

**Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten  
- Möglichkeiten, Probleme und Schlußfolgerungen**

**Zur Erlangung des akademischen Grades eines  
DOKTOR-INGENIEURS  
von der Fakultät für  
Bauingenieur- und Vermessungswesen  
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)  
genehmigte  
DISSERTATION**

**von**

**Dipl.-Ing. Markus Schäfer  
aus Mayen**

**Tag der mündlichen**

**Prüfung: Mittwoch, 07.07.1999**

**Hauptreferent: Professor H.H. Hahn, Ph.D., Karlsruhe**

**Korreferent: Professor Dr.-Ing T.G. Schmitt, Kaiserslautern**

**Karlsruhe**



## ABSTRACT

Fresh water ecosystems are still receiving an evident pollution load due to the use of urban areas. Especially harmful substances originating from streets, residential quarters and farmyards as well as from roofs, drain into the sewers and partially enter into rivers via discharges from combined and separate sewer systems. These discharges cause different pollution effects in fresh water ecosystems dependent on the specific boundary conditions of the receiving waters.

Beside these pollution effects, which are recognised gradually and which should be minimised, the demand of reducing costs of waste- and storm water treatment have to be added. So the storm water treatment must be thought over. One already discussed possibility is an integrated immission control management instead of or in combination with a emission limitation. For this propose a GIS based evaluation model is still missing, which allows to determine the pollution caused by the storm water runoff from urban areas. This present work tries to do that using literature data and common GIS data for a catchment area of a bigger city to evaluate the pollution discharge and compares this discharge to the measured load in the receiving water. Additionally the transferability for other catchment areas is discussed.

To achieve these goals the precipitation, the number of the inhabitation, the condition of the urban surface and the catchment areas are regionalised (described by GIS) using different methods. These data allows to estimate the emission for a whole mesoscale catchment area using the microscale literature data.

In consideration of the present results and the achievable exactness it is possible to describe the yearly emission from urban areas with this black box model. An exact description of an event emission is not possible, but there is the chance to calculate the probability of event emissions. If additional informations about the receiving waters are available the immission situation of the receiving water can be predicted and rated. So these have to been seen as a further step to a integrated immission controlled (river basin) management.

Natürliche Gewässer erfahren immer noch eine deutliche Belastung durch die intensive Nutzung urbaner Gebiete. Insbesondere die erheblichen Stoff- und Schadstoffpotentiale, die von befestigten städtischen Flächen in die Kanalisation eingetragen werden, gelangen über den Niederschlagsabfluß in die Gewässer. Dort angelangt führen sie zu unterschiedlichsten Schadwirkungen, die je nach den Randbedingungen im Gewässer in verschiedener Ausprägung zu beobachten sind.

Zu diesen Belastungssituationen im Gewässer, die nach und nach erkannt und auch gemindert werden sollen, kommt der Druck zur Kostenreduzierung bei der Ab-

wasserableitung und -behandlung, die ein Überdenken der Regenwasserableitung notwendig machen. Ein zum Teil schon geforderter Lösungsansatz ist, von der reinen Emissionsbetrachtung auch auf integrale Immissionsbetrachtungen im Gewässer überzugehen. Dazu fehlen aber zum Teil noch Prognosemodelle oder flächenhafte Ansätze, die es ermöglichen, die durch den Niederschlagsabfluß verursachte stoffliche Belastung der Gewässer zu bestimmen. Die vorliegende Arbeit versucht mit Hilfe der in der Literatur vorliegenden Datenbasis am Beispiel eines größeren Stadtgebietes solche flächenhafte Ansätze zu erstellen, anhand gemessener Immissionen im Gewässer zu verifizieren und auf eine Übertragbarkeit auf andere Einzugsgebiete zu diskutieren.

Dazu wurden das Niederschlagsgeschehen, die Einwohnerzahl, die Oberflächenbeschaffenheit und die Lage der Entwässerungssysteme mit verschiedenen Verfahren regionalisiert. Die Emissionen selbst wurden mit Hilfe dieser nun charakterisierten Teilflächen und den stofflichen Angaben aus mikroskaligen Systemen zum Teil mit Vereinfachungen für ein mesoskaliges System (Stadtgebiet) berechnet.

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse und den angegebenen, maximal erreichbaren Genauigkeitsanforderungen ist es möglich, das Emissionsverhalten städtischer befestigter Flächen mit diesen Ansätzen zu beschreiben. Eine exakte Beschreibung der Emissionen für Einzelereignisse ist nicht möglich, aber es können Auftretenswahrscheinlichkeiten von Emissionssituationen bestimmt werden. Liegen zusätzlich auch die entsprechenden Gewässerdaten vor, können auch die Auftretenswahrscheinlichkeiten von Immissionssituationen im Gewässer bestimmt und bewertet werden. Damit sollte ein weiterer Schritt in Richtung einer integralen, immissionsorientierten Gewässerbewirtschaftung möglich sein.

## VORWORT

Stoffstrombilanzen sind ein alltägliches Werkzeug für den Verfahrenstechniker. Für den klassischen oder typischen Bauingenieur sind sie eher unüblich oder zumindest ein neues Instrument. Insbesondere scheint die Aufgabenstellung der Urbanhydrologie oder der Siedlungswasserwirtschaft zu weit entfernt von den typischen, verfahrenstechnischen Aufgaben zu sein. Darüber hinaus ist das zu betrachtende System zu diffus, um Stoffstrombilanzen sinnvoll erscheinen zu lassen.

Dennoch ist das Konzept der Stoffstrombilanzen in jüngerer Zeit immer wieder auch in der Diskussion des aquatischen Umweltschutzes verwandt worden, um zu untersuchen, wo weitere Maßnahmen des Gewässerschutzes wirkungsvoll wären und wo nicht. Echte Bilanzen im Sinne einer unabhängigen Bestimmung aller Eingangs- und Ausgangsgrößen sind bislang nicht angefertigt worden. Dies ergibt sich, wie zuvor schon einmal angedeutet, aus Folgendem:

- Das betrachtete System ist sehr vielgestaltig (Abfluß von Dachflächen bis hin zur Wiederaktivierung von Stadtgewässersedimenten).
- Die einzelnen Eingangs- oder Ausgangsgrößen sind in den meisten Fällen nicht eindeutig bestimmbar, sondern bestenfalls durch stochastische Parameter beschreibbar (vom Niederschlag bis hin zur Kanalerosion).
- Die scheinbar feststehenden Systemgrößen, wie etwa die Flächennutzung, sind einem ständigen Wandel unterlegen und damit nicht oder nur schwer in ihrem Momentanzustand erfaßbar.

Herr Schäfer hat sich als einer der ersten, vielleicht auch als Erster, der Lösung dieser schwierigen Aufgabe zugewandt. Er versucht für ein konkretes Bilanzierungsgebiet, nämlich das Einzugsgebiet der Alb im Stadtbereich Karlsruhes, eine zahlenmäßig exakte Stoffbilanz. Bilanziert werden sollen anthropogene Schadstoffe. - Darüber hinaus entwickelt er die Grundlagen für solche Stoffstrombilanzen, nämlich die verschiedensten, die Entwässerungsflächen charakterisierenden Belastungsmaßzahlen.

Der Autor zeigt also nicht nur, daß Stoffstrombilanzen für ein solch komplexes System möglich sein sollten, sondern gibt dem Urbanhydrologen die bisher fehlenden Grundlagen an die Hand, zusammen mit einer Einschätzung und Bewertung der Exaktheit des Datenmaterials und seiner Übertragbarkeit vom ursprünglichen Meßgebiet auf andere.

Wie eingangs festgestellt, ist es eine schwierige Aufgabe, für das komplexe System Stadt resp. Siedlung und seine diffusen Ein- und Austräge, die von den nur stochastisch zu erfassenden Belastungsereignissen gesteuert werden, eine Stoffstrombilanz vorzulegen. Dies ist wohlgermerkt eine Bilanz, deren verschiedene Einzelpositionen getrennt voneinander bestimmt worden sind. Damit wird eine solche Bilanz auch Grundlage für eine Plausibilitätsprüfung der einzelnen Positionen.

Zwar gehen nicht alle Bilanzen auf bzw. lassen sich nicht alle mit dem gewünschten Genauigkeitsgrad schließen. Aber hier beginnt einerseits die über Stoffstrombilanzen hinausreichende Arbeit des Autors, nämlich zu analysieren, woher die Unstimmigkeiten und Unsicherheiten stammen. Weiterhin beschäftigt er sich damit was getan werden muß, um diese Unsicherheiten in den Eingangsdaten, die den Belastungsgrößen entsprechen, zu reduzieren. Hier zeigt sich der eigentliche Sinn von Stoffstrombilanzen für den in Forschung und Entwicklung Stehenden!

Für den in Planung, Entwurf und Betrieb tätigen Siedlungswasserwirtschaftler sind die Ergebnisse solcher Stoffstrombilanzen wichtige Hinweise auf die hauptsächlich beitragenden Glieder der Bilanz, die den Hauptbelastungspunkten entsprechen. - Es zeigt sich auch die sehr gute resp. souveräne Kenntnis des Autors, nicht nur in der Literatur der Urbanhydrologie, sondern auch in den Messungen von Niederschlagsdaten bis hin zu den Bestimmungen von Konzentrationen und Frachten interessierender und zu bilanzierender Stoffe und Stoffgruppen.

Neben oder besser über diesen Beweis der Durchführbarkeit von Stoffstrombilanzen hinaus liegt der für das Fachgebiet gewichtigste Beitrag des Autors in einer Sichtung, Ergänzung, Bewertung und Verifikation des Datenmaterials zur Belastung und zur Abtragbarkeit resp. zum Abtransport dieser Stör- und Schadstoffmaterialien von den verschiedensten Teilflächen eines städtischen Gebietes. Von Dachflächen in Wohn- und Industriebereichen über Straßen mit mehr ruhendem Verkehr bis hin zu hochverdichteten Verkehrsadern. Herr Schäfer hat sich nicht gescheut, auch analytisch komplexe Stoffe und Stoffgruppen, also damit nicht immer widerspruchsfrei zu bestimmende Größen auszuwählen und hat auch den Einfluß des Bilanzzeitraumes (von momentanen Beobachtungen über ein gesamtes Ereignis bis hin zu Jahresbilanzen) vielgestaltig ausgewertet.

Karlsruhe, im Juli 1999

H. H. Hahn

<b>INHALT</b> .....	<b>iii</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</b> .....	<b>vii</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS</b> .....	<b>ix</b>
<b>GLOSSAR</b> .....	<b>xi</b>
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	<b>1</b>
1.1 PROBLEMSTELLUNG.....	1
1.2 ZIELSETZUNG UND VORGEHENSWEISE .....	2
<b>2 GRUNDLAGEN</b> .....	<b>5</b>
2.1 REGIONALISIERUNG .....	5
<i>2.1.1 Regionalisierung von Niederschlagsdaten</i> .....	7
2.1.1.1 Rastermethode.....	7
2.1.1.2 Ordinary- Kriging .....	8
<i>2.1.2 Kartierung / Regionalisierung von Oberflächennutzungsdaten</i> .....	9
2.2 EINTRAGSQUELLEN UND TRANSPORTFORMEN VON NÄHR- UND SCHADSTOFFEN IN DAS KANALSYSTEM EINES STÄDTISCHEN EINZUGSGEBIETES .....	14
<i>2.2.1 Abfiltrierbare Stoffe</i> .....	17
<i>2.2.2 Blei</i> .....	20
<i>2.2.3 Kupfer</i> .....	22
<i>2.2.4 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)</i> .....	24
<i>2.2.5 Nährstoffe</i> .....	26
<i>2.2.6 Absorbierbare organisch gebundene Halogene AOX</i> .....	28
<i>2.2.7 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK</i> .....	29
2.3 ZUSÄTZLICHE ASPEKTE BEI EINER EREIGNISORIENTIERTEN REGIONALISIERUNG .....	30
<b>3 MATERIAL UND METHODEN</b> .....	<b>33</b>
3.1 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET .....	33
3.1.1 <i>Die Alb</i> .....	33
3.1.2 <i>Das Entwässerungsgebiet der Stadt Karlsruhe</i> .....	36

3.2	ERFASSUNG DER BILANZIERUNGSDATEN .....	39
3.2.1	<i>Die Gewässermeßstellen</i> .....	39
3.2.2	<i>Die Mischwasserentlastung RÜB Klärwerk/ Neureut</i> .....	43
3.2.3	<i>Die Regendaten</i> .....	44
<b>4</b>	<b>EINGANGSGRÖßEN DER BILANZIERUNG .....</b>	<b>49</b>
4.1	ANTHROPOGENE IMMISSIONEN IN EINEM FLIEßGEWÄSSER .....	49
4.1.1	<i>Die Schwebstoffbelastung</i> .....	49
4.1.1.1	Trockensubstanz und Glühverluste der Schwebstoffe .....	49
4.1.1.2	Schwermetallbelastung der Schwebstoffe in Rüppurr und Knielingen .....	52
4.1.2	<i>Bestimmung der Schadstofffrachten</i> .....	58
4.1.2.1	Die Fracht der abfiltrierbaren Stoffe .....	58
4.1.2.2	Die Schwermetallfracht .....	59
4.2	BESTIMMUNG UND AUFBEREITUNG WEITERER EINGANGSDATEN FÜR DIE BILANZIERUNG	64
4.2.1	<i>Regionalisierung der örtlichen Regendaten</i> .....	64
4.2.2	<i>Zuordnung der Entwässerungsteilsysteme</i> .....	67
4.2.3	<i>Die Oberflächennutzungsdaten</i> .....	69
4.2.4	<i>Einwohnerdaten</i> .....	76
4.2.5	<i>Festlegung der Jahreseintragsfrachten</i> .....	77
4.2.6	<i>Charakterisierung der beprobten Einzelereignisse und Festlegung der Konzentrationen bzw. Eintragsfrachten</i> .....	81
<b>5</b>	<b>BILANZIERUNG DER STOFF- UND SCHADSTOFFSTRÖME .....</b>	<b>87</b>
5.1	PLAUSIBILITÄTSPRÜFUNG AM KONTROLLABSCHNITT DER ALB .....	87
5.1.1	<i>Die Wasserbilanz am Kontrollabschnitt der Alb</i> .....	87
5.1.2	<i>Eine Stoffbilanz für den Kontrollabschnitt der Alb bei Trockenwetter</i> .....	91
5.1.3	<i>Stoffbilanzen für der Kontrollabschnitt der Alb bei Regenwetter</i> .....	92
5.2	JAHRESBILANZEN FÜR DAS STÄDTISCHE EINZUGSGEBIET .....	96
5.2.1	<i>Austrag aus den Mischsystemen am Komplex Kläranlage/RÜB</i> .....	96
5.2.1.1	Die Wasserfrachten .....	96
5.2.1.2	Die Stofffrachten .....	99
5.2.1.3	Gegenüberstellung mit den Stofffrachten aus dem Einzugsgebiet .....	105
5.2.1.4	Einwohnerspezifische Austragsfrachten .....	107



<i>5.2.2 Emissions / Immissions- Vergleich an der Alb</i> .....	110
5.2.2.1 Austrag aus den Trennsystemen in die Alb .....	110
5.2.2.2 Austrag aus Mischsystementlastungen in die Alb .....	111
5.2.2.3 Gegenüberstellung mit den Jahresimmissionen der Alb .....	113
5.3 STOFFBILANZEN FÜR REGENEREIGNISSE .....	117
<b>6 DISKUSSION</b> .....	<b>127</b>
6.1 BILANZEN INNERHALB EINES GEWÄSSERABSCHNITTES (IMMISSIONSSEITE) .....	127
6.2 GENAUIGKEIT UND ÜBERTRAGBARKEIT DER GEWÄHLTEN BILANZANSÄTZE ZUR ERMITTLUNG DER EMISSION .....	130
<i>6.2.1 Genauigkeitsanforderungen bei einer regionalisierten Beschreibung von     Einzugsgebieten</i> .....	130
<i>6.2.2 Genauigkeit und Übertragbarkeit bei der Berechnung der jährlichen     Emissionen</i> .....	131
<i>6.2.3 Genauigkeit und Übertragbarkeit bei der Berechnung von     Ereignisemissionen</i> .....	133
<b>7 ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>135</b>
<b>8 LITERATUR</b> .....	<b>139</b>



## Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1.1: BAUSTEINE DER BILANZIERUNG .....	3
ABBILDUNG 3.1: DIE ALB MIT IHREM EINZUGSGEBIET .....	34
ABBILDUNG 3.2: ENTWÄSSERUNGSGEBIET DER STADT KARLSRUHE MIT SEINEN VORFLUTERN UND DEN MEßSTELLEN IN RÜPPUR UND KNIELINGEN .....	37
ABBILDUNG 3.3: RI-FLIEßBILD DER MEßANLAGEN RÜPPUR UND KNIELINGEN.....	41
ABBILDUNG 3.4 SCHEMASKIZZE DES KOMPLEXES KLÄRANLAGE KARLSRUHE/ RÜB NEUREUT .....	43
ABBILDUNG 3.5: STANDORTE DER REGENMESSER IM STADTGEBIET VON KARLSRUHE .....	45
ABBILDUNG 3.6: DEFINITION DER GRENZTROCKENDAUER FÜR MEHRERE REGENSCHREIBER (R1, R2, R3).....	46
ABBILDUNG 4.1: VERGLEICH DER SUMMENLINIEN DER AFS AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN .....	50
ABBILDUNG 4.2: KORNGRÖßEN-VERTEILUNGEN DER TRANSPORTIERTEN SCHWEBSTOFFE IN RÜPPUR UND KNIELINGEN .....	52
ABBILDUNG 4.3: VERGLEICH DER SUMMENLINIEN DER GLÜHVERLUSTE AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN .....	52
ABBILDUNG 4.4: VERGLEICH DER KUPFER - SUMMENLINIEN AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN .....	53
ABBILDUNG 4.5: VERGLEICH DER BLEI - SUMMENLINIEN AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN .....	55
ABBILDUNG 4.6: VERGLEICH DER CADMIUM - SUMMENLINIEN AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN .....	56
ABBILDUNG 4.7: VERGLEICH DER AFS-FRACHT - SUMMENLINIEN AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN .....	58
ABBILDUNG 4.8: VERGLEICH DER GELÖSTEN KUPFERFRACHT - SUMMENLINIEN AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN .....	60
ABBILDUNG 4.9: VERGLEICH DER PARTIKULÄREN KUPFERFRACHT - SUMMENLINIEN AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN .....	60
ABBILDUNG 4.10: VERGLEICH DER PARTIKULÄREN BLEIFRACHT - SUMMENLINIEN AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN.....	62
ABBILDUNG 4.11: VERGLEICH DER PARTIKULÄREN CADMIUMFRACHT - SUMMENLINIEN AN DEN BEIDEN MEßQUERSCHNITTEN.....	62
ABBILDUNG 4.12: NIEDERSCHLAGSVERTEILUNG FÜR DAS REGENEREIGNIS VOM 04.04.93 NACH DER RASTERMETHODE .....	65
ABBILDUNG 4.13: NIEDERSCHLAGSVERTEILUNG FÜR DAS REGENEREIGNIS VOM 04.04.93 MIT HILFE DES ORDINARY- KRIGING VERFAHRENS .....	65
ABBILDUNG 4.14: ENTWÄSSERUNGSTEILFLÄCHEN IM STADTGEBIET .....	68
ABBILDUNG 4.15: DER ENDGÜLTIGE FLÄCHENNUTZUNGSPLAN.....	73
ABBILDUNG 4.16: EINWOHNERDICHTEN DER STADT KARLSRUHE.....	77
ABBILDUNG 5.1: STOFFGANGLINIEN EINES EREIGNISSES IN DER ALB .....	93
ABBILDUNG 5.2: ENTWICKLUNG DES MITTLEREN KLÄRANLAGENZUFLUSSES UND DER SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN BLEI UND KUPFER .....	98

ABBILDUNG 5.3: FLÄCHENNUTZUNG DER BETRACHTETEN TEILEINZUGSGEBIETE IM TRENNSYSTEM .....	110
ABBILDUNG 5.4: EINWOHNERDICHTEN DER BETRACHTETEN TEILEINZUGSGEBIETE IM MISCHSYSTEM.....	112
ABBILDUNG 5.5: GANGLINIE DER SCHWERMETALLBELADUNG (Pb, Cd) IM SEDIMENT AN BEIDEN MEßSTELLEN .....	115
ABBILDUNG 5.6: FRACHTGANGLINIE DES EREIGNISSES R6 AM ENDE DES STADTGEBIETES .....	117
ABBILDUNG 5.7: FRACHTGANGLINIE DES EREIGNISSES R8 AM ANFANG (ABB. OBEN) UND ENDE (ABB. UNTEN) DES STADTGEBIETES.....	119
ABBILDUNG 5.8: EMPIRISCHER ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ZUSÄTZLICHEM MITTLEREM ABFLUß UND DER REMOBILISIERTEN AFS- FRACHT .....	123
ABBILDUNG 6.1: GANGLINIEN VON LEITFÄHIGKEIT UND TRÜBUNG ZUR BESTIMMUNG DER NIEDERSCHLAGSBEINFLUSSTEN ZEITSPANNE IM GEWÄSSER .....	128
ABBILDUNG 7.1: ENTWICKLUNG DER SCHWERMETALLBELADUNG IM VERLAUF DER ALB .....	135

## Tabellenverzeichnis

TABELLE 2.1: VERSIEGELUNGSKATEGORIEN .....	11
TABELLE 2.2: BEBAUUNGSTYPISCHE VERSIEGELUNG .....	13
TABELLE 2.3: VERGLEICH DER JAHRESMITTELWERTE FÜR DIE MEBSTELLE.....	16
TABELLE 2.4: NIEDERSCHLAGSBEDINGTE AFS- KONZENTRATIONEN/ FRACHTEN VON STÄDTISCHEN FLÄCHEN .....	18
TABELLE 2.5: NIEDERSCHLAGSBEDINGTE BLEI- KONZENTRATIONEN/ FRACHTEN VON STÄDTISCHEN FLÄCHEN .....	21
TABELLE 2.6: NIEDERSCHLAGSBEDINGTE KUPFER- KONZENTRATIONEN/ FRACHTEN VON STÄDTISCHEN FLÄCHEN .....	23
TABELLE 2.7: NIEDERSCHLAGSBEDINGTE CSB- KONZENTRATIONEN/ FRACHTEN VON STÄDTISCHEN FLÄCHEN .....	25
TABELLE 3.1: GEOGENE SCHWERMETALLBELASTUNG DER ALBSEDIMENTE NACH.....	35
TABELLE 3.2: EINZUGSFLÄCHEN DER KANALISATION IM UNTERSUCHUNGSGEBIET KARLSRUHE. ....	38
TABELLE 3.3: ANGEWANDTE ANALYSEVERFAHREN.....	42
TABELLE 4.1: MEDIANE DER SCHWEBSTOFFKONZENTRATION UND SCHWEBSTOFFBELASTUNG AUS RÜPPUR UND KNIELINGEN.....	57
TABELLE 4.2: MEDIANE DER SCHWEBSTOFF- UND SCHADSTOFFFRACHTEN IN RÜPPUR UND KNIELINGEN .....	63
TABELLE 4.3: VERGLEICH DER RASTERMETHODE MIT DEM ORDINARY- KRIGING- VERFAHREN (RIMEK, 1993).....	67
TABELLE 4.4: GESAMTFLÄCHEN DER EINZELNEN NUTZUNGSKATEGORIEN .....	74
TABELLE 4.5: VERSIEGELUNGSGRADE (BERLEKAMP, PRANZAS) MODIFIZIERT FÜR KARLSRUHE .....	75
TABELLE 4.6: NUTZUNGSSPEZIFISCHE VERSIEGELUNGSGRADE AUS ÜBERFLIEGUNGSDATEN.....	76
TABELLE 4.7: FRACHTANNAHMEN FÜR DEN HÄUSLICHEN UND INDUSTRIELLEN ANTEIL.....	78
TABELLE 4.8: JÄHRLICHE ABTRAGSFRACHTEN FÜR OBERFLÄCHEN VERSCHIEDENER NUTZUNGEN INNERHALB VON STADTGEBIETEN.....	79
TABELLE 4.9: JÄHRLICHE ABTRAGSFRACHTEN FÜR OBERFLÄCHEN VERSCHIEDENER NUTZUNGEN INNERHALB VON STADTGEBIETEN.....	80
TABELLE 4.10: CHARAKTERISIERUNG DER BILANZIERTEN EREIGNISSE .....	82
TABELLE 4.11: MITTLERE EREIGNISKONZENTRATIONEN (MEK) FÜR DIE BILANZIERTEN NIEDERSCHLÄGE .....	83
TABELLE 4.12: PROZENTUALER ANTEIL DER NIEDERSCHLÄGE AN DER JAHRESFRACHT SORTIERT NACH MODELLREGENKLASSEN .....	84
TABELLE 5.1: WASSERBILANZ AM KONTROLLABSCHNITT DER ALB .....	87
TABELLE 5.2: WASSERBILANZ AM KONTROLLABSCHNITT DER ALB FÜR 24 H.....	91
TABELLE 5.3: FRACHTBILANZ AN DER ALB FÜR EINEN 24- STÜNDIGEN TROCKENWETTERZEITRAUM.....	92
TABELLE 5.4: FRACHTBILANZ AN DER ALB FÜR EINEN GEWITTERREGEN .....	93
TABELLE 5.5: FRACHTBILANZ AN DER ALB FÜR EIN EREIGNIS MIT HÖHERER INTENSITÄT IM OBERLAUF UND MITTELLAUF DER ALB .....	94

TABELLE 5.6: FRACHTBILANZ AN DER ALB FÜR EIN ENDBETONTES REGENEREIGNIS .....	94
TABELLE 5.7: ENTLASTUNGSVOLUMINA DER SONDERBAUWERKE IN 1993 .....	97
TABELLE 5.8: MITTLERE ZU- UND ABLAUFWERTE DER KLÄRANLAGE KARLSRUHE.....	100
TABELLE 5.9: MASSENBILANZIERUNG AM KOMPLEX „RÜB/KLÄRANLAGE“ KARLSRUHE.....	103
TABELLE 5.10: GEGENÜBERSTELLUNG DES STOFFEINTRAGES IM EINZUGSGEBIET MIT DER GEMESSENEN/ HOCHGERECHNETEN SCHMUTZFRACHT AM TRENNBAUWERK DER KLÄRANLAGE KARLSRUHE.....	105
TABELLE 5.11: ANGESETZTE EFFEKTIVITÄTEN IM DURCHLAUFBECKEN KARLSRUHE NEUREUT .....	108
TABELLE 5.12: EINWOHNERSTZIFISCHE EMISSIONEN BEI MISCHWASSERENTLASTUNGEN .....	108
TABELLE 5.13: VERTEILUNG DER STOFFFRACHTEN AUS DEM TRENNSYSTEM .....	111
TABELLE 5.14: ENTLASTETE STOFFFRACHTEN AN DEN RESTLICHEN MISCHSYSTEMEN IM EINZUGSGEBIET DER ALB .....	113
TABELLE 5.15: REGENCHARAKTERISTIK 1994 .....	114
TABELLE 5.16: VERGLEICH DER JÄHRLICHEN EMISSIONEN AUS DEN STADTGEBIET MIT DEN IMMISSIONEN IM GEWÄSSER.....	115
TABELLE 5.17: GEGENÜBERSTELLUNG VON IMMISSIONEN UND EMISSIONEN FÜR DEN REGEN R6.....	118
TABELLE 5.18: GEGENÜBERSTELLUNG VON IMMISSIONEN UND EMISSIONEN FÜR DEN REGEN R8.....	120
TABELLE 5.19: GEGENÜBERSTELLUNG VON IMMISSIONEN UND EMISSIONEN FÜR DEN REGEN R4.....	122
TABELLE 5.20: GEGENÜBERSTELLUNG VON IMMISSIONEN UND EMISSIONEN FÜR DEN REGEN R20.....	123
TABELLE 5.21: GEGENÜBERSTELLUNG VON IMMISSIONEN UND EMISSIONEN FÜR DEN REGEN R15.....	124
TABELLE 6.1: GEGENÜBERSTELLUNG VON EINWOHNERSTZIFISCHEN ENTLASTUNGSFRACHTEN AUS MISCHSYSTEMEN .....	132

# 1 Einleitung

## 1.1 Problemstellung

In den letzten 20 Jahren konnte der Gewässerzustand durch Maßnahmen, wie den Neubau, Ausbau oder die Sanierung von Kläranlagen oder Kreislaufschließung bei Direkteinleitern erheblich verbessert werden. Trotzdem erfahren die Gewässer immer noch eine deutliche Belastung durch die intensive Nutzung urbaner Gebiete über "diffuse" Einleitungen (z. BSP. HAHN, 1997, HAHN ET AL., 1992). Insbesondere die erheblichen Schadstoffpotentiale, die von Straßen, Hof und Dachflächen in die Kanalisation eingetragen werden, gelangen zum Teil über Entlastungen aus Mischsystemen und über Auslässe aus Trennsystemen in die Gewässer und führen hier zu zeitlich und räumlich unterschiedlichsten Schadwirkungen, wie sie z. Bsp. von BORCHARDT (BORCHARDT, 1995) aufgeführt werden.

Zur Verringerung dieser Emissionen aus den "diffusen"<sup>1</sup> Quellen der Niederschlagsabflußbehandlung und -ableitung wurden verschiedene neue Konzepte der Siedlungsentwässerung (z. BSP. GEIGER, DREISEITL, 1995, SCHMITT, 1997) erarbeitet, aufgezeigt und finden zum Teil auch schon Anwendung. Allerdings wird die bisher allgemein übliche Vorgehensweise, die Emissionen auf vorgegebene Werte (durch Grenzwerte) zu reduzieren, aufgrund der steigenden Kostensituation nicht mehr überall durchführbar sein. Weiterhin wurde erkannt, daß zum einen eine lokale Reduzierung der Emissionen eine Erhöhung der Gesamtemissionen zur Folge haben kann (z. BSP. MEIßNER, 1991, SEYFRIED, THÖLE, 1999) und zum anderen, daß die Gewässersituation vor Ort einen erheblichen Einfluß auf die erforderlichen Maßnahmen hat (z. BSP. BORCHARDT, 1998, FISCHER, 1998, FUCHS, 1998, MICHELBACH, 1998, MANG ET AL., 1998). Von daher ist es zum Teil notwendig, von der strikten Begrenzung der örtlichen Emissionen auf Immissionsbetrachtungen im Gewässer überzuwechseln.

Dazu ist es aber unabdingbar, von der lokalen Betrachtung einzelner Bauwerke oder Teilflächen auf ganze Einzugsgebiete oder zumindest Teileinzugsgebiete (Stadtgebiete, Flußeinzugsgebiete verschiedener Größe) überzuwechseln und damit zur immissionsorientierten, integralen Gewässerbewirtschaftung überzugehen. Ein solcher Wechsel kann dann eine genauere Beschreibung des Gewässers mit seinen

1: In der Literatur uneinheitliche Definition. Es wird die Definition des Verbundprojektes "NIEDERSCHLAG" Phasen I und II übernommen. Danach zählen Trennsystemauslässe und Mischwasserüberläufe zu den diffusen Quellen

Belastungssituationen darlegen, und anhand einer Prioritätenplanung können die entsprechenden Maßnahmen zur Reduzierung der punktuellen als auch diffusen Emissionen gezielt und kostenoptimiert umgesetzt werden.

Auf dem Weg zu diesen Informationen ist eine erhebliche Menge, auch bisher unberücksichtigter Daten zu erheben, aufzuarbeiten und gezielt darzustellen. Ebenso fehlen noch Ansätze, um die Emissionen durch die verschiedenen Einleitungen in die Gewässer in hinreichender Genauigkeit bestimmen zu können (SCHMITT, 1996).

## **1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise**

Die vorliegende Arbeit möchte einen Beitrag liefern, solche integralen Gewässerbewirtschaftungskonzepte, insbesondere für feststoffgebundene Stoffgruppen, zu erstellen. Dazu soll aufgezeigt werden, welche Daten benötigt werden, wie sie erfaßt, aufbereitet und dargestellt werden sollten und vor allem auch, welchen Gültigkeitsbereich sie aufweisen. Darauf aufbauend, werden Bilanzansätze zur Berechnung der Emissionen aus Trenn- und Mischsystemen vorgeschlagen, die es erlauben, den Stoffaustrag aus unterschiedlichen Einzugsgebieten zu beschreiben. Diese gewählten Modellansätze ermöglichen es allerdings nicht Konzentrationsverläufe einzelner Mischsystementlastungen oder Trennsystemauslässe wiederzugeben, sondern können nur die jeweilige Fracht berechnen, weshalb sie damit auch den Frachtenmodellen zuzuordnen sind (zu Definitionsangaben der verschiedenen Modelltypen sei z. Bsp. auf Robien, (ROBIEN, XANTHOPOULOS, 1995) verwiesen).

Mit diesen gewählten Modellansätzen werden für die urbanen, befestigten Flächen Bilanzen sowohl auf Jahres- als auch auf Ereignisbasis erstellt. Zur Verifikation dieser Ansätze und der Datenaufbereitung erfolgt parallel eine Stoffbilanz in einem Gewässerabschnitt. Hier werden die ein- und ausgetragenen Stoffströme ermittelt und die durch ein Stadtgebiet verursachte, resultierende Immission bestimmt. Diese Immission kann dann der berechneten Emission aus den urbanen befestigten Flächen als Kontrollgröße gegenübergestellt werden.

Die dargestellten Ansätze und Bilanzen wurden unter anderem im Rahmen des BMBF Verbundprojektes "**NIEDERSchlagsbedingte SCHmutzbeLASTung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen**" (NIEDERSCHLAG) entwickelt und aufgestellt. Die Vorgehensweise im einzelnen erfolgt folgendermaßen.

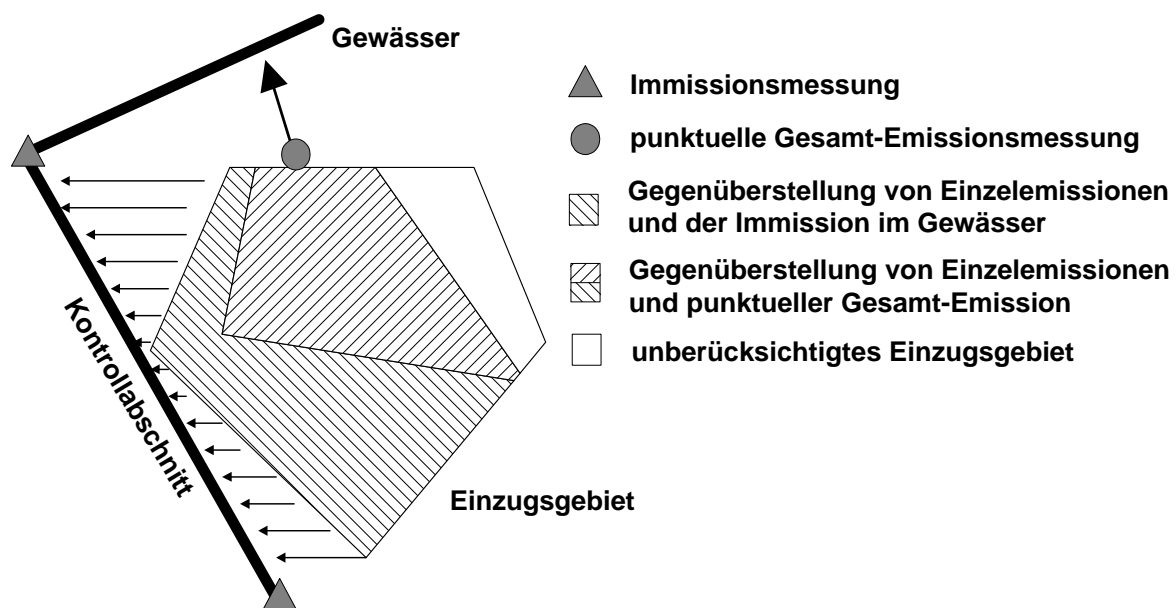
Kapitel 2 stellt den Wissensstand und damit die Grundlagen zur Beschreibung des Stoffpotentials auf städtischen befestigten Flächen und der Möglichkeiten zur Übertragung (Regionalisierung) dieser Informationen auf ein gesamtes, städtisches Einzugsgebiet dar. Dabei wird neben der reinen Wiedergabe des Wissenstandes bereits auf typische Probleme bei der Ermittlung solcher Zahlenwerte und die Übertragung



auf andere Einzugsgebiete hingewiesen. Darauf aufbauend erfolgt eine erste Diskussion und Bewertung der zur Verfügung stehenden Datenbasis.

Im anschließenden Kapitel 3 wird das als Vorflut dienende Gewässer mit dem gesamten Flußeinzugsgebiet und das zu bilanzierende städtische Einzugsgebiet beschrieben und grob charakterisiert. Ebenso erfolgt eine kurze Darstellung der für die Erfassung der Bilanzierungsdaten zur Verfügung stehenden Infrastruktur, wie die Kontrollmeßstellen und die Regenschreiber.

Kapitel 4 ist zweigeteilt und beschreibt die Eingangsgrößen der durchgeführten Bilanzen. Im ersten Teil wird die als Kontrollgröße dienende Immission im untersuchten Gewässerabschnitt dargelegt. Dies erfolgt anhand von Häufigkeitsverteilungen der untersuchten Stoffkonzentrationen sowie der daraus resultierenden Frachtströme im Gewässer. Im zweiten Teil werden die Eingangsdaten speziell für das betrachtete Einzugsgebiet ermittelt und aufbereitet, die zur Beschreibung der Emissionsseite erforderlich sind. Dazu gehört unter anderem die Einteilung in Modellregenklassen, die jeweilige Regenverteilung, die Lage der Entwässerungsteilsysteme, die Oberflächennutzung sowie die nutzungsspezifischen Stoffpotentiale von Straßen-, Hof- und Dachflächen.



**Abbildung 1.1: Bausteine und Systemgrenzen der Bilanzierung**

Das fünfte Kapitel stellt dann in drei Teilen die aufgestellten Bilanzen dar. Im ersten Abschnitt werden eine Wasserbilanz und Stoffbilanzen im Gewässer (Kontrollabschnitt) aufgestellt, die dazu dienen sollen, den Genauigkeitsbereich der Immissionsmessung zu qualifizieren (s. a. Abbildung 1.1). Als zweites folgen die Stoffbilanzen auf Jahresbasis und als dritter Punkt wird versucht, Ereignisbilanzen für ausgewählte

Stoffströme zu erstellen. Die Stoffbilanzen sind dabei nochmals in zwei Bereiche unterteilt. Zum einen erfolgt der direkte Vergleich der Immissionen im Gewässer mit den aus dem Stadtgebiet resultierenden Emissionen und zum anderen werden alle Einzelemissionen der gemessenen Gesamtemission am Gebietsauslaß gegenübergestellt (s. a. Abbildung 1.1).

Kapitel 6 faßt die notwendigen Randbedingungen nochmals zusammen und diskutiert die Anwendbarkeit und Übertragbarkeit der gewählten Bilanzansätze und Bilanzen. Dies erfolgt entsprechend der Vorgehensweise in Kapitel fünf in drei Teilen.

Zum Schluß werden die Ergebnisse zusammengefaßt, die Genauigkeitsbereiche erörtert und die Übertragbarkeit auf andere Einzugsgebiete dargestellt und diskutiert.

## 2 Grundlagen

Im folgenden wird der zum Verständnis dieser Arbeit notwendige Stand der Forschung und die sich daraus ergebenden Grundlagen dargestellt. Gleichzeitig wird versucht, die trotz vielfältiger Untersuchungen nach wie vor bestehenden Probleme darzulegen, die bei einer Erstellung von Stoffbilanz in einem städtischen Einzugsgebiet zu beachten sind. Dazu gehört zum einen die Bestimmung der Stofffrachten von städtischen Flächen sowie zum anderen die Übertragung auf ein gesamtes Stadtgebiet.

### 2.1 Regionalisierung

Ein Modell, sei es eine sehr naturnahe physikalisch - chemische Abbildung oder eine empirische Black-Box Darstellung, gilt streng genommen nur für Systeme der Größe und der Struktur von (Einzugs-) Gebieten, für die Meßdaten aufgenommen wurden und entsprechend aufbereitet vorliegen. Ziel einer "Regionalisierung" ist es, diese aus den Meßdaten gewonnenen Informationen und Erkenntnisse, die auf einer/m "Testfläche / Gebiet" erfaßt oder bestimmt wurden, auf nicht bekannte Gebiete zu übertragen. Dabei wird die Regionalisierung zunächst in zwei unterschiedliche Komplexe untergliedert. Zum einen ist die Ausweisung von Flächen gleicher / ähnlicher hydrologischer Eigenschaften (klassische Regionalisierung) und zum anderen die Anwendung hydrologischer Modelle (regionale Übertragung) auf Gebiete, für die mangels Daten nur eine Anpassung mittels gebietsspezifischer Charakteristika erfolgen kann, zu nennen (KLEEBERG, CEMUS, 1992). Je aufwendiger und / oder komplexer die zu beschreibenden Größen werden, desto geringer werden die Unterschiede zwischen Regionalisierung und regionaler Übertragung, so daß hier irgendwann nicht mehr unterschieden werden kann. Deshalb sollen diese auch hier nicht weiter betrachtet werden.

Bezüglich der zeitlichen und räumlichen Auflösung muß nach wie vor bei einer Regionalisierung deutlich differenziert werden. Bei der zeitlichen Auflösung kann zwischen Kurz- und Langzeitmodellen unterschieden werden. Die zeitliche Skala eines Modells hängt einerseits von der zeitlichen Variabilität des untersuchten Prozesses und andererseits von den Anforderungen an die zeitliche Differenzierung der angestrebten Ergebnisse ab (s. a. Kapitel 2.3). Bei den geplanten Bilanzen ist deshalb zwischen den Jahresbilanzen und den einzelnen Ereignisbilanzen gegebenenfalls zu differenzieren. Hinsichtlich der räumlichen Auflösung eines Modells werden in der Hydrologie drei Typen (Skalenbereiche) unterschieden:

- die mikroskaligen Systeme
- die mesoskaligen Systeme
- die makroskaligen Systeme

Diese drei Typen können den Anforderungen der Stadthydrologie entsprechend wie folgt definiert werden (PLATE 1992):

**Mikroskalen:** Mikroskalige Systeme beziehen sich auf ein homogenes Gebiet für dessen Charakterisierung ein einziger Satz von Parametern ausreicht. Sie beschränken sich auf Gebietsgrößen von bis maximal  $0,1 \text{ km}^2$ . Wesentliches Merkmal eines mikroskaligen Prozesses ist, daß er durch physikalische oder chemische, im Labor bestimmte Größen exakt beschrieben werden kann. Dazu gehören z. Bsp. Laboranlagen oder kleine natürliche Systeme (Dachflächen, Straßenabschnitte, einzelne Kanalhaltungen).

**Mesoskalen:** In dieser Größenklasse werden Prozesse beschrieben, die sich großräumig lokal ( $0,1 - 1000 \text{ km}^2$ ) abspielen. Damit sind sie um ein bis drei Größenordnungen größer als mikroskalige Systeme. Die Modellansätze leiten sich meist mit deutlichen Vereinfachungen aus mikroskaligen Gebieten ab. Die Parameter der Modelle müssen aber durch großräumige Eichung (meist am Gebietsauslaß) an die natürlichen Gegebenheiten angepaßt werden. Als klassisches Beispiel für solche Systeme ist die Schmutzfrachtmodellierung in der Stadthydrologie zu nennen.

**Makroskalen:** Makroskalige Prozesse finden auf regionaler bis globaler Ebene statt. Sie umfassen Gebiete in einer Größenordnung von mehr als  $10^4 \text{ km}^2$ . Beeinflusst werden sie durch zusätzliche globale Effekte wie z. Bsp. Erdumdrehung, Sonneneinstrahlung und Landmassenverteilung. Sie werden dadurch charakterisiert, daß mehrere Datensätze für die Beschreibung des Einzugsgebietes ermittelt werden müssen, die aus der Kombination der Eingangsgrößen im mikroskaligen (gemessene bzw. physikalisch begründete Größen) und im mesoskaligen (kalibrierte Datensätze) abgeleitet werden müssen.

Für die angestrebte Bilanz heißt das, daß zum einen ein Wechsel der Skalen (von mikroskalig nach mesoskalig) mit den dazu gehörenden Vereinfachungen und Kalibrierungen notwendig ist, um Erkenntnisse oder Ansätze zur Abspülung von Dächern, Hofflächen oder Straßenabschnitten zu übertragen. Zum anderen müssen flächenhafte Informationen vorliegen, die es erlauben, die ausgewählten Ansätze bzw. Erkenntnisse für jede Teilfläche im gesamten Einzugsgebiet anzuwenden.

### 2.1.1 Regionalisierung von Niederschlagsdaten

Zur Regionalisierung von Regendaten ist eine Vielzahl von Verfahren bekannt, die je nach Genauigkeitsanspruch, Gebietsgröße und Anzahl der Regenschreiber Anwendung finden. Hier wären z. Bsp. zu nennen (GIESEKE ET AL. 1983):

- arithmetische Mittelung
- Thiesen- Polygon- Verfahren
- Dreiecksmethode
- Zwei- Achsen- Methode
- Isohytenmethode
- Rastermethode

Von diesen hier genannten Verfahren eignet sich für die Aufgabenstellung "Ermittlung des Gebietsniederschlags in einem Stadtgebiet bei Einzelereignissen" mittels einer automatisierten Auswertemethode nur das Rasterverfahren. Als weiteres Verfahren soll ein geostatistisches Verfahren, das Ordinary Kriging, mit einbezogen werden.

#### 2.1.1.1 Rastermethode

Das Grundprinzip der Rastermethode besteht darin, daß eine Station ein größeres Gewicht erhält, wenn sie näher an einem zu schätzenden Punkt liegt als eine andere. Dazu wird über das Einzugsgebiet ein Gitternetz gelegt. Die Berechnung des Niederschlags wird zunächst für jeden Gitterpunkt im Einzugsgebiet wie folgt durchgeführt:

Die von Nord nach Süd und von Ost nach West durch die Gitterpunkte verlaufenden Linien teilen das Gebiet in vier Quadranten. Um zu verhindern, daß eine Anhäufung von Punkten ein übermäßiges Gewicht erhält, werden nur die Stationen an dem entsprechenden Gitterpunkt berücksichtigt, die die kürzeste Entfernung innerhalb des Quadranten aufweisen. Der Niederschlag im gesuchten Punkt wird als gewichtetes Mittel der so festgelegten vier Stationen berechnet. Das Gewicht jeder Station ist z. Bsp. für  $p = 2$  umgekehrt proportional dem Quadrat der Entfernung zum Referenzpunkt. Der Niederschlag am Gitterpunkt ergibt sich zu:

$$N_{Gi} = \frac{\sum_{i=1}^4 (N_i / d_i^p)}{\sum_{i=1}^4 1 / d_i^p} ,$$

$d_i$ : Abstand zwischen Gitterpunkt und Station  $i$  in km,

$N_i$ : Niederschlagssumme der Station  $i$  in mm,

$p$ : je nach Anforderung zu wählender Exponent (i. d. R. wird  $p=2$  gesetzt).

Wird der Vorgang für alle Gitterpunkte im Einzugsgebiet wiederholt, erhält man den Gebietsniederschlag als arithmetisches Mittel der Gitterpunkte:

$$\bar{N} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n N_{Gi}$$

Dieses Verfahren ermöglicht auch die Festlegung von Gewichten (Gitterpunktgewichte). Dabei werden für jeden Gitterpunkt die vier Stationsgewichte berechnet. Durch Änderung des Exponenten  $p$  können die Gewichte an den entsprechenden Zweck angepaßt werden. Eine Erhöhung des Exponenten  $p$  hat zur Folge, daß die Gewichtung der näher liegenden Meßpunkte verstärkt wird, während es sich mit den weiter entfernten Meßpunkten genau umgekehrt verhält. In diesem Fall unterscheiden sich die Gewichte stark voneinander. Nähert man sich mit dem Exponenten  $p$  dagegen dem Wert 0 an, kommt die Schätzung einer arithmetischen Mittelwertbildung gleich. In den meisten Fällen wird  $p = 2$  gesetzt.

