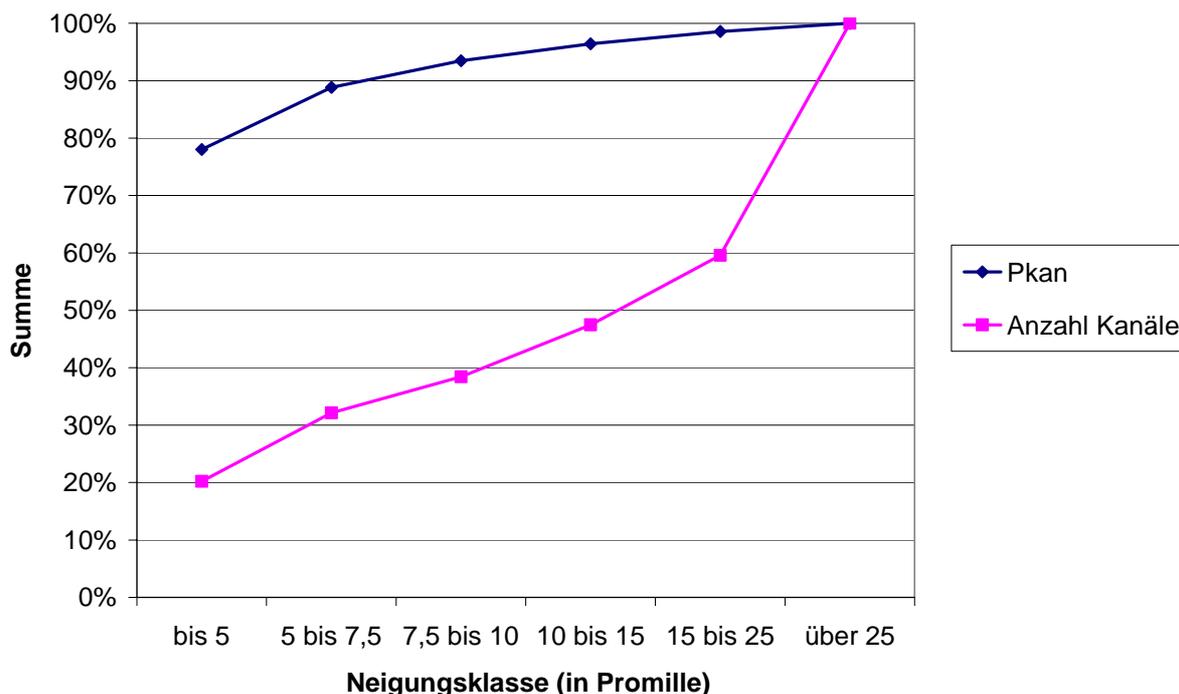


Abbildung A-2: Summenlinie des Kanalschmutzpotenzials und der Anzahl der Haltungen des Kraichtaler Kanalnetzes (nach Neigungsklassen)

Abschließend sei darauf hingewiesen, dass die Summenlinien aus Abbildung A-2 nicht auf beliebige Kanalnetze anwendbar sind. Sie wurden aus den Daten eines Kanalnetzes im Kraichgau erstellt. Für andere Naturräume sollten Kurven dieser Art stets zunächst für repräsentative Teilgebiete erstellt werden.

Anhang B

Das Script zur Berechnung der dABAG

Die Programmierung des Scripts zur Berechnung der dABAG – vor allem zur Ermittlung der Hanglängen – fand in der im GIS ArcView (Version 3.3) implementierten Programmiersprache Avenue statt. Die gesamte Rechnung wird im Raster-Modul des Programms vollzogen, also mit der Extension „Spatial Analyst“.

Das Script unterstützt die Nutzerin/den Nutzer bei einer Vielzahl von Schritten auch in der Erstellung von Zwischenergebnissen, die gemäß ihrer Bedeutung hier ebenfalls beschrieben sind. Es ist vollständig Menü-gesteuert.

- Polygonumwandlung

Die Acker- und Weinbauflächen, deren Umrandung als Grenze in die Hanglängenberechnung eingeht, liegen als Flächen (Polygone) im Vektordaten-Format vor. Ihre Umrandung wird mit dieser Funktion in Linien (Arcs) konvertiert, die von der Nutzerin/dem Nutzer dann eigenständig mit den Funktionen des GIS in ein Raster (Grid) konvertiert werden können.

Zentraler Befehl:

```
Polyline.Make
```

- Resampling

Liegen die Ausgangs-Grids in verschiedenen Rastergrößen vor, so können sie mit dieser Funktion auf eine einheitliche Größe gebracht werden.

Zentraler Befehl:

```
Resample
```

- Fill Sinks

Digitale Höhenmodelle (DHM) haben häufig unerwünschte Senken (Zellen, die niedriger als alle umgebenden Zellen sind). Diese können mit der Funktion „Fill Sinks“ auf die Höhe der niedrigsten Nachbarzelle gebracht werden. Es entsteht somit ein DHM, dem eindeutig Fließrichtungen zugewiesen werden können.

Der wesentliche Teil dieses Scripts konnte dem mit dem Programm mitgelieferten Beispielscript „Hydrologic Modeling (sample)“ (hydro.avx) entnommen werden. Da dieses jedoch aus unerklärlichen Gründen nicht alle Senken eliminiert (auf ein analoges Problem im Programm ArcInfo wiesen bereits HICKEY et al. (1994) hin), wurde es um einen eigenen Teil erweitert.