Nach MANIAK (1993) ist für die Genauigkeit des Gebietsniederschlages die Netzdichte maßgebend. Bei einem großen Einzugsgebiet und Niederschlägen, die über mehrere Tage andauern, kann die Netzdichte grobmaschig sein. Bei konvektiven Niederschlägen und eintägigen Niederschlagssummen müßte eine Netzdichte von 10 km<sup>2</sup> pro Station bei einem Einzugsgebiet von 500 km<sup>2</sup> Größe vorhanden sein, damit der Fehler beim Gebietsmittel ebenfalls weniger als 20% ausmacht. Über erforderliche Netzdichten bei deutlich kleineren Einzugsgebieten, wie z. Bsp. einem Stadtgebiet, liegen keine Aussagen vor.

### 2.1.1.2 Ordinary- Kriging

Das Ordinary- Kriging ist das einfachste geostatistische Interpolationsverfahren. Im Gegensatz zu dem oben beschriebenen Rasterverfahren wird bei Anwendung eines Kriging- Verfahrens versucht, neben der Geometrie des Meßnetzes auch die Variabilität der gemessenen Parameter mit einfließen zu lassen. Dies wird mit Hilfe von Zufallsfunktionen versucht, die dann mittels räumlicher Statistik analysiert werden. Die Schätzung eines ortsabhängigen, nicht gemessenen Parameters erfolgt über Linearkombinationen der gemessenen Parametermeßwerte. Dabei werden die Gewichte so bestimmt, daß die Schätzvarianz minimal ausfällt. Eine detaillierte Beschreibung dieses Verfahrens soll hier allerdings nicht erfolgen, da der Einfluß des Regionalisierungsverfahrens auf die Regenverteilung nicht näher betrachtet wird. Für weitergehende Informationen sei auf die entsprechende Fachliteratur verwiesen (z. Bsp. (AKIN, SIEMES, 1988), (LEHMANN, 1995)).

Ein wesentlicher Vorteil dieses Verfahrens liegt darin begründet, daß zu jedem geschätzten Punkt auch die Schätzvarianz angegeben werden kann und damit gleichzeitig eine Beurteilung der Güte der Schätzung erfolgen kann. Was aber bei allen

Interpolationsverfahren nicht vergessen werden darf, ist, daß es sich um Schätzverfahren handelt, welche die Aufgabe einer Regionalisierung flächiger oder räumlicher Daten haben. Diese müssen dann lediglich die für die Regionalisierung erforderliche Genauigkeit aufweisen. Für eine andere Aufgabenstellung können sie unter Umständen sogar "falsch" sein.

### **2.1.2 Kartierung / Regionalisierung von Oberflächennutzungsdaten**

Zur Erfassung bzw. Beschreibung der Oberflächennutzung und damit auch des Befestigungs- bzw. Versiegelungsgrades wurden verschiedene Verfahren entwickelt oder werden zum Teil noch auf ihre Tauglichkeit geprüft. Hier sind zu nennen:

- terrestrische Geländeaufnahme (Begehung) für charakteristische Flächen und manuelle Auswertung für charakteristische Flächen
- stereoskopische Auswertung von Luftbildern für charakteristische Flächen
- Digitalisierung von deutschen Grundkarten (DGK5)
- maschinelle, multispektrale Klassifizierung von Fernerkundungsbilddaten
  - Bilddaten aus Überfliegungen
  - Bilddaten von Satelliten

Die **terrestrische Geländeaufnahme** (WILLEMS, 1992) stellt eine extrem genaue, aber auch sehr kostspielige Methode dar, die Oberflächeneigenschaften in einem Einzugsgebiet zu erfassen. Dazu werden die einzelnen Teilflächen von einem Meßtrupp begangen und im Detail kartographiert. Die erreichbare Genauigkeit liegt dadurch fast bei 100%. Wegen der hohen Kosten werden allerdings meist nur Musterflächen derart detailliert bearbeitet und es erfolgt eine Übertragung auf ähnliche Teileinzugsgebiete. Die meisten Kanalisationsplanungen beruhen heute noch auf dieser Vorgehensweise.

Bei der **stereoskopischen Auswertung von Luftbildern** (WILLEMS, 1992) handelt es sich um ein Verfahren, bei dem Luftbilder mittels entsprechender Auswertegeräte zu stereoskopischen Modellen zusammengeführt werden. Dadurch kann der Auswerter die einzelnen Objekte des Einzugsgebietes räumlich sehen und mit dem Auswertegerät umfahren. Diese Umfahrinformationen werden digital aufgearbeitet und gespeichert. Eine Kontrolle erfolgt nach der kompletten Erfassung durch einen Vergleich mit einer Begehung an ausgewählten Objekten. Die resultierende Genauigkeit ist daher ähnlich hoch wie bei einer terrestrischen Geländeaufnahme. Allerdings ist auch der manuelle Aufwand bei der Auswertung noch relativ hoch, so daß auch hier meist Mustergebiete ausgewählt werden, deren Auswertung dann auf ähnliche Gebiete übertragen wird.

Das dritte genannte Verfahren, die **Digitalisierung und Auswertung von Grundkarten** (STIES, TRAUTH, 1995), beruht auf einer digitalen Erfassung (z. Bsp. über GIS) aller optisch erkennbaren bzw. differenzierbaren Objekte der deutschen Grundkarte im Maßstab 1:5000. Dazu gehören im wesentlichen:

- Straßen (meist inkl. Gehwege)
- Rad-, und Gehwege (soweit extra aufgeführt)
- Parkplätze, Stellplätze
- Dachflächen (allerdings nur die Grundrisse)
- Gewerblich / industrielle Hofflächen (soweit extra aufgeführt)
- Sondernutzungen (Versorgung, Verwaltung, ...)
- Wasserflächen
- die restlichen "nicht" versiegelten Freiflächen.

Die erreichbare Genauigkeit wird dabei durch den Fortführungsstand des vorliegenden Kartenmaterials bestimmt. Zusätzlich ist zu beachten, daß die Gebäudeflächen nur als Grundrisse eingehen (die Dachüberstände bleiben unberücksichtigt) und versiegelte Hofflächen meist gar nicht erkannt werden können. Daraus folgt eine Unterschätzung der versiegelten Fläche, die nur pauschal mit empirischen Beiwerten je nach Siedlungsstruktur aus Begehungen korrigiert werden kann.

Das zuletzt angesprochene Verfahren, die **multispektrale Klassifizierung von Fernerkundungsbilddaten** (STIES, 1998) aus Überfliegungen oder auch per Satellit, stellt eine für die Stadthydrologie neuere Entwicklung dar, die nach einer Lernphase die Oberflächenversiegelung in großen Gebieten automatisiert ermitteln kann. Die Auflösung, die mit diesem Verfahren erreicht werden kann, liegt bei Satellitendaten in etwa bei Rasterpunkten von 30x30 m (mit deutlich fallender Tendenz) und bei flugzeuggetragenen Scannern bei Rasterpunkten von 1x1 m. Mit diesen Bilddaten muß meist zuerst eine Korrektur der sensorabhängigen, geometrischen Verzerrung durchgeführt werden. Bei der weiteren Bearbeitung erfolgt die Zuordnung der Bildpunkte zu Klassenmerkmalen anhand von Trainingsgebieten. Anhand der so "gelernten" Informationen erfolgt die Zuordnung der restlichen Bildpunkte automatisch. Nicht klassifizierbare Bildpunkte können durch eine Erweiterung der Trainingsphase und -gebiete oder durch Zuteilung zu benachbarten Pixeln zugeordnet werden. Die Auswertung von Fernerkundungsdaten differenziert mit einer hohen Genauigkeit eine große Anzahl verschiedener Flächennutzungen sowie deren Oberflächenbeschaffenheit. Fehlklassifizierungen können dennoch dadurch entstehen, daß z. Bsp. die Erdoberfläche von höheren Objekten verdeckt und damit falsch erfaßt wird (z. Bsp. Schatten von Baumkronen) oder sehr schmale Objekte wie z. Bsp. kleine Feldwege, im Rahmen der Generalisierung in ihre Umgebung integriert werden können. Durch diese Fehlklassifizierung kann sowohl eine Über- als auch Unterschätzung der realen Versiegelung erfolgen. Die Fernerkundungsbild-



daten liefern aber in der Regel das aktuellste Ergebnis über den Zustand der Oberflächenbeschaffenheit.

Eine **Kombination** all **dieser Verfahren** wurde von BERLEKAMP und PRANZAS (BERLEKAMP, PRANZAS, 1992) durchgeführt, um so verallgemeinerte Befestigungsgrade für unterschiedliche Bebauungsstrukturen, wie z. Bsp. offene, lockere Stadtrandbebauung oder geschlossene, dichte Kernstadtbebauung, anzugeben. Die Autoren sprechen in ihrer Untersuchung zwar von versiegelten Flächen, meinen aber befestigte Flächen. Aufgrund der Detailliertheit der Untersuchungen läßt sich die Versiegelung ebenfalls bestimmen. Das betrachtete Untersuchungsgebiet mit einer Gesamtfläche von 12 km<sup>2</sup> befindet sich im Osten von Hamburg. Als Eingangsdaten wurden sechs Deutsche Grundkarten (DGK5) aus den Jahren 1984-1988, diverse Flurkarten 1:1000, diverse Colorinfrarot-Luftbilder 1:5000 der CIR-Befliegung und diverse Pläne der Grundstücksentwässerung herangezogen. Die Zuordnung der Befestigungskategorien (Tabelle 2.1) wurde durch eine Geländebegehung des gesamten Untersuchungsraums vorgenommen, da es Schwierigkeiten bereitete, einigen Flächen ihre Befestigungskategorie, selbst in hochauflösenden Luftbildern, zuzuordnen.

**Tabelle 2.1: Befestigungs-/ Versiegelungskategorien (NACH BERLEKAMP, PRANZAS, 1992)**

Befestigungskategorie	Beispiel
Gebäude	Hausdächer, Garagen
begrünte Gebäude	Tiefgarage, Dachgrün, unterirdische U-Bahn
undurchlässig befestigte Freiflächen	Asphalt, Beton, Brücken Kopfsteinpflaster mit Fugenteer,
durchlässig befestigte Freiflächen	Kunststeinplatten, Betonverbundsteine, Mosaikpflaster
unbefestigte Flächen	Grünflächen, offener Boden

Bei der Charakterisierung der Flächen wurden von BERLEKAMP und PRANZAS das Untersuchungsgebiet in mehrere Quadranten unterteilt, anschließend den folgenden bebauungsspezifischen Nutzungstypen zugeordnet und die jeweiligen Befestigungsgrade ermittelt:

- offene, niedrige Bebauung, Einzelhausbebauung
- offene, hohe Bebauung, neue Zeilenbebauung

- geschlossene, hohe Bebauung sowie Randbebauung der 20er und 30er Jahre
- geschlossene, hohe Bebauung sowie neue Randbebauung
- Hochhausbebauung
- gemischte Nutzung städtischer Prägung, Blockbebauung der Gründerzeit
- gemischte Nutzung städtischer Prägung, Blockbebauung mit vielen Neubauten
- gemischte Nutzung städtischer Prägung, Altstadt- und Stadtrandbebauung
- Industrie- und Gewerbeflächen, Industrie
- Industrie- und Gewerbeflächen, sonstige Bebauung
- Verwaltung, Sicherheit und Ordnung
- Bildung, Forschung, Kultur, Schulen
- große Bildungs-, Forschungs-, Kultureinrichtungen
- Bahngelände, Schienenverkehrsflächen
- Sportanlagen, sonstige Sportanlagen
- Grün- und Parkanlagen
- Kleingartenanlagen

Die Oberflächennutzung wurde dabei im wesentlichen in vier Kategorien eingeteilt. Es wurde unterschieden nach Gebäudeflächen inklusive begrünten Gebäuden, undurchlässig befestigten Freiflächen, wie z. Bsp. Straßen und durchlässig befestigten Freiflächen, wie z. Bsp. diverse Hofflächen sowie die nicht befestigten Freiflächen. Für das gesamte Gebiet konnte danach eine Befestigung von ca. 22 % durch Dachflächen, etwa 17 % durch undurchlässige Freiflächen und rd. 24 % durch durchlässige Freiflächen bestimmt werden. Berücksichtigt man, daß die durchlässig befestigten Freiflächen nur zu etwa 50 - 70 % zu einem Abfluß beitragen, so ergibt sich daraus eine mittlere, reduzierte Befestigung, die dann der Versiegelung entspricht, von rd. 53 % für ein ganzes Stadtgebiet.

Die einzelnen Befestigungs-/ Versiegelungsgrade, die sich für die angegebenen Nutzungstypen ergeben, sind als Mittelwert, Minimum und Maximum in Tabelle 2.2 aufgeführt. Die hier angegebenen Anteile der Dachflächen liegen bei 16 % in der offenen, niedrigen Bebauung und steigen bis zu 41 % in den Kernbereichen einer Stadt. Die undurchlässig befestigten Freiflächen steigen etwa im gleichen Maße, wie auch die Dachflächen zunehmen. Der kleinste Wert für Flächen mit Wohnnutzung wird mit knapp 10 % und der größte mit 25 % angegeben. Die durchlässig befestigte Freifläche läßt sich grob in zwei Gruppen einteilen, zum einen in die offeneren oder neueren Bebauungsstrukturen in den Randbereichen mit einem Anteil von ca. 20 % und zum anderen in die älteren bzw. geschlossenen Bebauungstypen in den Kernbereichen einer Stadt mit ca. 25 % Anteil. Die höchsten Gesamtbefestigungs- und auch Versiegelungsanteile wurden für Flächen mit gewerblicher und industrieller Nutzung festgestellt.

**Tabelle 2.2: Bebauungstypische Befestigung** (NACH BERLEKAMP, PRANZAS, 1992)

Nutzungskategorie	Mittelwert <i>Min - Max</i>	Dach in [%]	undurchl. befestigte Freifläche [%]	durchl. befestigte Freifläche [%]	un- befestigte Freifläche [%]
offene, niedrige Bebauung		16 <i>10 - 23</i>	9,7 <i>1,5 - 21</i>	20,1 <i>7,6 - 30</i>	54,2 <i>45 - 72</i>
offene, hohe Bebauung		21,6 <i>12 - 28</i>	13,5 <i>3 - 24</i>	20,1 <i>10 - 41</i>	42,8 <i>28 - 56</i>
geschlossene, hohe, neue Randbebauung		32,2 <i>27 - 40</i>	19,2 <i>12 - 40</i>	20,2 <i>14 - 33</i>	26,8 <i>18 - 38</i>
geschlossene, hohe Bebauung der 20-30er Jahre		26,9 <i>19 - 41</i>	12,3 <i>0 - 28</i>	26,7 <i>14 - 40</i>	32,4 <i>16 - 55</i>
Hochhausbebauung		21 <i>7 - 37</i>	11,5 <i>7 - 19</i>	23,2 <i>15 - 31</i>	34,5 <i>26 - 43</i>
gemischte Nutzung städtischer Prägung, Blockbebauung, Gründerzeit		41,1 <i>35 - 52</i>	21,2 <i>14 - 29</i>	24,2 <i>17 - 32</i>	12,7 <i>2 - 17</i>
gemischte Nutzung städtischer Prägung, Blockbebauung, Neubauten		38,3 <i>23 - 52</i>	25,2 <i>11 - 40</i>	24,5 <i>17 - 39</i>	10,9 <i>0 - 27</i>
gemischte Nutzung städtischer Prägung, Altstadt- und Stadtrandbebauung		25,3 <i>20 - 32</i>	15,7 <i>7 - 25</i>	24,9 <i>20 - 29</i>	34,1 <i>23 - 40</i>
Industrie- und Gewerbeflächen		33,7 <i>30 - 40</i>	32,2 <i>23 - 38</i>	20 <i>18 - 23</i>	13,9 <i>12 - 18</i>
sonstige Bebauung, Industrie und Gewerbe		34,6 <i>19 - 53</i>	25,9 <i>2 - 63</i>	26,5 <i>8 - 43</i>	12,5 <i>1 - 26</i>
Verwaltung		32,3 <i>18 - 48</i>	25 <i>5 - 41</i>	26,7 <i>15 - 53</i>	12,9 <i>4 - 23</i>
Bildung, Forschung, Kultur		21,8 <i>10 - 50</i>	22 <i>4 - 46</i>	27,3 <i>10 - 65</i>	28,8 <i>12 - 52</i>
Bildung, Forschung, große Einrichtungen		26 <i>20 - 31</i>	18,1 <i>8 - 25</i>	28,7 <i>22 - 40</i>	27,2 <i>16 - 38</i>
Bahngelände / Schienenflächen		4,3 <i>1 - 8</i>	11,5 <i>4 - 23</i>	51,5 <i>37 - 67</i>	32,7 <i>16 - 55</i>
Sportanlagen		4,2 <i>1 - 14</i>	15,2 <i>1 - 27</i>	41,3 <i>16 - 68</i>	39,3 <i>24 - 70</i>
Grün- und Parkanlagen		1,3 <i>0 - 8</i>	12,2 <i>0 - 32</i>	17,6 <i>3 - 35</i>	66,2 <i>47 - 90</i>
Kleingartenanlagen		6,3 <i>2 - 10</i>	2,8 <i>0 - 7</i>	14,7 <i>8 - 21</i>	76,2 <i>69 - 82</i>

Es werden hier Anteile bis über 90 % ermittelt, wobei die befestigten Freiflächen den größeren Anteil ausmachen. Neben diesen wichtigsten Nutzungstypen werden auch Angaben zu Sondernutzungen wie Verwaltung, Bildung, Park-, Sport-, und Schienenflächen aufgeführt, die allerdings eine relativ hohe Streubreite aufweisen.

Durch die detaillierte Beschreibung und die ebenfalls vorliegenden Angaben zur Schwankungsbreite sollte es mit diesen angegebenen, mittleren Werten der Befestigung bzw. der daraus ableitbaren Versiegelung (unterteilt nach Dach, Straße, Hof) möglich sein, für ein mesoskaliges System (ein gesamtes, städtisches Einzugsgebiet) eine Regionalisierung in ausreichender Genauigkeit durchzuführen.

## ***2.2 Eintragsquellen und Transportformen von Nähr- und Schadstoffen in das Kanalsystem eines städtischen Einzugsgebietes***

Die Eintragsquellen in ein städtisches Kanalsystem lassen sich auf folgende Hauptquellen reduzieren:

- häusliches Schmutzwasser
- industrielles Schmutzwasser
- Fremdwasser
- Niederschlagsabfluß

Dabei läßt sich der häusliche Schmutzwasseranteil gut und der industrielle Anteil annähernd mit jahresspezifischen Frachtangaben beschreiben. Die Jahresfrachten durch die Einleitungen der Industrie werden dabei sehr durch die verschiedenen Industriesparten und durch die sich immer mehr durchsetzende Kreislaufführung beeinflusst. Es ist daher darauf zu achten, daß es insbesondere bei kleinen (Teil-) Einzugsgebieten gegebenenfalls zu einer signifikanten Erhöhung / Erniedrigung einzelner Stoffe kommen kann. Bei größeren (Teil-) Einzugsgebieten oder einer ausgeglichenen Ansiedlung aus verschiedenen Industriesparten egalisieren sich diese Verschiebungen wieder. Übertragbare Angaben für Jahresfrachten aus der Literatur liegen allerdings nicht vor. Es bleibt lediglich eine Abschätzung über die vorhandenen Angaben der Einwohnergleichwerte.

Vom Fremdwasser ist in erster Näherung nicht mit zusätzlichen Frachten zu rechnen. Einzige Ausnahme könnte das Nitrat bilden, da hier relevante Konzentrationen (5 - 10 mg NO<sub>3</sub>-N / l) vorliegen können. Bei längeren Fließstrecken ist aber davon auszugehen, daß diese Nitratfrachten durch Denitrifikation im Kanal zu N<sub>2</sub>-Gas umgewandelt werden, und sogar ein Teil des gelösten CSB abgebaut wird (KROIB, PRENDL, 1996). Die größten Probleme bezüglich Qualitätsangaben bzw. Eintragsfrachten sind nach wie vor besonders beim Niederschlagsabfluß mit all seinen Teilsystemen vorhanden.

Zu den Belastungen sowie den Schmutzfrachtausträgen aus Trennsystemauslässen liegen eine Vielzahl von Untersuchungen und zum Teil auch umfangreiche Ergebnisse vor (z. Bsp. BRUNNER (1971), GÖTTLE (1978), PAULSEN (1987), GROTTKER (1987)). Durch die kurzen Fließstrecken im Trennsystem kann der Stoffaustrag dem Eintrag gleichgesetzt und somit die Belastung durch den Oberflächenabfuß bestimmt werden. Zusätzlich zu diesen Untersuchungen wurden detaillierte Betrachtungen zum Eintrag von Teilflächen (Dächer, Straßen, Hofflächen, Industrie, ...) angestellt (z. Bsp. DANNECKER ET AL. (1988), BULLERMANN ET AL. (1989), HERRMANN ET AL. (1992), XANTHOPOULOS, HAHN (1993), FÖRSTER (1993), HUTH (1995), ...).

Trotz dieser Vielzahl von Untersuchungen ist es nach wie vor schwierig, die Ergebnisse zu vergleichen, zu bewerten oder gar auf andere Einzugsgebiete zu übertragen. Folgende Faktoren, die oft in Berichten nicht vollständig dokumentiert sind, können die Angaben über gemessene Konzentrationen und Frachten beeinflussen:

- Nutzung der angeschlossenen, abflußwirksamen Flächen (Straßen, Parkplätze, Dächer, Hofflächen); oft wird die überwiegende Nutzung als ausschließliche angegeben.
- Vorhandenes Drainage- und / oder Fremdwasser sowie Fehllanschlüsse in der Regenwasserkanalisation (bei Messungen im unten liegenden Bereich eines Entwässerungssystems zu erwarten).
- Absetz- und Klassierungseffekte bei der Probenahme und damit Verfälschungen, insbesondere bei den Schwebstoffen.
- Unterschiede bei der Ansteuerung (zeitproportional, mengenproportional, kombinierte Verfahren) von Probenehmern ohne entsprechende Berücksichtigung bei der Datenauswertung.
- Unzureichende Probenflaschenanzahl, so daß nicht alle Ereignisse bis zum Schluß beprobt werden können.
- Bei der großen Anzahl der stoßweise anfallenden Proben werden oft vereinfachte Analyseverfahren eingesetzt und ungenügend dokumentiert. Auf wichtige Analyseschritte (z. Bsp. Homogenisieren, Filtrieren, Absetzen) wird in Veröffentlichungen nicht hingewiesen, sondern es wird auf die nicht immer verfügbaren Berichte verwiesen.
- Verschiedene, nicht erkannte oder nicht dokumentierte Einflüsse während der Messungen (z. Bsp. Bautätigkeit, Straßenreinigung, Kanalspülung, ...).

Eine weitere mögliche Ursache für die Abweichungen zwischen den verschiedenen Untersuchungen ergibt sich durch die Berechnung (Extrapolation) der "Jahresmittelwerte". Die mittlere Ereigniskonzentration (MEK) wird im allgemeinen richtig bestimmt. Der Jahresmittelwert für die in die Kanalisation eingetragene Fracht wird dann durch Mittelwertbildung der einzelnen MEK-Werte berechnet. Da aber nie ein

gesamtes Jahr oder ein längerer Zeitraum vollständig beprobt werden kann, kommt es zu einer Über- oder Unterschätzung der Jahresfracht, da die Niederschlagsverteilung, bezogen auf ein ganzes Jahr, nicht abgebildet wird. Die Anteile der mittleren bis stärkeren Ereignisse werden so in der Regel überschätzt. Dagegen werden die Anteile der kleineren Ereignisse als auch der Extremereignisse unterschätzt. Aus diesem Grund wurde von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1995) mit den Daten der detailliert beprobten Meßstelle "Elbinger Straße in Karlsruhe" (XANTHOPOULOS, HAHN, 1993) und der Methode der Modellregen (XANTHOPOULOS, 1990) für die 30-jährige Regenreihe von Karlsruhe ein Vergleich für unterschiedliche "Mittelwerte" aufgestellt. Dazu wurden die in Karlsruhe untersuchten Ereignisse mit ihrer Auftretenswahrscheinlichkeit aus der langjährigen Regenreihe multipliziert und so eine Extrapolation auf den "gewichteten Jahresmittelwert" durchgeführt. In Tabelle 2.3 ist deutlich die Diskrepanz zwischen den verschiedenen Mittelwerten zu sehen. Es ergeben sich Abweichungen von Faktor 2 zum MEK - Wert und sogar um Faktor 3 beim arithmetischen Mittelwert.

**Tabelle 2.3: Vergleich der Jahresmittelwerte für die Meßstelle (Elbinger Straße, Karlsruhe, (XANTHOPOULOS, 1995))**

	Jahresmittelwert der Konzentration	abflußgewichteter Mittelwert	arithmetischer Mittelwert
Abfiltrierbare Stoffe	320 mg/l	564 mg/l	937 mg/l
CSB	30 mg/l	49 mg/l	146 mg/l
Blei	170 µg/l	311 µg/l	525 µg/l
Kupfer	60 µg/l	108 µg/l	184 µg/l

Ebenfalls von großer Bedeutung ist der Wechsel der Modellskalen (s. a. Kap. 2.1), der bei der Übertragung auf andere, insbesondere größere Einzugsgebiete entsteht. So wurde in den verschiedensten Untersuchungen, z. Bsp. die Fahrzeuganzahl, die Fahrzeuggeschwindigkeit, die Intervalle der Straßenreinigung, die Bordsteinhöhe oder die Art des Fahrbahnbelages auf die abgetragene Schmutzfracht untersucht. Hieraus ergaben sich in kleinen Einzugsgebieten Tendenzen und Modellvorstellungen, wie z. Bsp.

- der Einfluß des Fahrbahnbelages auf das Stoffpotential
- der Einfluß der Verkehrsbelastung auf das Stoffpotential
- der Einfluß der Fahrbahnrauigkeit auf das Stoffpotential
- die Reduzierung der Stofffracht durch äolische Verluste in Abhängigkeit von
  - der Fahrzeuggeschwindigkeit
  - und der Bordsteinhöhe

Diese Ergebnisse werden auch durch andere Untersuchungen bestätigt. Diese zum Teil sehr detaillierten Modellvorstellungen auf große Gebiete zu übertragen, ist jedoch kaum möglich. Es besteht vielmehr der Bedarf nach Angaben über die Stoffeintragsfrachten von einer begrenzten Anzahl unterschiedlicher städtischer Flächen (z. Bsp. Dachflächen, Wohnstraßen, Durchgangsstraßen, ...).

Trotz all dieser bekannten Probleme der Vergleichbarkeit und der "allgemeingültigen" Übertragbarkeit sollen im folgenden, soweit bekannt und für die geplanten Bilanzen relevant, für einige Parameter aus den Gruppen der anorganischen Schadstoffe, der Nährstoffe sowie der organischen Schadstoffe die Stoffpotentiale und die bevorzugten Transportmatrices dargestellt werden. Dabei liegt der Schwerpunkt aufgrund der als Datenbasis dienenden F&E-Projektes "Niederschlag" auf den anorganischen Stoffen:

- den abfiltrierbaren Stoffen,
- den Schwermetallen
  - Kupfer und
  - Blei.

### **2.2.1 Abfiltrierbare Stoffe / Feststoffe**

Nach ATV A131 wird im kommunalen Schmutzwasser (Zulauf der Vorklärung) eine einwohnerspezifische Fracht von 70 g TS / (E d) als Bemessungswert angegeben. Bei einer Bilanzierung der Feststoffströme einer Kläranlage konnte dieser Wert auch verifiziert werden (SCHÄFER, HOFFMANN, 1997). Davon sind 45 - 60 % in einer Vorklärung absetzbar. Zusätzlich ist nach MERTSCH (MERTSCH, 1997) für Nordrhein-Westfalen mit rd. 7 g / (E d) Rechengut und rd. 6 g / (E d) Sandfanggut zu rechnen. Bei Mischwasserbelastung kommt es durch den Regenwasseranteil zu einer Zulauffrachterhöhung. Diese zusätzliche Feststofffracht kann theoretisch in einem größeren Maße sedimentiert werden. So ergaben sich aus Absetzversuchen, je nach Regenereignis, Sedimentationswirkungsgrade der Feststoffe von 65 - 75 % (SCHÄFER, HOFFMANN, 1997).

Die Belastungs- bzw. Frachtangaben aus dem Oberflächenabfluß sollen hier, so weit wie möglich, nach Flächen mit unterschiedlicher Nutzung differenziert werden, um ihre Unterschiedlichkeit zu dokumentieren.

Als erstes ist hier der Dachabfluß zu nennen, der in verschiedenen Untersuchungen betrachtet wurde (FÖRSTER (1993), BULLERMANN ET AL. (1989), BÜCHNER, OPPERMANN (1989), ...). Bei diesen Untersuchungsprogrammen ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen Untersuchungen ohne (meist Modelldächer z. Bsp. (FÖRSTER, 1993)) und mit (meist reale Dächer z. Bsp. (BULLERMANN, ET AL. 1993)) Berück-

sichtigung von lokalen Emittenten (Hausbrand, ...). Entsprechend fallen auch die Untersuchungsergebnisse ohne den Einfluß von lokalen Emittenten durch deutlich geringere Belastungen der Dachabflüsse auf. Die Konzentrationen liegen für AFS im Mittel zwischen 20 - 100 mg/l, in Einzelfällen aber auch deutlich darüber. Flächenspezifische Frachtangaben wurden in diesen Untersuchungen nicht aufgestellt, da der Schwerpunkt der Untersuchungsprogramme meist auf einen anderen Teilbereich gerichtet war, so daß eine solche Berechnung weder sinnvoll noch möglich ist. Nur XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1996) leitet eine flächenspezifische Frachtangabe von 130 kg / (ha a) (s. a. Tabelle 2.4) für inerte Dachflächen in Wohngebieten über eine Korrelation der Jahresmittelwerte von Dach- und Straßenabflüssen ab. Diese Angabe scheint auch plausibel, wenn PANKRATH (PANKRATH, 1985) eine Gesamtdosition im urbanen Raum von rd. 180 - 360 kg AFS / (ha a) angibt und die exponierte Lage der Dächer mit ihren äolischen Verlusten berücksichtigt wird.

Zu erwähnen ist hier auch noch der Einfluß des Dachmaterials, insbesondere dessen Rauigkeit (BULLERMANN ET AL., 1989) auf die resultierenden Konzentrationen, der aber im weiteren wegen des Wechsels zu einem mesoskaligen System keine Berücksichtigung finden kann.

**Tabelle 2.4: Niederschlagsbedingte AFS- Konzentrationen / Frachten von städtischen Flächen**

Autor	Dach	Straße DTV: 2-15 Tsd.	Industriegebiet/ -hof
Xanthopoulos (1993) <i>mittl. Ereigniskonz.</i>	60 mg/l	564 mg/l	
Xanthopoulos (1995) <i>Jahresmittelwert</i>		320 mg/l	
Grottker (1987)		340 mg/l	
Förster (1993)	13 mg/l		
Xanthopoulos (1996)	130 kg/(ha a)	1350 kg/(ha a)	700 kg/(ha a)
Grottker (1987)		2121 kg/(ha a)	

Ein zweiter Typ von städtischen Flächen, über die auch in größerem Umfang Untersuchungen vorliegen, sind Straßen mit unterschiedlicher Verkehrsdichte. Neben den schon genannten Belastungsquellen der Dachflächen führen auf den Straßen diverse Umlagerungsprozesse auf z. Bsp. windexponierten Flächen und die intensive anthropogene Nutzung (Reifenabrieb, KFZ- Abgase, -Tropfverluste, ...) zu einer Erhöhung des Stoffpotentials.



Aber auch hier sind die durchgeführten Untersuchungen zunächst in zwei Gruppen zu unterteilen. Zum einen sind die Beobachtungen von Straßen mit sehr hoher Verkehrsbelastung und / oder hohen Fahrgeschwindigkeiten und / oder ohne Bordsteine zu nennen. Diese fallen für bestimmte Parameter (z. Bsp. AFS, Blei, ) durch erhebliche äolische Verluste auf und damit durch eine Verfrachtung des schon akkumulierten Stoffpotentials auf angrenzende Flächen (oft auch nicht befestigte). So wurden auf deutschen Autobahnen mittlere Konzentrationen von 180 - 250 mg AFS / l gemessen (ATV, 1997). Daraus ergeben sich nach MUSCHAK (MUSCHACK, 1989) flächenspezifische Frachten von 480 - 870 kg AFS / (ha a). Auf der anderen Seite sind die Straßen mit geringerer Verkehrsbelastung, geringeren Fahrgeschwindigkeiten sowie Bordsteinen oder Parkzonen in die zweite Gruppe einzuordnen. Hier ergaben sich in Meßprogrammen Konzentrationen von 300 - 500 mg/l (ATV, 1997). Für innerörtliche Straßen (DTV: 2 000- 15 000 KFZ) berechnet GROTTKER (GROTTKER, 1987) eine Fracht von 2121 kg / (ha a) und XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1996) eine Fracht von 1350 kg / (ha a). Dabei ist die von GROTTKER betrachtete Straße am oberen Ende des Intervalls der Verkehrsbelastung und der von XANTHOPOULOS untersuchte Straßenabschnitt im mittleren Bereich einzuordnen. Weiter ist zu beachten, daß die Messungen von XANTHOPOULOS direkt im Straßeneinlauf und die von GROTTKER im Regenwasserkanal durchgeführt wurden. Der erhebliche Unterschied zwischen den beiden Frachtangaben (fast Faktor 2) ist im wesentlichen durch die Extrapolation auf ein gesamtes Jahr verursacht. GROTTKER verwendet bei seiner Berechnung den Mittelwert seiner MEK-Werte (s. a. Tabelle 2.4) und einen mittleren Jahresabfluß von  $6250 \text{ m}^3 / (\text{ha a})$ , wohingegen XANTHOPOULOS eine gewichtete Addition der einzelnen, gemessenen MEK-Werte mit Hilfe einer 30-jährigen Regenreihe durchführt. Bei dem erstgenannten Berechnungsverfahren (GROTTKER) ist festzuhalten, daß sich der berechnete Wert aus der Multiplikation zweier Meßgrößen mit entsprechendem Fehlerintervall bestimmt und der Fehler bei der Bestimmung der jährlich abfließenden Wassermenge erheblich sein kann. Bei der Bestimmung nach XANTHOPOULOS entfällt dieser Fehler. Hier erfolgt die Extrapolation über die Gewichtungsfaktoren der 30-jährigen Regenreihe. Von daher sollte diese Angabe einen höheren Vertrauenswert besitzen. Zum anderen ist ein jährlicher Abfluß von  $6250 \text{ m}^3 / (\text{ha a})$  bei einer Jahresniederschlagshöhe von rd. 800 mm nach XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS 1996) als sehr hoch zu bewerten.

Mit dieser so bestimmten Jahresfracht und qualitativen Aussagen aus anderen Untersuchungen über detaillierte, mikroskalige (s.a. Kap. 2.1) Einflüsse auf das Stoffpotential wurden von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS 1996) flächenspezifische, mesoskalige / makroskalige Frachtangaben auch für andere Nutzungstypen erarbeitet.

Zu erwähnen sei auch hier der Einfluß der Bebauungsstruktur (Kerngebiete, ..., lokale Einzelhausbebauung) auf das Transmissionsverhalten (THEURER, 1993) der emittierten Stoffe und damit auch auf das Schmutzpotential bzw. die daraus resultierenden Konzentrationen im Regenabfluß. Diese können aber nicht in unterschiedlichen Abtragsfrachten quantifiziert werden, sondern sind gegebenenfalls mit Korrekturfaktoren zu berücksichtigen.

### **2.2.2 Blei**

Blei zählt zu den anthropogenen Schadstoffen, dessen Anteil bezogen auf die Jahresfracht im kommunalen Abwasser (Schmutz- + Mischwasser) zu einem sehr hohen Anteil aus dem Oberflächenabfluß stammt. Im häuslichen Schmutzwasser wird Blei in der Regel weit über 80 % in partikulärer Form transportiert. Von der üblicherweise angegebenen Konzentration von 100 µg Pb / l ist heutzutage durch die Substitution von bleihaltigen Quellen im Haushalt als auch des verbleiten Kraftstoffes nur noch maximal die Hälfte dieses Wertes im Zulauf einer kommunalen Kläranlage zu finden. Ist zusätzlich auch ein erhöhter Fremdwasseranteil vorhanden, sind auch Konzentrationen um 20 µg/l möglich. Bei einer Schwermetallbilanz (SCHÄFER, HOFFMANN, 1997) auf einer baden-württembergischen Kläranlage lag die ermittelte Bleikonzentration im Zulauf bei 35 µg/l, bei einem gelösten Anteil von etwa 15%. Bei Mischwasserbedingungen ist allerdings wieder mit erheblich höheren Konzentrationen (~70 µg/l und zum Teil deutlich darüber) zu rechnen, die aber auch in einer ähnlichen Verteilung von gelöst zu partikulär transportiert werden. Die mittlere einwohnerspezifische Tagesfracht im Schmutzwasser kann etwa mit 5,5 mg / (E d) angegeben werden.

Wie bereits erwähnt, führt der Oberflächenabfluß zu einer erheblichen Konzentrationszunahme im Mischwasser und entsprechend werden auch erhebliche Bleifrachten im Trennsystem transportiert. Aber auch hier sollen diese Frachten und vor allem auch die Transportformen bezüglich der Flächennutzung weiter differenziert werden. Wegen der hohen Affinität zu den Schwebstoffen (s. a. folgende Abschnitte) ergeben sich dieselben Probleme und ähnliche Verhaltensmuster wie bei den Feststoffen. Soweit Abweichungen zu beachten sind, werden sie im folgenden dargestellt.

Im Niederschlag selbst wird Blei noch zu einem sehr hohen Anteil gelöst transportiert (70-80% gelöst, z. Bsp. STRIEBEL, 1994). Dieser gelöste Anteil hängt sehr stark von den vorhandenen Austauschplätzen und damit von der Konzentration des Bleis selbst und der Schwebstoffkonzentration ab. Trifft dieser Niederschlag dann auf Oberflächen auf, steigt die Schwebstoffkonzentration an (sowohl auf Dach- als auch auf Straßenflächen) und in der Regel auch der pH-Wert. Dadurch verändert sich

dieses Verhältnis von gelöst / partikulär auf rd. 80% partikulären Anteil, teilweise auch höher. So gibt DAUB, (DAUB, STRIEBEL, 1995) gelöste Anteile von 5-20% auf einem Teerpappdach und kleiner 2% auf einem Ziegeldach an. BULLERMANN (BULLERMANN ET AL., 1989) bestätigen die vorwiegend partikuläre Transportform bei ihren Untersuchungen von unterschiedlichsten Dachmaterialien in Hessen, wobei hier in Einzelfällen auch gelöste Anteile bis zu 40% auftraten. Zum einen können diese Werte durch hohe Bleigehalte und geringe Schwebstoffkonzentrationen begründet werden und zum anderen war bei dieser Feldstudie der Anteil bleihaltigen Kraftstoffes noch deutlich höher, so daß auf Dächern mit einem gelösten Anteil kleiner 20% gerechnet werden kann. Auf einem noch niedrigeren Niveau zeigen sich die gelösten Anteile im Straßenabfluß sowohl auf Haupt- als auch auf Nebenstraßen (< 1%), (DAUB, STRIEBEL, 1995), (STRIEBEL, 1994).

Aus diesen Gründen ergeben sich im allgemeinen auch akzeptable bis gute Korrelationen zwischen Blei und den abfiltrierbaren Stoffen. So konnte z. Bsp. XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, HAHN, 1993) einen Korrelationskoeffizienten von 0,78 bestimmen. Wird eine solche Korrelation für Schwebstoffe kleiner 60 µm erstellt, ergeben sich sogar noch bessere Koeffizienten von fast 0,9. Ebenfalls sehr gute Korrelationen von 0,95 - 0,99 konnten von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, HAHN, 1993) für die untersuchten Schwermetalle (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) im Straßenabfluß untereinander gefunden werden.

**Tabelle 2.5: Niederschlagsbedingte Blei- Konzentrationen / Frachten von städtischen Flächen**

Autor	Dach	Straße DTV: 2-15 Tsd.	Industriegebiet/ -hof
Xanthopoulos (1993) <i>mittl. Ereigniskonz.</i>	104 µg/l	311 µg/l	
Xanthopoulos (1995) <i>Jahresmittelwert</i>		170 µg/l	
Striebel (1994) Ereigniskonzentrationen		20-240 µg/l	
Grottker (1987)		136 µg/l	
Dannecker (1988)		122 µg/l	95 µg/l
Xanthopoulos (1995)		700 g/(ha a) (Wert für Jahre vor '90)	
Xanthopoulos (1996)	50 g/(ha a)	200 g/(ha a)	
Grottker (1987)		1900 g/(ha a)	

Die Konzentrationen im Straßenabfluß, die hier nur für innerstädtische Straßen angegeben werden sollen, liegen bei in Deutschland bestimmten Werten im Bereich von 20 µg/l bis zu 360 µg/l. Frachtangaben werden aus diesen Messungen von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1995) mit 700 g / (ha a) und von GROTTKER (GROTTKER, 1987) mit 1900 g / (ha a) für Straßen im Bereich von 2 000 - 15 000 DTV angegeben. Dieser erhebliche Unterschied ist im wesentlichen durch drei Sachverhalte zu erklären. Zum ersten, die frühere Meßperiode mit noch höherem Anteil an bleihaltigem Kraftstoff, zum zweiten, die doppelt so hohe Verkehrsbelastung (s. a. Kap. Abfiltrierbare Stoffe) und zum dritten, die Extrapolation auf den Jahresabfluß (s. a. Kap. Abfiltrierbare Stoffe). Um dem in den neunziger Jahren noch weiter reduzierten Anteil an bleihaltigem Kraftstoff Rechnung zu tragen, wurde der Wert von 700 g / (ha a) auf 200 g / (ha a) reduziert (XANTHOPOULOS, 1996). Zieht man den von PANKRATH (PANKRATH, 1985) angegebenen Wertebereich von 360 - 1000 g Pb / (ha a) für die jährliche Bleideposition als Plausibilitätskontrolle heran, so ergibt sich für die Jahre vor 1990 kein Widerspruch. Auch der reduzierte Wert von 200 g / (ha a) läßt sich mit einer neueren Untersuchung in einem urbanen Raum (Dresden, HUTH, ET AL., 1995) in Einklang bringen, in der eine Gesamtdeposition von rd. 150 g Pb / (ha a) angegeben wird.

Mittlere Jahreskonzentrationsangaben von Dachabflüssen können aus den genannten Untersuchungen (s. a. Kap. Abfiltrierbare Stoffe) nicht gewonnen werden. So reicht der Streubereich, z. Bsp. bei BULLERMANN (BULLERMANN ET AL., 1989), von wenigen µg/l bis zu 1 mg/l. Als Orientierungswert läßt sich für den Zeitraum Ende achtziger - Anfang neunziger Jahre ein Wert von 100 µg/l festhalten, der im darauffolgenden Zeitraum deutlich reduziert werden kann. Flächenbezogene Frachtangaben sind noch weniger vorhanden. XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS 1995) gibt analog zu der Vorgehensweise bei den Schwebstoffen einen Wert von 50 g / (ha a) an. Auch dieser Wert erscheint bei einer Gesamtdeposition von rd. 150 g Pb / (ha a) plausibel.

### **2.2.3 Kupfer**

Als Beispiel für einen anthropogenen Schadstoff, der zu großen Anteilen über das häusliche Schmutzwasser eingetragen wird, ist hier das Element Kupfer dargestellt. Weiterhin zählt Kupfer zu den Metallen, die in nennenswertem Maße auch gelöst transportiert werden. Der gelöste Anteil schwankt zwischen 20 - 50 % und nimmt insbesondere bei Mischwasserzufluß höhere Anteile an. Nach KOPPE UND STOZEK, (KOPPE, STOZEK, 1993) ist von einer mittleren Konzentration an Kupfer im häuslichen Schmutzwasser von 150 µg/l auszugehen. Auch dieser Wert kann durch die verschiedenen schon umgesetzten Maßnahmen in den Einzugsgebieten (Reduktion

der Quellen) im allgemeinen etwas reduziert werden. So sollte eine mittlere Konzentration von ca. 120 µg/l bis unter 90 µg/l die mittleren Zulaufbedingungen einer kommunalen Kläranlage je nach Fremdwasseranfall gut beschreiben. Daraus ergibt sich in etwa eine einwohnerspezifische Fracht von 18 mg / (E d). Im Mischwasserfall kann wegen der erheblichen Fracht von der Oberfläche mit einer ähnlichen oder leicht erhöhten Konzentration, wie im kommunalen Schmutzwasser gerechnet werden.

Die Datenlage bezüglich Kupfer in Dachabflüssen ist äußerst gering. In den meisten Studien wird neben Blei meist Zink als Vertreter der leichter löslichen Schwermetalle aufgeführt. Von daher kann hier keine Diskussion erfolgen.

Folgende Punkte lassen sich zur Abschätzung dennoch festhalten. Nach DAUB, (DAUB, STRIEBEL, 1995) liegt das Verhältnis vom gelösten zum gesamten Anteil zwischen 25 -75% und damit erheblich über den Werten des Schwermetalles Blei. Von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1996) wird eine flächenspezifische Frachtangabe von 200 g / (ha a) angegeben. Im Vergleich dazu sei der von PANKRATH (PANKRATH, 1985) bestimmte Frachtbereich der jährlichen Gesamtdeposition von 900 - 1500 g / (ha a) und die von HUTH (HUTH ET AL., 1995) ermittelte jährliche Fracht in Dresden von rd. 270 g / (ha a) erwähnt. Damit ist zum einen auch der deutliche Rückgang der jährlichen Kupferdeposition festzuhalten. Zum anderen liegt die von XANTHOPOULOS angegebene Frachtangabe des Abtragspotentials bei Berücksichtigung der Dresdner Werte in einem plausiblen Bereich. Bei diesen Angaben ist allerdings eine Entwicklung der letzten Jahre, bei der immer mehr Dachanbaumaterialien in Kupfer ausgeführt werden, noch nicht berücksichtigt. Hier muß gegebenenfalls eine deutliche Korrektur nach oben vorgenommen werden.

**Tabelle 2.6: Niederschlagsbedingte Kupfer- Konzentrationen / Frachten von städtischen Flächen**

Autor	Dach	Straße DTV: 2-15 Tsd.	Industriestraße/ hof
Xanthopoulos (1993) <i>mittl. Ereigniskonz.</i>		108 µg/l	
Xanthopoulos (1995) <i>Jahresmittelwert</i>		60 µg/l	
Grottker (1987)		136 µg/l	
Dannecker (1988)		76 µg/l	100 µg/l
Xanthopoulos (1996)	200 kg/(ha a)	250 g/(ha a)	400 g/(ha a)
Grottker (1987)		800 g/(ha a)	

Bei den aufgeführten Frachtangaben ist zu beachten, daß sie sich im wesentlichen auf inerte Dachmaterialien beziehen. Sollen in größerem Maße Metaldächer berücksichtigt werden, so müssen diese Werte deutlich heraufgesetzt werden. Daran ändert auch eine eventuell vorhandene Oxidschicht (Patina) nichts.

Auch bei Kupfer nimmt der gelöste Anteil vom Dachabfluß zum Straßenabfluß ab. Nach STRIEBEL (STRIEBEL, 1994) liegt er trotz hohen Schwebanteils zwischen 15 - 50%. Die dabei gemessenen Konzentrationen lagen zwischen 5 - 70 µg/l. DANNECKER (DANNECKER, 1988) gibt einen Wert von 76 µg/l für eine wenig befahrene Straße (DTV: ~500 KFZ) in einem Wohngebiet an und ca. 100 µg/l für eine Straße (DTV: ~2300 KFZ) innerhalb eines Gewerbegebietes. Auch hier zeigt es sich wieder, daß die Studien in sich Tendenzen aufzeigen können, wie z. Bsp. die höhere Belastung in einem Gewerbegebiet, aber untereinander nicht vergleichbar sind. Für die in der Literatur angegebenen Frachtangaben gilt das gleiche Problem der Extrapolation, wie es bereits im Kapitel 2.2.1 dargestellt wurde. Für die untersuchten Straßenabflüsse gibt GROTTKER (GROTTKER, 1987) einen jährlichen Abtrag von 800 g / (ha a) und XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1996) von 250 g / (ha a) an. Im Vergleich zur jährlichen Deposition in Dresden (270 g / (ha a)) erscheint der Wert von 800 g Cu / (ha a) zu hoch. Berücksichtigt man zusätzlich die verursachenden Quellen (Deposition, Dachanbauten, Reifen- und Bremsabrieb) und auf der anderen Seite die Erkenntnisse beim Blei zwischen Deposition, Dachabtrag und Straßenabtrag, erscheint der Wert 250 g Cu / (ha a) als etwas zu gering.

Bezüglich der Korrelationen zu den abfiltrierbaren Stoffen und zu anderen Schwermetallen gelten prinzipiell die gleichen Aussagen wie beim Metall Blei. Liegen allerdings sehr hohe gelöste Anteile vor, schwächen sich die Korrelationsbeziehungen ab.

#### **2.2.4 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)**

Aus der Gruppe der Parameter zur Beschreibung der Zehrstoffe soll hier der chemische Sauerstoffbedarf CSB aufgegriffen werden. Eine zusätzliche Betrachtung des Parameters BSB (biologischer Sauerstoffbedarf) wurde wegen inhomogener Literaturangaben bzw. meist fehlender Angaben nicht in Betracht gezogen.

Im Zulauf der Vorklä rung wird bei der einwohnerspezifischen CSB-Fracht von einem Bemessungswert von 120 g / (E d) ausgegangen (ATV A131). Davon sind nach Eigenuntersuchungen einiger Ruhrverbandskläranlagen (KOPPE, STOZEK, 1993) etwa 30 -40% gelöst. Auch hier ergibt sich bei Mischwasserzufluß analog zu den Feststoffen eine deutliche Erhöhung des partikulären Anteils. So zeigen die Meßreihen von SCHULZ (SCHULZ ET AL., 1992) ein  $CSB_{ges}$  zu DOC- Verhältnis von etwa 6 und bei Mischwasserzufluß von ca. 10 - 20. Industrielle Einleiter können die

daraus resultierende mittlere Konzentration von 600 mg/l deutlich erhöhen und vor allem auch den gelösten Anteil.

Für den Oberflächenabfluß wird nach ATV A128 eine mittlere flächenspezifische Fracht ohne Nutzungsdifferenzierung von 600 kg CSB / (ha a) als Rechenwert festgesetzt. Daraus ergibt sich dann eine mittlere Konzentration von 107 mg/l bei einem Effektivniederschlag von 560 mm.

**Tabelle 2.7: Niederschlagsbedingte CSB- Konzentrationen / Frachten von städtischen Flächen**

Autor	Dach	Straße DTV: 2-15 Tsd.	Industriegebiet/ -hof
Xanthopoulos (1993) <i>mittl. Ereigniskonz.</i>	22 mg/l	49 mg/l	
Xanthopoulos (1995) <i>Jahresmittelwert</i>		30 mg/l	
Grottker (1987)		91 mg/l	
Paulsen (1987)		75 mg/l	
Xanthopoulos (1996)	60 kg/(ha a)	120 kg/(ha a)	
Grottker (1987)		570 kg/(ha a)	
	Effektiv- niederschlag	Fracht von Oberflächen	Konz. im Ober- flächenabfluß
ATV A128 (1992)	560 mm	600 kg/(ha a)	107 mg/l

Für den Straßenabfluß gibt PAULSEN (PAULSEN, 1987) eine CSB- Konzentration von 75 mg/l und GROTTKER (GROTTKER, 1987) einen entsprechenden Wert von 91 mg/l an, wobei der bei diesen Untersuchungen angenommene Effektivniederschlag deutlich höher liegt, als der nach A128. Im Vergleich zum Bemessungswert der ATV ergibt sich damit in etwa eine Übereinstimmung und entsprechend ergibt sich aus der Berechnung von GROTTKER eine flächenspezifische Fracht von 570 kg CSB / (ha a). Da sich der Bemessungswert der ATV aber auf alle abflußwirksamen Flächen (Dach, Hof und Straße) bezieht, ist dieser im Vergleich zu den anderen Untersuchungen zu hoch. Nochmals deutlich geringere Werte werden von XANTHOPOULOS bestimmt und angegeben. Als MEK-Wert gibt er eine Konzentration von 49 mg/l an, die bei Extrapolation auf Jahresdauer auf einen Wert von 30 mg/l reduziert wird. Die daraus resultierende Jahresfracht wird mit 120 kg CSB / (ha a) angegeben. Da aber keine aktuellen Werte zur Gesamtdosition von zehrenden Verbindungen (CSB) vorliegen, ist es hier nicht möglich, die zitierten flächenspezifischen Frachten einzuordnen

oder gar zu bewerten. Aber auch hier spricht zunächst die Verringerung des Extrapolationsfehlers für die Werte von XANTHOPOULOS.

Bezüglich des Verhältnisses von gelöstem zu partikulärem CSB, können die DOC- und CSB- Meßwerte von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1993) herangezogen werden. Er ermittelte MEK-Werte von 12 mg DOC / l und 49 mg CSB / l. Mit einem Verhältnis von CSB / DOC zwischen 2 und 3, wie es beim kommunalen Abwasser bekannt ist (z. Bsp. MALZ 1980) folgt daraus ein gelöster Anteil des CSB von 50 - 75%. Wird auf der anderen Seite der Glühverlust der transportierten Sedimente von 30 -60% (RENTSCHLER, 1993) berücksichtigt, so ergibt sich hier eine Diskrepanz zwischen den AFS-, CSB- und DOC- Angaben, die nicht begründet werden kann. Die notwendige und hierauf aufbauende Anpassung wird in Kap. 4.2.5 vorgenommen.

Im jahreszeitlichen Verlauf ist beim CSB von einer deutlichen Schwankungsbreite auszugehen. Dies gilt insbesondere dann auf Dachflächen und Straßenabschnitten, wenn ein erheblicher Einfluß durch Vegetation vorhanden ist. Im Winter ist mit einem Minimum, im Frühjahr bei Pollenflug mit einem ersten Peak und im Herbst mit dem nächsten (größten) Peak aufgrund des Laubfalles zu rechnen (BULLERMANN ET AL., 1989).

Auch im Dachabfluß ist, wie bei den abfiltrierbaren Stoffen (AFS), ein deutlicher Einfluß des Dachmaterials auf die CSB- Konzentration festzustellen. Je rauher die Struktur, desto höher ist der Anteil an Flechten, Moosen und anderen organischen Ablagerungen, die sich in den Konzentrationen direkt feststellen lassen. So wurden im Mittel auf Ziegeldächern Konzentrationen von 22 mg/l, auf Betondachsteinen 38 mg/l und auf Bitumendächern 88 mg/l festgestellt (BULLERMANN ET AL., 1989). Da aber der Anteil von Bitumendächern in einem ganzen Stadtgebiet relativ klein ist, können für eine mesoskalige Betrachtungsweise die Werte zwischen 20 - 40 mg/l angesetzt werden. Der gelöste Anteil liegt nach diesen Untersuchungen zwischen 50 - 75%. XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1996) gibt einen ähnlichen Konzentrationswert für den Dachabfluß an und kommt über eine Korrelationsbeziehung zum Straßenabfluß auf eine flächenspezifische Jahresfracht von 60 kg CSB / (ha a). Hier ist ein Vergleich zur Jahresdeposition wegen nicht existierender Zahlenwerte und damit eine Plausibilitätskontrolle nicht möglich.

### **2.2.5 Nährstoffe**

Aus der Gruppe der Nährstoffe soll hier als Beispiel der Parameter Phosphor herausgegriffen werden. Der ebenso relevante Parameter Gesamtstickstoff wird hier nicht aufgeführt, da bei seiner Berücksichtigung gasförmige Stickoxyde, Nitrat und Nitrit, Ammonium sowie organischer Stickstoff betrachtet werden müßten. In der



Literatur ist allerdings eine Betrachtung all dieser Verbindungen nicht vorhanden und nur Einzelverbindungen zu betrachten ist bei einem Emissions-/ Immissions-Vergleich nicht sinnvoll. Zum anderen liegt, wie bereits erwähnt, der Schwerpunkt bei diesen beabsichtigten Stoffbilanzen bei den partikulär transportierten Stoffen.

Im häuslichen Schmutzwasser wird nach A131 von einer einwohnerspezifischen Phosphorfracht von 2,5 g / E d ausgegangen. Der durch Nahrungsmittel verursachte Anteil beträgt nach KOPPE (KOPPE, STOZEK, 1993) etwa 1,5 g / E d. Durch die Substitution von phosphathaltigen durch phosphatfreie Waschmittel kann diese Tagesfracht nach neueren Werten der Eigenkontrolle verschiedener Kläranlagen (z. Bsp. SCHÄFER, HOFFMANN, 1997) auf etwa 1,5 - 1,9 g / E d und damit fast auf den nahrungsmittelbedingten Anteil reduziert werden. Daraus ergibt sich eine mittlere Konzentration von 8 - 10 mg/l im Schmutzwasserzufluß. Dies bestätigt auch eine neuere Literaturstudie (BROMBACH, MICHELBACH, 1995). Die Phosphorfracht wird bei Trockenwetter etwa zu 50 - 60% gelöst, also als Orthophosphat, und zu 40 - 50% in partikulärer Form transportiert. Dieses Verhältnis ändert sich auch bei längeren Fließstrecken nicht wesentlich. Auffällig ist auch die sehr gute Korrelation zwischen Phosphor und CSB sowohl beim Konzentrationsverlauf als auch bei den Tagesfrachten (z. Bsp. HILLIGARDT, HOFFMANN, 1997).

Der Phosphoreintrag von städtischen befestigten Flächen in die Regenwasserkanalisation (Trennsystem) wurde frühzeitig auch in vielfachen Untersuchungsprogrammen betrachtet (z. Bsp. (XANTHOPOULOS, HAHN, 1993), (GROTTKER, 1987), (PAULSEN, 1987)). Leider liegen hier deutlich weniger Angaben über das Stoffpotential unterschiedlicher Flächennutzungen vor. Meist ist nur der Gesamteintrag in die Regenwasserkanalisation dokumentiert. Ein anderes Problem ergibt sich dadurch, daß in den Untersuchungen Phosphat oder Gesamtphosphor bestimmt wurde, und es teilweise nicht eindeutig ist, um welche Bestimmungsmethode es sich handelt. Von daher sind hier keine Verknüpfungen möglich. Zur Abschätzung sollen allerdings die Bereiche der Gesamtdeposition und des Frachtaustrages aus Trennsystemen erwähnt werden. Angaben zur Gesamtdeposition wurden von WASSMANN (WASSMANN, 1996) für unterschiedliche Gebiete mit 0,2 - 5 kg P / (ha a) zusammengetragen. Ein mittlerer Bereich kann danach mit etwa 1 - 2 kg P / (ha a) angegeben werden. Als Jahresaustrag aus Trennsystemen werden von WASSMANN (WASSMANN, 1996) auf Basis einer Literaturstudie Werte von 0,5 - 5,0 kg P / (ha a) für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland aufgeführt. BROMBACH UND MICHELBACH (BROMBACH, MICHELBACH, 1995) kommen in ihrer Studie für das Bodensee-Einzugsgebiet zu ähnlichen Austragsraten im Trennsystem.

### **2.2.6 Absorbierbare organisch gebundene Halogene AOX**

Mit dem Summenparameter AOX wird eine Vielzahl von Einzelverbindungen mit unterschiedlichsten Eigenschaften erfaßt. Dementsprechend sollte dieser Parameter auch sehr differenziert betrachtet werden. Zunächst ist zwischen biogenen, also natürlich verursachten, halogenorganischen Verbindungen und anthropogen bedingten halogenorganischen Verbindungen zu unterscheiden (SCHULZ, 1998). Im häuslichen Abwasser spielen die biogenen Substanzen nur eine untergeordnete Rolle. Die Streubreite für die einwohnerspezifische Fracht liegt nach DIERSCHKE (DIERSCHKE ET. AL., 1994) zwischen 6 - 20 mg / (E d). Das entspricht in etwa einer Konzentration im häuslichen Abwasser von 50 - 150 µg/l. Haupteintragsquellen sind Reinigungsmittel, Hygienepapiere und das Trinkwasser selbst (1 - 50 µg/l, (WÖLFEL, SCHERTLE 1986, ZITIERT IN: ATV, 1987)). Die vorwiegende Transportform ist mit 60 - 70% der gelöste Zustand. Dies wurde auch in der Untersuchung von SCHÄFER (SCHÄFER, HOFFMANN, 1998) bestätigt, in der etwa 40% partikulär vorlagen.

Bei den industriellen Abwässern ist mit zum Teil erheblich höheren Konzentrationswerten zu rechnen. In der Mischung mit kommunalem Schmutzwasser können sich durchaus Werte von 500 µg/l ergeben. (ATV, 1987)

Angaben über die AOX-Konzentrationen oder Frachten, die sich im Niederschlag, Oberflächenabfluß oder im Regenwasserkanal befinden, sind in der Literatur nur selten aufgeführt und die wenigen Untersuchungen widersprechen sich sehr. So wird in einer Untersuchung (KLOPP, KORNAZKI, 1990) von einer Drittelung der jährlichen AOX-Fracht auf Niederschlag, Gewerbe und häusliches Abwasser gesprochen. DIERSCHKE (DIERSCHKE ET. AL., 1994) bestimmen den niederschlagsbedingten Anteil in einem anderen Einzugsgebiet zu 1%. Der Anteil von 30% aus dem Niederschlagsabfluß erscheint als allgemein gültige Aussage sicherlich zu hoch. Der Anteil von 1% in der zweiten Untersuchung ist, wenn die folgenden Angaben berücksichtigt werden, zu gering.

Im Niederschlag wurden Konzentrationen von 5-50 µg/l gemessen (ANONYMOUS, 1985, ZITIERT IN ATV 1987), die sich im wesentlichen aus leicht flüchtigen Substanzen zusammensetzten. Auch FÖRSTER (FÖRSTER, 1993) kommt zu einer ähnlichen Streubreite und gibt einen arithmetischen Mittelwert von 20 µg/l an. In einem Regenwasserkanal (Trennsystem) wurde bei Stichproben eine Konzentration von 22 µg/l bestimmt und in einem Straßenablauf ein Wert von 83 µg/l ermittelt (DIERSCHKE, 1994). FÖRSTER (FÖRSTER, 1993) bestimmte im Abfluß von Modell-dächern mit unterschiedlichen Materialien einen arithmetischen Mittelwert von 33 µg/l. Das Transportverhalten beschreibt er als deutlich durch den FIRST FLUSH-Effekt geprägt und in deutlicher Analogie zu Parametern wie der Leitfähigkeit und dem DOC zu sehen.

### **2.2.7 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK**

Bei der Gruppe der PAKs handelt es sich um mehrkernige Aromate, die hauptsächlich aus Benzolringen aufgebaut sind und ihre Emission in die Atmosphäre mehrheitlich den verschiedensten Verbrennungsprozessen verdanken. Aus den weit über hundert bekannten Einzelverbindungen werden üblicherweise die am weitest verbreiteten Verbindungen als summative Belastung (16 nach EPA, 6 nach TWO) angegeben und betrachtet. Durch ihren hydrophoben Charakter erfolgt ihr Transport in den allermeisten Fällen partikulär gebunden. Wegen der Karzinogenität einer Vielzahl von einzelnen PAKs wird diese Stoffgruppe zwar in vielen Umweltkompartimenten betrachtet und untersucht, aber eine homogene Datenbasis, um die Abwassercharakteristik (kommunal, industriell, Oberflächenabfluß) zu beschreiben, liegt nicht vor. Trotzdem soll folgendes heterogene Datenmaterial dargestellt werden.

KOPPE UND STOZEK (KOPPE, STOZEK, 1993) geben für den Anteil der menschlichen Ausscheidungen in kommunalem Abwasser einen Wert von ca. 5 µg PAK / (E d) an. Die Belastung des Trinkwassers wird mit einer Wahrscheinlichkeit von 98% kleiner als 20 µg PAK / (E d) zitiert (KOPPE, STOZEK, 1993). Über weitere wesentliche Quellen ist nichts bekannt. Im Klärschlamm (Naßschlamm) werden aber mittlere PAK-Beladungen von 3 mg PAK / kg TR (Summe TVO) angegeben (MERKEL ET AL., 1994). Bei einem mittleren Naßschlammfall von 80 g / (E d) und 100 %igen PAK-Rückhalt folgt daraus aber eine einwohnerspezifische Mindestfracht von 240 µg PAK / (E d) (Summe TVO).

Im Oberflächenabfluß wird von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, HAHN, 1993) für den Dachabfluß ein MEK-Wert 0,5 µg/l und für den Straßenabfluß von 3,1 µg/l angegeben. GROTTKER (GROTTKER, 1987) ermittelt bei seinen Untersuchungen eine Konzentration von 0,24 µg/l und bestimmt daraus eine flächenspezifische Jahresfracht von 1,5 g / (ha a). Werte für die jährliche Deposition werden im ländlichen Raum mit rd. 9 g / (ha a) und für urbane Gebiete mit etwa 55 g / (ha a) zitiert (HARITOPOULOU, 1996). Bei diesen jährlichen Depositionsraten ist allerdings zu beachten, daß sie als Produkt aus der Luftkonzentration (in ng/m<sup>3</sup>) und der Depositionsgeschwindigkeit bestimmt wurden. Bei der Bestimmung der Depositionsgeschwindigkeit ist aber je nach Verfahren von einer erheblichen Schwankungsbreite (bis Faktor 5) auszugehen.

Wegen der fast ausschließlich partikulären Transportform sollten auch bei den PAK's akzeptable Korrelationsbeziehungen zu den Schwebstoffen und hier insbesondere zu den kleineren Korngrößenklassen vorhanden sein. Entsprechende Angaben in der Literatur sind allerdings nicht zu finden.

### **2.3 Zusätzliche Aspekte bei einer ereignisorientierten Regionalisierung**

Während die Regionalisierung der Niederschlagsdaten und der Oberflächendaten keine Abhängigkeit bezüglich der zeitlichen Auflösung (Jahres- oder Ereignisbilanz) aufweist, ist dagegen bei der Regionalisierung der pro Zeitintervall abgetragenen Stofffrachten eine deutlich vorhandene, aber nicht eindeutig zu beschreibende Abhängigkeit zu beachten. Für ein Zeitintervall von einem Jahr sollten sich die relevanten Vorgänge mit den in obigen Kapiteln (Kap. 2.2 - 2.2.7) dargestellten Erkenntnissen annähernd genau beschreiben lassen. Bei kürzeren Zeiträumen, insbesondere Ereignisbilanzen, sind, soweit möglich, die im folgenden beschriebenen Effekte zusätzlich zu berücksichtigen. Diese Effekte lassen sich nochmals in zwei Gruppen unterteilen, zum einen, die Auswirkungen auf das gesamte zur Verfügung stehende Stoffpotential und zum anderen, die Ursachen für die beim jeweiligen Niederschlagsereignis tatsächlich abgetragene Stofffracht.

Das zur Abspülung zur Verfügung stehende Stoffpotential setzt sich aus der globalen Deposition (trocken und naß) und lokalen Emittenten (z. Bsp. KFZ, Hausbrand) zusammen, wobei hier keine eindeutige Unterteilung sondern ein fließender Übergang vorhanden ist. Bei den mehr "globaleren" Quellen ist zu berücksichtigen, ob eine Inversionswetterlage (höhere Deposition) oder Westwindwetterlage vorliegt (MARFELS ET AL., 1991). Bei den mehr "lokalen" Emittenten ist gegebenenfalls eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit, wie sie bei CSB und Phosphor (Kap. 2.2.4, Kap. 2.2.5) beschrieben wurde, zu beachten. Als dritter Punkt, der das zur Verfügung stehende Stoffpotential beeinflusst, ist das Zusammenspiel von Trockenwetterphasen und Niederschlagsereignissen zu nennen. Hierbei überlagern sich folgende Effekte. Je länger die Trockenwetterphase andauert, desto mehr Schmutzpotential kann sich ablagern bis ein gewisser Maximalwert erreicht ist. Zusätzlich ist eine Vorverschmutzung vorhanden, da die entsprechende Fläche in der Regel nicht komplett vom vorhergehenden Regen "sauber" gespült wurde. Ein entsprechender Modellansatz wurde von ALLEY (ALLEY ET AL., 1980) beschrieben und findet in vielen Schmutzfrachtmodellen Anwendung.

Der Stoffabtrag von städtischen, befestigten Flächen wird zum einen von der Niederschlagsintensität und damit der Erosivität sowie der momentanen Abflusstiefe auf der entwässernden Fläche und zum anderen von der Niederschlagshöhe und damit der gesamten Abflusstiefe bzw. Wasserfracht beeinflusst. Dies bestätigt auch eine multiple Regression (XANTHOPOULOS, 1995). Für die maximale Konzentration ist in erster Näherung die Intensität und für die Gesamtfracht die Regenhöhe verantwortlich. So wurde von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, HAHN, 1993) eine gute Korrelation mit linear steigender Abhängigkeit der abgetragenen Stofffracht mit zunehmender Regenhöhe festgestellt. In Abhängigkeit von der Flächencharakteristik kann es aber

auch zu einer Überlagerung einer weiteren Einflußgröße, dem zur Verfügung stehenden Stoffpotential, kommen. Ist das der Fall, spricht man von einem "potentiallimitierten" Ereignis. Kommt es aufgrund eines hohen maximalen Stoffpotentials nicht zu einer Überlagerung, handelt es sich um einen rein "transportlimitierten" Vorgang.

All diese Parameter unterscheiden sich aber je nach Ereignis zum Teil erheblich, so daß für eine ereignisorientierte Bilanz weitere Beschreibungsgrößen bei der Regionalisierung notwendig sind.



## 3 Material und Methoden

### 3.1 Das Untersuchungsgebiet

#### 3.1.1 Die Alb

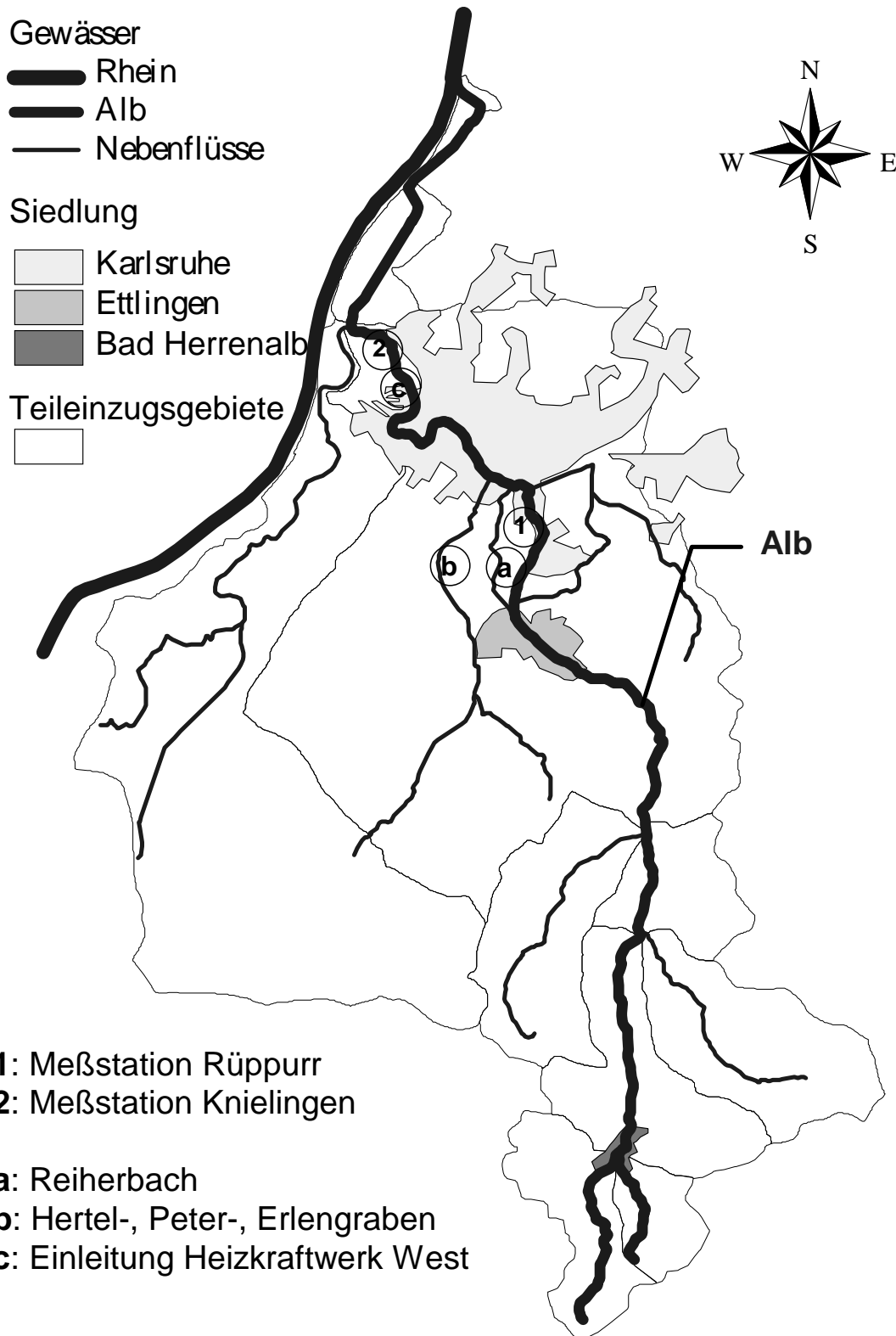
Die Alb entspringt im Nordschwarzwald in etwa 750 m Höhe am nordwestlichen Rand der Enzhöhen oberhalb von Bad Herrenalb. Nach dem Stadtgebiet von Bad Herrenalb bildet sie ein breites, in den mittleren Buntsandstein eingeschnittenes, Sohlental und verläßt bei Ettlingen den Schwarzwald. Weiter flußabwärts erreicht die Alb bei Rüppurr den Grenzbereich zur Niederterrasse und folgt dieser bis Karlsruhe-Beiertheim (Punkt 1 Abbildung 3.1). Im Süden der Stadt Karlsruhe durchschneidet sie die Hardtplatten, erreicht bei Karlsruhe-Daxlanden (Punkt 2 Abbildung 3.1) die Rheinniederung und mündet nach ca. 55 Fließkilometern in den Rhein (STADT KARLSRUHE, 1990). Auf ihrer gesamten Fließstrecke bis zu den Raffinerien ist die Alb wegen der relativ hohen Fließgeschwindigkeit ( $\varnothing$ : 0,5 m/s) als sommerkühler Fluß anzusehen, der eine hohe Selbstreinigungskraft besitzt. Bis zu Beginn des Stadtgebietes von Karlsruhe kann ihr sogar ein Bergbachcharakter zugewiesen werden. Nach den Raffinerien nimmt die Fließgeschwindigkeit erheblich ab ( $\varnothing$ : 0,3 m/s) und die Selbstreinigung der Alb verringert sich deutlich (MONSCHAU-DUDENHAUSEN, 1982).

Mit Beginn des Karlsruher Stadtgebietes fließt die Alb mit Ausnahme zweier renaturierter Abschnitte in einem kanalartig ausgebauten Gerinne. Innerhalb des Stadtgebietes erhält sie drei Zuflüsse: ( a ) den Erlen-, Hertel-, Petergraben, ( b ) den Malscher Landgraben und ( c ) die Kühlwassereinleitung des Heizkraftwerkes West. Der Saprobienindex liegt von Beginn des Stadtgebietes bis zur Kühlwassereinleitung des HKWs West bei 2,22 und steigt danach durch die eingeleitete Wärmelast auf 2.37 (MONSCHAU-DUDENHAUSEN, 1982).

Daß trotz der hohen Selbstreinigungskraft keine Verbesserung des Saprobienindex stattfindet, liegt an dem deutlichen urbanen Einfluß mit den dazugehörigen Belastungen. Eine Gewässerstrukturuntersuchung (AMU, 1995) im betrachteten Abschnitt der Alb bestätigte dies. Über 50% der betrachteten Flußlänge sind bezüglich aller angegebenen Strukturparameter deutlich beeinträchtigt bis merklich geschädigt, was einer Gewässerstrukturgüte von IV - VI entspricht.

Eine Nutzung der Alb erfolgt nur im geringen Maße durch Fischerei und Erholung. Die Landwirtschaft beschränkt sich auf sehr geringe Grünlandnutzung. Insgesamt sind bis auf Höhe der Stadt Ettlingen auf ca. 25 km Fließlänge nur 440 ha befestigte Fläche über voll ausgebaute Regenüberlaufbecken angeschlossen. Zwei kom-

munale und vier private vollbiologische Kläranlagen nutzen die Alb direkt als Vorflut und weitere sechs über Nebenflüsse. Die erste größere, auch industriell verursachte Beeinträchtigung, erfährt die Alb durch die Stadt Ettlingen.



**Abbildung 3.1: Die Alb mit ihrem Einzugsgebiet**



Die Alb läßt sich bezüglich der physikalischen und chemischen Qualitätsaspekte bei Trockenwetter mit folgenden Werten beschreiben. Die Leitfähigkeit liegt im Oberlauf bei rund 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , am Beginn des Stadtgebietes bei 120-180  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und steigt bis zum Ende des Stadtgebietes auf 200-250  $\mu\text{S}/\text{cm}$  an. Der pH-Wert liegt flußaufwärts von Karlsruhe bei 7,0 - 7,3 und flußabwärts dann bei ca. 7,7. Eine Sauerstoffsättigung von 90-95% ist im ganzen Verlauf gegeben. Erst in der Rheinterrasse läßt diese nach und zeigt dann hier eine Abhängigkeit von der Kühlwassereinleitung sowie von der Tageszeit (Lichtintensität). Ammonium und Phosphor liegen im gesamten Verlauf bis Ettlingen unter 0,1 mg/l. Danach steigen sie deutlich an. Der Nitratwert kann mit rund 2,5 mg/l und der CSB mit <15 mg/l abgeschätzt werden.

Im hydrologischen Längsschnitt ist die Alb, die im Ober- und Mittellauf zunächst nur sehr langsam an Abfluß zunimmt, im Bereich des Stadtgebietes von Karlsruhe wie folgt zu beschreiben (MONSCHAU-DUDENHAUSEN, 1982):

- Am Pegel Ettlingen liegt noch etwa ein Gefälle von 0,21% vor, das dann auf Werte von 0,04% in der Rheinniederung abnimmt.
- Der mittlere Abfluß MQ liegt am Pegel Ettlingen für die Sommermonate bei rund 1,8  $\text{m}^3/\text{s}$  und im Winter bei ca. 2,8  $\text{m}^3/\text{s}$ . Bis zum Ende des Stadtgebietes von Karlsruhe steigt der mittlere Abfluß MQ dann auf etwa 4  $\text{m}^3/\text{s}$  im Sommer und auf knapp 6  $\text{m}^3/\text{s}$  im Winter. Die Maximalwerte können bis auf über 70  $\text{m}^3/\text{s}$  (z. Bsp. 12/93) ansteigen. (LFU 1993)
- Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit liegt am Pegel Ettlingen bei knapp 0,6 m/s und fällt bis zum Ende des Stadtgebietes auf 0,5 - 0,4 m/s. Maximalwerte liegen hier bei etwa 0,9 m/s am Anfang und 0,6 m/s am Ende des Stadtgebietes von Karlsruhe. Bis zur Mündung in den Rhein reduzieren sich diese Werte auf minimal 0,25 m/s.

**Tabelle 3.1: Geogene Schwermetallbelastung der Albsedimente nach (LFU 1990)**

	Kupfer *	Nickel *	Blei *	Cadmium **
Urgestein (Granit)	6,5 / 2,5-12,0	6,5 / 0,5-14,0	25,1 / 10,2-46,2	< 0.4
Buntsandstein	5,0 / 1,3-9,9	11,0 / 2,1-29,0	19,8 / 4,5-42,5	< 0.4
Sande, Kiese	8,2 / 2,1-17,0	12,4 / 4,9-22,8	11,4 / 3,6-22,9	< 0.4
* Angaben in mg/kg: Medianwert / Intervallgrenzen 80% der Beobachtungen				
** Cadmiumgrundbelastung wegen anthropogener Einflüsse nicht bestimmbar				

Aus geologischer Sicht läßt sich das etwa 457 km<sup>2</sup> große Gesamteinzugsgebiet in drei Abschnitte einteilen. Der Ursprung der Alb liegt im Urgestein (Granit), der weitere Ober- und Mittellauf im Buntsandstein und der Unterlauf im wesentlichen im Bereich der Sande und Kiese. Daraus ergibt sich die in Tabelle 3.1 angegebene theoretische, geogene Vorbelastung der Albsedimente mit Schwermetallen. Die angegebenen Werte ergeben sich mit der Annahme, daß geogene Schwermetallbelastungen nicht von der betrachteten Korngröße abhängig sind und somit für alle Fraktionen den Belastungen der von der Landesanstalt für Umweltschutz untersuchten, unbelasteten Feinkornböden (<2 mm) gleichgesetzt werden können. Für Cadmium war diese Bestimmung wegen zu großer anthropogener Einflüsse nicht möglich. Hier wird daher eine Obergrenze von 0,4 mg/kg nach SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL (SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992) als geogene Belastung angenommen.

### **3.1.2 Das Entwässerungsgebiet der Stadt Karlsruhe**

Das Entwässerungsgebiet der Stadt Karlsruhe umfaßt ca. 30 km<sup>2</sup> Mischsystem und ca. 24 km<sup>2</sup> Trennsystem. Zusätzlich erhält das Entwässerungsgebiet vorentlastete Zuflüsse aus anderen Gemeinden, deren Umfang bekannt oder abgeschätzt werden kann.

Das Entwässerungskonzept der Stadt Karlsruhe wird durch die Lage der beiden Vorfluter geprägt (Abbildung 3.2). Im Westen der Stadt verläuft die Alb und im Osten die Pfinz. Der Landgraben, ein ehemaliger Entwässerungsgraben, verläuft vom Osten nach Westen und übernimmt heute die Funktion des zentralen Abwasser-sammlers der Stadt. Aus dem östlichen Bereich der Stadt übernimmt der Landgraben Abflüsse aus vorentlasteten Mischsystemen, die in zwei Gruppen zusammengefaßt werden können:

- eine Reihe von hintereinandergeschalteten Regenüberlaufbecken, die in den Wettersbach entlasten (diese Entlastungsabflüsse gelangen über ein Grabensystem und ein Pumpwerk in die Alb)
- vorwiegend parallel geschaltete Teileinzugsgebiete entlang der Pfinz (z. Bsp. Durlach, Grötzingen).

Die Größen dieser genannten Teileinzugsgebiete sind in Tabelle 3.2 zusammengefaßt und aufgelistet.

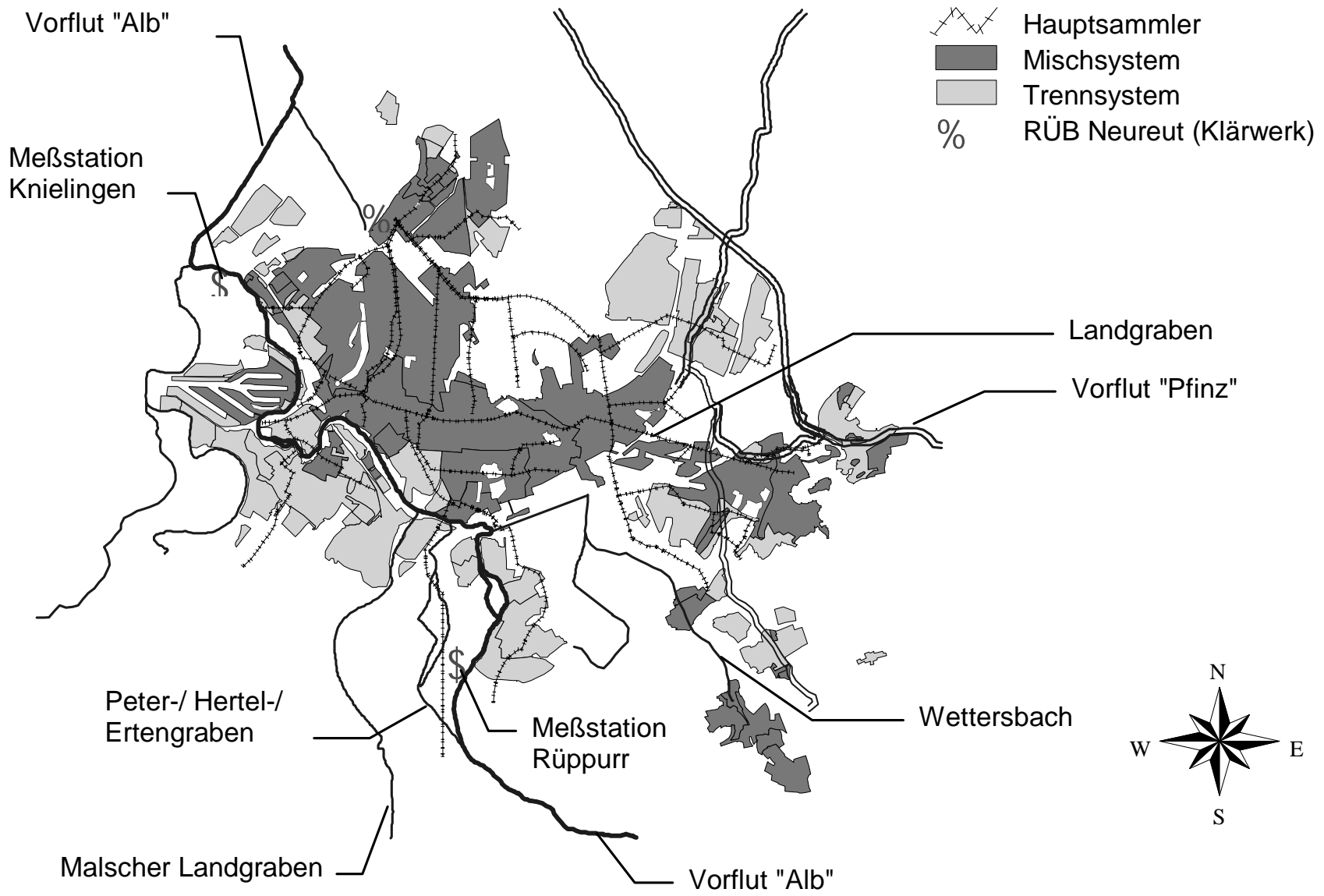


Abbildung 3.2: Entwässerungsgebiet der Stadt Karlsruhe mit seinen Vorflutern und den Meßstellen in Rüppurr und Knielingen

**Tabelle 3.2: Einzugsflächen der Kanalisation im Untersuchungsgebiet Karlsruhe (nach Angaben der Stadt Karlsruhe)**

	Gesamtfläche in ha	befestigte Fläche in ha <sub>red</sub>
<b>Mischsysteme</b>		
Gesamtsystem	3.020 ha	1.423 ha <sub>red</sub>
unmittelbares Einzugsgebiet der Kläranlage Karlsruhe / RÜB Neureut *	1.580 ha	690 ha <sub>red</sub>
<b>Trennsysteme</b>		
Regenkanalisationen in Richtung Alb dazu gehören u.a.:	1.180 ha	472 ha <sub>red</sub>
Grünwinkel	181 ha	100 ha <sub>red</sub>
Oberreuth, Mittelreuth	140 ha	56 ha <sub>red</sub>
Regenkanalisationen in Richtung Pfinz *	1.226 ha	490 ha <sub>red</sub>
Schmutzwasser aus Trennsystemen	2.406 ha	962 ha <sub>red</sub>
* entwässern in ein anderes Gewässersystem		

In das Gewässersystem der Pfinz leiten auch die Regenwasserkanäle der im Trennsystem entwässerten östlichen Teilgebiete der Stadt. Mit der fortschreitenden Ausweitung des Entwässerungsgebietes mußte der Landgraben an immer mehr Stellen entlastet werden. Dies wurde mit Hilfe von Sammlern realisiert, die vom Landgraben beschickt werden und den Abfluß bis zum Trennbauwerk vor dem Kläranlagenzulauf leiten. Der Regenüberlauf Lameyplatz, der früher das bedeutendste Bauwerk des Karlsruher Kanalnetzes war, verlor dadurch an Bedeutung. Der zentrale Punkt der Regenwasserbehandlung ist heute das Regenüberlaufbecken "Neureut" bzw. "Klärwerk".

Dadurch ergeben sich für die Vorflut „Alb“ innerhalb des Stadtgebietes von Karlsruhe ca. 75 Einleitungen aus dem Entwässerungssystem (mehrheitlich Trennsystem). Hiervon sind die meisten aber von untergeordneter Bedeutung, wie z. Bsp. Brücken und Parkflächen. Der größte Teil des anfallenden Misch- und Schmutzwassers wird aber, wie schon erwähnt, der Kläranlage Karlsruhe zugeführt und bei Überschreitung des Drosselabflusses über ein RÜB entlastet und gelangt unmittelbar vor der Mündung in den Rhein über den Hauptvorflutkanal in die Alb.

### **3.2 Erfassung der Bilanzierungsdaten**

Die Bilanzierung (Gegenüberstellung) der niederschlagsbedingten anthropogenen Stoffströme aus städtischen befestigten Flächen stützt sich auf zwei Säulen. Zum einen wird auf den Eintrag, den Transport und die Retention der Stoffströme von den nach der Nutzungsart unterschiedenen Flächen, wie sie z. Bsp. in Phase I dieses Verbundprojektes (HERRMANN ET. AL. (1992), XANTHOPOULOS, HAHN (1993), HUTZINGER ET. AL. (1992), GEIGER, HÜBNER (1994)) ermittelt wurden, eingegangen. Diese für kleine und kleinste Einzugsgebiete gewonnenen Daten werden je nach Flächennutzungsart regionalisiert auf das gesamte Stadtgebiet von Karlsruhe übertragen (s. a. Kap. 2.1) und so nach Berücksichtigung der Sonderbauwerke die ausgetragenen Frachten ermittelt. Für diese Regionalisierung müssen folgende Eingangsdaten zur Verfügung stehen:

- die örtliche Niederschlagshöhe und gegebenenfalls die maximale Intensität
- die Teileinzugsgebiete der Entwässerungsgebiete mit ihren Einleitungspunkten
- die lokale Flächennutzung und darauf aufbauend die Stoff- und Schadstofffrachten durch:
  - die trockene und nasse Deposition
  - die Schmutzwassermenge

Auf der anderen Seite wird als Kontrollgröße die Erhöhung der Immissionen im Gewässer durch Probenahmen an zwei Gewässerquerschnitten (oberhalb und unterhalb des Stadtgebietes) ermittelt und damit die Zunahme der Stofffracht durch ein Niederschlagsereignis bestimmt. Da aber, wie bereits beschrieben, im wesentlichen nur Trennsysteme in diesen Kontrollabschnitt einleiten, erfolgt separat als zweite Bilanz eine Auswertung der Stoffströme der dominierenden Mischwasserentlastung RÜB Neureut und parallel dazu auch die Frachten im Ablauf der Kläranlage Karlsruhe.

Mit welcher Infrastruktur diese Bilanzierungsdaten im einzelnen ermittelt wurden, wird in den nachfolgenden Kapiteln dargestellt.

#### **3.2.1 Die Gewässermeßstellen**

Für die Kontrollmessungen im Bilanzierungsabschnitt der Alb wurden zwei Standorte, am Anfang und am Ende des Stadtgebietes von Karlsruhe, ausgewählt (s.a. Abbildung 3.2). Das natürliche Einzugsgebiet zwischen diesen beiden Meßstellen beträgt etwa 85 km<sup>2</sup>. Die zwei Meßstellen wurden folgendermaßen gewählt:

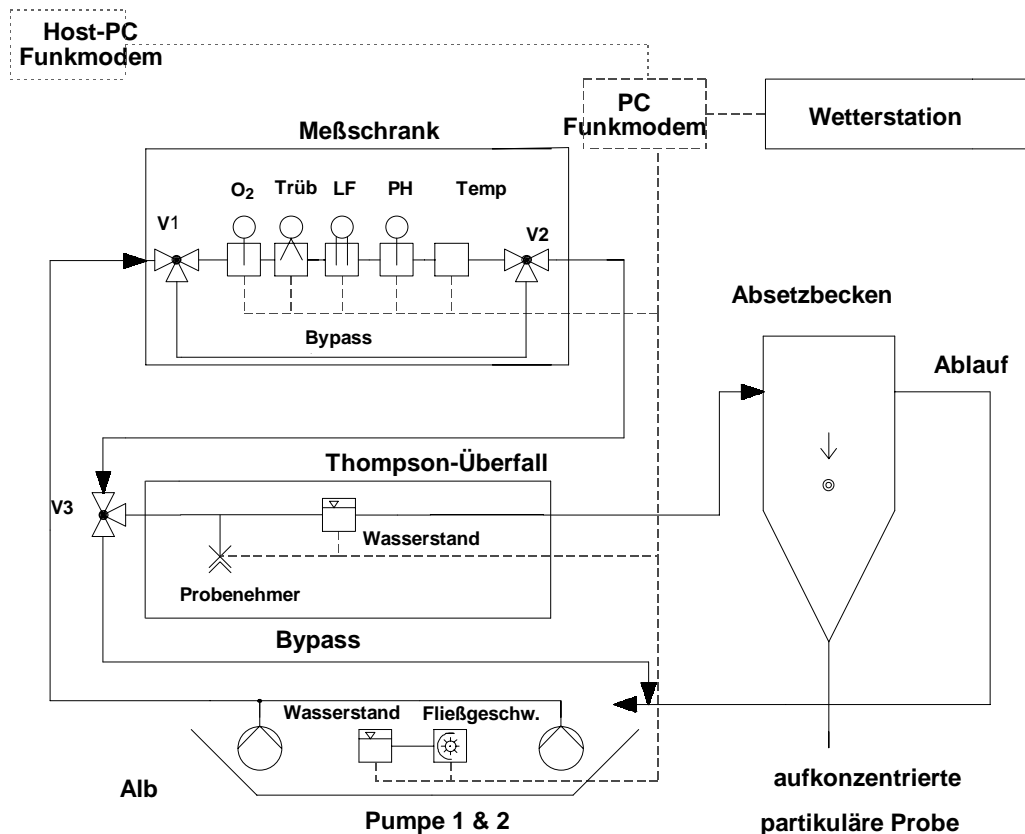
- Alle niederschlagsbedingten Einleitungen von den befestigten Flächen werden möglichst aus den städtischen Entwässerungssystemen erfaßt.
- Nicht bilanzierbare, "störende" Einleitungen liegen möglichst außerhalb des Bilanzierungsabschnittes.
- Die gewählten Flußquerschnitte sind für die meßtechnische Erfassung geeignet.

Durch die getroffene Wahl werden alle Einleitungen in die Alb aus Misch- und Trennsystemen erfaßt, bis auf den Ablauf der Kläranlage Karlsruhe sowie den Klärüberlauf des RÜB Karlsruhe / Neureut. Zusätzlich werden allerdings auch die Kühlwassereinleitung des Heizkraftwerkes West, der ab Ettlingen zur Hochwasserregulierung genutzte Erlen-, Hertel-, Petergraben und der Malscher Landgraben mit-erfaßt. Die Einleitung HKW-West ist stofflich sehr gering belastet und es liegen regelmäßige Analysen vor. Bezogen auf den Wasservolumenstrom am Querschnitt Knielingen summieren sich die Zuflüsse der Hochwassergräben auf etwas über 10%. Wegen der deutlich geringeren Fließgeschwindigkeiten folgt daraus, daß die Zunahme der AFS-Fracht, bezogen auf die Fracht am Meßpunkt Knielingen, kleiner als 10% ist. Zusätzlich wurden von den Hochwassergräben durch Stichproben die Belastungen bestimmt. Die Belastung durch diese Zuflüsse kann demnach abgeschätzt werden und gegebenenfalls unberücksichtigt bleiben.