Zentrale Befehle:

```
NbrHood.MakeIrregular(Kernel in Ringform)
```

```
elevGrid.FocalStats(#GRID_STATATYPE_MIN,NbrRing(s.o.),FALSE)
```

- Fluss einbrennen
Zur Verbesserung der folgenden Gerinneberechnung kann der tatsächliche Flussverlauf mit dieser Funktion um einen beliebigen Betrag tiefer in das DHM gesetzt werden.
- Gerinne
Das Gerinne stellt einen möglichen Endpunkt der erosiven Hanglänge dar. Es besteht aus dem Fließgewässernetz, welches um Tiefenlinien erweitert wird, die nur bei stärkeren Niederschlagsereignissen Oberflächenabfluss aufweisen. Definiert werden diese Tiefenlinien über einen (frei wählbaren) Flächen-Schwellenwert.
Zentrale Befehle:

```
FlowDirection
FlowAccumulation
```
- Hangneigung (hangabwärts)
Der vom Spatial Analyst vorgegebene Befehl `slope` gibt die größte Neigung in einer 3x3 Zellen Umgebung der aktuellen Zelle aus, nicht notwendigerweise also die hangabwärtsgerichtete Neigung. Aus diesem Grund kann dieser Befehl hier nicht genutzt werden.
Bei der im Script programmierten Hangneigungsberechnung wird zunächst die Fließrichtung berechnet und die Werte umgesetzt in die Zahlen von eins bis acht. Dann werden acht Grids erstellt, die die Höhe der Nachbarzellen in der jeweiligen Richtung enthalten. Schließlich wird die Höhe der Nachbarzelle in Fließrichtung aus der Liste der acht Grids gewählt. Die Neigung wird aus der Höhendifferenz zur aktuellen Zelle und der Rastergröße (je nach Fließrichtung ggf. mit Wurzel zwei multipliziert) berechnet.
Zentrale Befehle:

```
FlowDirection
NbrHood.MakeIrregular(Kernel mit Zelle in Fließrichtung)
FocalStats(#GRID_STATYPE_MAX,Nbr_FliRi(s.o.),FALSE)
Pick(Liste der Höhen der Nachbarzellen)
```
- Hanglängen
In dieser zentralen Funktion werden die für die dABAG benötigten Hanglängen sowie der Formfaktor berechnet. Grenzen der Berechnung sind die Umrandungszellen der Acker- und Weinbauflächen und die Tiefenlinien. Eine zusätzliche Grenze stellen Zellen dar, an denen die Hangneigung von einer Zelle zur nächsten um einen (frei wählbaren) Prozentsatz abnimmt. Somit wird berücksichtigt, dass an Hangabschnitten, an denen die Neigung stark abfällt, eher eine Nettodeposition stattfindet als eine Nettoerosion. Die Bedingung ist als Hickey-

Algorithmus in der Literatur bekannt, da sie auf HICKEY et al. (1994) zurückgeht, die als Default-Wert 50 % vorschlagen. Diese Grenzzellen werden im DHM und im vorher gebildeten Fließrichtungs-Grid gelöscht (zu NoData gesetzt). Somit geht allerdings bei Zellen, die in NoData-Zellen entwässern oder aus diesen Zufluss bekommen, im Mittel eine Fließlänge von einer halben Rastergröße verloren. Dieser Tatsache wird im Script in der Fließlängenberechnung durch ein spezielles Wichtung-Grid Rechnung getragen.

Berechnet werden die Hanglänge hangauf- bzw. hangabwärts. Die Gesamthanglänge (l) ist die Summe aus diesen beiden Zahlen. Die Hanglänge bis zur oberen bzw. unteren Grenze der aktuellen Zelle (l_{i-1} , l_i) werden aus der hangaufwärtsgerichteten Hanglänge ermittelt. Dieser wird eine halbe Rastergröße – je nach Fließrichtung mit Wurzel zwei multipliziert oder nicht – abgezogen bzw. hinzugefügt, da die Berechnung vom GIS jeweils vom Mittelpunkt der Zelle aus getätigt wird.

Der Formfaktor (a) kann sehr einfach aus den bis zu diesem Punkt berechneten Grids bzw. den Zwischenergebnissen berechnet werden.

Zentral Befehl:

```
FlowLength(Wichtung, true bzw. false)
```

- dABAG

In der abschließenden Funktion werden die berechneten Fließlängen und der Formfaktor mit den außerhalb des Scripts aufzubauenden Grids für den R-, K-, C- und ggf. P-Faktor entsprechend der dABAG-Gleichung verknüpft (Gleichung 5-2, Kapitel 5.1.1 „Die Universal Soil Loss Equation“). Der S-Faktor wird aus dem zuvor berechneten Neigungs-Grid hergeleitet.

Schriftenreihe

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 (Eigenverlags 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. Verfahrenstechnisches 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).
- [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 II. 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 innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).
- [49] **GUTEKUNST, B.**: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).
- [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. 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-/Flockungskemikalien. 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 Sedimentations- 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] **HARITOPULOU, T.:** Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [78] **HAHN, H.H.; TRAUTH, R.:** 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 - Kanalisation. 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.:** 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. Abschlußpräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] **SCHÄFER, M.:** Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlußfolgerungen.
- [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 2000 (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 Wasserwerkschlämme. 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 Phosphorous 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 und Wirksamkeit 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).
- [118] **HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.:** Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [119] **BUTZ, J.:** Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Universität Karlsruhe - Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] **MAHMUTSPAHC, Z.:** Projektfinanzierung – ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Universität Karlsruhe - Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

Bestellanschrift:

Universität Karlsruhe (TH)

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung - Bereich Siedlungswasserwirtschaft

Forschungszentrum Umwelt

BIBLIOTHEK, Abteilung: Schriftenreihe

D-76128 Karlsruhe

Tel. 0721/608 2457

Fax 0721/607151