Neben diesen ständigen Zuflüssen ergaben sich 1995 durch verschiedene Bautätigkeiten Grundwasserabsenkungen, die das Grundwasser zu großen Anteilen in die Alb einleiteten. So wurden zum Beispiel bei der größten Baumaßnahme rund 4 Mio. m<sup>3</sup> innerhalb von acht Monaten eingeleitet. Die gesamte Grundwasserbilanz im betrachteten Stadtgebiet von Karlsruhe ist im langjährigen Mittel ausgeglichen. Im Bereich vom Anfang des Stadtgebietes bis Mitte des Stadtgebietes exfiltrieren etwa 10-15 Mio. m<sup>3</sup> der Alb ins Grundwasser und im darauffolgenden Bereich bis zum zweiten Meßquerschnitt werden rund 13 Mio. m<sup>3</sup> aus dem Grundwasser infiltriert (STADT KARLSRUHE, 1994). Da die erste Meßstelle am Anfang des Stadtgebietes innerhalb dieser Exfiltrationsstrecke liegt, kann die Angabe von 10-15 Mio. m<sup>3</sup> gegebenenfalls noch zu hoch gegriffen sein. Demnach könnte es insgesamt auch zu einem Grundwasserzufluß innerhalb des Stadtgebietes kommen. Da es sich bei all diesen Grundwasserzuflüssen um sehr feststoffarmes oder sogar feststofffreies Wasser handelt, kann dieser Einfluß bei der beabsichtigten feststofforientierten Frachtbilanzierung vernachlässigt werden.

Mit der in Abbildung 3.3 skizzierten Anlage können kontinuierlich die Parameter  $Q_{ALB}$ , pH, T, O<sub>2</sub>, LF, TRÜB, Niederschlagsmenge erfaßt werden. Weiterhin kann die Überwachung der Meßanlage sowie die Steuerung der Meßintervalle und Probenahme über den paketorientierten Datenfunk MODACOM (FEICHTINGER, HOFREITER, 1995) von einem beliebigen Hostrechner durchgeführt werden. Damit ist sicherge-

stellt, daß die beiden Anlagen trotz unterschiedlichster Niederschlagsverteilung bei Ereignisbeginn synchron gestartet und gegebenenfalls auftretende Störfälle direkt erkannt und vor Ort manuell behoben werden können. Die Probenahmeintervalle wurden je nach Ereignis auf Werte größer als 15 min eingestellt. Eine ursprünglich geplante automatische Steuerung der Anlage über den erfaßten Niederschlag und die analysierten Wasserparameter (SCHÄFER, 1994) erwies sich wegen der hohen Anzahl von Störgrößen (wie z. Bsp. die genannte heterogene Niederschlagsverteilung) als sehr unzuverlässig und wurde daher verworfen.



**Abbildung 3.3: RI-Fließbild der Meßanlagen Rüppurr und Knielingen (in Anlehnung an die Symbolik verfahrenstechnischer Anlagen entsprechend DIN ISO 3461 T2)**

Die bei Trockenwetter gezogenen Mischproben (ca. ~ 5l über 2h) und "Einzelproben" (Mischproben über das vorgegebene Zeitintervall, 5 - 30 min) (ca. ~2l) wurden auf Schwermetalle (partikulär und gelöst) und Korngrößenverteilung untersucht. Die dazu angewandten Analysemethoden sind in Tabelle 3.3 aufgeführt. Die Anzahl der analysierten Schwermetallspezies wurde auf die Elemente Blei, Kupfer, Cadmium begrenzt, da mit diesen sowohl eine breite Löslichkeitspalette als auch die unterschiedlichen anthropogenen Quellen abgedeckt sind.

Um die Langzeitauswirkung auf die Sedimente feststellen zu können, wurden vergleichend dazu die im Flußquerschnitt der Meßanlagen abgelagerten, oberflächen-

nahen (< 3 cm) Sedimente über einen längeren Zeitraum untersucht. Ergebnisse diesbezüglich sind z. Bsp. in SCHÄFER (SCHÄFER, 1995) dargestellt.

Mit dem dargestellten Untersuchungsprogramm wurden an den beschriebenen Meßstellen in Rüppurr (Anfang des Stadtgebietes) und Knielingen (Ende des Stadtgebietes) 21 Niederschlagsereignisse und 10 Trockenwetterperioden auf ihre Schwebstoffbelastung untersucht. Die Sedimente wurden 50 mal in Höhe der Meßanlagen beprobt und davon 32 auf Schwermetalle analysiert und dreimal an zehn Stellen innerhalb des Stadtgebietes.

**Tabelle 3.3: Angewandte Analyseverfahren**

Kenngröße	Methode
pH-Wert, Sauerstoff	elektrometrisch Fa. Gimat
Leitfähigkeit	elektrometrisch Fa. Gimat
Trübung	90°-Streulicht Fa. Gimat
AFS	Glasfaserfilter Fa. Schleicher / Schüll
Siebung	Naßsiebung nach DIN 4188
CSB	photometrische Bestimmung mit Chrom (VI), 8 min. Oxidation von Dichromat bei 160 °C in schwefelsaurer Lösung nach Homogenisierung am Ultraturax (Autoanalyser Fa. Bran Luebbe)
Schwermetalle -an Feststoffen	Aufschluß des Filters mit 28ml Königswasser, zwei Stunden bei 130°C anschließend Filtration (Schwarzband) und Auffüllen auf 100 ml, Messung am Atom-Absorptions-Spektrometer Perkin - Elmer 2100 mit Grafitrohr (DIN 38406, E22)
-flüssige Phase	Trennung, (DIN 38406, E22)

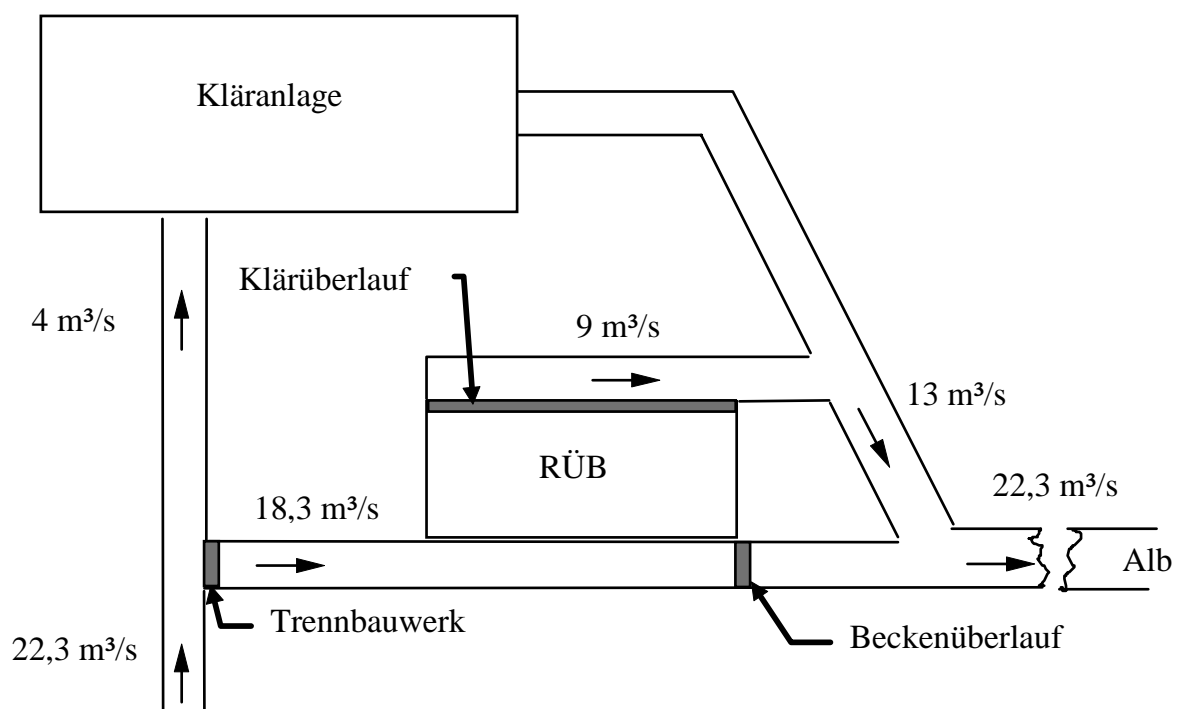
Parallel dazu lief kontinuierlich die Bestimmung der Standardparameter Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoffkonzentration, pH und Trübung sowie des Abflusses in der Alb. Die Bestimmung des Abflusses gestaltete sich zunächst aufwendiger als angenommen. Die geplante online Punktmessung mit einem Strömungssensor erwies sich an verschiedenen Punkten innerhalb der beiden ausgewählten Querschnitte als nicht repräsentativ. Eine Erweiterung durch zusätzliche Sensoren war nicht möglich. Daher erfolgte die Berechnung des Volumenstromes anhand der Abflußformel von Gauckler / Maning / Strickler. Dazu wurde im Meßquerschnitt „Rüppurr“ ein  $k_{ST}$ -Wert von 31 bestimmt und ein Energiegefälle von im Mittel 0,13% ermittelt. Am Querschnitt „Knielingen“ lagen die Werte für  $k_{ST}$  bei 30 und für das Energiegefälle im Mittel bei 0,04%. Mit diesen Annahmen und Auswertungen über zwei weitere Pegel der Alb sowie einer Überprüfung mit „OTT-Flügel“ im gesamten



Querschnitt konnten die Wasservolumenströme bestimmt werden. Zusätzlich wurde auch eine Plausibilitätskontrolle anhand von Wasserbilanzen erstellt (s. Kapitel Die Wasserbilanz am Kontrollabschnitt der Alb).

### 3.2.2 Die Mischwasserentlastung RÜB Klärwerk / Neureut

Die Mischwasserentlastung RÜB Klärwerk / Neureut stellt die zentrale Behandlungsanlage der gesamten Mischsystementwässerung dar. Zu den rd. 700 ha aus dem direkten Einzugsgebiet dieses Bauwerkes sind mehrere vorentlastete Einzugsgebiete von etwa zusammen 200 ha und das Einzugsgebiet "Lameyplatz" mit ca. 500 ha angeschlossen. Dieses Einzugsgebiet "Lameyplatz" ist zwar mit einem Regenüberlauf ausgestattet, aber die darüber entlastete Wassermenge ist vernachlässigbar. Dies ist unter anderem darin begründet, daß ein Kanalvolumen von etwa 120 000 m<sup>3</sup> vorhanden ist, von dem mindestens ein Drittel durch Einstau aktivierbar ist. Insgesamt entlasten dadurch über 80% der gesamten Wassermenge (s. a. Tabelle 5.7) an dem Bauwerk RÜB Klärwerk / Neureut.



**Abbildung 3.4 Schemaskizze des Komplexes Kläranlage Karlsruhe / RÜB Neureut**

Eine detailliertere Beschreibung auch bezüglich der Abscheideleistung des RÜBs Klärwerk / Neureut ist in BROMBACH (BROMBACH, MICHELBACH, 1997) oder SCHÄFER (SCHÄFER ET. AL., 1998) nachzulesen. Der gesamte Speicherraum des im Nebenschluß angeordneten Beckens (s. a. Abbildung 3.4) beträgt ca. 17.800 m<sup>3</sup>. Bei einer maximalen Beschickung von 9 m<sup>3</sup>/s ergibt sich eine Durchflußgeschwindigkeit von

0,05 m/s und einer kritischen Aufenthaltszeit von 22 min. Die Abflüsse aus dem Klär- und dem Beckenüberlauf fließen zusammen mit dem Kläranlagenablauf in einem Ableitungskanal in Richtung der Alb bzw. des Rheins.

Für die Bestimmung der Wassermenge aus den Mischsystemen am Komplex Kläranlage/ RÜB konnte die vorhandene Infrastruktur der Kläranlage Karlsruhe mit genutzt werden. Im einzelnen standen folgende Daten zur Verfügung:

- An vier Sensoren gemessene Wasserstände an der Überfallschwelle des Trennbauwerkes (Zulauf zum Regenüberlaufbecken)
- Wasserstände an drei Stellen im Regenüberlaufbecken (für den Speicherinhalt und die entlastete Wassermenge)

Die Formel zur Umrechnung des Wasserstandes  $S$  in die zufließende Wassermenge  $Q$ , die über den Bemessungszufluß von  $4 \text{ m}^3/\text{s}$  hinausgeht, lautet:

$$Q = 1,28 * (5,65 * S_1^{3/2} + 4,48 * S_2^{3/2} + 4,43 * S_3^{3/2} + 3,32 * S_4^{3/2} + 6,00 * S_5^{3/2})$$

mit:

$$\begin{array}{ll} S_5 = S_4 & \text{für } S_4 > 0,35 \text{ und} \\ S_5 = 0, & \text{für } S_4 < 0,35 \end{array}$$

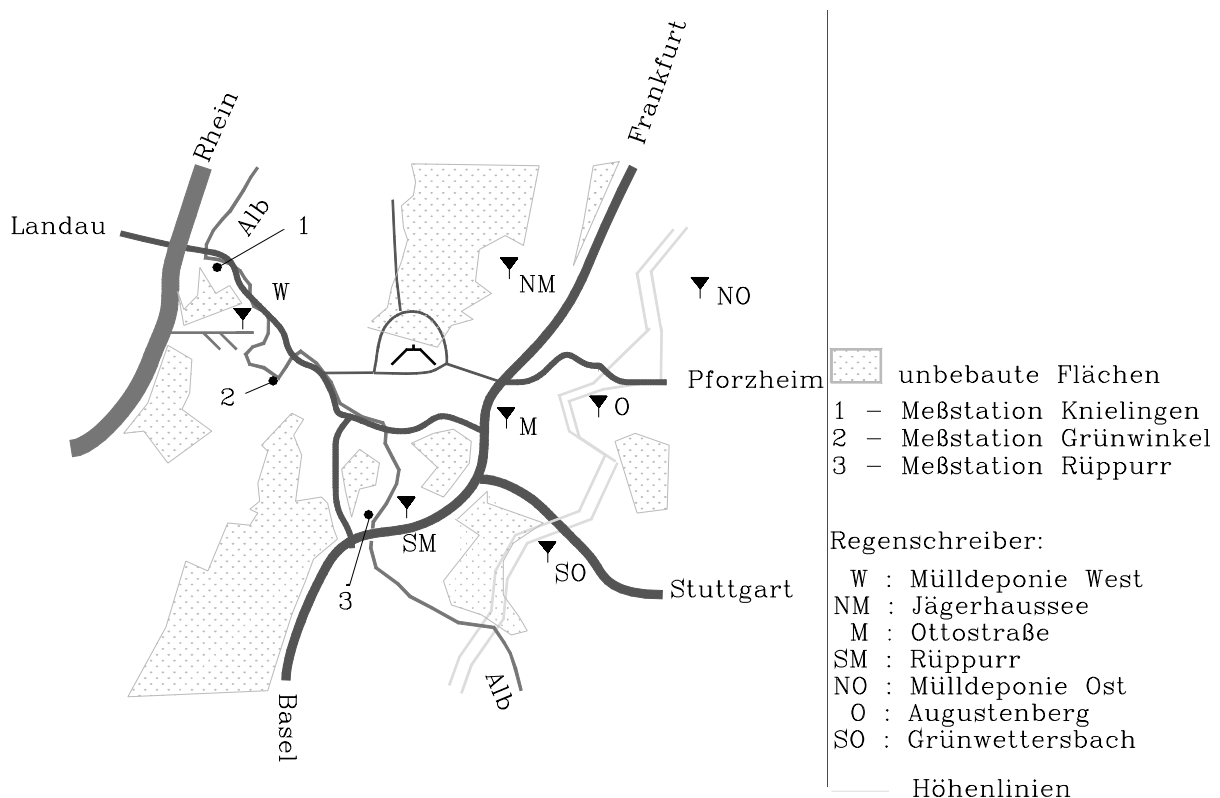
Mit Hilfe des Wehrbeiwertes von 1,28 können die Entlastungsvolumina am Trennbauwerk mit einer Ungenauigkeit von max. 10 % berechnet werden. Diese Ungenauigkeit liegt in der üblichen Größenordnung für Abflußmessungen in Kanalisationsnetzen. Für die Schwelle des Klärüberlaufs wurde ein Wehrbeiwert ermittelt. Es ergibt sich ein Zahlenwert von 2,3. Die hier erreichte Ungenauigkeit liegt im selben Bereich.

### **3.2.3 Die Regendaten**

Die Regenereignisse wurden mit Regenschreibern der Firma WAS registriert. Es handelt sich dabei um einen beheizbaren Wippenregenschreiber mit digitaler Meßwertaufzeichnung und einer Auflösung der Niederschlagshöhe von 0,1 mm. Der mittlere jährliche Gesamtfehler liegt bei dieser Art der Niederschlagserfassung in der Größenordnung von 10 %. Dieser Fehler setzt sich aus der Trägheit der Wippe, dem Windfehler, Verdunstungsverlusten und Verlusten durch Spritzwasser zusammen. Zusätzlich fehlen im Auswertungszeitraum ca. 5 % bis 10 % der Meßdaten, was auf Gerätedefekte wie Batterieausfall, Hängenbleiben der Wippe o.ä. zurückzuführen ist (KREUELS, 1988).

Die Meßdaten wurden anschließend einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Hierbei wurden die Jahresniederschlagshöhe, sowie einzelne charakteristische Nieder-

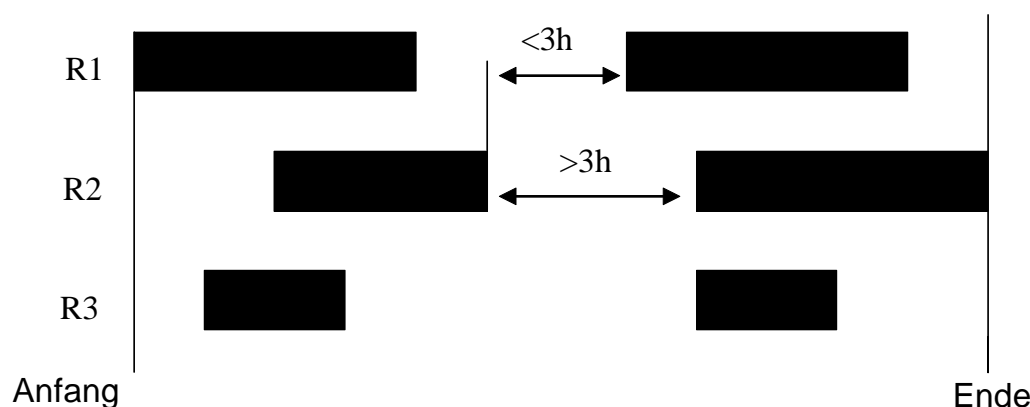
schlagsgrößen der in Abbildung 3.5 dargestellten Regenschreiber gebildet. Der Regenschreiber SM fiel bei einem Vergleich mit den anderen Regenschreibern durch eine ungewöhnlich hohe Jahresniederschlagshöhe (1993 und 1994) auf. Bei genauerer Betrachtung des Ausgangsdatenmaterials fiel die hohe Anzahl von "punktförmigen" Einzelereignissen auf, d.h. nur ein einziger Regenschreiber registriert einen Niederschlag. Nach Aussage der Stadt Karlsruhe, zeichnete der auf dem Gelände der Stadtgärtnerei in Rüppurr gelegene Regenschreiber häufig "Gießregen" auf. Dabei handelt es sich meist um geringe Niederschlagshöhen (kleiner als 1,0 mm). Dieses Problem ist inzwischen behoben worden. Unplausible Meßwerte, wie z. Bsp. die extrem hohe Niederschlagshöhe von 95,1 mm und Niederschlagsspende von über 100 l/s ha des Regenschreibers NO vom 25.01.94 (bei einer durchschnittlichen Niederschlagshöhe von ca. 10 mm) wurden nicht berücksichtigt.



**Abbildung 3.5: Standorte der Regenmesser im Stadtgebiet von Karlsruhe**

Da die Niederschlagsdaten aus einem Stadtgebiet ereignisbezogen ausgewertet werden und als Eingangsdaten in eine Bilanzierung der Schmutzfracht einfließen, mußte die Dauer für ein Regenereignis definiert werden. Als einfachster, spezifischer Parameter kann hier der von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1990) eingeführte Begriff der Grenzrockendauer verwendet werden. Nach XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1990) ist die Grenzrockendauer als der Zeitraum bestimmt, in dem die Intensität 0 vorliegt, d. h. es handelt sich um eine Trockenwetterperiode, der ein

Regenereignis vorausgeht und ein neues nachfolgt (siehe Abbildung 3.6). Die Auswirkungen, die sich aus der Festlegung von unterschiedlichen Grenztrockendauern ergeben, sind in der zuvor angeführten Untersuchung von XANTHOPOULOS detailliert dargestellt (XANTHOPOULOS, 1990). Nach dieser stellt die Grenztrockendauer von 3 Stunden einen Kompromiß zwischen der Forderung nach Unabhängigkeit der Einzelereignisse und Informationsgehalt der Regenreihe bei einem einzelnen Regenschreiber dar. Denn bei einer Grenztrockendauer von 3 Stunden kommt es zu keinen nennenswerten Verschiebungen hinsichtlich der Verteilungen der Trockenperiode, der Regendauer und der Regenspende. Mit anderen Worten: eine kürzere Grenztrockendauer ( $\leq 3$  Stunden) ist nicht mit einem Zugewinn an Informationen verbunden. Bei einer längeren Grenztrockendauer hingegen werden die vorher erwähnten Verteilungen nachhaltig beeinflusst. Grundsätzlich sollte jedoch die Grenztrockendauer, soweit möglich, an die Entleerungszeit des jeweiligen Kanalnetzes angepaßt werden.



**Abbildung 3.6: Definition der Grenztrockendauer für mehrere Regenschreiber (R1, R2, R3)**

Da bei einer Regionalisierung die Niederschlagsdaten aller Regenschreiber (max. 7) einfließen, muß die Definition von XANTHOPOULOS erweitert werden. Ein Ereignis beginnt mit der ersten Meßwertregistrierung an einem beliebigen Regenschreiber und dauert solange an, bis an allen Schreibern über den Zeitraum der Grenztrockendauer keine Niederschläge (d.h. eine Intensität von 0) registriert werden.

Auch hier wurde die Auswertung mit einer Grenztrockendauer von 3 Stunden durchgeführt. Durch die Zusammenlegung der 7 Regenschreiber ergibt sich effektiv eine deutlich längere Grenztrockendauer. Aber bei einer maximalen Fließzeit im Kanal von 11 h erscheinen kleinere Werte nicht sinnvoll. Zusätzlich ist eine Grenzniederschlagshöhe von kleiner als 1,0 mm festgelegt worden, um nicht abflußwirksame Ereignisse aus dem Datenkontinuum auszuschließen. Es ergeben sich Daten-

kontinua, welche die unterschiedliche Regenhöhenverteilung im Stadtgebiet abbilden, aber zum Teil zu sehr langen Regendauern und damit verbunden zu kleinen mittleren Intensitäten führen. Da bei der Bilanzierung als Einflußgrößen aber nur die Regenhöhe und der Intensitätsverlauf und gegebenenfalls das Maximum der Intensität (pro 15 min Intervall) jedes einzelnen Regens einfließt, kann diese Erweiterung der Grenztrockendauer unter Beachtung dieser Einschränkung angewandt werden.



## 4 Eingangsgrößen der Bilanzierung

### 4.1 *Anthropogene Immissionen in einem Fließgewässer*

Im folgenden werden die als Kontrollgröße bestimmten Immissionen im Wasserkörper des Gewässers dargestellt. Dazu wird zunächst die Schwebstoffkonzentration sowie die Schwermetallbelastung und wiederum da zuerst die Beladung und dann ebenfalls die Konzentrationen beschrieben. Darauf aufbauend erfolgt die Darstellung der pro Sekunde transportierten Frachten zunächst für die Schwebstoffe und dann für die ausgewählten Schwermetalle. Die ebenfalls daraus resultierenden Immissionen in den Sedimenten wurden bei dem Untersuchungsprogramm mit erfaßt. Da sie in die Bilanzierung als Einflußgröße aber nicht eingehen, sei nur auf SCHÄFER (SCHÄFER, ET. AL., 98), (SCHÄFER, 1995), FUCHS (FUCHS, ET. AL., 1997), WILHELMI (WILHELMI, ET. AL., 1997) verwiesen.

#### 4.1.1 *Die Schwebstoffbelastung*

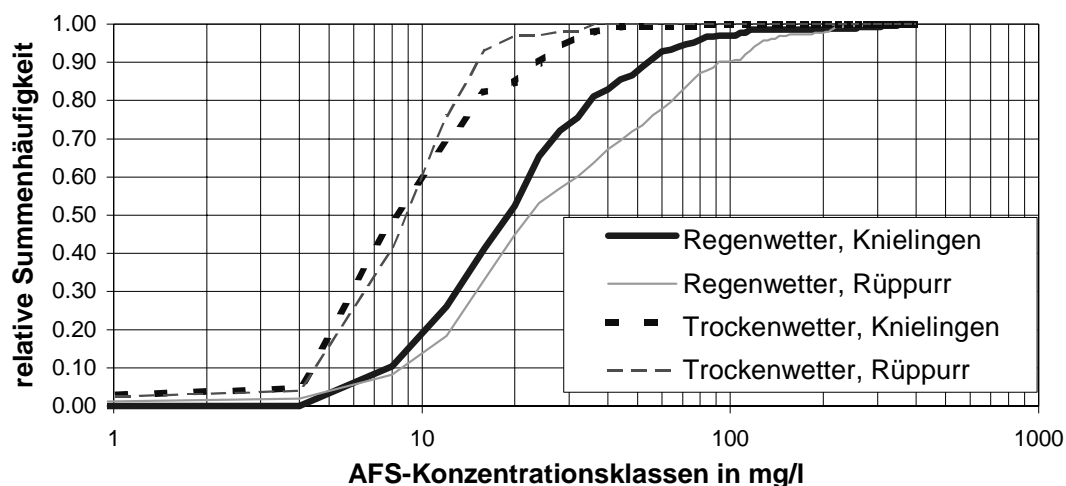
Zur Beschreibung der Schwebstoffbelastung wurden die Schwermetallbeladungen der Schwebstoffe sowohl bei Trocken- als auch bei Regenwetter bestimmt und die daraus resultierende Häufigkeitsverteilung der Schwebstoffe ermittelt. Die zugrunde liegende Datenbasis umfaßt bei der nachfolgenden Auswertung bei Trockenwetter etwa 100 und bei Regen ca. 250 Werte.

Bei diesen Auswertungen ist zu berücksichtigen, daß bei den Trockenwetterdaten auch Abflußsituationen mit fallendem Hochwasser enthalten sind, die nicht die typische Transportsituation bei niedrigem Abfluß widerspiegeln. Sie wurden hier bewußt mit aufgenommen, um auch die Situation "Trockenwetter" mit erhöhtem Abfluß darzustellen und der Regenwettersituation gegenüberstellen zu können. Auch die Regendaten beinhalten Proben, die eigentlich nicht zur Situation "Regenwetter" mit Einleitungen aus der Regenwasserentlastung und -behandlung gehören. Es handelt sich hierbei um Proben vom Beginn und Nachlauf eines Regens, bei denen wegen der zum Teil sehr heterogenen Regenverteilung im Stadtgebiet nicht eindeutig entschieden werden kann, ob schon eine Beeinflussung durch das abgeleitete Regenwasser stattgefunden hat oder nicht. Hieraus folgt, daß die nachfolgenden Diagramme für die Trockenwetterdaten zu hohe und für die Regenwetterdaten zu niedrige Werte darstellen.

##### 4.1.1.1 *Trockensubstanz und Glühverluste der Schwebstoffe*

Zunächst sollen die Trockensubstanz- und Glühverlustgehalte vor (Rüppurr) und nach (Knielingen) dem Stadtgebiet gegenübergestellt werden. An beiden Meßquer-

schnitten ist bei Regenwetter, wie erwartet, eine deutlich höhere AFS-Konzentration (s. Abbildung 4.1) festzustellen, wobei die Werte in Knielingen aufgrund der deutlich geringeren Gefälle innerhalb der Rheinebene unterhalb derer aus Rüppurr liegen. Ein Vergleich der Trockenwetterdaten muß in drei Abschnitten erfolgen. Bei extremem Niedrigwasser im Spätsommer liegen trotz des höheren Gefälles am Anfang des Stadtgebietes an beiden Meßstellen die Werte im selben Bereich deutlich unter 10 mg/l. Im zweiten Bereich „Niedrigwasser“ sind die AFS-Konzentrationen in Knielingen wegen der geringeren Fließgeschwindigkeit etwas geringer als in Rüppurr (um 10 mg/l). Beim dritten Bereich (>20 mg/l) handelt es sich meist um die Nachlaufphase von Regenereignissen. Hier werden die aus dem Stadtgebiet eingetragenen Schwebstoffe zum Teil in dieser Nachlaufphase aus dem Flußabschnitt innerhalb des Stadtgebietes ausgetragen.



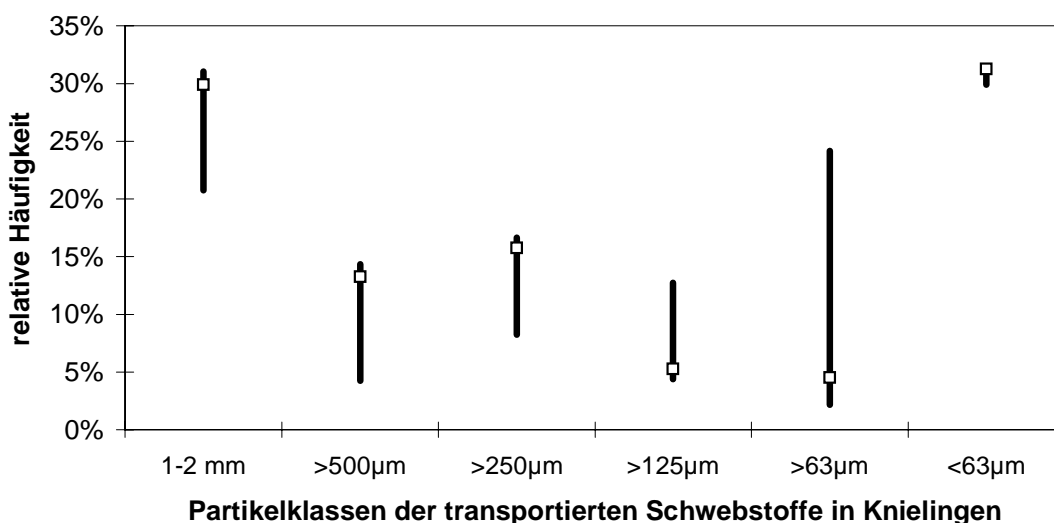
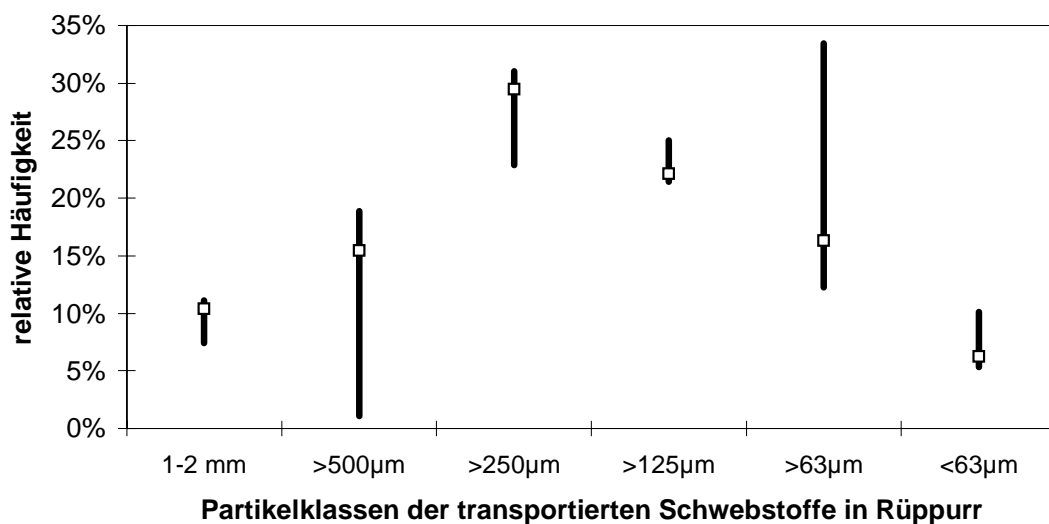
**Abbildung 4.1: Vergleich der Summenlinien der AFS an den beiden Meßquerschnitten**

Vergleicht man zusätzlich die Korngrößenverteilung der untersuchten Schwebstoffproben (Datenbasis n=10) (s. Abbildung 4.2), so ist ein sehr deutlicher Unterschied zu sehen. In Rüppurr ist in etwa eine Normalverteilung der Schwebstoffe festzustellen. Der Median liegt mit etwa 30 (Masse)% bei 200  $\mu\text{m}$  und fällt nach beiden Seiten (>1000  $\mu\text{m}$ , <63  $\mu\text{m}$ ) auf unter 10% ab. In Knielingen sieht die Verteilung genau umgekehrt aus (bimodal). Hier werden bei > 1000  $\mu\text{m}$  als auch bei < 63  $\mu\text{m}$  die Maxima erreicht und das Minimum liegt bei ca. 125  $\mu\text{m}$ . Die Verteilung in Rüppurr entspricht weitestgehend dem erwarteten Verlauf. Die Mobilität der Teilchen nimmt mit abnehmendem Durchmesser zunächst zu. Ab einem bestimmten Korndurchmesser (ca. 100-200  $\mu\text{m}$ ) wirken aber zusätzlich zur Gravitationskraft auch noch Oberflächenkräfte der Erosion entgegen und so nimmt die Mobilität zu den kleineren Partikeln wieder ab (KRIER, 1995). In Knielingen weicht der beobachtete Verlauf in zwei Punkten von diesem natürlichen Verlauf ab. Da die natürlichen Substrate in Knielingen (wie in Kapitel 3.1 beschrieben) im Bereich der Sande und Kiese liegen,

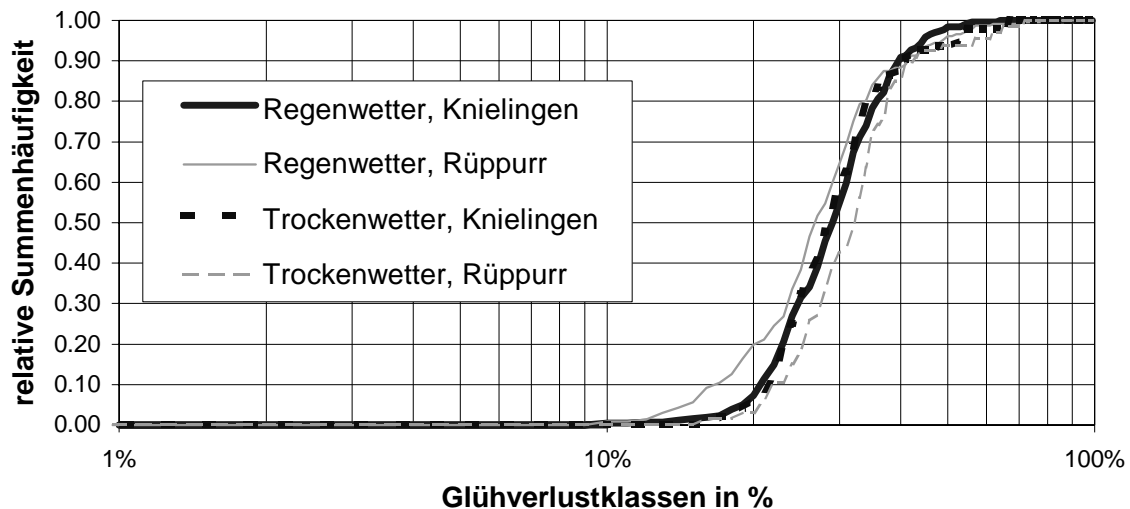


ist der absolute Anteil der Partikel in der Klasse 1000-2000  $\mu\text{m}$  sehr viel höher als noch am Anfang des Stadtgebietes. Diese unterschiedliche Sedimentzusammensetzung spiegelt sich dann auch in dem deutlich höheren Anteil der in der Schwebefraktion befindlichen Partikel der Klasse 2000-1000  $\mu\text{m}$  wider. Der hohe Anteil von über 30% in der Fraktion  $<63 \mu\text{m}$  ist durch die Regenwassereinleitungen verursacht, da ein sehr hoher Anteil aller Teilchen der Trennsystementwässerung unterhalb des Durchmessers von  $60 \mu\text{m}$  liegt (XANTHOPOULOS, 1995). Diese deutliche Zunahme der Partikel kleiner als  $63 \mu\text{m}$  führt zu den Auswirkungen auf die Gewässerökologie, wie z. Bsp. die Verstopfung des Interstitials (FUCHS, 1997).

Die analysierten Glühverluste zeigen sowohl bei einem Vergleich oberhalb und unterhalb des Stadtgebietes als auch bei Regen-/ Trockenwetter keine größeren Unterschiede. Die leicht niedrigeren Werte in Rüppurr bei Regenwetter liegen wahrscheinlich an einem Eintrag von vermehrt mineralischen Anteilen aus dem Oberlauf z. Bsp. bei Hochwassersituationen.



**Abbildung 4.2: Korngrößen-Verteilungen der transportierten Schwebstoffe in Rüppurr und Knielingen**



**Abbildung 4.3: Vergleich der Summenlinien der Glühverluste an den beiden Meßquerschnitten**

#### 4.1.1.2 Schwermetallbelastung der Schwebstoffe in Rüppurr und Knielingen

Beim Vergleich der analysierten Meßwerte für die betrachteten Schwermetalle Blei, Kupfer und Cadmium werden jeweils immer drei Gegenüberstellungen durchgeführt und dargestellt.

- Zuerst erfolgt ein Vergleich der Partikelbeladung (in mg/kg), um festzustellen, ob durch die Regenwasseremissionen höher verschmutzte Partikel eingetragen werden.
- Mit Hilfe dieser Beladungen und den schon beschriebenen AFS-Konzentrationen können dann die Schwermetallkonzentrationen (in  $\mu\text{g/l}$ ) des im Wasserkörper partikulär transportierten Anteils ermittelt und verglichen werden.
- Als letztes erfolgt die Gegenüberstellung der gelösten Schwermetallkonzentrationen. Diese konnte aber nur für Kupfer mit einer größeren Anzahl von Meßwerten aufgestellt werden, da die Werte für Blei und Cadmium bei allen Untersuchungen unterhalb der Nachweisgrenze von  $5 \mu\text{g/l}$  bei Blei sowie  $0,5 \mu\text{g/l}$  bei Cadmium lagen. Für diese Metalle wird am Ende des Kapitels die Größenordnung dieser gelösten Belastung anhand von aufkonzentrierten Stichproben in einer Gegenüberstellung dargelegt.

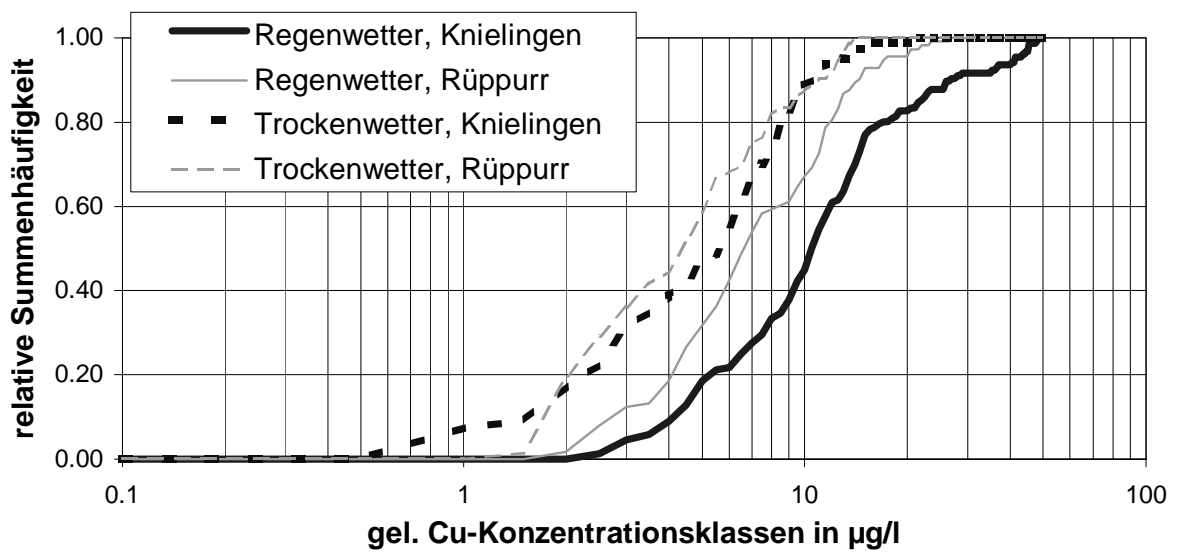
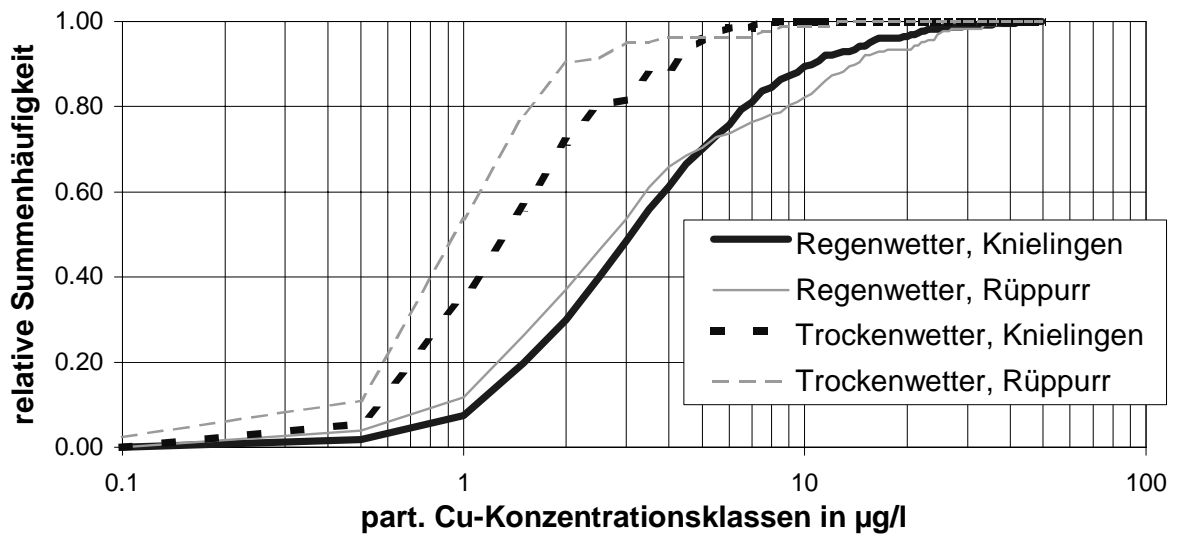
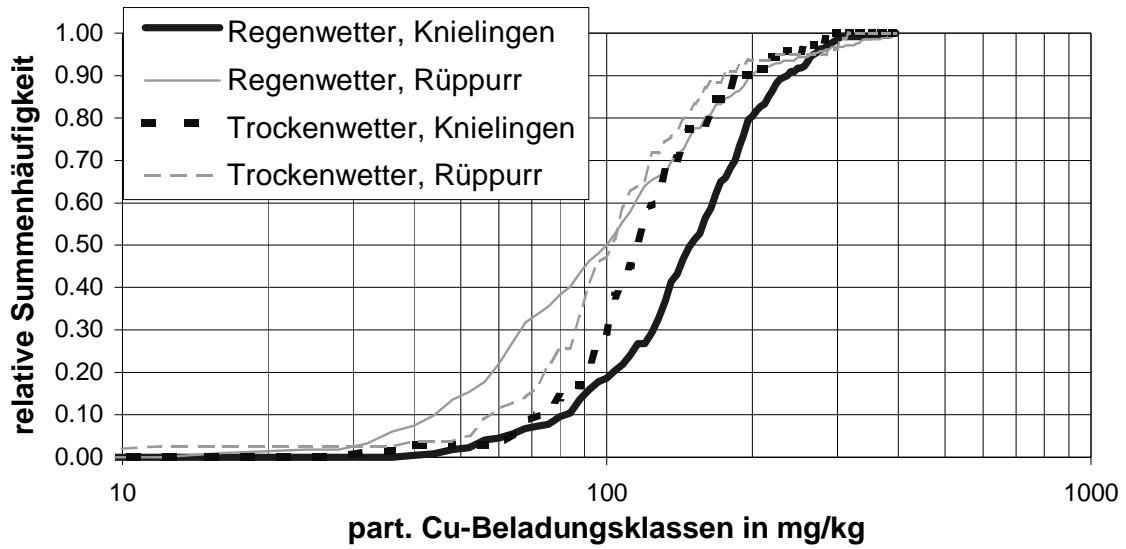


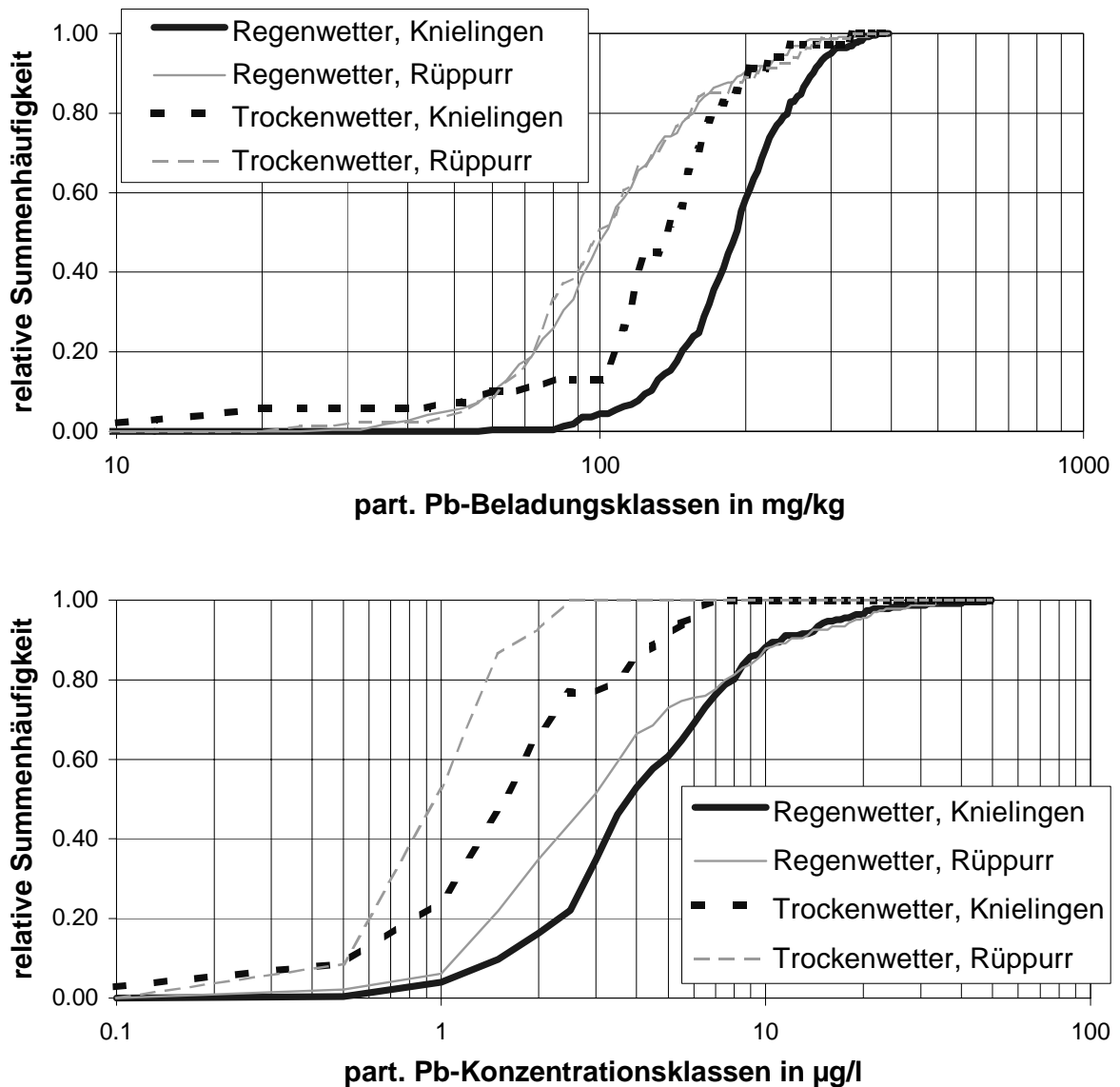
Abbildung 4.4: Vergleich der Kupfer - Summenlinien an den beiden Meßquer-schnitten

Die Kupferbeladung der Schwebstoffe weist sowohl in Rüppurr bei Trocken- und Regenwetter, als auch in Knielingen bei Trockenwetter bis auf den unteren Teil der Summenkurve (bis ca. 40% aller Werte) einen annähernd gleichen Verlauf auf. Daß die Abweichung im unteren Teil der Summenkurve unter Niederschlagsbedingungen zu geringeren Werten führt, liegt im Eintrag von unbelastetem Material aus dem Oberlauf begründet. Im Trockenwetterfall (anders bei Hochwasser) ist ein solcher Eintrag zu vernachlässigen. Dadurch stellt sich dann gleichzeitig eine höhere Schwankungsbreite der Beladungswerte ein. Die Regenwetterkurve in Knielingen zeigt ebenfalls einen größeren Bereich, in dem die ermittelten Kupferbeladungen schwanken. Sie ist insgesamt um etwa 50% - 80% zu höheren Werten verschoben, die dann aber durch die Einträge aus dem Stadtgebiet verursacht sind.

Bei den partikulären Kupferkonzentrationen ergibt sich daraus dann eine Verschiebung der Summenkurven zu höheren Werten vom Trockenwetter Rüppurr, über die Situation „Trockenwetter Knielingen“ zu den Belastungen bei Regenwetter an beiden Querschnitten. Die Ursache für diese gleichen Konzentrationen der Regenwettersituation an beiden Querschnitten ist darin zu sehen, daß die höheren Beladungen in Knielingen (s. Abbildung) durch die deutlich höherliegende AFS-Konzentration in Rüppurr, wie in Abbildung 4.1 zu sehen, kompensiert werden.

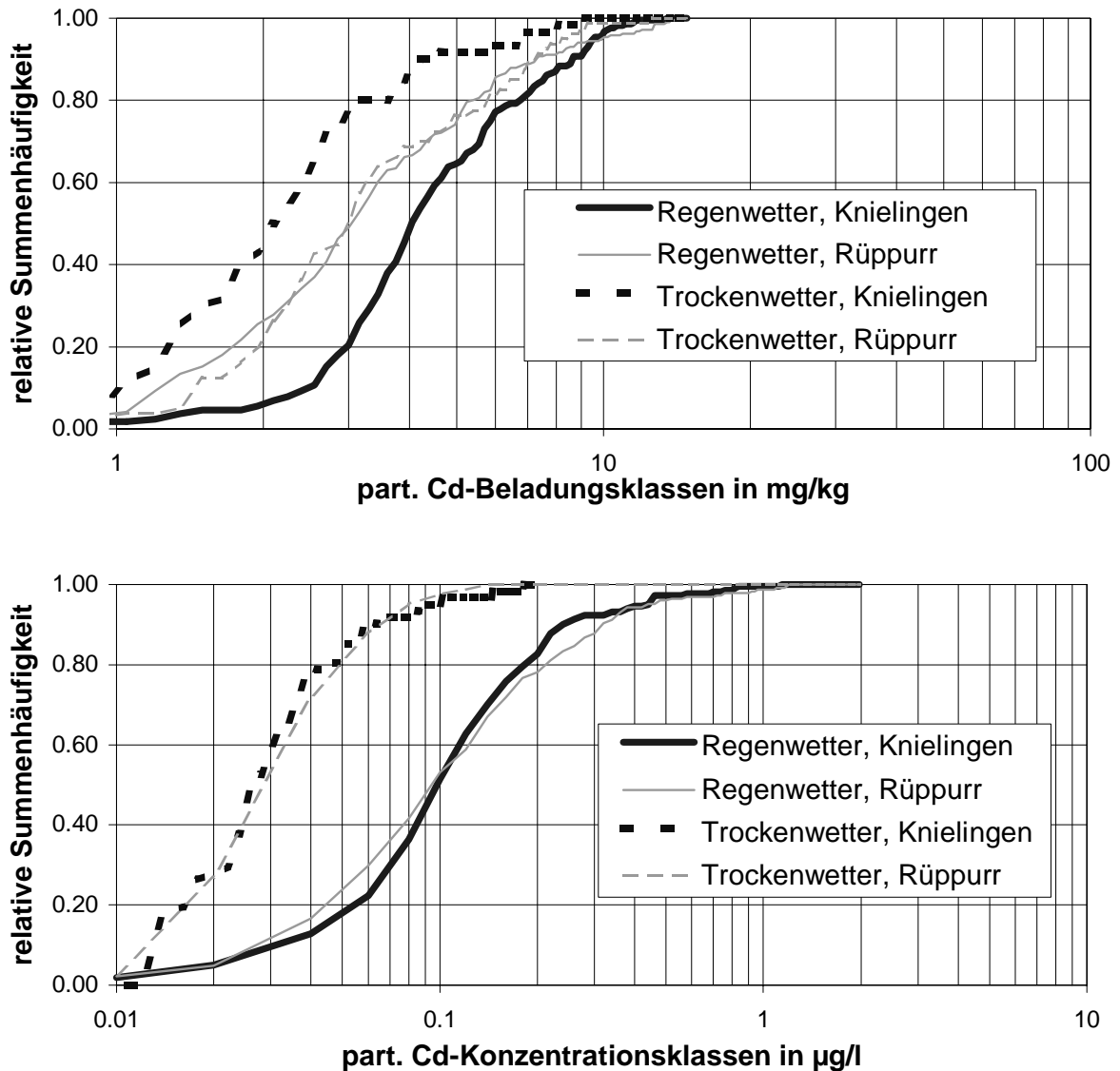
Die gelösten Kupferkonzentrationen sehen bei beiden Witterungsbedingungen jeweils sowohl vom Verlauf als auch vom Konzentrationsbereich mit einer Abweichung relativ ähnlich aus. Auch hier ist eine leichte Steigerung der Konzentrations-Mediane von der Trockenwettersituation Rüppurr über "Trockenwetter Knielingen" und "Regenwetter Rüppurr" zur Niederschlagsituation in Knielingen festzustellen. Die Minimalwerte in Knielingen bei Trockenwetter liegen allerdings nicht bei  $0,1 \mu\text{g/l}$  sondern beginnen erst bei  $0,5-1 \mu\text{g/l}$ . Dies ist wahrscheinlich durch die Einleitung des Heizkraftwerkes West verursacht, das größere Mengen Kühlwasser mit Konzentrationen zwischen  $2 - 10 \mu\text{g/l}$  an die Alb abschlägt.

Die Summenkurven für Blei (Abbildung 4.5) und Cadmium (Abbildung 4.6) weisen sehr ähnliche Merkmale und Charakteristika sowohl bei den Beladungswerten, als auch bei den Konzentrationsvergleichen auf und werden hier deshalb nicht noch einmal extra beschrieben. Zu erwähnen ist nur, daß für Blei, analog der Sedimentbelastung, die höchsten Beladungen zu verzeichnen sind. Weiterhin gilt, daß sowohl für Cadmium als auch für Blei die Zunahme der Belastung bei einer Regenwettersituation im Vergleich zur beschriebenen Situation des Kupfers nochmals höher liegt.



**Abbildung 4.5: Vergleich der Blei - Summenlinien an den beiden Meßquerschnitten**

Eine weitere Besonderheit ist für Cadmium festzustellen. Hier weist die Summenkurve "Trockenwetter Knielingen" die geringsten Beladungswerte auf. Worauf dies allerdings zurückzuführen ist, kann hier nicht aufgeklärt werden, da bei den Sedimentuntersuchungen sowohl die groben ( $>63\mu\text{m}$ ) als auch die feineren Sedimentanteile am Anfang des Stadtgebietes geringere Cadmiumbeladungen aufwiesen. Eine mögliche Ursache, die aber nicht weiter verfolgt wurde, könnte ein Eintrag aus dem Oberlauf der Alb sein. Hier berichten auch andere Untersuchungen über höhere Sedimentbeladungen (Fuchs, 1997, Wilhelmi, 1999).



**Abbildung 4.6: Vergleich der Cadmium - Summenlinien an den beiden Meßquerschnitten**

Ein angestrebter Vergleich der Schwermetallbelastung zwischen den verschiedenen Partikelklassen ergab von den Meßwerten her eine Gleichverteilung bei der Beladung. Dies steht aber im Widerspruch zu den Ergebnissen der Sedimentuntersuchungen (Schäfer, 1995). Die Ursache für diesen mißglückten Vergleich ist in den notwendigen längeren Sammelperioden zu sehen, die erforderlich sind, um eine ausreichende Analysenmenge sammeln zu können. Es kommt in der Absetzeinheit, im Gegensatz zum Gewässersediment, wegen Sauerstoffmangel im Trichter zu anaeroben Milieubedingungen, die zum Teil zu Umlagerungsprozessen und Agglomerationen führen. Diese Agglomerate waren auch durch die übliche Ultraschallbehandlung nicht aufzulösen. Wegen der oben geschilderten Probleme und den

umfangreich vorhandenen fraktionierten Sedimentanalysen und -daten (Schäfer, 1995) wurde auf eine weitere Betrachtung verzichtet.

Wie schon angesprochen, sollen zur besseren Übersichtlichkeit in der nachfolgenden Tabelle nochmals alle Medianwerte der Schwebstoffkonzentrationen und -belastungen gegenübergestellt werden. Hier sind als Anhaltswerte auch die Angaben für gelöstes Blei, Nickel und Cadmium aufgeführt. Es handelt sich hierbei um Stichproben ( $n < 10$ ), die durch eine Aufkonzentration (Eindampfen) der filtrierten Wasserproben ermittelt wurden.

**Tabelle 4.1: Mediane der Schwebstoffkonzentration und Schwebstoffbelastung aus Rüppurr und Knielingen**

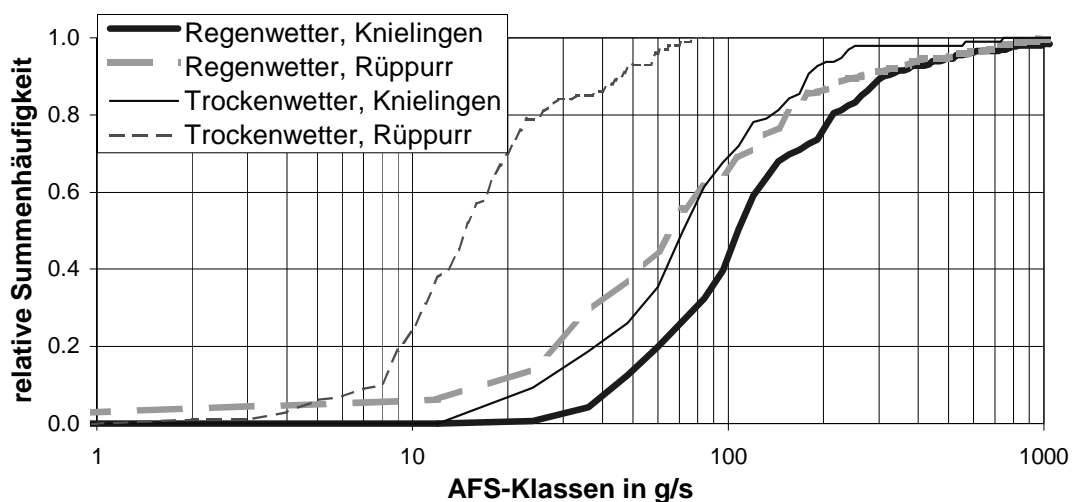
	<b>Medianwerte der erhobenen Gewässerproben</b>							
	<b>Rüppurr</b>				<b>Knielingen</b>			
	Trockenwetter		Regenwetter		Trockenwetter		Regenwetter	
	Beladung	Konz.	Beladung	Konz.	Beladung	Konz.	Beladung	Konz.
<b>CSB:</b>	-	11.5 mg/l	-	15.0 mg/l	-	13.0 mg/l	-	12.0 mg/l
<b>AFS:</b>	-	9.0 mg/l	-	24.0 mg/l	-	12.0 mg/l	-	20.0 mg/l
<b>GV:</b>	-	34%	-	27%	-	24%	-	29%
<b>gel. Cu</b>	-	4.4 µg/l	-	6.5 µg/l	-	5.6 µg/l	-	10.5 µg/l
<b>gel. Cd</b>	-	0.02 µg/l	-	0.04 µg/l	-	0.02 µg/l	-	0.04 µg/l
<b>gel. Pb</b>	-	1.0 µg/l	-	1.0 µg/l	-	1.0 µg/l	-	1.0 µg/l
<b>gel. Ni</b>	-	1.0 µg/l	-	< 5 µg/l	-	1.0 µg/l	-	< 5 µg/l
<b>part. Cu</b>	104 mg/kg	1.0 µg/l	100 mg/kg	2.8 µg/l	116 mg/kg	1.3 µg/l	150 mg/kg	3.2 µg/l
<b>part. Cd</b>	3 mg/kg	0.03 µg/l	3 mg/kg	0.10 mg/s	2 mg/kg	0.03 µg/l	4 mg/kg	0.10 mg/s
<b>part. Pb</b>	100 mg/kg	1.0 µg/l	103 mg/kg	3.0 µg/l	138 mg/kg	1.6 µg/l	193 mg/kg	4.0 µg/l
<b>part. Ni</b>	76 mg/kg	0.9 µg/l	51 mg/kg	2.2 µg/l	72 mg/kg	1.6 µg/l	69 mg/kg	2.4 µg/l

### 4.1.2 Bestimmung der Schadstofffrachten

Die bisherige Darstellung der Auswirkungen durch die urbane Nutzung auf das Gewässer beschränkte sich auf Beladungs- und Konzentrationsbetrachtungen. Die dabei dargestellten Ergebnisse belegen den Einfluß der urbanen Nutzung auf die zunehmende Schadstoffbelastung, wenn auch die Auswirkungen bei alleiniger Betrachtung der Medianwerte nicht erheblich erscheinen. Berücksichtigt man aber zusätzlich die Wassermengen, so verstärken sich diese Auswirkungen, wie aus den nachfolgend dargestellten Ergebnissen ersichtlich.

#### 4.1.2.1 Die Fracht der abfiltrierbaren Stoffe

Zur Bestimmung der Frachtverteilungen an den beiden Meßquerschnitten liegen dieselben Konzentrationswerte, wie bei der Auswertung der Schadstoffbelastung zugrunde. Daraus folgt auch hier eine Datenbasis von etwa 100 Werten bei Trockenwetter und von ca. 250 Werten bei Regen. Ebenso gilt auch, daß bei den Trockenwetterdaten auch Abflußsituationen mit fallendem Hochwasser enthalten sind und die Regenwetterdaten Proben beinhalten, die eigentlich nicht zur Situation „Regenwetter“ gehören (s. Kapitel 4.1.1 ).



**Abbildung 4.7: Vergleich der AFS-Fracht - Summenlinien an den beiden Meßquerschnitten**

Bei einem Vergleich der Schwebstofffrachtverteilungen unter Trockenwetterbedingungen ist in etwa eine Parallelverschiebung der Kurve von Rüppurr nach Knielingen auf das etwa Dreifache festzustellen. Das heißt, es wird fast die dreifache Fracht in Knielingen im Gewässer transportiert. Bei Regenwettersituation ist der Unterschied von "Anfang Stadtgebiet" zu "Ende Stadtgebiet" schon deutlich geringer.



Bei dem 90%-Wert der Summenhäufigkeit kommt es zu einer Annäherung der AFS-Frachten und bei 95% zu einer Überschneidung. Diese Verschiebung ist auch so zu erwarten, da, wie in Kapitel 4.1.1 beschrieben, die Feststoffkonzentrationen in etwa gleich groß sind und bei Trockenwetter am Ende des Stadtgebietes die zwei - dreifache Wassermenge durch den Meßquerschnitt fließt. Hieraus folgt allerdings auch, daß etwa 2/3 einer Tagesfracht am Meßquerschnitt Knielingen aus natürlichen Zuläufen und 1/3 etwa durch Remobilisierung von abgelagerten Sedimenten ausgetragen wird. Bezogen auf die gesamte Fließstrecke von ca. 14 km zwischen den beiden Meßpunkten ergibt sich daraus allerdings nur ein mittlerer Erosionsabtrag von weniger als 500  $\mu\text{m}$  / Monat. Trotz allem muß diese Differenz wieder ausgeglichen werden. Dieser Ausgleich erfolgt dann unter Regenwetter- und vor allem unter Hochwasserbedingungen, der auch an den Verläufen der Summenkurve zu erkennen ist.

Der Vergleich der AFS-Konzentrationen (s. Kapitel 4.1.1) ergab, daß die Summenkurve in Rüppurr immer höher als in Knielingen liegt. Bei einer Frachtbetrachtung kehren sich die Verhältnisse durch die deutlich höhere Wassermenge um. Hier wird bis zum 40%-Wert der Summenkurve am Ende des Stadtgebietes eine rund doppelt so hohe Fracht transportiert, wie am Beginn des Stadtgebietes. Danach erfolgt eine Annäherung der Summenlinien, bis etwa beim 90% Quantil, bezogen auf die Alb, ein- und ausgetragene Fracht im Gleichgewicht stehen. Da aber auch noch andere Zuflüsse (hier nicht zuletzt die Schmutzfracht von den befestigten Flächen) Feststoffe eintragen, kommt es in diesen Fällen zwangsweise auch zu einer Ablagerung von Feststoffen im Sediment.

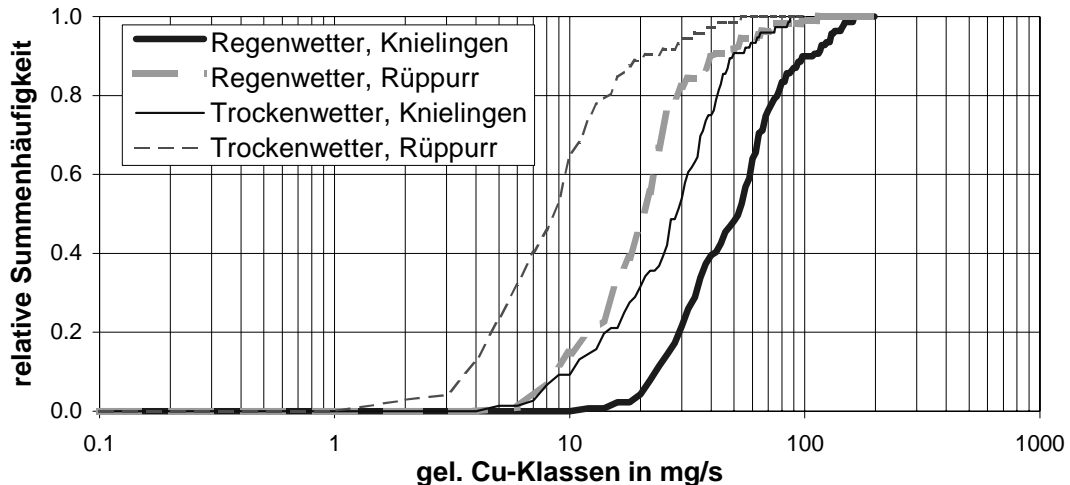
Vergleicht man jeweils die Trockenwetter- und die Regenwetter- Summenkurve der einzelnen Meßquerschnitte untereinander, so ergibt sich für Rüppurr etwa ein Anstieg auf das Fünffache und in Knielingen auf das 2,5-fache. Bei den Konzentrationen lag hier an beiden Meßstellen nur eine Zunahme um 100% vor.

Von wesentlich höherer Bedeutung sind aber nicht die Absolutfrachten der abfiltrierbaren Stoffe sondern die damit transportierten Schwermetallfrachten und der Anteil der Partikel  $>63\mu\text{m}$ . Die Auswirkung, die zu einer Verstopfung des Interstitials (FUCHS, 1997) führen kann, wurde in Kapitel 4.1.1 bereits angesprochen und kann mit diesen Daten nicht weiter vertieft werden. Der erste Punkt, die Schwermetallfrachten, wird im folgenden Kapitel dargelegt.

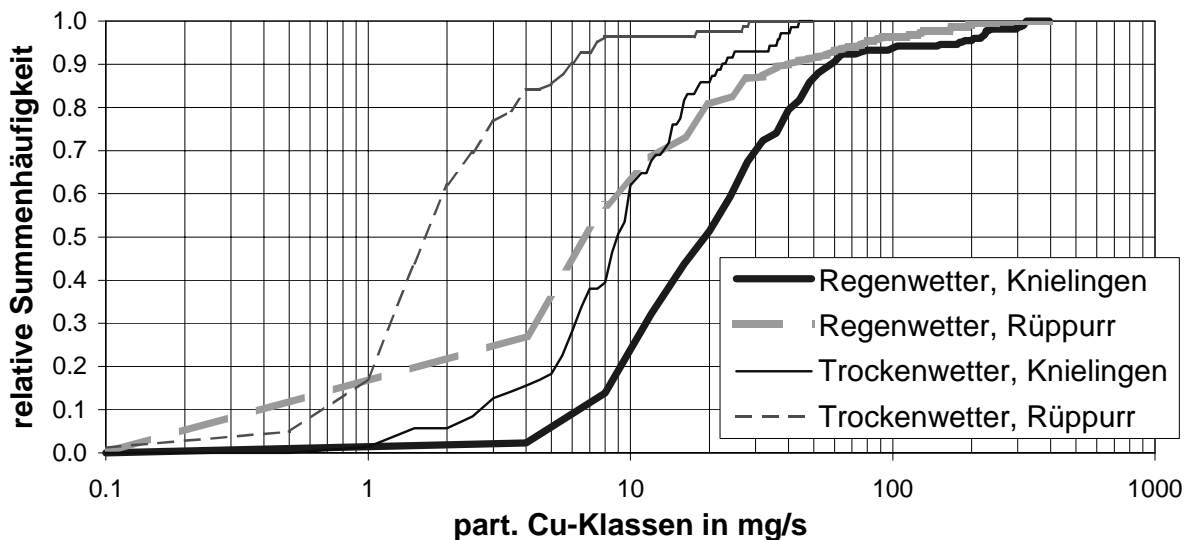
#### *4.1.2.2 Die Schwermetallfracht*

Wie bereits angesprochen, liegen die Meßwerte für die betrachteten Metalle, außer für Kupfer, in der gelösten Phase unterhalb der Nachweisgrenze. Deshalb kann auch

nur für Kupfer eine Häufigkeitsverteilung der gelöst transportierten Fracht bei einem größeren Datenkontinuum dargestellt werden. Für die anderen Metalle werden am Ende dieses Kapitels Anhaltswerte aus aufkonzentrierten Stichproben bestimmt und angegeben. Mit Ausnahme von eventuell auftretenden metallspezifischen Eigenheiten kann aber von ähnlichen Häufigkeitsverteilungen wie beim gelösten Kupfer um die angegebenen Anhaltswerte ausgegangen werden.



**Abbildung 4.8: Vergleich der gelösten Kupferfracht - Summenlinien an den beiden Meßquerschnitten**



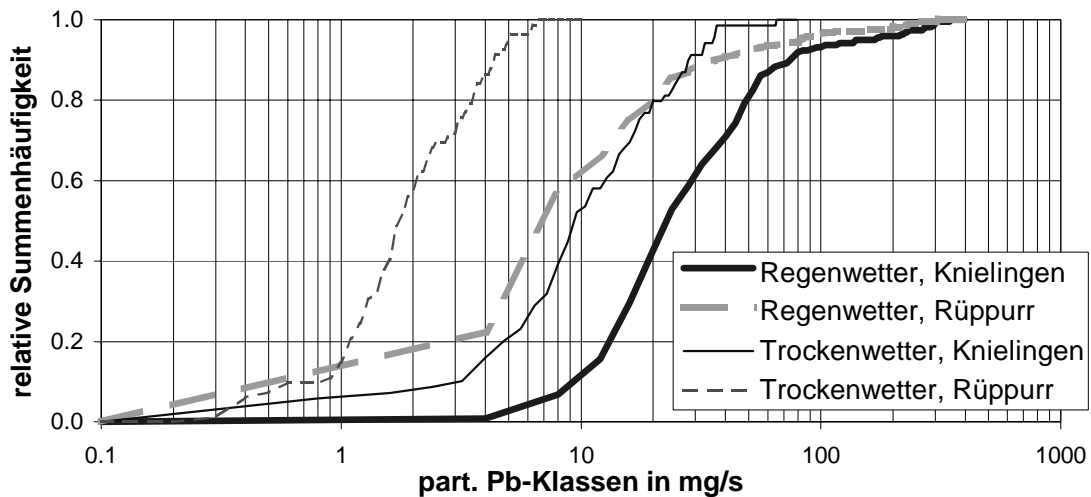
**Abbildung 4.9: Vergleich der partikulären Kupferfracht - Summenlinien an den beiden Meßquerschnitten**

Bei Trockenwetter ergibt sich im Mittel ein Verhältnis der gelösten Kupferfracht zwischen Knielingen mit einem Frachtstrom von ca. 30 mg/s und Rüppurr mit etwa 9 mg/s von etwa drei. Diese Zunahme ist mehrheitlich in der Einleitung des Heizkraftwerkes West begründet. Bei niedrigeren Abflußbedingungen steigt das Verhältnis durch den größeren Einfluß der Kühlwassereinleitung auf vier. Bei höheren Ab-

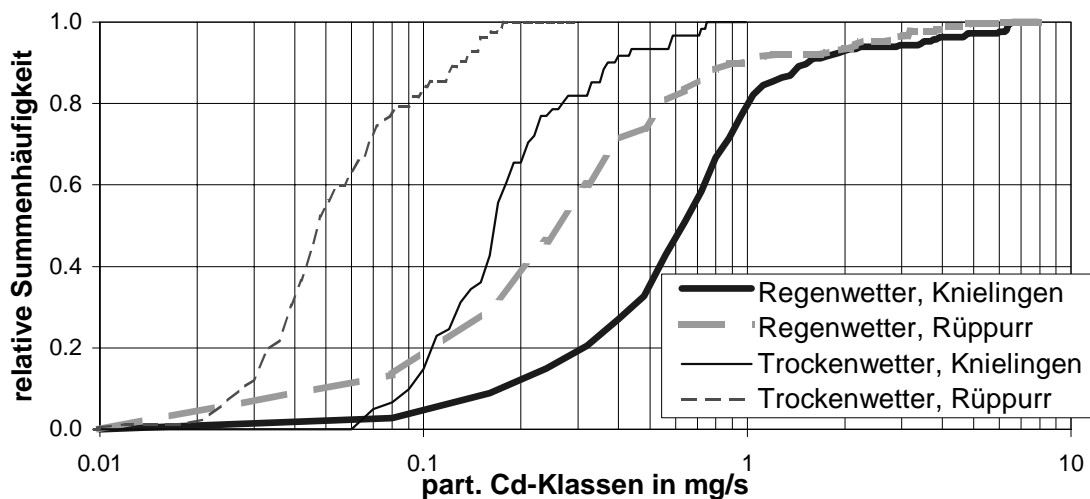
flüssen reduziert sich der Unterschied und die eingetragene Fracht ist in etwa gleich der ausgetragenen. Bei einer Regenwettersituation wird im Mittel etwa an beiden Querschnitten die doppelte Fracht an gelöstem Kupfer transportiert. So liegt der Frachtstrom an gelöstem Kupfer am Meßquerschnitt Knielingen bei rund 50 mg/s und in Rüppurr bei etwa 20 mg/s. Die Zunahme vom Anfang des Stadtgebietes bis zum Ende beträgt demnach etwa 250%. Davon trägt der Kühlwasserzufluß des Heizkraftwerkes West mit zunehmender Niederschlagsmenge immer weniger bei, im Mittel etwa zwischen 10% und 30%. Im Einzelfall kann auch hier, wie am 100% Wert ersichtlich, die eingetragene Fracht durch stärkere Niederschläge oberhalb des Stadtgebietes von Karlsruhe minimal größer sein, als die ausgetragene. Diese Senke in der Massenbilanz kann aber durchaus bei einer Fließzeit von ca. 8 h an einer Umlagerung der gelösten Schwermetalle an die partikuläre Phase, insbesondere bei höheren transportierten Feststoffraten, liegen. Insgesamt ergibt sich aber bei allen Summenkurven eine Streubreite von weniger als zwei Zehnerpotenzen.

Ganz anders verhält sich die Schwankungsbreite bei den partikulär transportierten Schwermetallfrachten. Sie liegt bei allen betrachteten Metallen (Cd, Cu, Pb) deutlich über zwei Zehnerpotenzen, teilweise sogar deutlich über drei. Das heißt, daß z. Bsp. die transportierte Kupferfracht bei einem geringen Abfluß von einem Wert des Frachtstromes von 0,3 mg Cu / s auf das 1000-fache ansteigen kann. Durch die partikuläre Bindungsform kann eine akute Beeinträchtigung der Gewässerbiozönose zwar ausgeschlossen werden, inwieweit aber eine Akkumulation in Sedimenten und insbesondere Biofilmen den Lebensraum Gewässer beeinträchtigt, ist nicht bekannt und wird zur Zeit in einigen Projekten untersucht (z. Bsp. FUCHS (FUCHS ET. AL., 1997), SCHOERER (SCHOERER, EISELE, 1997)).

Im direkten Vergleich der unterschiedlich transportierten Kupferfrachten läßt sich folgendes festhalten. Die mittleren Frachtströme in Rüppurr betragen rund 1,5 mg/s bei Trockenwetter und 7 mg/s bei Regenwetter. In Knielingen liegen die Werte bei rund 9 mg/s ohne Regeneinfluß und bei ca. 20 mg/s mit Niederschlagsabflüssen. Damit befinden sich die Trockenwetterdaten einheitlich und die Regenwetterdaten bis etwa zum 90% Wert unterhalb der gelöst transportierten Fracht. Oberhalb des 95%-wertes dominiert dann aber die partikulär transportierte Fracht beim Kupfer. Diese Verschiebung der partikulären Anteile liegt allerdings nicht an einer pH-Wertänderung im Gewässer, sondern an der dann herrschenden Dominanz der niederschlagsbedingten Einleitungen. Die Werte können auch nicht als Extremwerte vernachlässigt werden, sondern sind als Gewässerzustände mit einer Jährlichkeit zwischen 5 und 20 anzusehen.



**Abbildung 4.10: Vergleich der partikulären Bleifracht - Summenlinien an den beiden Meßquerschnitten**



**Abbildung 4.11: Vergleich der partikulären Cadmiumfracht - Summenlinien an den beiden Meßquerschnitten**

Da sich die Summenkurven der betrachteten, partikulär transportierten Schwermetalle (Cd, Cu, Pb) von den Verläufen sehr ähneln, werden sie hier nicht getrennt sondern gemeinsam beschrieben. Beim Vergleich der einzelnen Abschnitte der Trockenwetter-Summenkurven ist eindeutig der Einfluß der Feststoffe zu erkennen. Bei geringeren und mittleren Frachtströmen (kleinerer Abfluß) ist die ausgetragene Fracht deutlich größer als die eingetragene. Bei höheren Frachtströmen nähern sich die Werte vom Anfang und die Werte vom Ende des Stadtgebietes einander an, wenn auch nicht in derselben Größenordnung, wie bei den Feststoffen, da mit zunehmender Fließlänge im Stadtgebiet die Schwermetallbeladung zunimmt. Es gelten aber auch hier im wesentlichen die Aussagen bezüglich Sedimentation und Erosion für alle betrachteten Metalle. Die Frachtzunahme bei Trockenwetter ist allerdings nicht gleich. Sie liegt im Mittel bei Cadmium bei 300%, bei Kupfer bei 500% und bei Blei bei 600%.

Die Verläufe der Regenwetter-Summenkurven fallen alle, wie bereits angesprochen, durch ihre erhebliche Schwankungsbreite sowohl am Anfang als auch am Ende des Stadtgebietes auf. Es werden an beiden Meßquerschnitten sehr hohe Maximalwerte erreicht. Sie liegen am Ende des Stadtgebietes bei 400 mg/s für Blei und Kupfer und bei fast 9 mg/s für Cadmium und am Anfang des Stadtgebietes mit 300 mg/s für Blei und Kupfer und mit 6 mg/s für Cadmium nur wenig unterhalb dieser. Im Mittel liegt die transportierte Fracht auf einem knapp zehnfach höheren Niveau als bei Trockenwetter und steigt vom Anfang des Stadtgebietes bis zum Ende des Stadtgebietes jeweils um ca. 300% an.

**Tabelle 4.2: Mediane der Schwebstoff- und Schadstofffrachten in Rüppurr und Knielingen**

Medianwerte der erhobenen Gewässerproben															
	Rüppurr						Knielingen								
	Trockenwetter			Regenwetter			Trockenwetter			Regenwetter					
	Beladung	Konz.	Fracht <sup>1</sup>	Fracht <sup>2</sup>	Fracht	Beladung	Konz.	Fracht	Beladung	Konz.	Fracht <sup>3</sup>	Fracht	Beladung	Konz.	Fracht
CSB:	-	11.5 mg/l	27.4 g/s	23.5 g/s	17.0 g/s	-	15.0 mg/l	38.0 g/s	-	13.0 mg/l	89.8 g/s	85.0 g/s	-	12.0 mg/l	71.6 g/s
AFS:	-	9.0 mg/l	21.4 g/s	18.4 g/s	15.0 g/s	-	24.0 mg/l	66.0 g/s	-	12.0 mg/l	82.9 g/s	70.0 g/s	-	20.0 mg/l	106.3 g/s
GV:	-	34%	-	-	-	-	27%	-	-	24%	-	-	-	29%	-
gel. Cu	-	4.4 µg/l	10.5 mg/s	9.0 mg/s	8.5 mg/s	-	6.5 µg/l	20.0 mg/s	-	5.6 µg/l	38.7 mg/s	28.0 mg/s	-	10.5 µg/l	50.6 mg/s
gel. Cd	-	0.02 µg/l	0.05 mg/s	0.04 mg/s	n.b.	-	0.04 µg/l	0.1 mg/s	-	0.02 µg/l	0.14 mg/s	n.b.	-	0.04 µg/l	0.2 mg/s
gel. Pb	-	0.25 µg/l	0.6 mg/s	0.5 mg/s	n.b.	-	1.0 µg/l	3.1 mg/s	-	0.25 µg/l	1.7 mg/s	n.b.	-	1.0 µg/l	4.8 mg/s
gel. Ni	-	1.0 µg/l	2.4 mg/s	2.0 mg/s	n.b.	-	< 5 µg/l	n.b.	-	1.0 µg/l	6.9 mg/s	n.b.	-	< 5 µg/l	n.b.
part. Cu	104 mg/kg	1.0 µg/l	2.3 mg/s	1.9 mg/s	1.6 mg/s	100 mg/kg	2.8 µg/l	7.0 mg/s	116 mg/kg	1.3 µg/l	9.0 mg/s	9.4 mg/s	150 mg/kg	3.2 µg/l	18.3 mg/s
part. Cd	3 mg/kg	0.03 mg/s	0.07 mg/s	0.06 mg/s	0.05 mg/s	3 mg/kg	0.10 mg/s	0.25 mg/s	2 mg/kg	0.03 mg/s	0.19 mg/s	0.17 mg/s	4 mg/kg	0.10 mg/s	0.63 mg/s
part. Pb	100 mg/kg	1.0 µg/l	2.4 mg/s	2.0 mg/s	1.8 mg/s	103 mg/kg	3.0 µg/l	7.0 mg/s	138 mg/kg	1.6 µg/l	11.1 mg/s	9.6 mg/s	193 mg/kg	4.0 µg/l	22.3 mg/s
part. Ni	76 mg/kg	0.9 µg/l	2.0 mg/s	1.7 mg/s	1.5 mg/s	51 mg/kg	2.2 µg/l	5.0 mg/s	72 mg/kg	1.6 µg/l	10.7 mg/s	9.0 mg/s	69 mg/kg	2.4 µg/l	13.5 mg/s

1: berechnet mit MQ Ettlingen :  
2: berechnet mit MQ Rüppurr :  
3: berechnet mit MQ Knielingen : MQ Ettlingen : 2.38 m³/s MQ Rüppurr : 2.04 m³/s MQ Knielingen : 6.91 m³/s

Eine detailliertere Interpretation der Schadstofffrachten ist mit dieser Darstellungsform nicht weiter möglich, da insbesondere bei Regenwetter der zeitliche Bezug der Daten zum Gewässer nicht berücksichtigt werden kann. So wird z. Bsp. bei einem Ereignis eine Bleifracht am Querschnitt Rüppurr, die der Größe nach dem 60-iger-Quantil entspricht, in der Regel nicht zu einer Bleifracht mit dem 60-iger-Quantil der Summenkurve "Knielingen" führen. Um diese detailliertere Interpretation zu ermöglichen, werden im Anschluß eine Jahresbilanz und ereignisbezogene Bilanzen aufgestellt, an denen dann der Einfluß auf das Gewässer besser bestimmt und erklärt werden kann. Hier soll lediglich nochmals die Zusammenstellung aller Fracht-Medianwerte (Tabelle 4.2) inklusive der Richtwerte für gelöstes Blei, Cadmium und Nickel abgebildet werden.

## **4.2 Bestimmung und Aufbereitung weiterer Eingangsdaten für die Bilanzierung**

Nachdem in den vorangegangenen Kapiteln die niederschlagsbedingte Immissionsseite im Gewässer dargestellt wurde, erfolgt in den folgenden Kapiteln die Aufbereitung und Regionalisierung der notwendigen Eingangsgrößen zur Berechnung der Emissionsseite. Zu diesen Eingangsgrößen zählen:

- die Niederschlagscharakterisierung und -verteilung
- die Lage der Entwässerungssysteme
- die Verteilung der Oberflächennutzung
- die Stoffpotentiale
- die Einwohnerdichte.

Hauptaugenmerk liegt dabei auf der Erarbeitung der mesoskaligen Eingangsdaten sowohl im Langzeitbereich (Jahreszeitraum) als auch Kurzzeitbereich (Niederschlagsereignisse). Sind mehrere Varianten denkbar, werden diese bezüglich ihrer Eignung verglichen.

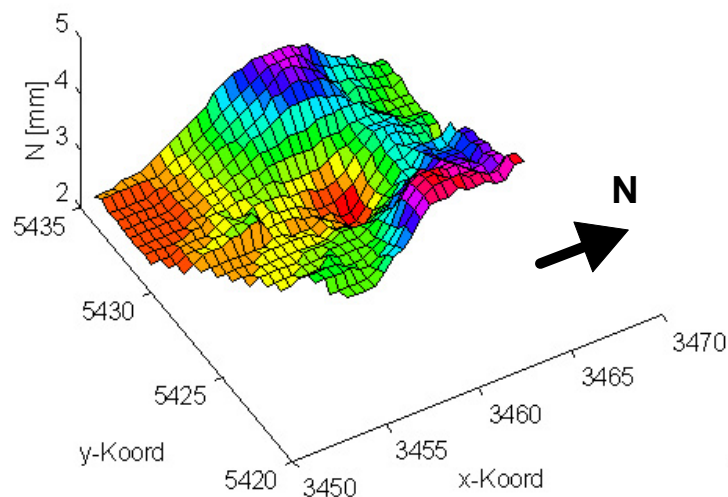
### **4.2.1 Regionalisierung der örtlichen Regendaten**

Zur Übertragung von punktuellen Regendaten auf gesamte Einzugsgebiete ist eine Vielzahl von mehr oder weniger aufwendigen Verfahren bekannt (s. a. Kap. 2.1.1). Für zwei dieser Verfahren, die auch bereits etwas detaillierter dargestellt wurden (Kap. 2.1.1.1, Kap. 2.1.1.2), erfolgt hier ein Vergleich. Als Ausgangsdaten dienen die in Kap. 3.2.3 beschriebenen sieben Regenschreiber der Stadt Karlsruhe.

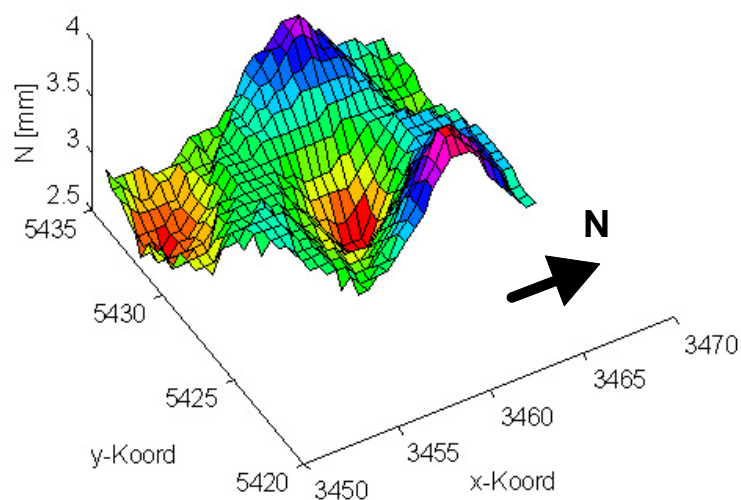
Der Vorteil der Rastermethode besteht in der direkten Berechnung der Niederschlagshöhen an den gesuchten Punkten. Es treten keine räumlichen Unstetigkeitsstellen in der Niederschlagsverteilung auf, so daß man davon ausgehen kann, daß sie die natürlichen Niederschlagsverhältnisse beschreibt. Das Verfahren kann relativ leicht programmiert werden und eignet sich damit, eine größere Anzahl an Niederschlagsdaten auszuwerten.

Nachteilig wirkt sich hier das Nichtberücksichtigen von orographischen Einflüssen aus. Das Verfahren läßt keine Interpolationen bzw. Extrapolationen zu, die größere oder gleich große Werte aufweisen als die gemessenen Werte, d. h., die Niederschlagsmaxima werden immer an den Meßstellen auftreten. Dies dürfte wohl kaum den natürlichen Gegebenheiten entsprechen. Als weiterer Nachteil ist die nicht immer zu vernachlässigende Meßnetzkonfiguration zu nennen. Durch die Anordnung des Meßnetzes im Stadtgebiet von Karlsruhe (Abbildung 3.5) geht der Regenschreiber W (s. a. Abbildung 3.5) in die Ermittlung des Punktniederschlages für alle

Punkte im westlichen, als auch im mittleren Bereich der Stadt mit ein. Sein Einfluß ist dementsprechend als sehr hoch, gegebenenfalls sogar als überbewertet anzusehen. Eine Auswertung eines Niederschlagsereignisses (04.04.1993) nach der Rastermethode für das Einzugsgebiet der Stadt Karlsruhe ist in Abbildung 4.12 zu sehen. Dazu wurde über das Untersuchungsgebiet ein Raster von  $0,5 \times 0,5$  km gelegt. Die Abbildung weist keine Unplausibilitäten auf.



**Abbildung 4.12: Niederschlagsverteilung für das Regenereignis vom 04.04.93 nach der Rastermethode (RIMEK, 1995)**



**Abbildung 4.13: Niederschlagsverteilung für das Regenereignis vom 04.04.93 mit Hilfe des Ordinary- Kriging Verfahrens (RIMEK, 1995)**

Das Ordinary- Kriging kann die spezifischen Eigenschaften (z. Bsp. Anisotropien), die in den Meßwerten vorhanden sind, mit Hilfe des Variogrammes berücksichtigen. Die Interpolationswerte können auch größere Werte annehmen, als die gemessenen. Dies entspricht insoweit den natürlichen Verhältnissen, weil man davon ausgehen kann, daß die größten Niederschlagshöhen nicht zwangsläufig an den Meßstationen auftreten. Ein weiterer Vorteil des Verfahrens liegt in der Qualität der Schätzung. Das Ordinary- Kriging Verfahren setzt sich einen mittleren Schätzfehler von 0 zum Ziel, bei einer gleichzeitig minimalen Schätzvarianz. Die Anordnung des Meßnetzes im Untersuchungsgebiet dürfte geringere Auswirkungen haben, als bei der Rastermethode, da hier nicht die realen sondern nur statistische Distanzen eingehen. Das Ordinary- Kriging ist programmierbar, so daß damit auch größere Datenmengen ausgewertet werden können.

Diesen Vorteilen stehen die nachfolgenden Nachteile gegenüber: Da es sich um ein stochastisches Verfahren handelt, sollte die Anzahl der Regenschreiber oder der verwendeten Niederschlagsmessungen möglichst hoch sein. In Karlsruhe stehen aber maximal 7 Regenschreiber in einer uneinheitlichen Verteilung (s. a. Abbildung 3.5) zur Verfügung. Eine weitere Schwierigkeit besteht in der Variogramm-anpassung, da das experimentelle Variogramm einerseits sehr empfindlich auf "Meßwertausreißer" reagiert und andererseits die vorhandene Struktur in den Daten nicht immer eindeutig erkennbar ist. Durch die geringe Anzahl an Meßstationen wird die Anpassung noch zusätzlich erschwert und eine Durchführung erscheint eventuell fraglich. Abbildung 4.13 zeigt das Ergebnis für dasselbe Ereignis vom 04.04.1993 nach dem Ordinary-Kriging Verfahren.

Bei einem optischen Vergleich der beiden Niederschlagsverteilungen ist zunächst eine ähnliche Verteilung festzustellen, die die Plausibilität und die Anwendbarkeit beider Verfahren bestätigt. An den Meßpunkten und im Bereich um die Meßpunkte kommen beide Methoden zu gleichen Ergebnissen. Deutliche Differenzen ergeben sich in den Rand- und Zwischenbereichen. Welche Interpolation bzw. Extrapolation eher der natürlichen Verteilung entspricht, läßt sich allerdings nicht sagen. Deshalb kann auch hier keine endgültige Wertung erfolgen. Das Hauptproblem für beide Verfahren stellt, trotz der hohen Dichte, die geringe absolute Anzahl von Regenschreibern dar. Inwieweit die hieraus resultierende Genauigkeit der Niederschlagsverteilungen für die geplante Gegenüberstellung der Emissionen und Immissionen ausreicht, wird sich in den Bilanzen selber zeigen.

Bleibt die Anzahl der zur Verfügung stehenden Meßstationen unberücksichtigt, oder ist sie ausreichend, läßt sich der Vergleich beider Methoden folgendermaßen zusammenfassen (Tabelle 4.3) Die Ordinary- Kriging Methode ist im Vergleich zur Rastermethode theoretisch wesentlich vielseitiger, da nicht nur die Meßnetzstruktur,



sondern auch Strukturen der Daten mit berücksichtigt werden können. Hinzu kommt, daß die Güte der Interpolation sich beim Rasterverfahren nicht überprüfen läßt. Weiterhin scheint ein stochastisches Verfahren zur Auswertung von Kurzzeitergebnissen besser angebracht, da es sich bei diesen selbst um Zufallsereignisse handelt.

**Tabelle 4.3: Vergleich der Rastermethode mit dem Ordinary- Kriging- Verfahren (RIMEK, 1993)**

Merkmale	Ordinary- Kriging	Rastermethode
Bedingungen	Homogenität der Daten	—
Einfluß des Meßnetzes	”statistische” Distanzen zwischen zu schätzendem Punkt und Meßstation fließen mit in Interpolation ein	reale Distanzen zwischen zu schätzendem Punkt und Meßstation fließen mit in Interpolation ein
Gebietseigenschaften	werden über das Variogramm berücksichtigt	—
Interpolationswerte	können größere / kleinere Werte als die gemessenen annehmen	können nur kleinere Werte als Meßwerte annehmen
Interpolation	erfolgt bei einem mittleren Schätzfehler von 0, unter gleichzeitiger Minimierung der Schätzvarianz	—
Güte der Interpolation	kann mit Hilfe der Kreuzvalidierung überprüft werden	—
Variogrammanpassung	mathematische Erfassung der Datenstruktur, häufig kompliziert	—
Verfahren	ist programmierbar	ist programmierbar
Optionen	Abwandlungen wie z. Bsp. Cokriging können eine zweite Meßgröße mitberücksichtigen	—

#### **4.2.2 Zuordnung der Entwässerungsteilsysteme**

Bei der Ermittlung der Entwässerungsteilsysteme (s. a. Abbildung 3.2) des Stadtgebietes von Karlsruhe wurde, wie in Kapitel 3.1.2 bereits erwähnt, nach zwei Gesichtspunkten untergliedert. Dies ist zum einem die Entwässerungsart, also:

- Entwässerung im Mischsystem
- Entwässerung im Trennsystem,

und zum anderen das Gewässer, welches als Vorflut dient. Hier wurde zwischen drei Teilgebieten unterschieden:

1. Einleitungen in die Alb innerhalb der beiden Gewässermeßstellen (im wesentlichen die südwestliche Stadthälfte aus Abbildung 4.14)

2. Einleitungen in die Alb außerhalb der beiden Gewässermeßstellen über den Hauptvorflutkanal der Kläranlage Karlsruhe (Schmutzwasser aller Trennsysteme, teilweise vorentlastetes Einzugsgebiet "Lameyplatz", Einzugsgebiete "Mischsysteme RÜB Neureut") s. a. Abbildung 4.14
3. Einleitungen nicht in die Alb sondern in die Pfinz und den Federbach

Bei der Gegenüberstellung der Immissionsmessungen im Gewässer und der eingetragenen Fracht finden allerdings nur die unter Punkt 1 genannten Entwässerungsflächen Berücksichtigung. Die Einzugsgebiete unter Punkt 2 sind nur bei einer Betrachtung des zentralen Regenüberlaufbeckens an der Kläranlage Karlsruhe von Interesse und werden bei dieser Austragsberechnung zugrunde gelegt. Die Berechnung der Kontrollgröße erfolgt hier allerdings nicht im Gewässer, sondern direkt über dieses Sonderbauwerk.

All diese Informationen wurden dem Kartenmaterial und den wasserrechtlichen Genehmigungen der Stadt Karlsruhe für die einzelnen Teileinzugsgebiete entnommen und mit AUTOCAD / ARCAD digitalisiert und topologisiert.



**Abbildung 4.14: Entwässerungsteilflächen im Stadtgebiet Karlsruhe**

### 4.2.3 Die Oberflächennutzungsdaten

Zur Beschreibung der Oberflächennutzung eignen sich verschiedene Verfahren (detaillierter s. Kapitel 2.1.2). Die wichtigsten sind hier noch einmal aufgeführt:

- Terrestrische Geländeaufnahme für charakteristische Flächen
- Steroskopische Auswertung von Luftbildern für charakteristische Flächen
- Digitalisierung von deutschen Grundkarten DGK5
- Maschinelle Auswertung von Fernerkundungsbilddaten
  - Bilddaten aus Überfliegungen
  - Bilddaten von Satelliten

Da von diesen Verfahren aber kein oder nur teilweise Datenmaterial vorliegt, erfolgt in den folgenden Abschnitten die Darstellung einer hier entwickelten Methode für einen mesoskaligen Modellbereich:

- Die Digitalisierung eines Flächennutzungsplanes und die weitergehende Auswertung / Regionalisierung zur Bestimmung von Versiegelungsgraden.

Um darzustellen, welche Informationen einem Flächennutzungsplan zu entnehmen sind, sollen hier kurz die Grundlagen und Eigenschaften beschrieben werden. Im Baugesetzbuch §5 wird der Inhalt des Flächennutzungsplanes wie folgendermaßen definiert: "Im Flächennutzungsplan ist für das ganze Gemeindegebiet die sich aus der beabsichtigten städtebaulichen Entwicklung ergebende Art der Bodennutzung nach den voraussehbaren Bedürfnissen der Gemeinde in den Grundzügen darzustellen". Nach §1 der Baunutzungsverordnung können die für die Bebauung vorgesehenen Flächen nach der allgemeinen Art ihrer baulichen Nutzung (Bauflächen) dargestellt werden als:

- |      |                        |                        |      |
|------|------------------------|------------------------|------|
| I.   | Wohnbauflächen         |                        |      |
|      | A.                     | Kleinsiedlungsgebiete  | (WS) |
|      | B.                     | reine Wohngebiete      | (WR) |
|      | C.                     | allgemeine Wohngebiete | (WA) |
|      | D.                     | besondere Wohngebiete  | (WB) |
| II.  | gemischte Bauflächen   |                        |      |
|      | A.                     | Dorfgebiete            | (MD) |
|      | B.                     | Mischgebiete           | (MI) |
|      | C.                     | Kerngebiete            | (MK) |
| III. | gewerbliche Bauflächen |                        |      |
|      | A.                     | Gewerbegebiete         | (GE) |
|      | B.                     | Industriegebiete       | (GI) |
| IV.  | Sonderbauflächen       |                        |      |
|      | A.                     | Sondergebiete          | (SO) |

In der Baunutzungsverordnung sind in den Paragraphen 2-11 genauere Nutzungsmöglichkeiten der einzelnen Baugebiete aufgelistet:

- **Kleinsiedlungsgebiete** dienen vorwiegend der Unterbringung von Kleinsiedlungen einschließlich Wohngebäuden mit entsprechenden Nutzgärten und landwirtschaftlichen Nebenerwerbsstellen. Ebenfalls sind in diesen Gebieten Läden, Schank- und Speisewirtschaften sowie nicht störende Handwerksbetriebe zugelassen, die der Versorgung des Gebietes dienen. Ausnahmsweise können Anlagen für kirchliche, kulturelle, soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke sowie Tankstellen und nicht störende Gewerbebetriebe zugelassen werden.
- **Reine Wohngebiete** dienen dem Wohnen. In ihnen sind Wohngebäude zulässig. Als Ausnahme können Läden und nicht störende Handwerksbetriebe, die zur Deckung des täglichen Bedarfs der Bewohner dienen, sowie kleine Betriebe des Beherbergungsgewerbes zugelassen werden. Dasselbe gilt für Anlagen, die dem sozialen Zweck dienen, sowie den Bedürfnissen der Bewohner des Gebietes dienende Anlagen für kirchliche, kulturelle, gesundheitliche und sportliche Zwecke.
- **Allgemeine Wohngebiete** dienen vorwiegend dem Wohnen. Zulässig sind Wohngebäude, die der Versorgung des Gebietes dienende Läden, Schank- und Speisewirtschaften sowie nicht störende Handwerksbetriebe und Anlagen für kirchliche, kulturelle, soziale und gesundheitliche Zwecke. Ausnahmsweise können zugelassen sein: Betriebe des Beherbergungsgewerbes, sonstige nicht störende Gewerbebetriebe, Anlagen für Verwaltung, Gartenbaubetriebe und Tankstellen.
- Gebiete zur Erhaltung und Entwicklung der Wohnnutzung (**Besondere Wohngebiete**) dienen vorwiegend dem Wohnen, sie dienen auch der Unterbringung von Gewerbebetrieben und sonstigen Anlagen. Zulässig sind: Wohngebäude, Läden, Betriebe des Beherbergungsgewerbes, Schank- und Speisewirtschaften, sonstige Gewerbebetriebe, Geschäfts- und Bürogebäude, Anlagen für kirchliche, kulturelle, soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke. Ausnahmsweise können zugelassen werden: Anlagen für zentrale Einrichtungen der Verwaltung, Vergnügungstätten, Tankstellen.
- **Dorfgebiete** dienen der Unterbringung der Wirtschaftsstellen land- und forstwirtschaftlicher Betriebe, dem Wohnen und der Unterbringung von nicht wesentlich störenden Gewerbebetrieben sowie der Versorgung der Bewohner des Gebietes dienenden Handwerksbetrieben. Zulässig sind: Land- und forstwirtschaftliche Betriebe und die dazugehörigen Wohnungen, Kleinsiedlungen, sonstige Wohngebäude, Betriebe zur Be- und Verarbeitung und Sammlung land- und forstwirtschaftlicher Erzeugnisse, Einzelhandelsbetriebe, Schank- und Speisewirtschaften sowie Betriebe des Beherbergungsgewerbes, sonstige Gewerbebetriebe,

Anlagen für örtliche Verwaltungen sowie für kirchliche, kulturelle, soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke, Gartenbaubetriebe und Tankstellen. Ausnahmsweise können Vergnügungsstätten zugelassen werden.

- **Mischgebiete** dienen dem Wohnen und der Unterbringung von Gewerbebetrieben, die das Wohnen nicht wesentlich stören. Zulässig sind: Wohngebäude, Geschäfts- und Bürogebäude, Einzelhandelsbetriebe, Schank- und Speisewirtschaften sowie Betriebe des Beherbergungsgewerbes, sonstige Gewerbebetriebe, Anlagen für Verwaltung sowie für kirchliche, kulturelle, soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke, Gartenbaubetriebe, Tankstellen, Vergnügungsstätten.
- **Kerngebiete** dienen vorwiegend der Unterbringung von Handelsbetrieben sowie der zentralen Einrichtung der Wirtschaft, der Verwaltung und der Kultur. Zulässig sind: Geschäfts-, Büro- und Verwaltungsgebäude, Einzelhandelsbetriebe, Schank- und Speisewirtschaften, Betriebe des Beherbergungsgewerbes und Vergnügungsstätten, sonstige nicht wesentlich störende Gewerbebetriebe, Anlagen für kirchliche, kulturelle, soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke, Tankstellen im Zusammenhang mit Parkhäusern und Großgaragen, Wohnungen für Aufsichts- und Bereitschaftspersonen sowie für Betriebsinhaber und Betriebsleiter, sonstige Wohnungen nach Maßgaben des Bebauungsplans.
- **Gewerbegebiete** dienen vorwiegend der Unterbringung von nicht erheblich belästigenden Gewerbebetrieben. Zulässig sind: Gewerbebetriebe aller Art, Lagerhäuser, Lagerplätze und öffentliche Betriebe, Geschäfts-, Büro- und Verwaltungsgebäude, Tankstellen, Anlagen für sportliche Zwecke. Ausnahmsweise können zugelassen werden: Wohnungen für Aufsichts- und Bereitschaftspersonal sowie für Betriebsinhaber und Betriebsleiter, Anlagen für kirchliche, kulturelle, soziale und gesundheitliche Zwecke, Vergnügungsstätten.
- **Industriegebiete** dienen ausschließlich der Unterbringung von Gewerbebetrieben, und zwar vorwiegend solcher Betriebe, die in anderen Baugebieten unzulässig sind. Zulässig sind: Gewerbebetriebe aller Art, Lagerhäuser, Lagerplätze und öffentliche Betriebe, Tankstellen. Ausnahmsweise können zugelassen werden: Wohnungen für Aufsichts- und Bereitschaftspersonen sowie für Betriebsinhaber und Betriebsleiter, Anlagen für kirchliche, kulturelle, soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke.
- **Sondergebiete**, die der Erholung dienen, kommen insbesondere in Wochenendhaus-, Ferienhaus- und Campingplatzgebieten in Betracht. In Wochenendhausgebieten sind Wochenendhäuser als Einzelhäuser zulässig. In Ferienhausgebieten sind Ferienhäuser, in Campingplatzgebieten sind Campingplätze und Zeltplätze zulässig.

- Sonstige **Sondergebiete** sind Gebiete für den Fremdenverkehr, wie Kurgelände und Gebiete für die Fremdenbeherbergung, Ladengebiete, Gebiete für Einkaufszentren und großflächige Handelsbetriebe, Gebiete für Messen, Ausstellungen und Kongresse, Hochschulgebiete, Klinikgebiete, Hafengebiete, Gebiete für Anlagen, die der Erforschung, Entwicklung oder Nutzung erneuerbarer Energien, wie Wind- und Sonnenenergie, dienen.

Mit Hilfe dieser Definitionen wird eine Farbkopie eines Flächennutzungsplans des Nachbarschaftsverbandes Karlsruhe (dritte geänderte Fassung von 1990) digitalisiert und charakterisiert (benutzte Software: AUTOCAD / ARCAD). Da nur die Kopie zur Verfügung stand, muß zum Teil, insbesondere bei Verschneidungen mit Detailflächen, mit deutlichen Abweichungen gerechnet werden. Die digitalisierte Fläche umfaßt das gesamte Stadtgebiet von Karlsruhe und die Vororte Neureut, Eggenstein, Waldstadt, Hagsfeld, Büchig, Blankenloch, Teile von Weingarten, Durlach, Grötzingen, Rüppurr, Teile von Ettlingen, Forchheim, Neuforchheim und Rheinstetten. Im Flächennutzungsplan schon eingezeichnete, geplante Nutzungsflächen bekommen die zur Zeit aktuelle Nutzung zugewiesen. Daraus ergeben sich die in Tabelle 4.4, Spalte 2 bestimmten Flächen.

Für die drei summarischen Nutzungskategorien Gemeinbedarf, Sonderflächen und Ver- & Entsorgung erfolgt im nächsten Schritt eine detailliertere Betrachtung. Diese Flächen werden zur Vereinfachung den anderen Nutzungskategorien (WR, WS, WA, WB, MI, MD, MK, GE, GI, Straße, Wald, Landwirtschaft, Grünfläche, DB, Gartenhausgebiet, Flugplatz) zugeordnet, um ihnen später leichter ein Schadstoffpotential zuordnen zu können. Diese Flächen liegen aber weiterhin als Einzelflächen vor und können bei Bedarf in eine eigene Nutzungsklasse umgewandelt werden. Nach dieser Weiterbearbeitung des Plans ergeben sich dann die in Tabelle 4.4, Spalte 3 bestimmten Flächen und die in Abbildung 4.15 abgebildete Verteilung.

Um aus diesen so bestimmten Bruttoflächen, die versiegelten Nettoflächen bestimmen zu können, müssen die Gesamtflächen der verschiedenen Baugebiete (WS, WR, WA, WB, MD, MI, MK, GE, GI, DB, Gartenhausgebiet und Flugplatz) erst noch in ihre Anteile an versiegelten Verkehrsflächen (Nebenstraßen, "Hofflächen"), Gebäuden und anderen teildurchlässigen Hofflächen sowie Grünflächen aufgeteilt werden. Hierzu bieten sich die von BERLEKAMP und PRANZAS (BERLEKAMP, PRANZAS, 1992) ermittelten nutzungsspezifischen Befestigungsgrade und die daraus ermittelbaren Versiegelungsgrade aus Hamburg an (s. a. Kap. 2.1.2).



Abbildung 4.15: Der aufbereitete Flächennutzungsplan (nach MUTH, 1996)

**Tabelle 4.4: Gesamtflächen der einzelnen Nutzungskategorien (MUTH, 1996)**

Nutzungskategorie	Fläche [ha] (Rohfassung)	Fläche [ha] (überarb. Fassung)
WS	29,42	29,42
WR	1158,29	1325,57
WA	1213,14	1663,49
WB	119,75	129,02
MD	1,76	1,76
MI	406,67	510,78
MK	78,63	93,03
GE	475,48	576,39
GI	1083,2	1117,63
Sonderflächen	1078,06	
Gemeinbedarf	268,58	
Ver- & Entsorgung	207,05	
Grünflächen	1998,06	2426,81
Gewässer	601,23	601,23
Landwirtschaft	3989,78	3990,27
Wald	4431,82	4431,82
Hauptstraße	738,41	747,21
Deutsche Bahn AG (DB)	343,63	343,63
Gartenhausgebiet		164,95
Flugplatz		69,95
Summe	18222,9	18222,9

Eine Zuordnung der hier verwendeten Nutzungskategorien des Flächennutzungsplans zu den Nutzungstypen von BERLEKAMP und PRANZAS kann folgendermaßen erfolgen. Da der Flächenanteil der Klassen WS, WB, MD in Karlsruhe äußerst gering ist, werden diese folgendermaßen den Klassen ähnlichen Charakters zugeordnet:

WS := WR

WB := WA

MD := MI

Weiterhin werden folgende Übertragungen festgelegt:

- Die Nutzungskategorien GI, GE und DB können eindeutig zugewiesen werden, da es bei BERLEKAMP und PRANZAS die Nutzungstypen "Industrie- und Gewerbeflächen - Industrie", "Industrie- und Gewerbeflächen - Sonstiges Gewerbe" und



"Bahngelände/ Schienenverkehrsflächen" gibt, die genau auf die vorgegebenen Kategorien passen.

- Für die Kerngebiete (MK) werden die beiden von BERLEKAMP und PRANZAS definierten Typen "Gemischte Nutzung städtischer Prägung" ausgewählt. Die Versiegelungsgrade werden als Mittelwert der jeweiligen Gebiete berechnet.
- Aufgrund ihres annähernd gleichen Gebäudeanteils, der kleiner als der des Kerngebiets ist, werden zum Mischgebiet (MI) die drei Typen "Wohnen in geschlossener, hoher Bebauung" sowie der Typ "Wohnen in Hochhausbebauung" zusammengefaßt und gemittelt.
- Die Kategorie reines Wohngebiet (WR) wird dem Typ "Wohnen in offener, niedriger Bebauung / Einzelhausbebauung" zugeordnet.
- Die allgemeinen Wohngebiete (WA) erhalten die Zuordnung "Wohnen in offener, hoher Bebauung / Zeilenbebauung".

Die daraus für Karlsruhe resultierenden Versiegelungen mit der Unterteilung Gebäude, undurchlässige Freifläche und (teil-)durchlässig, befestigte Freifläche (Def. s. Tabelle 2.1) sind in Tabelle 4.5 dargestellt. Dabei wurden die Anteile für Gebäude komplett der Dachfläche, die befestigten, undurchlässigen Freiflächen den Nebenstraßen in Karlsruhe gleichgesetzt.

**Tabelle 4.5: Versiegelungsgrade (Berlekamp, Pranzas) modifiziert für Karlsruhe**

Berlekamp u. Pranzas [1992]				Übertragung auf Karlsruhe			
Nutzung	Gebäude	Freifläche undurchlässig	Freifläche teildurchlässig	Nutzung	Dach	Straße	Hof
<b>Wohn 1</b>	16 %	10 %	20 %	<b>WR</b>	16 %	10 %	8 %
<b>Wohn 2</b>	23 %	13 %	20 %	<b>WA</b>	23 %	13 %	8 %
<b>Misch 1</b>	31 %	14 %	23 %	<b>MI</b>	31 %	14 %	9 %
<b>Kern1</b>	41 %	23 %	24 %	<b>MK</b>	41 %	23 %	10 %
<b>Gewerbe</b>	35 %	26 %	26 %	<b>GE</b>	35 %	26 %	11 %
<b>Industrie</b>	34 %	32 %	20 %	<b>GI</b>	34 %	32 %	8 %
<b>Bahn</b>	4 %	12 %	52 %	<b>DB</b>	4 %	12 %	0 %
-	-	-	-	<b>Straße</b>	0 %	95 %	0 %

Ein Vergleich (Tabelle 4.6) zunächst ohne die Berücksichtigung der (teil-)durchlässigen befestigten Freiflächen mit Fernerkundungsdaten aus Testgebieten von

Karlsruhe liefert für die Kategorien Dachflächen und Schienen akzeptable Übereinstimmungen. Für die Kategorien Straßen und Freiflächen (Grünfläche + Wald) sind allerdings noch deutliche Differenzen festzustellen. Dies ist ein Problem der Abstufung und Klassenzuordnung von (teil-)durchlässigen und unversiegelten Flächen. Bei der Auswertung der Fernerkundungsbilddaten werden beispielsweise Hofflächen auch als Nebenstraßen erfaßt, wohingegen bei der Übertragung und Auswertung der Flächennutzungskarten Hofflächen im wesentlichen als (teil-)durchlässige Freiflächen ausgewiesen werden und hier zunächst bewußt nicht berücksichtigt wurden. Eine Verbesserung der Schätzwerte kann demnach durch zusätzliche Untersuchungen wie z. Bsp. Ortsbegehungen oder Eichungen anhand von Ergebnissen aus Teilbefliegungen erzielt werden.

**Tabelle 4.6: Nutzungsspezifische Versiegelungsgrade aus Überfliegungsdaten**

WA		WR		MI		Gewerbegebiet	
Dach	Straße	Dach	Straße	Dach	Straße	Dach	Straße
Grünwettersbach							
33%	13%	18%	30%	43%	20%	39%	40%
27%	26%	12%	22%	55%	21%	7%	70%
Grünwinkel							
23%	21%	14%	25%	-	-	51%	42%
20%	27%	15%	27%	-	-	54%	41%

Bei Berücksichtigung der in Tabelle 4.5, Spalte 8 angegebenen reduzierten Werte für die (teil-)durchlässig, versiegelten Flächen ergibt sich dann bei einem erneuten Vergleich für alle Kategorien eine gute Übereinstimmung, die dann auch auf das Gesamtgebiet von Karlsruhe angewendet wird.

#### 4.2.4 Einwohnerdaten

Als letzte Eingangsgröße für die Bilanzierung dient die Einwohnerdichte, damit der Schmutzwasseranteil bei Mischwasserentlastungen abgeschätzt werden kann. Dazu wurden anhand einer Karte der Stadt Karlsruhe (STADT KARLSRUHE, 1998) die verschiedenen Stadtteile und Bezirke mit AUTOCAD / ARCAD digitalisiert und topologisiert. Diesen Flächen wurde dann die entsprechende Einwohnerzahl zugeordnet und mit der topologisierten Fläche die mittlere Einwohnerdichte für die jeweiligen Teilflächen bestimmt (Abbildung 4.16). Mit Hilfe von einwohnerspezifischen Frachten lassen sich dann auch die Schmutzwassertagesfrachten den einzelnen Einzugs-

gebieten zuordnen. Auf dabei zu beachtende Randbedingungen wird im nachfolgenden Kapitel eingegangen.



**Abbildung 4.16: Einwohnerverteilung der Stadt Karlsruhe**

#### **4.2.5 Festlegung der Jahreseintragsfrachten**

Nachdem alle Eingangsdaten regionalisiert vorliegen, erfolgt als letzter Schritt für die Emissionsberechnung die Festlegung der Eintragsfrachten aus Schmutzwasser (kommunal und industriell) und dem Niederschlagsabfluß. Dazu soll möglichst auf die in der Literatur beschriebenen Angaben zurückgegriffen werden. Sie wurden bereits in Kap. 2.2.1 bis Kap. 2.2.7 beschrieben und zum Teil diskutiert. Verwendet werden für die Fracht aus kommunalem Schmutzwasser die in Tabelle 4.7 (Spalte 2) angegebenen Werte.

Entsprechende Werte für Industrieleitungen liegen nicht vor, bzw. können auch wegen ihrer Heterogenität in Abhängigkeit von der Industriesparte und der Wasserkreislaufführung in den verschiedenen Betrieben nicht angegeben werden. Es bleibt von daher nur die Möglichkeit, die Frachten aus dem industriellen Anteil mit Hilfe der Angaben der angeschlossenen Einwohnergleichwerte und den kommunalen Tagesfrachten (Tabelle 4.7, Spalte 2) abzuschätzen. In erster Näherung wird hier davon ausgegangen, daß durch die Größe des gesamten Einzugsgebietes ein Ausgleich zwischen den verschiedenen Industriesparten vorhanden ist. Es ergeben sich dann mit drei Ausnahmen dieselben "einwohnergleichwertspezifischen" Frachten wie im rein kommunalen Schmutzwasser (Tabelle 4.7, Spalte 3). Ausnahmen bilden der Parameter Stickstoff mit einer Reduzierung auf 60%, der Parameter CSB mit einer

leichten Anhebung auf 110% und die organischen Halogenverbindungen (AOX) mit einer Erhöhung auf 150% der kommunalen Schmutzwasserfracht. Eine bessere Abschätzung der industriellen Anteile wäre gegebenenfalls durch die Einbeziehung eines Industrie / Risiko- Katasters denkbar.

**Tabelle 4.7: Frachtannahmen für den häuslichen und industriellen Anteil**

	<b>kommunale Tagesfracht</b>	<b>industrieller Anteil Erhöhung / Reduzierung auf</b>
AFS	70 g TS / (E d)	100%
CSB	120 g / (E d)	110%
N <sub>ges</sub>	11 g / (E d)	60%
P <sub>ges</sub>	1.6 g / (E d)	100%
Cu	16 mg / (E d)	100%
Pb	5.5 mg / (E d)	100%
PAK	1 mg / (E d)	100%
AOX	17 mg / (E d)	150%

Da die nutzungsspezifischen Frachtangaben von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1996) weitestgehend plausibel erscheinen, sehr weitgefächert bezüglich der verschiedenen Flächennutzung aufgeschlüsselt sind (s. a. Kap. 2.2) und auch zu den Angaben der jährlichen Deposition in Einklang stehen, sollen diese Angaben (Tabelle 4.8) für die Parameter AFS und Blei komplett sowie für Kupfer weitestgehend übernommen werden. Die spezifischen Kupferfrachten werden für die Nutzung Straße und Hof wegen der höheren atmosphärischen Depositionsangaben (s. a. Kap. 2.2.3) leicht nach oben angepaßt. Die Werte für den Parameter CSB werden wegen der bereits beschriebenen Diskrepanz der Glühverluste bzw. des DOC/CSB- Verhältnisses (s. a. Kap. 2.2.4) aufbauend auf den Darstellungen von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1996) mit erhöhten Werten angesetzt.

Sollten sich bei der Gegenüberstellung der Emissionsfrachten aus dem Stadtgebiet und den Immissionsfrachten im Gewässer **erhebliche** Unterschiede aufzeigen, ist gegebenenfalls eine Korrektur dieser nutzungsspezifischen Abtragspotentiale erforderlich. Es ist aber auch zu beachten, daß die Immissionsituation in einem Gewässer durch verschiedenste Einflüsse deutlich schwanken kann.

**Tabelle 4.8: Jährliche Abtragsfrachten für Oberflächen verschiedener Nutzungen innerhalb von Stadtgebieten (in Anlehnung an XANTHOPOULOS, 1996)**

Flächennutzung	AFS in kg/(ha <sub>red</sub> a)	CSB in kg/(ha <sub>red</sub> a)	Blei in g/(ha <sub>red</sub> a)	Kupfer in g/(ha <sub>red</sub> a)
<b>Dachflächen</b>				
Inerte Dachflächen in Wohn- und vergleichbaren Gewerbegebieten	130 *	100 #	50 *	200 *
Dachflächen in Gewerbe- und Industriegebieten	150 *	120 #	100 *	600 *
<b>Verkehrsflächen</b>				
Straßen DTV < 2 000 KFZ	1 000 *	350 #	150 *	300 #
Straßen DTV 2 000 - 15 000 KFZ	1 350 *	350 #	200 *	350 #
Straßen DTV 15 000 - 40 000 KFZ	850 *	350 #	400 *	500 #
Straßen DTV > 40 000 KFZ	630 *	350 #	550 *	400 #
Parkierungsflächen	wie Straßenflächen mit der entsprechenden Verkehrsbelastung			
<b>Sonstige Flächen</b>				
Rad- und Gehwege, Hofflächen in Wohngebieten	600 *	160 #	100 *	300 *
Hofflächen und Straßen in Gewerbe-, Industriegebieten	700 *	200 #	200 *	450 *
*: (Xanthopoulos, 1996)		#:modifiziert (s.a. Text)		

Für die anderen Parameter liegt allerdings keine solch breite nutzungsspezifische Datenbasis vor. Hier bleibt nur die Möglichkeit, anhand der vorliegenden Literaturwerte und Korrelationsbeziehungen und / oder qualitativen Untersuchungs-

erkenntnissen eine mehr oder weniger genau zutreffende Abschätzung vorzunehmen.

**Tabelle 4.9: Aus Korrelationen berechnete, jährliche Abtragsfrachten für Oberflächen verschiedener Nutzungen innerhalb von Stadtgebieten**

Flächennutzung	Phosphor in kg/(ha <sub>red</sub> a)	Stickstoff in kg/(ha <sub>red</sub> a)	AOX in mg/(ha <sub>red</sub> a)	PAK in mg/(ha <sub>red</sub> a)
<b>Dachflächen</b>				
Inerte Dachflächen in Wohn- und vergleichbaren Gewerbegebieten	1.5	10	60	4
Dachflächen in Gewerbe- und Industriegebieten	2	20	120	5
<b>Verkehrsflächen</b>				
Straßen DTV < 2 000 KFZ	4	20	120	6
Straßen DTV 2 000 - 15 000 KFZ	3			8.5
Straßen DTV 15 000 - 40 000 KFZ				15
Straßen DTV > 40 000 KFZ				21
Parkierungsflächen	wie Straßenflächen mit der entsprechenden Verkehrsbelastung			
<b>Sonstige Flächen</b>				
Rad- und Gehwege, Hofflächen in Wohngebieten	4	20	60	5
Hofflächen und Straßen in Gewerbe-, Industriegebieten	4	20	150	10

Für die Stoffgruppe der PAK, die mehrheitlich bei Verbrennungsprozessen entstehen, bietet sich wegen ihres fast ausschließlichen Transportes über die partikuläre Phase eine Korrelation zu den AFS an. Auch hier ist, wie bei den Schwermetallen, wegen der deutlich höheren Beladung der kleinen Partikel (HARITOPOULOU,

1996, GOUSGOUNIS, 1991) mit einer besseren Korrelation zu den abfiltrierbaren Stoffen kleiner 60  $\mu\text{m}$  ( $\text{AFS}_{60}$ ) zu rechnen. Da aber für die  $\text{AFS}_{60}$  keine nutzungsspezifischen Angaben vorliegen, wird eine Korrelationsbeziehung zum Schwermetall Blei angesetzt, auch wenn die Emissionsquellen nur zum Teil identisch sind. Aus diesem Grund (zusätzliche Quelle Hausbrand) wird die Abtragsfracht von Dachflächen etwas heraufgesetzt als es sich durch die Korrelationsbeziehung ergeben würde. Die daraus resultierenden Werte sind in Tabelle 4.9, Spalte 5 dargestellt. Sie können allerdings nur als grobe Richtwerte angesehen werden, da eine Absicherung durch detailliertes, homogeneres Datenmaterial nicht vorliegt.

Die gelösten Stickstoffverbindungen und der Parameter AOX zeichnen sich durch eine gute Korrelationsbeziehung untereinander und zum gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) oder der Leitfähigkeit aus (FÖRSTER 1993). Sie fallen weiterhin durch einen, für gelöst transportierte Stoffe typischen, First-Flush-Effekt auf (z. Bsp. FÖRSTER, 1993). Da aber ebenfalls keine detaillierteren Daten bezüglich des Parameters DOC vorliegen, bleibt nur die Anpassung mittels des Parameters CSB. Auch für den Phosphor, insbesondere wenn nicht nur die gelösten Orthophosphate betrachtet werden, bietet sich der chemische Sauerstoffbedarf als Korrelationspartner an. Die sich daraus ergebenden Abtragsfrachten sind ebenfalls in Tabelle 4.9 aufgelistet.

#### ***4.2.6 Charakterisierung der beprobten Einzelereignisse und Festlegung der Konzentrationen bzw. Eintragsfrachten***

Von insgesamt 20 Einzelereignissen konnten für die nachfolgend aufgelisteten 10 Niederschläge Bilanzen erstellt werden, da nur für diese vollständige Immissionswerte an beiden Kontrollquerschnitten in der Alb vorliegen. Um auf der anderen Seite die Emissionen in Abhängigkeit des jeweiligen Niederschlagsereignisses aus Misch- und Trennsystemen bestimmen zu können, müssen die einzelnen Niederschläge charakterisiert werden. Dazu bietet sich die Einteilung in Modellregenklassen nach XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1990) an. Hierbei werden auf Basis einer 30-jährigen Regenreihe die Niederschläge in Abhängigkeit von der Regenhöhe in acht Hauptklassen und je nach Intensitätsverteilung in sieben Unterklassen aufgeteilt und ihre Jahreshäufigkeit ausgewertet. Für eine detailliertere Beschreibung sei hier auf die bereits angeführte Literaturstelle für die allgemeine Vorgehensweise und eine Sommerniederschlagsreihe sowie KÜLSEN (KÜLSEN, 1994) für eine Ganzjahresregenreihe verwiesen. Eine Berücksichtigung der Trockendauer, wie sie eigentlich erforderlich ist und von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1995) über eine multiple Regression auch nachgewiesen wurde, findet bei der Einteilung in Modellregenklassen nicht statt. Dementsprechend ist bei einer Anwendung dieser

Einteilung zur Emissionsberechnung von Einzelereignissen mit einem höherem Fehlerintervall zu rechnen.

**Tabelle 4.10: Charakterisierung der bilanzierten Ereignisse**

<b>bilanzierte Ereignisse</b>				
<b>R4</b>	<b>R6</b>	<b>R8</b>	<b>R12</b>	<b>R13</b>
<b>Regenhöhe</b>				
34 mm	6,3 mm	25,7 mm	4,1 mm	16,7 mm
<b>Maximum der Intensität</b>				
Mitte	Blockregen	Anfang	2 Maxima	Blockregen
<b>Modellregenklasse</b>				
M1-3	M6-7	M2-1	M7-6	M3-7
<b>bilanzierte Ereignisse</b>				
<b>R14</b>	<b>R15</b>	<b>R16</b>	<b>R17</b>	<b>R20</b>
<b>Regenhöhe</b>				
6 mm	6 mm	7,5 mm	2 mm	2,5 mm
<b>Maximum der Intensität</b>				
2 Maxima	Anfang	Ende	Blockregen	Mitte
<b>Modellregenklasse</b>				
M6-6	M6-1	M6-5	M7-7	M7-3

Zusätzlich liegen aus den Messungen für die Waldstadt (Karlsruhe) (XANTHOPOULOS, 1993, XANTHOPOULOS, 1995,) Ereignisfrachten und mittlere Ereigniskonzentrationen (MEK) für diese Modellregenklassen vor. Mit dieser Datenbasis ergeben sich zwei Ansatzmöglichkeiten für die Berechnung der Emissionen aus Trennsystemen:

- Die Anwendung der jeweiligen MEK-Werte aus den Modellregenklassen auf den aktuellen Effektivniederschlag der regionalisierten Niederschlagshöhen. *Z. Bsp. errechnet sich die von einer Straße emittierte AFS- Fracht bei einem Niederschlag der Klasse M1-3 mit einem MEK- Wert von 488 mg/l und der von der Fläche abgeflossenen Niederschlagsmenge.*



- Die direkte Übertragung der jeweiligen Ereignisfracht aus den Modellregenklassen auf das aktuelle Ereignis. Für z. Bsp. jeden Regen der Modellklasse M1-3 ergibt sich eine AFS- Emission von Straßenflächen von 126 kg/ha, für andere Klassen entsprechend andere festgelegte Emissionsfrachten

**Tabelle 4.11: Mittlere Ereigniskonzentrationen (MEK) für die bilanzierten Niederschläge**

Modell- regen- klasse	MEK - Dach			
	AFS	CSB	Pb	Cu
1_3	49mg/l	25mg/l	17µg/l	87µg/l
2_1	61mg/l	59mg/l	23µg/l	102µg/l
3_7	41mg/l	22mg/l	15µg/l	65µg/l
6_1	65mg/l	128mg/l	27µg/l	119µg/l
6_5	52mg/l	30mg/l	24µg/l	119µg/l
6_6	69mg/l	75mg/l	30µg/l	142µg/l
6_7	65mg/l	71mg/l	28µg/l	134µg/l
7_3	76mg/l	52mg/l	22µg/l	121µg/l
7_6	60mg/l	46mg/l	23µg/l	100µg/l
7_7	58mg/l	58mg/l	24µg/l	121µg/l
Modell- regen- klasse	MEK - Hof			
	AFS	CSB	Pb	Cu
1_3	215mg/l	37mg/l	35µg/l	122µg/l
2_1	270mg/l	88mg/l	46µg/l	143µg/l
3_7	178mg/l	33mg/l	29µg/l	92µg/l
6_1	285mg/l	192mg/l	54µg/l	167µg/l
6_5	227mg/l	45mg/l	47µg/l	167µg/l
6_6	304mg/l	113mg/l	60µg/l	200µg/l
6_7	286mg/l	106mg/l	57µg/l	188µg/l
7_3	332mg/l	78mg/l	45µg/l	170µg/l
7_6	266mg/l	69mg/l	46µg/l	141µg/l
7_7	257mg/l	86mg/l	48µg/l	171µg/l
Modell- regen- klasse	MEK - Straße			
	AFS	CSB	Pb	Cu
1_3	488mg/l	75mg/l	69µg/l	122µg/l
2_1	614mg/l	176mg/l	93µg/l	143µg/l
3_7	405mg/l	66mg/l	59µg/l	92µg/l
6_1	648mg/l	383mg/l	108µg/l	167µg/l
6_5	516mg/l	89mg/l	94µg/l	167µg/l
6_6	691mg/l	225mg/l	121µg/l	200µg/l
6_7	650mg/l	212mg/l	114µg/l	188µg/l
7_3	755mg/l	155mg/l	90µg/l	170µg/l
7_6	604mg/l	138mg/l	92µg/l	141µg/l
7_7	585mg/l	173mg/l	97µg/l	171µg/l

**Tabelle 4.12: Prozentualer Anteil der Niederschläge an der Jahresfracht sortiert nach Modellregenklassen (Klasse M8 führt auf Straßen zu keiner Emission)**

Modell- regen- klasse	Jahreshäufig- keit der Modellregen- klasse	prozentualer Frachtanteil der Modellregenklasse				prozentualer Frachtanteil des Einzelereignisses			
		AFS	CSB	Pb	Cu	AFS	CSB	Pb	Cu
1_1	0.18	1.7%	0.9%	1.7%	1.7%	9.3%	5.2%	9.3%	9.7%
1_2	0.46	4.3%	2.4%	4.3%	4.4%	9.3%	5.2%	9.3%	9.7%
1_3	0.32	3.0%	1.7%	3.0%	3.1%	9.3%	5.2%	9.3%	9.7%
1_4	0.43	4.0%	2.2%	4.0%	4.2%	9.3%	5.2%	9.3%	9.7%
1_6	0.29	2.7%	1.5%	2.7%	2.8%	9.3%	5.2%	9.3%	9.7%
2_1	0.5	2.0%	2.1%	2.2%	2.0%	4.1%	4.3%	4.3%	3.9%
2_2	1.14	4.6%	4.8%	4.9%	4.5%	4.1%	4.3%	4.3%	3.9%
2_3	0.61	2.7%	1.7%	2.8%	3.3%	4.5%	2.7%	4.6%	5.4%
2_4	0.93	4.1%	2.5%	4.3%	5.1%	4.5%	2.7%	4.6%	5.4%
2_5	0.18	0.8%	0.7%	0.9%	0.9%	4.5%	4.0%	5.2%	5.2%
2_6	0.54	2.4%	2.2%	2.8%	2.8%	4.5%	4.0%	5.2%	5.2%
3_1	0.57	2.1%	2.3%	1.8%	1.8%	3.6%	4.0%	3.2%	3.1%
3_2	1.68	6.1%	6.7%	5.4%	5.3%	3.6%	4.0%	3.2%	3.1%
3_3	0.89	3.2%	3.6%	2.8%	2.8%	3.6%	4.0%	3.2%	3.1%
3_4	1.29	3.5%	1.2%	3.2%	2.9%	2.7%	0.9%	2.5%	2.2%
3_5	0.25	0.4%	0.2%	0.4%	0.4%	1.5%	0.9%	1.6%	1.4%
3_6	0.93	4.3%	3.3%	4.1%	3.5%	4.7%	3.6%	4.4%	3.8%
3_7	0.25	1.2%	0.9%	1.1%	0.9%	4.7%	3.6%	4.4%	3.8%
4_1	0.5	1.0%	1.1%	1.2%	1.1%	2.1%	2.3%	2.4%	2.3%
4_2	1.64	3.4%	3.7%	3.9%	3.7%	2.1%	2.3%	2.4%	2.3%
4_3	0.93	1.5%	3.3%	1.8%	2.7%	1.6%	3.5%	1.9%	2.9%
4_4	1	1.6%	3.5%	1.9%	2.9%	1.6%	3.5%	1.9%	2.9%
4_5	0.39	0.6%	1.4%	0.8%	1.1%	1.6%	3.5%	1.9%	2.9%
4_6	0.89	1.3%	2.2%	1.5%	1.5%	1.5%	2.5%	1.7%	1.6%
4_7	0.18	0.3%	0.4%	0.3%	0.3%	1.5%	2.5%	1.7%	1.6%
5_1	1.29	1.1%	1.0%	1.2%	1.1%	0.9%	0.8%	1.0%	0.9%
5_2	3.32	2.9%	2.7%	3.2%	2.9%	0.9%	0.8%	1.0%	0.9%
5_3	1	0.9%	0.8%	1.0%	0.9%	0.9%	0.8%	1.0%	0.9%
5_4	1.82	1.6%	1.5%	1.8%	1.6%	0.9%	0.8%	1.0%	0.9%
5_5	0.5	0.4%	0.4%	0.5%	0.4%	0.9%	0.8%	1.0%	0.9%
5_6	1.5	1.3%	1.2%	1.4%	1.3%	0.9%	0.8%	1.0%	0.9%
5_7	0.21	0.3%	0.2%	0.3%	0.3%	1.2%	0.8%	1.4%	1.4%
6_1	2.18	1.3%	2.9%	1.6%	1.4%	0.6%	1.3%	0.7%	0.7%
6_2	5.32	3.3%	7.0%	3.8%	3.5%	0.6%	1.3%	0.7%	0.7%
6_3	1.64	1.0%	2.2%	1.2%	1.1%	0.6%	1.3%	0.7%	0.7%
6_4	3.71	3.7%	0.8%	2.8%	2.9%	1.0%	0.2%	0.7%	0.8%
6_5	1.21	0.9%	0.4%	1.2%	1.1%	0.8%	0.4%	1.0%	0.9%
6_6	1.93	1.5%	1.8%	0.9%	0.7%	0.8%	0.9%	0.5%	0.4%
6_7	0.93	0.7%	1.0%	0.4%	0.4%	0.8%	1.1%	0.5%	0.4%
7_1	6.07	4.7%	5.6%	2.7%	2.4%	0.8%	0.9%	0.5%	0.4%
7_2	12.25	4.9%	7.5%	6.0%	5.1%	0.4%	0.6%	0.5%	0.4%
7_3	2.79	1.2%	0.8%	0.9%	1.0%	0.4%	0.3%	0.3%	0.4%
7_4	6.36	2.4%	3.2%	2.5%	2.8%	0.4%	0.5%	0.4%	0.4%
7_5	3.57	1.1%	0.9%	1.4%	1.8%	0.3%	0.2%	0.4%	0.5%
7_6	3.68	1.5%	0.8%	1.0%	0.9%	0.4%	0.2%	0.3%	0.2%
7_7	1.79	0.5%	0.7%	0.7%	0.7%	0.3%	0.4%	0.4%	0.4%

Werden zudem die von XANTHOPOULOS angenommenen Korrelationsbeziehungen der Jahresabtragsfrachten (XANTHOPOULOS, 1995) von Dächern, Hofflächen und Straßen untereinander mit berücksichtigt, können auch die MEK-Werte (Tabelle 4.11) und die Ereignisfrachten für die anderen Flächennutzungen bestimmt und angegeben werden.

Damit ist allerdings noch kein Bilanzansatz für die Entlastungen aus den Mischsystemen auf Ereignisbasis gegeben. Um dies zu erreichen, wird zunächst für die 2. Variante (Übertragung fester Ereignisfrachten) eine andere, prozentuale Darstellungsform gewählt. Dazu wird die jeweilige, für eine Modellregenklasse festgelegte Ereignisfracht auf die Jahresabtragsfracht bezogen und man erhält jeweils den festen prozentualen Anteil, den ein Ereignis einer Modellregenklasse pro Jahr emittiert (Tabelle 4.12, Spalte 4). *Das heißt z. Bsp. für ein Niederschlagsereignis der Klasse M1\_3 (Tabelle 4.12), es werden 9,3% der AFS- Jahresabtragsfracht von 1350 kg AFS/(ha a) für Straßenflächen (DTV 2 000 - 15 000 KFZ) ins Gewässer ausgetragen.* Zur Erläuterung sei hier nochmals erwähnt, daß sich die Jahresabtragsfracht aus der Summe der Einzelfrachten der verschiedenen Modellregenklassen, multipliziert mit der Jahreshäufigkeit der Modellregenklassen ergibt (s. a. Kap. 2.2, Kap. 4.2.5). Ebenfalls in Tabelle 4.12, Spalte 3 dargestellt ist der prozentuale Anteil der Jahresfracht, der durch alle Ereignisse einer Modellregenklasse verursacht wird.

Diese zunächst nur für das Trennsystem und die Nutzung "Straße" geltende Verteilung der Einzelereignisse wird auch auf die anderen Nutzungstypen und ebenso auf die jährliche Emission aus Mischsystemen übertragen. Die Abweichung, die dabei entsteht, ist im wesentlichen von den Niederschlagsereignissen (Modellregenklassen M7\_7, M8\_X) kleiner Regenhöhe und niedriger Intensität abhängig, da diese nicht für alle Nutzungen oder Entwässerungssysteme zu Emissionen führen. Diese Modellregenklassen tragen an der Jahresabtragsfracht (Tabelle 4.12, Spalte 3) aber weniger als 5% bei, weshalb die Abweichung deutlich innerhalb des Fehlerintervalls liegt, welches durch die zufällige Verteilung der jeweiligen Niederschläge in einem beliebigen Jahr gegeben ist.

Somit ist für alle Emissionsquellen ein Ansatz vorhanden, der es ermöglicht, für jedes beprobte Ereignis die ins Gewässer emittierte Fracht zu bestimmen. Die Fehlerbreite, die bei den hier gewählten Ansätzen entsteht, ist wegen der Nichtberücksichtigung der Trockendauer und der Zufallsverteilung der Niederschlagsereignisse in der Größenordnung von  $\pm 20\%$  anzusetzen.



## 5 Bilanzierung der Stoff- und Schadstoffströme

Mit den bisher dargestellten Eingangsgrößen erfolgen im Anschluß die Bilanzen auf Jahresbasis und auf Ereignisbasis für die beschriebenen Einzugsgebiete. Zuvor wird allerdings noch eine Wasserbilanz und eine Stoff- und Schadstoffbilanz innerhalb des Kontrollabschnitt der Alb aufgestellt, um die Kontrollgröße selbst auf Plausibilität zu überprüfen.

### 5.1 Plausibilitätsprüfung am Kontrollabschnitt der Alb

#### 5.1.1 Die Wasserbilanz am Kontrollabschnitt der Alb

Die Wasserbilanz an der Alb wurde im Untersuchungszeitraum für zwei separate, längere Zeitabschnitte und exemplarisch für zwei 24 -stündige Trockenwetterphasen erstellt. Dies geschieht einmal für die Niedrigwasserperiode von Anfang August bis Ende Dezember im Jahre 1994 und zum anderen von Januar bis Juli 1995 mit Hochwasserabflüssen (Schneesmelze). Gegenübergestellt werden die in Tabelle 5.1 dargestellten monatlichen Wasserfrachten in Knielingen (Ende des Stadtgebietes) mit denen des Heizkraftwerkes West, den Hochwassergräben, dem Meßquerschnitt in Rüppurr (Beginn des Stadtgebietes) und dem Niederschlagsabfluß. Zusätzlich wurde der Zufluß eines Pumpwerkes und der Oberflächenabfluß von unbefestigten Flächen für die jeweiligen Bilanzierungszeitabschnitte bestimmt. Dabei wurden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

- Die reduzierte, befestigte, in die Alb entwässernde Fläche setzt sich aus rd. 970 ha Trennsystem und ca. 1000 ha Mischsystem zusammen. Die Wassermenge, die in diesem Teil des Mischsystems entlastet wird, wird in erster grober Näherung mit 35% der Niederschlagshöhe angenommen. Nur beim Jahrhundertereignis im Juli 1995 mit 120 mm Niederschlag wurde von einer höheren Entlastungsrate ausgegangen.
- Die Wasserfracht der Hochwassergräben wurde über eine Korrelationsbeziehung zum Pegel Ettlingen bestimmt.
- Der Zufluß aus dem Pumpwerk wurde über die Pumpenanschaltzeit ermittelt.
- Die Wasserfracht von den unbefestigten Flächen errechnet sich mit einem Abflußbeiwert von 0,6 % und einem natürlichen Einzugsgebiet von ca. 84 km<sup>2</sup>. Auch hier wurde bei dem Jahrhundertereignis der Abflußbeiwert heraufgesetzt (2%). Hierbei wurde das flache Einzugsgebiet und die geographische Lage im Oberrheingraben mit seinem Sandboden berücksichtigt und die Abflußbeiwerte wie angegeben von 5% für z. Bsp. Parkflächen (GEIGER, DREISEITL, 1995) weiter heruntergesetzt.

Tabelle 5.1: Wasserbilanz am Kontrollabschnitt der Alb

<b>Wasserbilanz August bis Dezember 1994</b>					
	Niederschlag im Stadtgebiet	Pegel Rüppurr	Hochwasser- gräben	Zufluß Heiz- kraftwerk West	Pegel Knielingen
August 1994	87.60 mm	3 754 501 m <sup>3</sup>	1 104 334 m <sup>3</sup>	860 868 m <sup>3</sup>	7 338 332 m <sup>3</sup>
September 1994	88.80 mm	3 264 069 m <sup>3</sup>	1 037 967 m <sup>3</sup>	2 470 770 m <sup>3</sup>	9 320 382 m <sup>3</sup>
Oktober 1994	50.20 mm	2 856 552 m <sup>3</sup>	938 355 m <sup>3</sup>	4 451 680 m <sup>3</sup>	9 626 513 m <sup>3</sup>
November 1994	36.00 mm	2 772 485 m <sup>3</sup>	899 781 m <sup>3</sup>	4 282 320 m <sup>3</sup>	9 040 092 m <sup>3</sup>
Dezember 1994	69.00 mm	4 331 402 m <sup>3</sup>	1 158 686 m <sup>3</sup>	4 575 580 m <sup>3</sup>	11 030 367 m <sup>3</sup>
<b>Summe</b>	331.60 mm	16 979 010 m <sup>3</sup>	5 139 123 m <sup>3</sup>	16 641 218 m <sup>3</sup>	
befestigte Flächen Oberflächenabfluß ca.:	4 406 964 m <sup>3</sup>	<b>Abfluß am Pegel Knielingen: 46 355 686 m<sup>3</sup></b>			
Zufluß Pumpwerk ca.:	1 200 000 m <sup>3</sup>				
Zufluß unbefes.Flächen ca.:	278 544 m <sup>3</sup>				
		<b>Zuflüsse in die Alb: 44 644 859 m<sup>3</sup></b>			
		<b>Differenz:</b>			<b>&lt;5%</b>

Fortführung Tabelle 5.1: Wasserbilanz am Kontrollabschnitt der Alb

<b>Wasserbilanz Januar bis Juli 1995</b>					
	Niederschlag im Stadtgebiet	Pegel Rüppurr	Hochwassergräben	Zufluß Heizkraftwerk West	Pegel Knielingen
Januar 1995	133.50 mm	8 570 459 m <sup>3</sup>	3 040 660 m <sup>3</sup>	4 820 690 m <sup>3</sup>	19 123 571 m <sup>3</sup>
Februar 1995	68.80 mm	9 209 506 m <sup>3</sup>	3 127 282 m <sup>3</sup>	4 234 990 m <sup>3</sup>	18 542 106 m <sup>3</sup>
März 1995	89.50 mm	11 432 954 m <sup>3</sup>	4 396 052 m <sup>3</sup>	4 716 870 m <sup>3</sup>	22 475 323 m <sup>3</sup>
April 1995	66.30 mm	7 665 602 m <sup>3</sup>	2 918 054 m <sup>3</sup>	4 695 200 m <sup>3</sup>	17 381 068 m <sup>3</sup>
Mai 1995	97.00 mm	7 212 037 m <sup>3</sup>	2 452 121 m <sup>3</sup>	4 828 280 m <sup>3</sup>	21 204 010 m <sup>3</sup>
Juni 1995	98.90 mm	7 502 467 m <sup>3</sup>	2 532 441 m <sup>3</sup>	2 417 800 m <sup>3</sup>	28 440 549 m <sup>3</sup>
Juli 1995	148.70 mm	5 053 934 m <sup>3</sup>	1 806 860 m <sup>3</sup>	1 674 606 m <sup>3</sup>	19 692 388 m <sup>3</sup>
<b>Summe</b>	702.70 mm	56 646 960 m <sup>3</sup>	20 273 470 m <sup>3</sup>	27 388 436 m <sup>3</sup>	
befestigte Flächen Oberflächenabfluß ca.:	9 613 840 m <sup>3</sup>	<b>Abfluß am Pegel Knielingen:</b>			<b>146 859 014 m<sup>3</sup></b>
Zufluß Pumpwerk ca.:	2 710 000 m <sup>3</sup>	<b>Zuflüsse in die Alb:</b>			<b>119 410 082 m<sup>3</sup></b>
Zufluß unbefes.Flächen ca.:	2 777 376 m <sup>3</sup>	<b>Differenz:</b>			<b>19%</b>
<b>Wasserbilanz ohne Monat Juni</b>					
befestigte Flächen Oberflächenabfluß ca.:	8 862 360 m <sup>3</sup>	<b>Abfluß am Pegel Knielingen:</b>			<b>118 418 466 m<sup>3</sup></b>
Zufluß Pumpwerk ca.:	2 560 000 m <sup>3</sup>	<b>Zuflüsse in die Alb:</b>			<b>106 006 049 m<sup>3</sup></b>
Zufluß unbefes.Flächen ca.:	2 727 530 m <sup>3</sup>	<b>Differenz:</b>			<b>10%</b>

Für den ersten Bilanzzeitraum (August - Dezember) ergibt sich eine Überschätzung der Wasserfracht am Meßquerschnitt Knielingen kleiner als 5%. Auch bei den Monatsbilanzen liegt die Abweichung, mit einer Ausnahme, im Bereich von  $\pm 5\%$ . Damit bestätigt diese Plausibilitätskontrolle die angesetzten Annahmen und die durchgeführten Messungen für diesen Teil der Wasserbilanz.

Im zweiten Bilanzzeitraum sehen die Verhältnisse zunächst etwas ungünstiger aus. Hier beträgt die Abweichung im gesamten Zeitraum fast 20%. Bei einem Vergleich der Monatsbilanzen wird allerdings deutlich, daß von Januar bis April der Fehler noch kleiner 5% ist, im Mai auf 25% ansteigt und dann im Juni 50% beträgt. Im Juli und August reduziert sich dann der Fehler wieder über 25% auf ca. 10%.

Der Grund dieser Diskrepanz kann aber nicht an einem sich plötzlich ändernden Abflußregime liegen, sondern ist in einem zusätzlichen Zufluß in die Alb begründet. Da alle regulären größeren Zuflüsse bekannt sind, kann es sich nur um einen Zufluß aus dem Grundwasser handeln. Insgesamt gestaltet sich die langjährige mittlere Grundwasserbilanz nach Angaben der STADT KARLSRUHE (STADT KARLSRUHE, 1994) im Bereich von Karlsruhe folgendermaßen. Im Gebiet von Beginn des Stadtgebietes bis etwa zur Mitte des Stadtgebietes liegt ein Bereich mit größerer Exfiltration aus dem Gewässer vor. Daran schließt sich dann ein Gebiet bis etwa zum Meßquerschnitt „Knielingen“ an, das durch eine sehr starke Infiltration geprägt ist. Daraus resultiert eine etwa ausgeglichene Wasserbilanz zwischen den beiden Meßpunkten. Bedingt durch eine Baustelle "Tiefgarage Südstadt" kam es im Zeitraum von Mai bis Dezember 1995 zu einer Grundwasserentnahme von rund 4,5 Mio. m<sup>3</sup>, die über eine Direkteinleitung oder über eine Versickerung im Einzugsbereich der Alb abgeführt wurde. Bei Berücksichtigung dieses Zuflusses liegt die Abweichung der Wasserfracht im zweiten Bilanzierungsabschnitt deutlich unter 10%, so daß auch hier die Wassermengenmessung bestätigt werden kann.

Bei einer Wasserbilanz für zwei Trockenwetterzeiträume von 24 h im Oktober und November 1994 ergibt sich jeweils eine Differenz von knapp 10%. Unberücksichtigt bleibt dabei ein eventuell vorhandener Zu-/ oder Abfluß aus dem / in das Grundwasser und aus dem genannten Pumpwerk, da für diese zeitliche Auflösung keine Daten vorliegen. Wird weiterhin beachtet, daß bei niedrigeren Wasserständen, wie im Herbst üblich, tendenziell mit einem Grundwasserzufluß zu rechnen ist, liefern die dargestellten Tagesbilanzen sehr gute Übereinstimmungen.

Eine Berücksichtigung einer zusätzlichen Schmutzfracht aus dem Grundwasserbereich kann bei der nachfolgend aufgestellten Feststoff- und Schadstoffbilanzierung aus folgenden Gründen unberücksichtigt bleiben. Zum ersten wurde das direkt eingeleitete Grundwasser über Sand- oder Aktivkohlefilter der Alb zugeführt. Dadurch kann eine Feststoff- und partikulär gebundene Schadstofffracht vernachlässigt wer-



den. Die gelösten Schadstoffkonzentrationen können im Vergleich zu denen in einem Gewässer bestimmten Konzentrationen ebenfalls unberücksichtigt bleiben. Hier ist gegebenenfalls eine Verdünnung der Schadstoffkonzentrationen in der Alb zu berücksichtigen. Die Fracht bleibt aber auch hier davon unbeeinflusst. Um aber trotzdem einen nicht abzusehenden Fehler auszuschließen, wurde im Zeitraum von Mitte Mai bis Mitte Juli, in der die Abweichungen der Wasserfracht am höchsten waren, keine Ereignisbeprobung an den beiden Meßquerschnitten durchgeführt und ausgewertet.

**Tabelle 5.2: Wasserbilanz am Kontrollabschnitt der Alb für 24 h**

<b>Trockenwetter</b>		
Niederschlagshöhe: 0.0 mm		
Bilanzzeitraum: 24:00 h		
<b>Wasserfracht in der Alb</b>		
	<b>Okt 94</b>	<b>Nov 94</b>
<b>Rüppurr</b>	116 836 m <sup>3</sup>	98 656 m <sup>3</sup>
<b>Hochwassergräben</b>	47 520 m <sup>3</sup>	24 748 m <sup>3</sup>
<b>Einleitung HKW</b>	146 171 m <sup>3</sup>	138 425 m <sup>3</sup>
<b>Summe der Zuflüsse</b>	310 527 m <sup>3</sup>	261 829 m <sup>3</sup>
<b>Knielingen</b>	344 589 m <sup>3</sup>	290 696 m <sup>3</sup>
<b>Differenz</b>	34 062 m <sup>3</sup>	28 867 m <sup>3</sup>
	9.9%	9.9%

### **5.1.2 Eine Stoffbilanz für den Kontrollabschnitt der Alb bei Trockenwetter**

Nachdem die Wasserbilanz innerhalb des Kontrollabschnittes plausible Ergebnisse liefert, soll auch für die Stoff- und Schadstoffströme eine Plausibilitätskontrolle durchgeführt werden. Die Stoffbilanzen bauen dabei auf der schon dargestellten 24-stündigen Wasserbilanz im November 1994 auf.

Während bei der Wasserbilanz noch von einer guten Übereinstimmung gesprochen werden kann, sieht der Vergleich für die ein- und ausgehenden Stofffrachten deutlich anders aus. Bei den abfiltrierbaren Stoffen (AFS) ergibt sich z. Bsp. aus der Bilanz ein ca. 40% höherer Austrag. Selbst bei einem 10%-igen Meßfehler (Probenahme und Analyse) und der 10%-igen Abweichung bei der Wasserbilanz ergibt sich mit Hilfe der Fehlerrechnung immer noch eine Differenz von 20%. Diese Zunahme der transportierten Feststofffracht ist in einer Resuspendierung abgelagerter Sedimente begründet. Dies wird besonders dann klar, wenn man berücksichtigt, daß sich die Wasserfracht bis zum Meßquerschnitt Knielingen verdreifacht und die AFS-Konzentration in etwa gleich bleibt.

Ähnliches gilt für die anderen Stofffrachten, wobei jeweils noch die stoffspezifischen Eigenschaften zu berücksichtigen sind. So erreicht die Differenz bei den im wesent-

lichen feinpartikulär transportierten Metallen Blei und Cadmium Werte zwischen 60 - 70%, da der feinpartikuläre Anteil an der resuspendierten Feststofffracht deutlich überwiegt. Anders verhält es sich beim partikulär transportierten Kupfer. Hier ist die Abweichung geringer als bei den Feststoffen. Dies könnte darin begründet sein, daß Kupfer wegen seiner wesentlichen Herkunft aus dem häuslichen Abwasser bzw. Mischwasser als "Partikelflocken" eingetragen wird, damit in einem anderem (größere Partikel) Partikelspektrum liegt und sich schlechter resuspendieren läßt (s. a. SCHÄFER, 1995). Der Vergleich für gelöstes Kupfer ergibt eine Differenz zwischen Ein- und Austrag von rund 20% und liegt damit am Rande des angegebenen Fehlerbereiches von jeweils 10%. Auch beim CSB ist ein leicht geringerer Frachtüberschuß von etwa 35% im Vergleich zur AFS-Fracht am Ende des Stadtgebietes vorhanden, der sich wahrscheinlich aus einem gelösten Anteil, analog dem gelösten Kupfer (20%), und einem partikulären Anteil, analog den AFS (40%), zusammensetzt.

**Tabelle 5.3: Frachtbilanz an der Alb für einen 24- stündigen Trockenwetterzeitraum**

Trockenwetter							
Niederschlagshöhe:	0.0 mm						
Bilanzzeitraum:	24:00 h						
Bestimmte Schmutzfracht in der Alb							
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Cd part	Pb part
Rüppurr	98 656 m <sup>3</sup>	707 kg	1 880 kg	577 g	91 g	4.6 g	70 g
Hochwassergräben	24 748 m <sup>3</sup>	177 kg	472 kg	145 g	23 g	1.2 g	18 g
Einleitung HKW	138 425 m <sup>3</sup>	69 kg	1 661 kg	969 g			
Summe der Zuflüsse	261 829 m <sup>3</sup>						
Knielingen	290 696 m <sup>3</sup>	1 621 kg	6 337 kg	2132 g	166 g	18.4 g	272 g
Differenz	28 867 m <sup>3</sup>	667 kg	2 324 kg	442 g	52 g	12.6 g	185 g
	9.9%	41.2%	36.7%	20.7%	31.5%	68.4%	67.9%

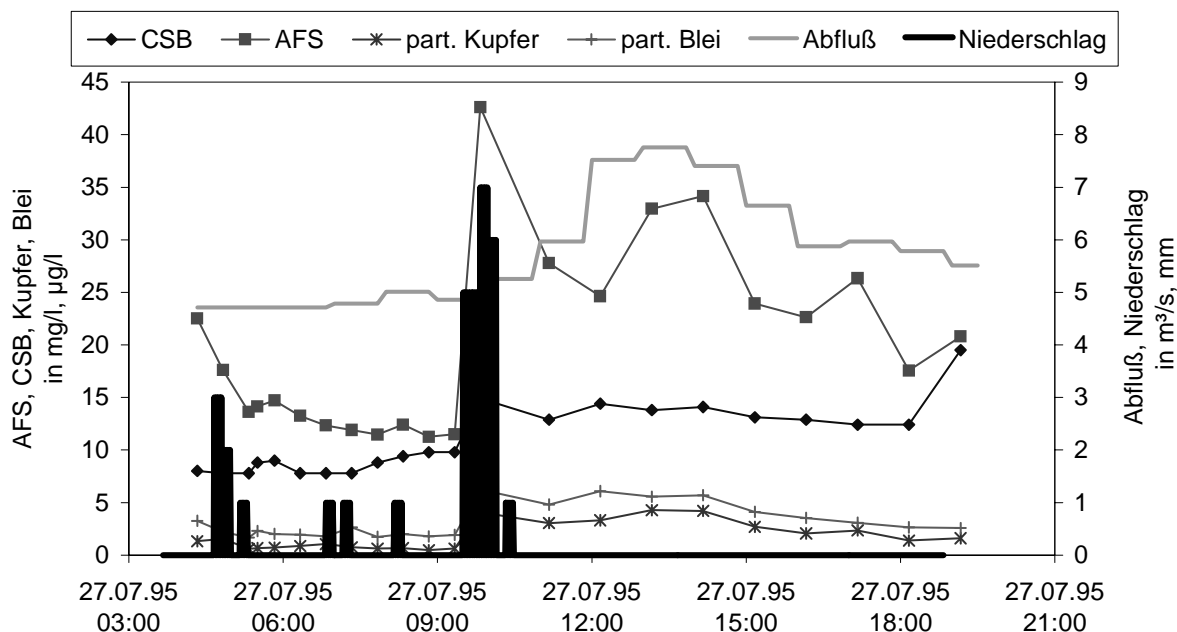
Insgesamt muß die Bilanz zwischen den beiden Kontrollpunkten bei Trockenwetter demnach in drei Gruppen unterteilt werden.

- Den Vergleich des Abflusses mit einem Fehler um 10%,
- die Bilanz der gelösten Stoffe mit einem noch nachvollziehbaren Bilanzfehler bis zu 20%
- und die Bilanz der partikulär transportierten Stoffe, bei denen wahrscheinlich auch von einem Fehler um die 20% auszugehen ist, zusätzlich aber mit einem deutlichen Frachtanteil durch Remobilisierung abgelagerter Feststoffe zu rechnen ist.

### 5.1.3 Stoffbilanzen für den Kontrollabschnitt der Alb bei Regenwetter

Bei einer Regenwettersituationen wird diese Bilanzierung nochmals deutlich inhomogener. Es ergeben sich dann Bilanzen sowohl mit deutlichem Frachtüberschuß als auch mit Frachtdefizit (Tabelle 5.4, Tabelle 5.5, Tabelle 5.6), obwohl die dazu

gehörigen Frachtganglinien (s. z. Bsp. Abbildung 5.1) durchaus plausible Verläufe aufzeigen. Es muß daher davon ausgegangen werden, daß insbesondere bei sich verändernden Abflüssen nicht von einem konservativen Verhalten auszugehen ist, sondern erhebliche Erosions- und / oder Sedimentationsprozesse zu berücksichtigen sind. Wie sich diese Prozesse dann im einzelnen auf eine Ereignisbilanz auswirken können, soll beispielhaft anhand dreier Ereignisse dargestellt werden.



**Abbildung 5.1: Stoffganglinien eines Ereignisses in der Alb am Ende des Stadtgebietes**

**Tabelle 5.4: Frachtbilanz an der Alb für einen Gewitterregen**

<b>Gewitterregen mit größerer MW-Entlastung (Modellregen M1-3/M1-6)</b>						
Niederschlagshöhe:	34.1 mm					
Bilanzzeitraum:	15:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	226 855 m <sup>3</sup>	12 778 kg	4 189 kg	2.7 kg	2.6 kg	3.1 kg
Hochwassergräben	74 393 m <sup>3</sup>	4190 kg	1374 kg	0.9 kg	0.8 kg	1.0 kg
Einleitung HKW	98 172 m <sup>3</sup>	49 kg	1 178 kg	0.5 kg		
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	399 420 m <sup>3</sup>					
Knielingen	591 497 m <sup>3</sup>	28 059 kg	13 715 kg	5.9 kg	6.7 kg	7.7 kg
<b>Differenz (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>192 077 m<sup>3</sup></b>	<b>11 042 kg</b>	<b>6 974 kg</b>	<b>1.8 kg</b>	<b>3.3 kg</b>	<b>3.6 kg</b>

Tabelle 5.4 gibt die Frachten für einen starken Gewitterregen mit 34 mm Regenhöhe über einen Bilanzzeitraum von 15 h an. Die entwässernde, reduzierte Fläche  $A_{red}$  beträgt bei diesem Ereignis (da auch eine Entlastung am selten anspringenden RÜ Lameyplatz vorlag) innerhalb des Kontrollabschnittes etwa 1200 ha und setzt sich aus etwa 500 ha Trennsystem und 700 ha Mischsystem zusammen. Daraus berechnet sich in erster Näherung eine entlastete Wassermenge von 200 000 m<sup>3</sup>.

Damit liegt der Fehler der ein- und ausgehenden Wasserfrachten bei ca. 10%. Eine diesbezügliche Gegenüberstellung der Stofffrachten soll später in Kap. 5.3 erfolgen.

Beim nächsten dargestellten Ereignis (Tabelle 5.5) handelt es sich um ein Regenereignis mit weitgehend gleichbleibender Intensität und einer Regenhöhe von 16,7 mm. Der Bilanzzeitraum beträgt 23 h. Die entwässernde Fläche reduziert sich zum oben beschriebenen Ereignis auf 150 ha Mischsystem, da keine Entlastung am RÜ Lameyplatz auftritt. Wie aber hier bereits an der Bilanz zwischen den beiden Kontrollpunkten erkennbar ist, eignet sich dieses Ereignis nicht für einen Vergleich mit den aus dem Stadtgebiet eingetragenen Stofffrachten. Die Regenintensität im Mittellauf und Oberlauf der Alb war deutlich höher als im Stadtgebiet von Karlsruhe, so daß eine erheblich höhere Feststofffracht in den Kontrollabschnitt eingetragen wurde und diese zum Teil innerhalb der Fließstrecke des Stadtgebietes sedimentierte. Insgesamt ergeben sich so sehr geringe bzw. sogar negative Stofffrachten.

**Tabelle 5.5: Frachtbilanz an der Alb für ein Ereignis mit höherer Intensität im Oberlauf und Mittellauf der Alb**

<b>Dauerregen (Modellregen M3-7)</b>						
Niederschlagshöhe:	16.7 mm					
Bilanzzeitraum:	23:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	268 921 m <sup>3</sup>	7 298 kg	4 045 kg	599g	499g	605g
Hochwassergräben	93 590 m <sup>3</sup>	2540 kg	1408 kg	208g	174g	211g
Einleitung HKW	149 747 m <sup>3</sup>	75 kg	1 797 kg	449g		
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	512 258 m <sup>3</sup>					
Knielingen	635 307 m <sup>3</sup>	7 093 kg	7 841 kg	1137g	948g	994g
<b>Differenz (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>123 049 m<sup>3</sup></b>	<b>-2 820 kg</b>	<b>591 kg</b>	<b>-120g</b>	<b>275g</b>	<b>178g</b>

**Tabelle 5.6: Frachtbilanz an der Alb für ein endbetontes Regenereignis**

<b>Modellregen M6-5</b>						
Niederschlagshöhe:	5.3 mm					
Bilanzzeitraum:	16:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	101 900 m <sup>3</sup>	3 041 kg	901 kg	169g	135g	199g
Hochwassergräben	35 800 m <sup>3</sup>	1068 kg	317 kg	59g	47g	70g
Einleitung HKW	104 247 m <sup>3</sup>	52 kg	1 251 kg	625g	0g	
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	241 947 m <sup>3</sup>					
Knielingen	582 775 m <sup>3</sup>	13 415 kg	7 234 kg	1204g	1353g	2185g
<b>Differenz (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>340 828 m<sup>3</sup></b>	<b>9 253 kg</b>	<b>4 766 kg</b>	<b>351g</b>	<b>1170g</b>	<b>1917g</b>

Das dritte Ereignis (Tabelle 5.6) weist einen endbetonten Intensitätsverlauf auf mit einer Regenhöhe von 5,3 mm. Der Bilanzzeitraum beträgt in diesem Fall 16 h. Die ausgetragenen Stofffrachten am Meßpunkt Knielingen liegen hier in derselben

Größenordnung, wie bei dem zuerst beschriebenen, sehr viel stärkeren, Gewitterregen. Gleichzeitig ist mit 580 000 m<sup>3</sup> Wasser eine sehr hohe Wasserfracht (vermutlich Grundwasserzufluß aufgrund von Baumaßnahmen, s. a. Kap. 5.1.1) am Pegel Knielingen festgestellt worden, die zu einer hohen Resuspensionsrate führte und damit auch zu einer extrem hohen Feststofffracht, die nicht durch Emissionen aus dem Stadtgebiet begründet werden können.

Die hier dargestellten Beispiele sollen lediglich die mögliche Bandbreite von Frachtdefiziten oder Frachtüberschüssen innerhalb des Kontrollabschnittes der Alb verdeutlichen, die bei den noch folgenden Ereignisbilanzen berücksichtigt werden müssen. Über die absolute oder relative Größe der Schwankungen kann aber keine genauere Aussage getroffen werden. Diese kann auch bei einer ereignisspezifischen Betrachtung durch Sedimenttransport-Simulationen nicht besser abgeschätzt werden. Bezogen auf einen längeren Zeitraum (Jahresbilanz), scheint sich die Bilanz aber wieder auszugleichen.

## **5.2 Jahresbilanzen für das städtische Einzugsgebiet**

### **5.2.1 Austrag aus den Mischsystemen am Komplex Kläranlage / RÜB**

#### *5.2.1.1 Die Wasserfrachten*

Für das Jahr 1992 können mit den in Kap 3.2.2 zitierten Angaben für die Überfall-schwellen und die Rückhaltevolumina die Wasserfrachten bestimmt werden. Der Auswertungszeitraum erstreckt sich allerdings nur auf den Zeitraum vom 15.01.1992 bis 03.11.1992, wovon zusätzlich die Abschnitte 15.02. - 27.02. und 10.08. - 10.09. aufgrund von Geräteausfällen ausgeklammert werden müssen. Somit wurden im Untersuchungszeitraum (250 Tage) 36 Ereignisse registriert und können ausgewertet werden. In diesem Zeitraum sind dem Becken (s. a. Abbildung 3.4) ca. 1 900 000 m<sup>3</sup> zugeflossen, ca. 600 000 m<sup>3</sup> wurden zurückgehalten und nach Regenende der Kläranlage zugeführt. 1 300 000 m<sup>3</sup> wurden vor der Entlastung sedimentativ behandelt. In erster Näherung ergeben sich bei linearer Extrapolation für das gesamte Jahr 1992 damit folgende Wassermengen:

- 52 760 750 m<sup>3</sup> der Kläranlage Karlsruhe zugeflossene Abwassermenge
- 2 800 000 m<sup>3</sup> sind am Trennbauwerk dem Becken zugeführt worden
- 1 900 000 m<sup>3</sup> sind über Klär- und Beckenüberlauf entlastet worden
- 900 000 m<sup>3</sup> wurden zurückgehalten und wieder der Kläranlage zugeführt

Die hier dargestellte Jahresabwasserfracht für das Jahr 1992 liegt mit ca. 1,65 m<sup>3</sup>/s aber deutlich über dem Median von 1,4 m<sup>3</sup>/s. Daraus folgt dann auch eine höhere Abwasserfracht, die am Trennbauwerk der Mischwasserbehandlung zugeführt wird.

Gleichzeitig liegt aus der Schmutzfrachtberechnung für das Jahr 1993 (JAKOBS ET. AL., (1997)) eine komplette simulierte Wasserbilanz (s. Tabelle 5.7) vor. Da diese für einen Median von etwa 1,4 m<sup>3</sup>/s bestimmt wurde, soll sie für die weitere Berechnung verwendet werden. Die gemessene Bilanz für 1992 dient als Plausibilitätskontrolle und bestätigt die Wasserbilanz für 1993 durch die analogen Wassermengenverhältnisse.

Bei dieser simulierten Wasserbilanz ist jedoch zu beachten, daß die Entlastungsdaten für den RÜ-Lameyplatz und den Beckenüberlauf am RÜB Neureut aufgrund der geringen Eichdaten nur bedingt der Realität entsprechen. Die (simulierte) Anzahl der Entlastungen mit fünfzehn am Beckenüberlauf Neureut und sieben am Regenüberlauf Lameyplatz ist sicherlich zu hoch. Aus den Beobachtungen und Aufzeichnungen in den letzten Jahren kommt es am Beckenüberlauf Neureut nur etwa 1-2 mal und am Regenüberlauf Lameyplatz 3-4 mal zu einer Entlastung pro

Jahr. Gleichzeitig sind die angegebenen Wassermengen mit 2 000 bzw. 8 000 m<sup>3</sup> im Jahresmittel sicher zu klein. Aus Aufzeichnungen am RÜ Lameyplatz kann von einem minimalen Entlastungsvolumen von 5 000 m<sup>3</sup> ausgegangen werden, das bei extremen Ereignissen auf Werte über 40 000 m<sup>3</sup> ansteigen kann. Auch am Durchlaufbecken Neureut ist bei einem Anspringen des Beckenüberlaufes mit Wassermengen von deutlich über 5 000 m<sup>3</sup> zu rechnen. Deshalb wird im weiteren für die Bilanz an beiden Überläufen mit einer höheren Wassermenge von jeweils 20 000 m<sup>3</sup> gerechnet.

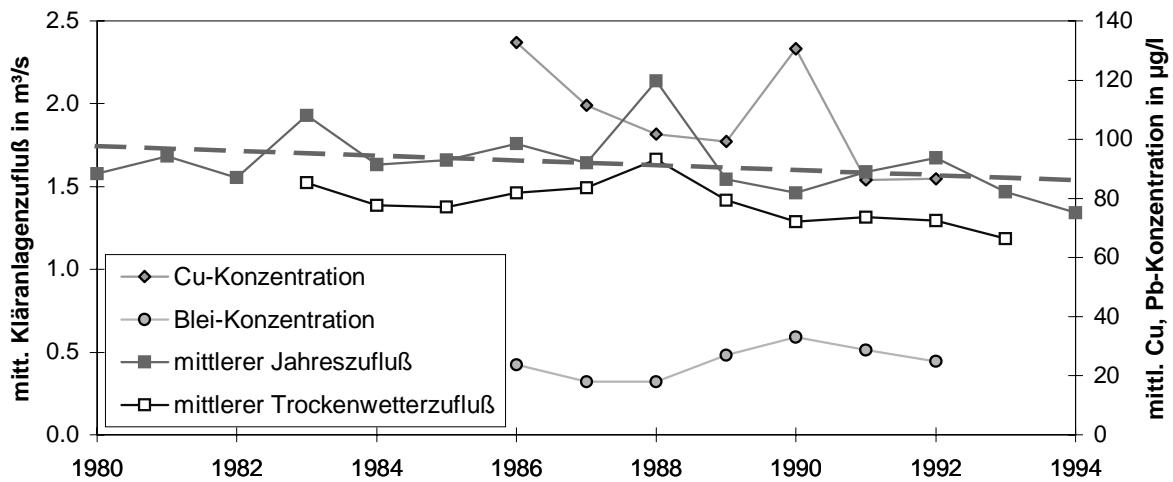
**Tabelle 5.7: Entlastungsvolumina der Sonderbauwerke im Jahre 1993  
(modifiziert nach JACOBS ET AL., 1997)**

Sonderbauwerk	Entlastungsvolumen		Klärüberläufe		Beckenüberläufe	
	in m <sup>3</sup>	in %	Entlastung in m <sup>3</sup>	Anzahl	Entlastung in m <sup>3</sup>	Anzahl
RÜB Fallbrunnen	71 560	3.9%	69 177	24	2 383	14
RÜB Hausengraben	35 021	1.9%	35 021	36	0	0
RÜB Grötzingen	40 519	2.2%	-	-	40 519	30
RÜB Rheinhafen	47 033	2.5%	-	-	47 033	16
RÜB Saarlandstraße	12 622	0.7%	-	-	12 622	26
RÜB Neureut	1 519 797	81.9%	1 499 797	38	20 000	2
RÜ Lameyplatz	20 000	1.1%	-	-	20 000	4
Summe	1 746 552	100.0%	1 603 995	-	142 557	-
<i>"RÜB Ettlingen" virtuell</i>	110 213	5.9%	-	-	110 213	10
Summe mit vorentlasteten Zuflüssen aus Ettlingen	1 856 765	100.0%	1 603 995	-	252 770	-

Bei den restlichen, aufgelisteten Sonderbauwerken ist zu beachten, daß es sich zum Teil nicht um die realen Sonderbauwerke gleichen Namens handelt, sondern daß aus Gründen der Netzvereinfachung und Verringerung der Haltungszahl zusammengelegte, virtuelle Bauwerke bei der Simulation erstellt wurden. Das Becken "RÜB Ettlingen" stellt ein rein virtuelles Becken dar, das nur bei der Simulation einbezogen wurde, um die vorentlastete Wassermenge, die die Stadt Ettlingen in das Karlsruher Netz einspeist, bestimmen zu können. Für die Bestimmung der Emissionen in die Alb sind folgende Bauwerke von Interesse:

- RÜB Fallbrunnen und RÜB Hausengraben leiten über den Wettersbach und ein Pumpwerk in die Alb ein.
- RÜB Rheinhafen, RÜB Saarlandstraße und RÜ Lameyplatz entlasten direkt in die Alb innerhalb des Bilanzierungsabschnittes.
- RÜB Neureut / Kläranlage entlastet in die Alb, liegt aber außerhalb des direkten Bilanzierungsabschnittes.

Das RÜB Grötzingen entlastet in die Pfinz und wird nicht betrachtet. Das virtuelle "RÜB Ettlingen" liegt vom Einzugsgebiet und der "Einleitungsstelle" außerhalb des Bilanzierungsgebietes und kann / muß daher unberücksichtigt bleiben.



**Abbildung 5.2: Entwicklung des mittleren Kläranlagenzuflusses und der Schwermetallkonzentrationen Blei und Kupfer**

Eine Bilanzierung auf Jahresbasis kann wie folgt vorgenommen werden. Der Trockenwetterabfluß beträgt, wenn man die fallende Tendenz der jährlich anfallenden Schmutzwassermenge (s. Abbildung 5.2) berücksichtigt, etwa 1,4 m³/s. Wird der Medianwert der Abflußdauerlinie im Kläranlagenzulauf ermittelt, so ergibt sich ebenfalls im Mittel etwa 1,4 m³/s, d.h. ca. 44 000 000 m³/a. Im Betriebstagebuch der Kläranlage Karlsruhe wurden für 1993 ein Wert von 46 000 000 m³/a aufgezeichnet. Für die weitere Bilanzierung der Stoff- und Schadstoffbelastung in die Alb ergeben sich hier folgende Zahlen:

- Die Jahresabwassermenge (Kläranlage + RÜB's) beträgt 1993 ca. 48 Mio. m³/a, davon gelangen 46 Mio. m³/a zur Kläranlage.
- Es ergibt sich eine Entlastung in die umliegenden Gewässer von 1,7 Mio. m³/a.
- Die Entlastungswassermenge am Becken Neureut über den Klärüberlauf beträgt 1,5 Mio. m³/a und damit über 85% des gesamten Entlastungsvolumens.
- Ca. 20 000 m³/a gelangen über den Beckenüberlauf ins Gewässer (≈1%).
- Ca. 600 000 m³/a werden durch die reine Fangwirkung des Beckens der Kläranlage wieder zugeführt.
- An anderen Stellen (Fallbrunnen, Hausengraben, Rheinhafen, Saarlandstraße, Lameyplatz) entlasten ca. 186 000 m³/a in die Alb.



Mit einem Jahreszufluß von 46 Mio. m<sup>3</sup>/a sind dies, bezogen auf das Entlastungsvolumen RÜB Neureut, 3,1% und, bezogen auf das Gesamtentlastungsvolumen, 3,7% des Gesamtabflusses in die umliegenden Gewässer. Für ein deutlich regenreicheres Jahr wie 1992, würde sich das Verhältnis des jährlichen Entlastungsvolumens am Becken Neureut zur Jahresabwassermenge auf ca. 3,7% erhöhen. Insgesamt dürfte die Schwankungsbreite für das Karlsruher Netz, bezogen auf die Emission des Beckens Neureut, bei 3-4% liegen. Bezogen auf den Niederschlagsabfluß, ergibt sich am Klärüberlauf des Durchlaufbeckens eine Entlastungsrate von 17 - 25%.

#### 5.2.1.2 Die Stofffrachten

Anhand der Eigenkontrollmessungen des Tiefbauamtes Karlsruhe für die Jahre 1993 und 1994 (ähnliche Jahresschmutzwassermengen => ähnliche Konzentrationen) (s. Tabelle 5.8), der Wasserbilanz und den Untersuchungen zur Rückhaltewirkung des RÜB Neureut kann die Bilanzierung der Schmutzfrachten an dieser Stelle für folgende ausgewählte Stoffe durchgeführt werden:

- Fest-/ Nährstoffe:
  - AFS
  - CSB
  - P<sub>ges</sub>
  - N<sub>ges</sub>
- anorganische Schadstoffe
  - Kupfer
  - Blei
- organische Schadstoffe
  - PAK
  - AOX

Die aufgestellten Bilanzen (Tabelle 5.9) beruhen, neben den schon genannten Eingangsgößen, auf folgenden, durch Literatur abgesicherten Annahmen oder auf eigenen Messungen an diesem Komplex. Durch weitere Datenerfassung und Auswertung mußten die Konzentrationsannahmen, insbesondere bei den Parametern CSB, N<sub>ges</sub> und P<sub>ges</sub>, wie sie in SCHÄFER (SCHÄFER ET AL., 1998) dargestellt wurden, abgeändert werden. Um zusätzlich die Schwankungsbreite zu verdeutlichen, werden im folgenden bei den Angaben am Trennbauwerk und Klärüberlauf keine exakten Werte mehr angegeben, sondern Richtwerte oder Streubereiche. Dies gilt sowohl für die Konzentrationen als auch die Rückhaltewirkungsgrade.

Der Anteil des Beckenüberlaufs an den jeweiligen Wasserinhaltsstoffen liegt deutlich unter 1%, da die entlastete Wassermenge am Beckenüberlauf nur etwa 1% ausmacht und die Entlastungskonzentrationen bei solchen Ereignissen deutlich unter den mittleren Konzentrationen am Klärüberlauf sind. Eine Quantifizierung dieses Entlastungspfades erfolgt deshalb nicht.

- Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Die Konzentration im Überlauf des Trennbauwerkes liegt im Mittel innerhalb eines Bereiches von 250 - 280 mg/l (MARTIN, 1995). Der mittlere Sedimentationswirkungswirkungsgrad des Durchlaufbeckens liegt bei 80% (SCHÄFER, ET AL., 1998). Während des Mischwasserereignisses erhöht sich die Ablaufkonzentration von 8 mg/l auf 10 mg/l. Nach KRAUTH (KRAUTH, 1992) ist von keiner signifikanten Erhöhung auszugehen. Es soll hier aber die Tendenz, die bei einzelnen Ereignissen festgestellt wurde, berücksichtigt werden.

- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Die mittlere Trockenwetterkonzentration im Zulauf der Kläranlage von 650 mg/l CSB wurde bei Mischwassersituationen, bei denen das Trennbauwerk ansprang, auf 25 - 34% dieses Wertes wegen der Verdünnungseffekte reduziert. Dies entspricht auch den gemessenen Werten zwischen 150 -200 mg/l (MARTIN, 1995). Der Wirkungsgrad des RÜBs ergibt sich zu ca. 56%. Dieser Wert kann je nach der Höhe des partikulären Anteils auf 60% erhöht werden. Im Ablauf der Nachklärung wird bei Mischwasserzufluß von leicht geringeren Konzentrationen (35 - 40 mg/l) ausgegangen (Tendenz nach KRAUTH, 1992). Die kurzzeitige Erhöhung der Ablaufkonzentrationen durch Verdrängungseffekte ist dabei auch berücksichtigt.

**Tabelle 5.8: Mittlere Zu- und Ablaufwerte der Kläranlage Karlsruhe (s. a. jeweilige Erklärung im Text)**

	Trockenwetterzufluß		Mischwasserzufluß	
	mittl. Zuflußkonz.	mittl. Ablaufkonz.	mittl. Zuflußkonz.	mittl. Ablaufkonz.
AFS	350 mg/l	8 mg/l	250 mg/l	10 mg/l
CSB	650 mg/l	45 mg/l	150 mg/l	40 mg/l
Phosphor	7.5 mg/l	0.8 mg/l	1.6 mg/l	0.5 mg/l
N <sub>org</sub>	20 mg/l	∑ N <sub>ges</sub>	∑ N <sub>ges</sub>	∑ N <sub>ges</sub>
NH <sub>4</sub>	20 mg/l	18 mg/l	8 mg/l	6 mg/l
NO <sub>3</sub>	1 mg/l			
Kupfer	90 µg/l	6 µg/l	100 µg/l	12 µg/l
Blei	25 µg/l	3 µg/l	70 µg/l	6 µg/l
AOX	110 µg/l	45 µg/l	100 µg/l	45 µg/l
PAK	3.0 µg/l	0.6 µg/l	4.0 µg/l	1.2 µg/l

- Phosphor (P<sub>ges</sub>)

Phosphor wird in erster Näherung etwa zu 50% gelöst und zu 50% partikulär transportiert (HENZE ET AL., 1995). Bei einem konservativ angenommenen Absetz-

wirkungsgrad der partikulären Fracht ergibt sich damit ein sedimentativer Rückhalt von etwa 20 - 25% durch das Durchlaufbecken. Die Ablaufkonzentration der Nachklärung bei Mischwasser wird, mit Ausnahme des Zeitraumes in den die Verdrängungsmechanismen fallen, mit 0,5 - 0,8 mg/l gegenüber 0,8 mg/l bei Trockenwetter angenommen. Die Zulaufkonzentration kann anhand der Daten der Betriebstagebücher mit 7,5 mg/l angegeben werden. Bei Mischwasser werden die Zulaufkonzentrationswerte auf einen Bereich von 1,6 - 2 mg/l herabgesetzt. Dieser etwas höher angesetzte Konzentrationsbereich als im Mittel in andern Untersuchungen (z. Bsp. BROMBACH, MICHELBACH, 1995) berücksichtigt den Einfluß des weitverzweigten Kanalisationsnetzes mit einem im Durchschnitt geringeren Mischungsverhältnis. Auch die durchgeführten Messungen des gelöst transportierten Phosphors mit einem arithmetischen Mittelwert von 0,8 mg/l untermauern dies (MARTIN, 1995).

- Stickstoff ( $N_{\text{ges}}$ )

Der der Kläranlage bei Trockenwetter zufließende Stickstoff setzt sich in etwa aus 15- 20 mg/l org. N, 20- 30 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  und ca. 1 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  zusammen. Daraus folgt eine mittlere Konzentration von 41 mg/l, die sich bei Mischwasser auf rund 15 - 20% dieses Wertes reduziert. Auch hier werden, wie beim Phosphor, durch das große Einzugsgebiet höhere Werte angesetzt als in der Literatur (z. Bsp. BROMBACH, MICHELBACH, 1995) angegeben, die sich bezüglich des Ammoniums anhand eigener Messungen (MARTIN, 1995) auch bestätigen lassen. Im Ablauf wird bei Trockenwetter von einer Konzentration von 18 mg/l und bei Zuflüssen größer als  $2Q_t + Q_f$  von 5 - 7 mg/l ausgegangen. Der Wirkungsgrad des RÜBs bezüglich Stickstoff wird mit einer geringen Sedimentationswirkung auf etwa 10% festgelegt. Zuzüglich der Fangwirkung ergibt sich auf Jahresbasis ein Rückhalt von rund 35%.

- Kupfer

Die Zulaufkonzentration des Kupfers steigt bei Mischwasserzufluß von 90  $\mu\text{g/l}$  auf 100  $\mu\text{g/l}$  an. Im Ablauf liegt die Konzentration bei ca. 6  $\mu\text{g/l}$  und verdoppelt sich etwa bei einer Mischwassersituation. Dies liegt darin begründet, daß bei Mischwasserbelastung vermehrt hochbeladene feinpartikuläre Partikel ausgetragen werden. Dieser vermehrte partikuläre Anteil führt etwa zu einer Erhöhung von 50 - 60% (KRAUTH, MÜLLER, 1995). Zusätzlich ist mit einer leichten Erhöhung auch in der gelösten Phase zu rechnen, so daß sich insgesamt die angesprochene Verdopplung im Kläranlagenablauf ergibt. Der Wirkungsgrad für Kupfer am Klärüberlauf wird unter Berücksichtigung der gelösten Fracht auf 45 - 50% festgelegt. Dies entspricht den Untersuchungen von SCHÄFER (SCHÄFER, ET AL., 1997).

- Blei

Für Blei gelten ähnliche Aussagen wie für Kupfer. Die angenommenen Konzentrationen betragen 25 µg/l im Trockenwetterzulauf, 70 µg/l im Mischwasserzulauf, 6 µg/l im Mischwasserablauf und 3 µg/l im Trockenwetterablauf. Der Wirkungsgrad am Klärüberlauf ist etwas höher wegen der kleineren gelösten Fracht und beträgt 50 - 55%. (SCHÄFER, ET AL., 1997)

- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Datenlage bei den organischen Schadstoffen ist relativ gering. Als Anhaltswert kann von folgenden Werten ausgegangen werden. Im Trockenwetterzulauf wurden ca. 3 µg/l und im Mischwasserzufluß rund 4 µg/l ermittelt. Im Trockenwetterablauf der Kläranlage beträgt die Konzentration etwa 0,6 µg/l und im Mischwasserablauf wird eine Konzentration von 1,2 µg/l angenommen. Der Sedimentationswirkungsgrad wird wegen des fast ausschließlich partikulären Transports in Analogie zum Blei auf rd. 50% festgelegt. Detailliertere Betrachtungen können z. Bsp. in HARITOPOULOU (HARITOPOULOU, 1996) nachgelesen werden.

- Adsorbierbare organische Halogene (AOX)

Bei den AOX sieht die Datenlage ähnlich schlecht aus. Im Trockenwetterzulauf wurde ein Wert von 110 µg/l bestimmt, der sich bei Mischwasser durch die Verdünnung auf 100 µg/l reduziert. Im Ablauf Nachklärung wird für beide Abflusssituationen eine Konzentration von 45 µg/l angesetzt. Der Sedimentationswirkungsgrad am Klärüberlauf wird in Analogie zu Untersuchungen an Vorklärbecken (Reduktion ca. 30%, (SCHÄFER, HOFFMANN, 1997)) auf 10 - 20% festgelegt. Auf Jahresbasis ergibt sich ein Rückhalt von 30 - 40%.

Für die Nährstoffe ergeben sich aus dieser Bilanzierung folgende Frachtverteilungen. Beim Stickstoff entlastet bei Zulaufbedingungen über  $2Q_s + Q_f$  ca. 19 - 24% der Ereignisfracht über den Klärüberlauf am Komplex RÜB / Kläranlage. Damit liegt eine ähnliche Verteilung vor, wie bei der Wasserfracht, die darin begründet ist, daß keine Denitrifikation vorhanden ist und bei Mischwasser die Zulaufkonzentration den Ablaufkonzentrationen (Nachklärung und Klärüberlauf) sich in etwa entsprechen. Bezogen auf die Jahresfracht sind das etwa 1 - 1,5%. Dieser geringe Anteil ist auch hier durch die erhebliche Verdünnung begründet. Deutlich ist auch aus diesen Zahlenwerten zu erkennen, daß nur eine minimale Frachterhöhung im Ablauf der Kläranlage stattfindet, die so auch von KRAUTH (KRAUTH, SCHWENTNER, 1992) beschrieben wurde.

Die CSB- und Phosphorfrachten verhalten sich in erster Näherung ähnlich. Am Klärüberlauf entlasten, bezogen auf die Ereignisfracht ( $>2Q_s + Q_f$ ), rund 37 - 48% beim CSB und 41 - 48% beim  $P_{ges}$  sowie 5 - 8% beim CSB und 5 - 7% beim  $P_{ges}$

bezogen auf die Jahresfracht. Die Zunahme der emittierten Fracht im Ablauf der Kläranlage liegt jeweils bei etwa 50%.

Von den Fest- und Schadstoffen gelangen ca. 60 - 70% der Ereignisfrachten über den Klärüberlauf ins Gewässer. Bezogen auf die Jahresfracht ergibt sich bei den Feststoffen ein Anteil von rund 23 - 29%. Bei den anthropogenen, anorganischen Schadstoffen ist der Anteil der Jahresemission deutlich höher. Blei weist einen Anteil von rund 31 - 35% auf. Dieser sehr hohe Anteil liegt darin begründet, daß die Haupteintragsquelle für Blei im Untersuchungszeitraum die urbanen Oberflächen darstellten. Durch das Verbot bleihaltigen Kraftstoff einzusetzen, wird sich dieser Anteil weiter verringert haben und auch unter 30% liegen. Eine detaillierte Abschätzung ist aber nicht möglich. Der Kupferanteil der Jahresfracht berechnet sich zu 26 - 30%. Hier ist im Gegensatz zu Blei sogar mit einem Anstieg zu rechnen, da der Kupferanteil der Dachflächen in den letzten Jahren erheblich zugenommen hat. Die Zunahme der Emissionen im Kläranlagenablauf ergibt sich bei den abfiltrierbaren Stoffen um etwa das Dreifache und bei den anorganischen Schadstoffen um rund das Fünffache. Trotz dieser erheblichen Zunahme sind die Frachten im Ablauf der Nachklärung immer noch erheblich kleiner als die der Mischwasserentlastung.

**Tabelle 5.9: Massenbilanzierung am Komplex „RÜB / Kläranlage“ Karlsruhe**

	CSB in Mg/a	P <sub>ges</sub> in Mg/a	N <sub>ges</sub> in Mg/a
Zulauf Trennbauwerk	30 245 Mg	345 Mg	1 886 Mg
Zulauf Kläranlage	29 900 Mg	342 Mg	1 871 Mg
Zulauf RÜB	345 Mg - 469 Mg	3.4 Mg - 4.2 Mg	15 Mg - 19 Mg
Klärüberlauf	121 Mg - 187 Mg	2.0 Mg - 2.6 Mg	9 Mg - 13 Mg
Beckenüberlauf	< 1%	< 1%	< 1%
Beckenentleerung	224 Mg - 281 Mg	1.4 Mg - 1.6 Mg	5.6 Mg - 6.5 Mg
Ablauf Kläranlage während Ereignis	202 Mg	2.9 Mg	40 Mg
Anteil TW am Ablauf Kläranlage bei Ereignis	46%	58%	95%
Ablauf Kläranlage/RÜB	2 286 Mg - 2 353 Mg	38.8 Mg - 39.4 Mg	837 Mg - 841 Mg
Anteil des KÜ an den Ereignisemissionen	37% - 48%	41% - 48%	19% - 24%
Anteil des KU an der Gesamtjahresemission	5.3% - 8.0%	5.1% - 6.7%	1.1% - 1.5%

Fortführung Tabelle 5.9: Massenbilanzierung am Komplex „RÜB / Kläranlage“ Karlsruhe

	Wassermenge	AFS in Mg/a	Kupfer in kg/a	Blei in kg/a	PAK in kg/a	AOX in kg/a
Zulauf Trennbauwerk	48 120 000 m <sup>3</sup>	16 630 Mg	4 341 kg	1 288 kg	146 kg	5 261 kg
Zulauf Kläranlage	46 000 000 m <sup>3</sup>	16 100 Mg	4 140 kg	1 150 kg	138 kg	5 060 kg
Zulauf RÜB	2 120 000 m <sup>3</sup>	530 Mg - 594 Mg	201 kg - 223 kg	138 kg - 148 kg	8.5 kg - 9.5 kg	201 kg - 212 kg
Klärüberlauf	1 500 000 m <sup>3</sup>	106 Mg - 148 Mg	101 kg - 122 kg	62 kg - 74 kg	4.2 kg - 5.0 kg	121 kg - 148 kg
Beckenüberlauf	20 000 m <sup>3</sup>	< 1%	< 1%	<1%	< 1%	<1%
Beckenentleerung	600 000 m <sup>3</sup>	424 Mg - 445 Mg	101 kg - 100 kg	76 kg - 74 kg	4.2 kg - 4.6 kg	81 kg - 64 kg
Ablauf Kläranlage während Ereignis	5 760 000 m <sup>3</sup>	58 Mg	69 kg	35 kg	7 kg	259 kg
Anteil TW am Ablauf Kläranlage bei Ereignis	2 073 600 m <sup>3</sup>	29%	18%	18%	18%	36%
Ablauf Kläranlage/RÜB	48 120 000 m <sup>3</sup>	474 Mg - 516 Mg	377 kg - 398 kg	200 kg - 212 kg	32 kg - 33 kg	2 191 kg - 2 218 kg
Anteil des KÜ an den Ereignissemissionen	21%	65% - 72%	59% - 64%	64% - 68%	38% - 42%	32% - 36%
Anteil des KU an der Gesamtjahresemission	3.1%	22.4% - 28.7%	26.7% - 30.7%	31.0% - 35.0%	13.3% - 15.2%	5.5% - 6.7%

Die organischen Schadstoffe, beispielhaft PAK und AOX, weisen deutlich geringere prozentuale Anteile auf. So liegt der Ereignisfrachtanteil bei etwa 40% bzw. 35% und der Anteil der Jahresfracht bei ca. 14% bzw. 6%. Diese zunächst günstig erscheinende Verteilung liegt allerdings nicht an einer besseren Rückhalteleistung des Durchlaufbeckens, sondern an einer wesentlich geringeren Reinigungsleistung der Kläranlagen bezüglich dieser Parameter.

### *5.2.1.3 Gegenüberstellung mit den Stofffrachten aus dem Einzugsgebiet*

Den in den vorhergegangenen zwei Kapiteln dargestellten Berechnungen der Stofffrachten auf Basis gemessener und simulierter Wasserfrachten als auch Stoffkonzentrationen soll im folgenden eine Gegenüberstellung auf Jahresbasis anhand von einwohnerspezifischen und flächenspezifischen Frachtangaben erfolgen. Als Eingangsdaten dienen hierbei die regionalisierte Oberflächennutzung (Kapitel 4.2.3) und die flächenbezogene Einwohnerdichte (Kapitel 4.2.4) mit den dazugehörigen Frachtangaben (Kapitel 2.1, bzw. Kapitel 4.2.5).

Mit Hilfe der Angaben über die Einwohnerdichteverteilung kann die gesamte Einwohnerzahl von rd. 270 000 E den einzelnen Einzugsgebieten zugeordnet werden. Die Differenz zu 630 000 EW Gesamtanschlußgrad der Kläranlage Karlsruhe wird proportional über die Flächenanteile der Gewerbe- und Industrienutzung aus der Oberflächennutzungskarte den Teileinzugsgebieten zugewiesen. Dies beschreibt die Situation sicherlich nur sehr grob, aber eine genauere Datenbasis bezüglich der Industrieeinleitungen liegt nicht vor. Sinnvoll wäre sicherlich die Einbindung eines Industrie- (Risiko)- Katasters. Desweiteren erfolgt hier keine Aussage über einzelne Teileinzugsgebiete, sondern es wird nur die Summe aller Einzelemissionen der resultierenden Emission an den Gebietsauslässen (Kläranlage Karlsruhe, RÜ's und RÜB's) gegenübergestellt. Für die einwohnerspezifische Fracht der Industrie werden mit drei Ausnahmen dieselben spezifischen Tagesfrachten, wie sie auch beim kommunalen Anteil Anwendung finden, angenommen. Die Ausnahmen bilden der Parameter AOX, der auch wegen der erhöhten Zulaufwerte in Karlsruhe um 50% heraufgesetzt, der Gesamtstickstoff, der auf 60% reduziert sowie der Parameter CSB, der leicht auf 110% erhöht wird (Tabelle 4.7 in Kap. 4.2.5).

Bei einem Vergleich der so ermittelten Einzelemissionen aus häuslichem und industriellem Schmutzwasser sowie dem Niederschlagsabfluß mit den resultierenden Emissionen auf Basis der simulierten Wasserfrachten und der gemessenen Konzentrationen ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung der Frachten (s. Tabelle 5.10). Bei allen betrachteten Parametern liegt die Differenz im Bereich kleiner 5%. Einzige Ausnahme bildet die Stoffgruppe der PAK.

**Tabelle 5.10: Gegenüberstellung des Stoffeintrages im Einzugsgebiet mit der gemessenen / hochgerechneten Schmutzfracht am Trennbauwerk der Kläranlage Karlsruhe**

	AFS in Mg/a	CSB in Mg/a	P <sub>ges</sub> in Mg/a	N <sub>ges</sub> in Mg/a	Kupfer in kg/a	Blei in kg/a	PAK in kg/a	AOX in kg/a
Schmutzwasser aus Trennsystemen	7 880 Mg	14 448 Mg	169 Mg	894 Mg	2 026 kg	591 kg	57 kg	2 579 kg
Schmutzwasser und Regenwasser aus direktem Einzugsgebiet RÜB Neureut	4 333 Mg	7 179 Mg	86 Mg	514 Mg	1 218 kg	380 kg	34 kg	1 237 kg
Schmutzwasser und Regenwasser aus Einzugsgebiet Lameyplatz	4 174 Mg	7 068 Mg	84 Mg	482 Mg	1 146 kg	361 kg	33 kg	1 235 kg
Schmutzwasser und Regenwasser aus sonstigen vorentlasteten Gebieten	452 Mg	693 Mg	8 Mg	56 Mg	130 kg	41 kg	4 kg	115 kg
<b>Summe Stoffeintrag</b>	<b>16 838 Mg</b>	<b>29 388 Mg</b>	<b>347 Mg</b>	<b>1 946 Mg</b>	<b>4 520 kg</b>	<b>1 373 kg</b>	<b>128 kg</b>	<b>5 167 kg</b>
<b>Anteil des Eintrages der Oberfläche</b>	808 Mg 4.8%	287 Mg 1.0%	3.4 Mg 1.2%	21 Mg 1.1%	398 kg 8.8%	171 kg 12.4%	11 kg 8.6%	126 kg 2.4%
<b>gemessene Jahresfracht Zulauf Trennbauwerk Kläranlage Karlsruhe (aus Tabelle 5.9)</b>	<b>16 630 Mg</b>	<b>30 245 Mg</b>	<b>345 Mg</b>	<b>1 886 Mg</b>	<b>4 352 kg</b>	<b>1 298 kg</b>	<b>146 kg</b>	<b>5 272 kg</b>



Da hier aber sowohl bei der Emission am Gebietsauslaß als auch bei den Einzelmmissionen nur sehr dürftige und weit streuende Angaben vorhanden waren, muß auch zwangsläufig mit einem höheren Fehler (~12%) gerechnet werden. Weiterhin ist festzustellen, daß mit Ausnahme der Parameters CSB und AOX die Summe der Einzelmmissionen größer ist als die resultierende Fracht am Trennbauwerk des Komplexes Kläranlage Karlsruhe / RÜB Neureut (Gebietsauslaß). Dies ist zunächst auch so zu erwarten, da einige Teileinzugsgebiete vorentlastet sind und von daher mit einer minimal reduzierten Jahresfracht am Trennbauwerk zu rechnen ist.

Deutlich wird bei der Berechnung der Einzelmmissionen allerdings auch der geringe Anteil der durch den Niederschlagsabfluß bedingten Fracht im Vergleich zur gesamten Jahresfracht, die zur Kläranlage geleitet wird. Diese liegt bei allen Parametern in etwa in derselben Größenordnung wie der Fehlerbereich dieser Gegenüberstellung. Trotzdem ist deutlich die Herkunft der einzelnen Stoffe zu erkennen. Kommt bei Blei etwa 12% aus dem Niederschlagsabfluß, so reduziert sich dieser Anteil bei den Nähr-/ bzw. Zehrstoffen auf etwa 1%. Kupfer und AFS liegen mit 9% resp. 5% zwischen diesen Anteilen. Für die PAK ergibt sich ein Anteil von etwa 9%. Aufgrund des hohen Bilanzfehlers ist hier aber wahrscheinlich mit einem höheren Anteil zu rechnen, der zumindest in der Höhe des Parameters Blei anzunehmen ist.

#### 5.2.1.4 *Einwohnerspezifische Austragsfrachten*

Da die in den zwei vorangegangenen Kapiteln dargestellten Bilanzen durch die Gegenüberstellung und auch durch den Vergleich von Teilergebnissen mit Literaturangaben schlüssig erscheinen, sollen diese für weitere Betrachtungen als Eingangsgrößen dienen. Dazu werden die ermittelten Austragsfrachten für die anderen vorentlasteten Mischsysteme in einwohnerspezifische Werte ( $g / (E a)$ ) umgerechnet. Es ergeben sich dann die in Tabelle 5.12 Spalte 2 dargestellten Werte. Diese so umgerechneten Werte können allerdings wegen den verschiedenen Besonderheiten des Einzugsgebietes und der Mischwasserbehandlung (s.a. Kap. 3.2.2) nicht direkt auf die anderen Teileinzugsgebiete übertragen werden. Folgende Punkte müssen berücksichtigt und entsprechend umgerechnet werden:

Das Becken Neureut weist nur eine Entlastungsrate (entlastete Wassermenge bezogen auf den gesamten Niederschlagsabfluß im Einzugsgebiet) von 19% auf. Dies liegt zum einen am hohen Drosselabfluß von  $4 \text{ m}^3/\text{s}$  im Vergleich zum Trockenwetterzufluß von  $1,4 \text{ m}^3/\text{s}$  und zum anderen am zusätzlichen aktivierbaren Kanalstauraum von über  $40\,000 \text{ m}^3$  (STADT KARLSRUHE, 1984). Nach der vereinfachten Berechnung nach A128 ist für ein Durchlaufbecken am Ende eines großen Einzugsgebietes mit einer Entlastungsrate von um die 35% zu rechnen. Das heißt, unter "nach A128 bemessenen" Bedingungen würde etwa die doppelte

Wassermenge entlasten und damit auch in erster Näherung die doppelte Fracht. Diese entsprechenden Werte sind in Tabelle 5.12 Spalte 3 aufgelistet.

Sollen im weiteren auch die Emissionen aus Fangbecken bestimmt werden, so ist die zusätzliche Effektivität (s. a. Tabelle 5.11) durch die Sedimentationswirkung abzuziehen. Detailliertere Angaben für dieses strömungstechnisch optimierte Durchlaufbecken können in SCHÄFER, (SCHÄFER ET AL., 1998) und MARTIN (MARTIN, 1995) nachgelesen werden. Die durch diese Umrechnung wiederum erhöhte einwohnerspezifische Emission ist in Tabelle 5.12 Spalte 4 dargestellt.

Für kleine Einzugsgebiete sind diese Werte aber immer noch als zu klein anzusehen, da sich nach A128 für solche Fangbecken Entlastungsraten von etwa 50% ergeben. Da in kleineren Einzugsgebieten mit Spülstoßeffekten zu rechnen ist, soll hier eine Extrapolation auf eine Entlastungsrate von 45% erfolgen, deren Werte dann für kleine Einzugsgebiete Anwendung finden sollen (Tabelle 5.12 Spalte 5).

**Tabelle 5.11: Angesetzte Effektivitäten des Durchlaufbeckens Neureut**

AFS	CSB	P <sub>ges</sub>	N <sub>ges</sub>	Cu	Pb	PAK	AOX
40%	15%	10%	10%	20%	25%	20%	10%

Für Fangbecken ergeben sich dann einwohnerspezifische Emissionen von ca. 1,8 kg AFS / (E a), 1,3 kg CSB / (E a), 14 g P<sub>ges</sub> / (E a), 70 g N<sub>ges</sub> / (E a). Ähnliche einwohnerspezifische Angaben wurden von BROMBACH (BROMBACH, MICHELBACH, 1995) und MEIßNER (MEIßNER, 1991) berechnet. MEIßNER kommt z. Bsp. zu einem Wert von 23 kg P<sub>ges</sub> / (E a) und BROMBACH berechnet eine Emission von 33 kg P<sub>ges</sub> / (E a). Damit liegen die Angaben in derselben Größenordnung, aber die Unterschiede sind doch deutlich. Wenn allerdings die unterschiedlichen Eingangsdaten und Annahmen berücksichtigt werden, so nähern sich die Werte doch deutlich an. So wird in der Berechnung von Brombach von einer kommunalen P-Fracht von 2,2 g / (E a) ausgegangen, wohingegen bei dieser Darstellung eine P-Fracht von ca. 1,7 g / (E a) anzusetzen ist. Zum anderen wird von höheren Entlastungsraten (50% des Niederschlagsabflusses) bei gleicher Entlastungskonzentration ausgegangen.

Für die Gruppe der Schadstoffe ergeben sich die folgenden Emissionen (0,8 kg Cu / (E a), 0,5 g Pb / (E a), 33 mg PAK / (E a), 0,8 g AOX / (E a)), für die aber keine vergleichbaren Angaben herangezogen werden können. Insgesamt bestätigen die Ansätze der oben zitierten Autoren die hier angegebenen Emissionsangaben, so daß sie für die anderen Teileinzugsgebiete angewendet werden.

**Tabelle 5.12: Berechnete Einwohnerspezifische Emissionen bei Mischwasserentlastungen**

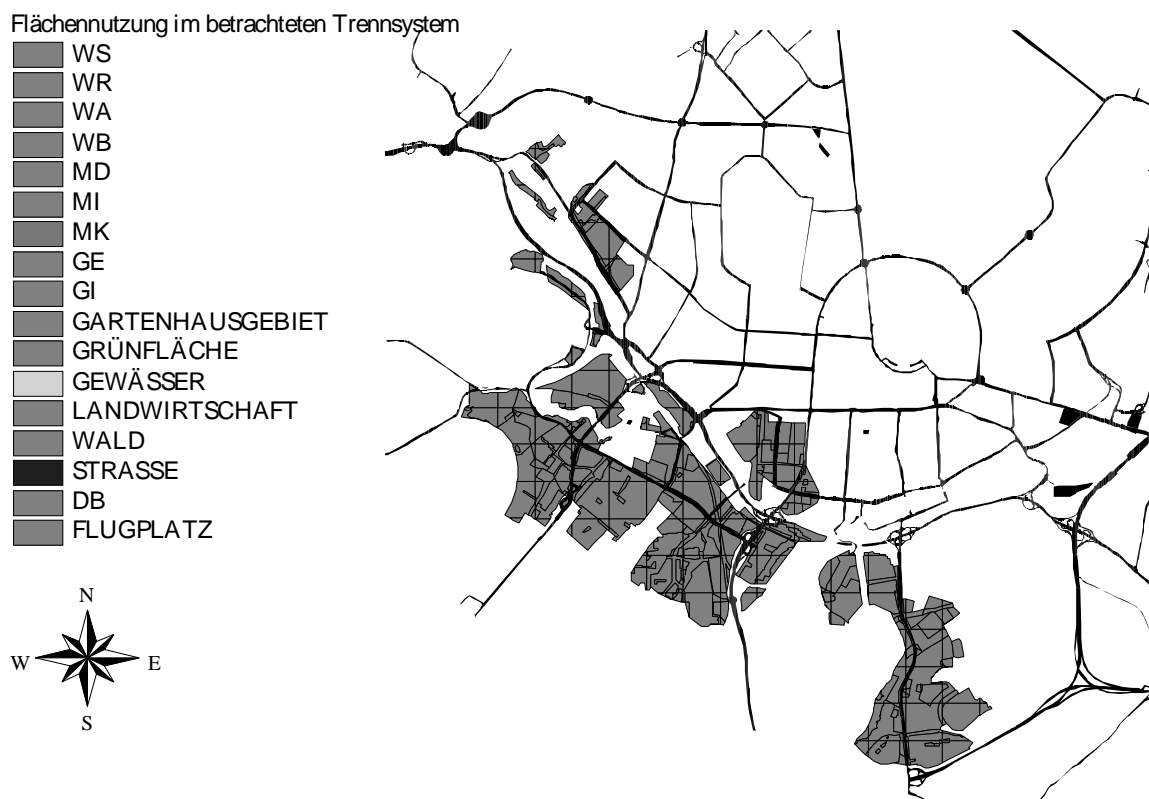
	DB Neureut Entlastungsrate = 19%	große EZG, DB "normal" Entlastungsrate = 35%	DB ohne Sedimentation entspricht FB 35%	FB Entlastungsrate = 45%
AFS	168g/(Ea) - 236g/(Ea)	0.3kg/(Ea) - 0.5kg/(Ea)	1.0kg/(Ea) - 1.2kg/(Ea)	1.5kg/(Ea) - 1.8kg/(Ea)
CSB	191g/(Ea) - 297g/(Ea)	0.4kg/(Ea) - 0.6kg/(Ea)	0.6kg/(Ea) - 0.9kg/(Ea)	0.9kg/(Ea) - 1.3kg/(Ea)
P <sub>ges</sub>	3g/(Ea) - 4g/(Ea)	6g/(Ea) - 8g/(Ea)	7g/(Ea) - 10g/(Ea)	11g/(Ea) - 14g/(Ea)
N <sub>ges</sub>	15g/(Ea) - 20g/(Ea)	29g/(Ea) - 40g/(Ea)	34g/(Ea) - 46g/(Ea)	51g/(Ea) - 69g/(Ea)
Kupfer	0.16g/(Ea) - 0.19g/(Ea)	0.32g/(Ea) - 0.39g/(Ea)	0.45g/(Ea) - 0.53g/(Ea)	0.67g/(Ea) - 0.80g/(Ea)
Blei	0.10g/(Ea) - 0.12g/(Ea)	0.20g/(Ea) - 0.24g/(Ea)	0.31g/(Ea) - 0.35g/(Ea)	0.46g/(Ea) - 0.53g/(Ea)
PAK	7mg/(Ea) - 8mg/(Ea)	13mg/(Ea) - 16mg/(Ea)	19mg/(Ea) - 22mg/(Ea)	28mg/(Ea) - 33mg/(Ea)
AOX	0.19g/(Ea) - 0.24g/(Ea)	0.38g/(Ea) - 0.47g/(Ea)	0.45g/(Ea) - 0.54g/(Ea)	0.67g/(Ea) - 0.81g/(Ea)

### 5.2.2 Emissions-/ Immissions- Vergleich an der Alb

In den folgenden drei Kapiteln erfolgt der Emissions-/ Immissions- Vergleich am beschriebenen Kontrollabschnitt der Alb. Die wesentlichen Belastungsquellen stellen durch die Lage der Teilentwässerungssysteme die Trennsystemauslässe dar. Diese Frachten werden mit den in Kap. 4.2.5 dargestellten flächenspezifischen Emissionen beschrieben. Für die wenigen Teileinzugsgebiete, die im Mischsystem entwässern, erfolgt die Abschätzung mittels der einwohnerspezifischen Frachten aus dem vorangegangenen Kapitel.

#### 5.2.2.1 Austrag aus den Trennsystemen in die Alb

Durch eine Verschneidung der Teileinzugsgebiete, die im Trennsystem in die Alb entwässern, mit der Flächennutzung in einer GIS- Applikation ergibt sich die in Abbildung 5.3 dargestellte Verteilung. Das betrachtete Gebiet umfaßt rund 10 km<sup>2</sup>. Es setzt sich aus jeweils ca. 30% "reines Wohngebiet (WR)" und " allgemeines Wohngebiet (WA)" zusammen, der Rest verteilt sich auf die anderen angegebenen Nutzungstypen (Mischgebiet (MI), Kerngebiet (MK), Gewerbegebiet (GE), Industriegebiet (GI), Schienenflächen (DB)).



**Abbildung 5.3: Flächennutzung der betrachteten Teileinzugsgebiete im Trennsystem**

Unter Berücksichtigung der jeweiligen Versiegelungsgrade (Tabelle 4.5) ergeben sich daraus umgerechnet etwa 220 ha Dachflächen, 82 ha Hofflächen und 190 ha Straßen. Werden diese Flächen mit den entsprechenden jährlichen Abtragsfrachten (s. Tabelle 4.8) multipliziert, so ergeben sich die in Tabelle 5.13 dargestellten Emissionen für AFS, CSB, Kupfer und Blei. Für die anderen Parameter (Nährstoffe und organische Schadstoffe) liegen keine Kontrollmessungen im Gewässer und bezüglich der Abtragsfrachten nur die Anhaltswerte aus den genannten Korrelationsbeziehungen vor, so daß an dieser Stelle keine Berechnung dieser Emissionsfrachten erfolgt.

**Tabelle 5.13: Verteilung der Stofffrachten aus den Trennsystemen**

	<b>AFS</b>	<b>CSB</b>	<b>Blei</b>	<b>Kupfer</b>
<b>DB</b>	2 Mg/a	1 Mg/a	0.3 kg/a	1 kg/a
<b>GE</b>	36 Mg/a	13 Mg/a	13 kg/a	43 kg/a
<b>GI</b>	26 Mg/a	10 Mg/a	9 kg/a	31 kg/a
<b>MI</b>	23 Mg/a	9 Mg/a	4 kg/a	13 kg/a
<b>MK</b>	3 Mg/a	1 Mg/a	0.5 kg/a	1 kg/a
<b>Straße</b>	44 Mg/a	15 Mg/a	7 kg/a	13 kg/a
<b>WR</b>	60 Mg/a	22 Mg/a	11 kg/a	30 kg/a
<b>WA</b>	58 Mg/a	23 Mg/a	11 kg/a	31 kg/a
<b>Summe</b>	<b>250 Mg/a</b>	<b>95 Mg/a</b>	<b>55 kg/a</b>	<b>165 kg/a</b>

Insgesamt ergibt sich so eine Jahresfracht von rund 250 Mg/a an Schwebstoffen, ca. 95 Mg/a CSB, etwa 165 kg/a Kupfer sowie 55 kg/a Blei. Durch die Anpassung (Erhöhung) der Abtragsfrachten gegenüber den Angaben von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1996) bei den Parametern CSB und Kupfer (s. a. Kap. 4.2.5) ergeben sich hier auch höhere Emissionen als sie noch in SCHÄFER (SCHÄFER ET AL., 1998) angegeben wurden.

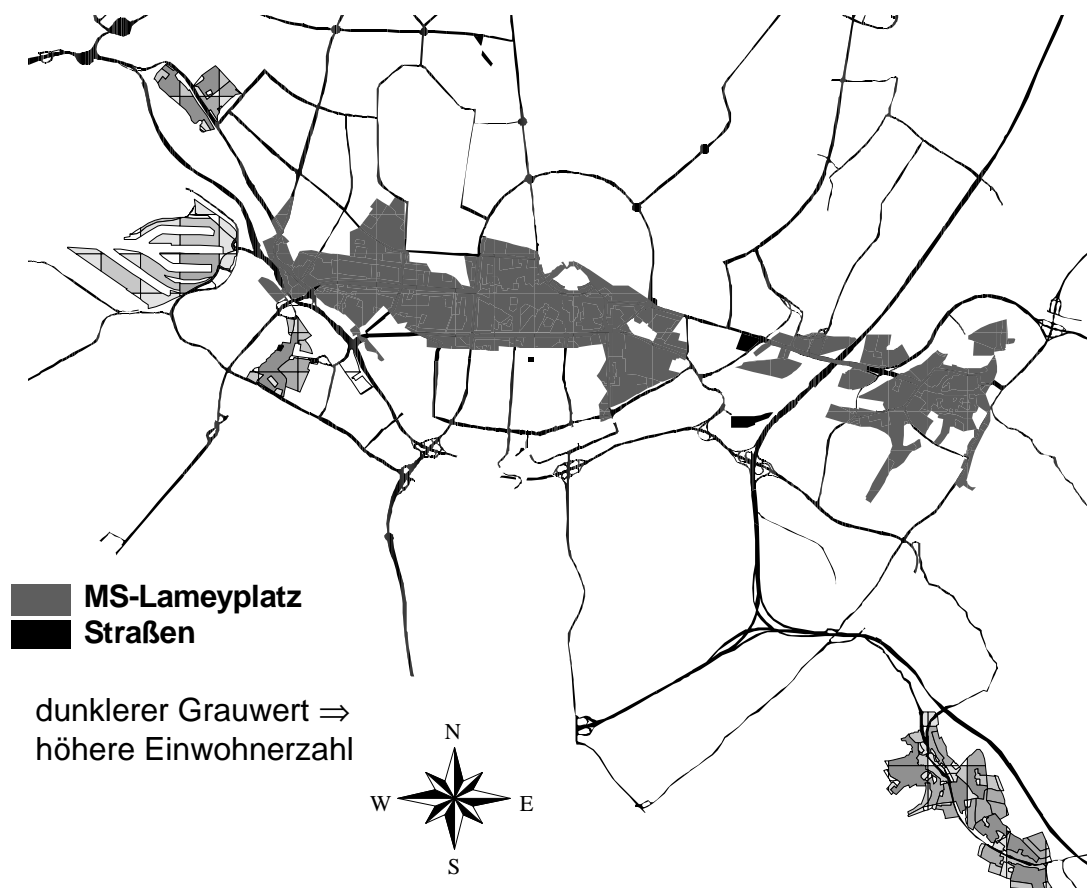
Auch hier ist davon auszugehen, daß sich die Bleifracht 1998 weiter reduziert und die Kupferfracht erhöht hat. Ansonsten ist zu erkennen, daß sich die Anteile der Jahresfrachten analog der Verteilung der Nutzungstypen verhalten. Hohe Anteile von Blei und Kupfer kommen von den Straßen. Gleiches gilt für die Gewerbe- und Industriegebiete.

#### 5.2.2.2 Austrag aus Mischsystementlastungen in die Alb

Die Emissionen aus den Mischsystemen entlang der Alb werden in zwei Gruppen unterteilt, die mit unterschiedlichen Berechnungsansätzen beschrieben werden müs-

sen. Zum einen ist der Regenüberlauf Lameyplatz mit seinem Einzugsgebiet (dunkelgraues Einzugsgebiet, Abbildung 5.4), zum anderen sind die kleineren Teileinzugsgebiete mit ihren unterschiedlichen Einwohnerzahlen (hell- mittelgraue Einzugsgebiete, Abbildung 5.4) zu nennen.

Nach der Abschätzung aus Kap. 5.2.1.1 entlastet am RÜ Lameyplatz nur die sehr geringe Wassermenge von etwa 20 000 m<sup>3</sup> pro Jahr. Bei der Größe dieses Einzugsgebietes von rund 500 ha folgt daraus aber auch, daß eine Entlastung nur bei Starkregenereignissen stattfindet und damit auch das Mischungsverhältnis sehr hoch bzw. die resultierenden Stoffkonzentrationen in der Entlastung sehr gering sind. Für die Berechnung werden Konzentrationen angesetzt (AFS=100mg/l, CSB=70mg/l, Cu=40 µg/l, Pb=25 µg/l), wie sie bei einem Ereignis mit einer Jährlichkeit von weniger als eins am RÜB Neureut bestimmt wurden (MARTIN, 1995). Die daraus resultierenden Frachten sind in Tabelle 5.14 Spalte 4 dargestellt. Eine genauere Bestimmung ist nicht möglich und erscheint auch bei einem prozentualen Anteil von weniger als 5% der Mischwasserfracht, die in die Alb entlastet wird, nicht sinnvoll.



**Abbildung 5.4: Einwohnerverteilung der betrachteten Teileinzugsgebiete im Mischsystem**

Bei den anderen Teilflächen erfolgt die Hochrechnung der emittierten Frachten mit den in Kap. 5.2.1.4 bestimmten und dargestellten einwohnerspezifischen Emissionsraten. Dazu wird die Einwohnerdichteverteilung ebenfalls in einer GIS- Applikation mit den Teileinzugsgebietsflächen verschnitten und die Einwohnerzahl berechnet. Parallel dazu erfolgt proportional zur Gewerbe- und Industriefläche aus der Flächenutzungskarte eine Abschätzung der angeschlossenen EGW für Industrie und Gewerbe. Summiert ergibt sich etwa ein Wert von 25 000 EW. Daraus resultiert die in Tabelle 5.14, Spalte 3 dargestellte Fracht.

Erfolgt als Kontrolle für diese Mischsysteme eine Berechnung mit den aus Tabelle 5.7 bekannten, simulierten Wassermengen, so ergeben sich Emissionen von etwa 42 Mg AFS/a, 31 Mg CSB/a, 17 kg Cu/a, 12 kg Pb/a.

**Tabelle 5.14: Entlastete Stofffrachten an den restlichen Mischsystemen im Einzugsgebiet der Alb**

	spez. Emissionen	sonstige Entlastungen an der Alb	Entlastung Lameyplatz
<b>AFS</b>	1.8kg/(Ea)	49 Mg/a	2 Mg/a
<b>CSB</b>	1.3kg/(Ea)	34 Mg/a	1 Mg/a
<b>Kupfer</b>	0.80g/(Ea)	21 kg/a	0.8 kg/a
<b>Blei</b>	0.53g/(Ea)	14 kg/a	0.5 kg/a

### 5.2.2.3 Gegenüberstellung mit den Jahresimmissionen der Alb

Zur Gegenüberstellung der bisher bestimmten Emissionsfrachten aus Trenn- und Mischsystemen mit den Immissionsfrachten in der Alb muß zuerst die Abflußdauer bestimmt werden, in der niederschlagsbedingte, anthropogene Schadstoffe eingetragen werden. Dazu werden aus dem Regenkontinuum 1994 mit etwa 200 Einzelereignissen und ca. 780 mm Jahresniederschlag (s.a. Tabelle 5.15) die abflußrelevanten Ereignisse herausgefiltert. Wie in Kapitel 3.2.3 beschrieben, wird zuerst eine Zusammenlegung von Einzelereignissen mit der erweiterten Definition der Grenzrockendauer (3 h) durchgeführt. Dies führt zunächst zu einer deutlichen Erhöhung der Jahresregendauer von rd. 800 h auf ca. 1200 h. Mit diesen zusammengefaßten Daten erfolgt dann die Streichung von nicht abflußwirksamen Ereignissen mit einer Regenhöhe kleiner 1,0 mm, wie sie auch von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1990) vorgeschlagen wird. Es ist zwar bei einer Regenhöhe von 1 mm von Dächern schon zum Teil mit einem Abfluß zu rechnen, aber die Grenze bei 0,5 mm, wie sie in SCHÄFER (SCHÄFER ET AL., 1998) noch angesetzt wurde, liefert

tendenziell zu lange niederschlagsbedingte Abflußdauern in der Alb. Letztendlich ergeben sich dann 105 Ereignisse mit ca. 700 mm Jahresniederschlag und einer Jahresereignisdauer von ca. 1130 h.

**Tabelle 5.15: Regencharakteristik 1994**

1994	Ottostraße	Müldeponie Ost	Augustenberg	Jägerhaussee	Grünwettersbach	Müldeponie West	Rüppurr
Anzahl der Ereignisse	210	196	195	174	179	217	223
max. Regenhöhe	33.2 mm	39.2 mm	38.3 mm	39.2 mm	39.8 mm	38.6 mm	33.4 mm
mitt. Regenhöhe	3.4 mm	3.8 mm	3.7 mm	3.7 mm	3.8 mm	3.4 mm	3.8 mm
max. Regenintensität	56 l / (s ha)	36 l / (s ha)	64 l / (s ha)	35 l / (s ha)	74 l / (s ha)	46 l / (s ha)	67 l / (s ha)
mitt. Regenintensität	3.7 l / (s ha)	4.0 l / (s ha)	4.2 l / (s ha)	3.6 l / (s ha)	3.8 l / (s ha)	3.5 l / (s ha)	4.9 l / (s ha)
Jahresregenhöhe	723 mm	754 mm	725 mm	640 mm	685 mm	741 mm	840 mm
Jahresregendauer	886:43 h:min	822:15 h:min	825:06 h:min	754:08 h:min	831:51 h:min	922:13 h:min	956:12 h:min

Zusätzlich ist zu beachten, daß in den in Tabelle 4.2 zusammengefaßten Stoff- und Schadstofffrachten auch Abflußsituationen enthalten sind, die aus dem nur teilweise beeinträchtigten Ereignisvorlauf oder -nachlauf stammen (s.a. Kapitel 4.1.1). Dieser Ereignisnachlauf ist auch deshalb zu berücksichtigen, da die kurz vor Ereignisende eingeleiteten Stofffrachten, um sie in der aufgestellten Bilanz überhaupt berücksichtigt zu können, auch noch bis zum Meßquerschnitt Knielingen (stromabwärts) transportiert werden müssen. Ein sinnvoller Bereich für die Dauer des Nachlaufes liegt zwischen 6 - 8 h. Hieraus folgt, daß zur Jahresereignisdauer von 1150 h ein Wert von ca. 650 - 900 h (105 Ereignisse \* 6-8 h) addiert werden muß, um die jährliche "Ereignisdauer im Gewässer" zu bestimmen. Die bei Regen durch das Stadtgebiet von Karlsruhe beeinflusste "Ereignisdauer" der Alb bestimmt sich damit auf rund 1800 - 2100 h. Diese so abgeleitete "Ereignisdauer im Gewässer" läßt sich auch bei der Beobachtung der Leitfähigkeit oder Trübung im Gewässer verifizieren. Eine entsprechend detailliertere Diskussion diesbezüglich ist in Kap. 6.1 aufgestellt.

Unter Berücksichtigung dieser Werte ergeben sich für die Immissionen Bereiche der Jahresfrachten von etwa 260 - 310 Mg/a Schwebstoffe, 220 - 240 Mg/a CSB sowie 110 -120 kg/a Blei und 260 -310 kg/a Kupfer (Tabelle 5.16). Demgegenüber stehen Emissionen von knapp 300 Mg/a Schwebstoffe, etwa 130 Mg/a CSB sowie ca 70 kg/a Blei und 185 kg/a Kupfer aus städtischen Misch- und Trennsystemen, die noch um die Frachtanteile aus der Kühlwassereinleitung des Heizkraftwerks West (s. Kapitel 3.2.1) und die Einleitungen aus überregionalen Straßen ergänzt werden müssen (s. Tabelle 5.16).

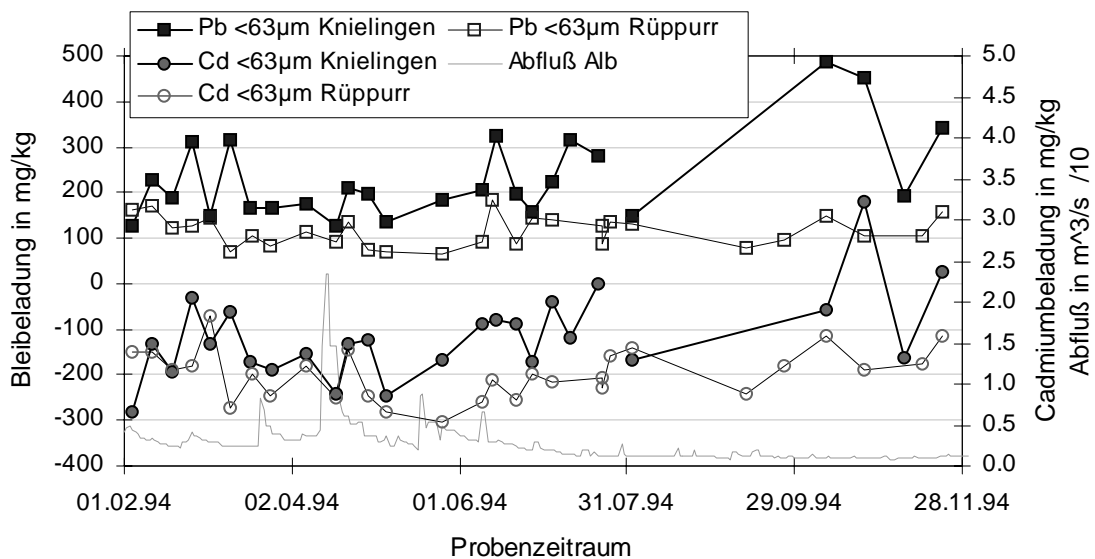
Aus diesem Vergleich ergibt sich eine "Wiederfindungsrate" von etwa 80 - 90% bei den beiden Schwermetallen Blei und Kupfer und rund 65% beim Summenparameter CSB. Bei den Schwebstoffen hingegen stellt sich bei diesen Annahmen eine identische bis höhere Emission als Immission dar. Diese zunächst gegen diese An-



nahmen sprechende Situation ist aber trotzdem plausibel, wenn folgende in Kapitel 4.1.2.1 schon angesprochenen Punkte berücksichtigt werden.

**Tabelle 5.16: Vergleich der jährlichen Emissionen aus dem Stadtgebiet mit den Immissionen im Gewässer**

Emission	AFS	CSB	Blei	Kupfer
Fracht aus Trennsystemen entlang der Alb	250 Mg/a	95 Mg/a	55 kg/a	165 kg/a
Fracht aus überregionalen Straßen entlang der Alb (ca. 50 ha), (mit Windverlusten)	30 Mg/a	18 Mg/a	28 kg/a	21 kg/a
Fracht aus Kühlwassereinleitung	3 Mg/a	1 Mg/a	0.1 kg/a	30 kg/a
Fracht aus Mischsystemen entlang der Alb	49 Mg/a	34 Mg/a	14 kg/a	21 kg/a
<b>Summe</b>	<b>330 Mg/a</b>	<b>148 Mg/a</b>	<b>97 kg/a</b>	<b>237 kg/a</b>
<b>Frachtanstieg im Gewässer / Immission</b>				
gelöst	-	n.b. - n.b.	11 - 13 kg/a	194 - 227 kg/a
partikulär	259 - 310 Mg/a	n.b. - n.b.	97 - 113 kg/a	71 - 83 kg/a
<b>Summe</b>	<b>259 - 310 Mg/a</b>	<b>214 - 248 Mg/a</b>	<b>108 - 126 kg/a</b>	<b>266 - 310 kg/a</b>



**Abbildung 5.5: Ganglinie der Schwermetallbelastung (Pb, Cd) im Sediment an beiden Meßstellen (SCHÄFER ET AL., 1998)**

Die Alb ist trotz des relativ kurzen Bilanzierungsabschnittes durch deutliche Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge gekennzeichnet, die sich z. Bsp. über den Jahresverlauf auch deutlich an den Schwermetallbelastungen im Sediment widerspiegeln (Abbildung 5.5). Solche Prozesse sind auch bei Regenereignissen gegeben, wie das die Bilanzen der drei beispielhaften Einzelereignisse (Kap. 5.1.3)

zeigen. So kommt es bei einzelnen Niederschlagsereignissen, je nach ihrer Charakteristik und Zugrichtung, zu deutlichen Bilanzüberschüssen oder auch -defiziten. Diese Verhältnisse übertragen sich auch auf die Häufigkeitsverteilungen der Schwebstoffkonzentrationen und damit auch auf die zur Immissionsberechnung eingesetzten Medianwerte. Insbesondere, wenn durch Niederschläge im Albtal stromaufwärts des Stadtgebietes hohe Regenintensitäten auftreten, führt das zu einer Überschätzung der Mediane am Beginn des Stadtgebietes und damit einer zu Unterschätzung der durch das Stadtgebiet verursachten Immissionbelastung.

Dies alles gilt besonders für Partikel mit größeren Korndurchmessern. Da die betrachteten Schwermetalle aber vermehrt an kleineren Korngrößen angelagert sind, macht sich diese Situation bei den Schwermetallen nur wenig oder gar nicht bemerkbar, sondern es ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Emission und Immission. Die leicht geringere Fracht der Emissionen kann in Meßfehlern, aber vor allem auch in weiteren, nicht berücksichtigten diffusen Quellen begründet liegen.

Dasselbe gilt wahrscheinlich auch für den Parameter CSB, der nur eine Wiederfindungsrate von 60 - 70% aufweist. Hier ist besonders mit weiteren diffusen Quellen aus sonstigem Flußeinzugsgebiet zu rechnen, die im Rahmen dieser Bilanz aber nicht abgeschätzt werden können.

Trotz der Vielzahl von Parametern und Unwägbarkeiten scheinen die angesetzten Emissionspotentiale aus Misch- und Trennsystemen die Belastungssituation des Gewässers durch die niederschlagsbedingten Einleitungen auf Jahresbasis gut beschreiben zu können. Veränderte Ansätze oder weitere Anpassungen für die hier dargestellten Parameter sind demnach nicht erforderlich und die hier dargestellte Verifikation war damit erfolgreich. Für die Stoffgruppen (Nährstoffe, org. Schadstoffe), die hier aufgrund der Meßkonzeption nicht betrachtet werden konnten, kann zumindest insoweit eine Bestätigung erfolgen, da sie zumindest zu den verifizierten Parametern in Korrelationsbeziehungen stehen.

### 5.3 Stoffbilanzen für Regenereignisse

Wie in Kap. 5.1.3 bei der Plausibilitätskontrolle schon erörtert, ist bei einzelnen Ereignisbilanzen das Erosions- und Sedimentationsverhalten innerhalb des betrachteten Gewässerabschnittes unbedingt zu berücksichtigen. Je nach dem jeweiligen Feststofftransportverhalten ergeben sich sowohl Frachtüberschüsse als auch -defizite, welche die angestrebten Emissions-/ Immissions- Vergleiche erheblich erschweren oder unmöglich machen können. Dies gilt besonders für signifikante Frachtdefizite, bei denen ein Vergleich nicht mehr nachvollziehbar ist. Solche signifikanten Frachtdefizite wurden bei den Ereignissen R12 und R13 festgestellt, so daß eine weitere Betrachtung ausgeschlossen wurde. Damit verbleiben von den in Kap. 4.2.6 charakterisierten Niederschlägen 8 Ereignisse, für die ein Vergleich aufgestellt und die gewählten Bilanzansätze diskutiert werden können. Die Emissionsberechnung erfolgt bei allen Vergleichen folgendermaßen:

- Die Emissionen aus den Trennsystemen werden nach zwei unterschiedlichen Varianten bestimmt. (s. Kap. 4.2.6)
  - 1.) je nach Modellregenklasse mit konstanten MEK-Werten und der aktuellen Niederschlagsverteilung
  - 2.) je nach Modellregenklasse mit konstanten prozentualen Anteilen der Jahresfracht
- Die Emissionsbestimmung aus den Mischsystemen erfolgt mit denselben vorgegebenen prozentualen Anteilen der Jahresentlastungsfracht je nach Modellregenklasse (s. Kap. 4.2.6)

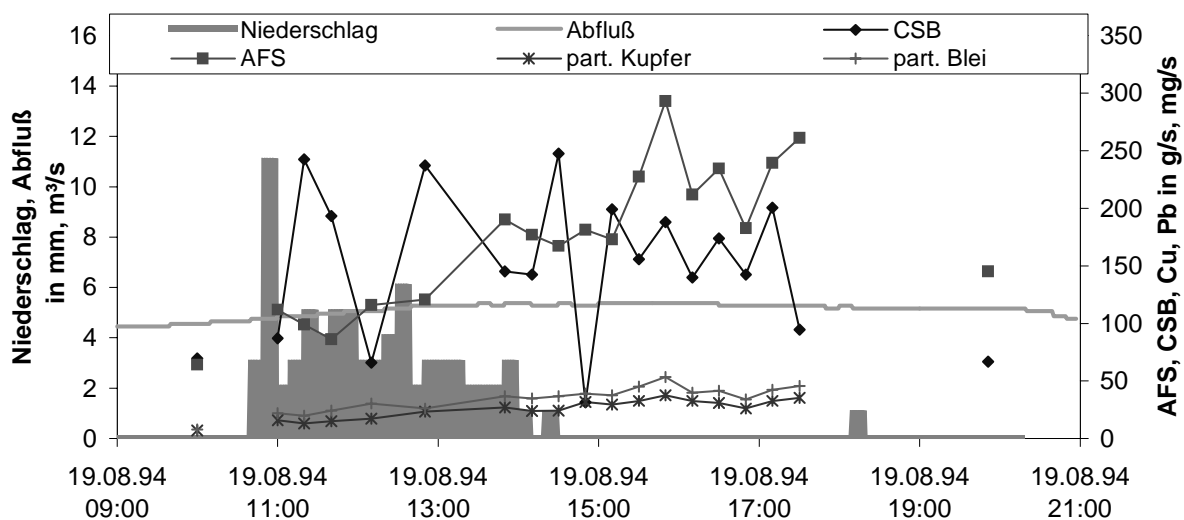


Abbildung 5.6: Frachtganglinien des Ereignisses R6 am Ende des Stadtgebietes

Das erste dargestellte Ereignis ist der Regen R6 mit einer Höhe von 6,3 mm, einer Zugehörigkeit zur Klasse M6\_7 (gleichmäßige Intensität) und einem Bilanzzeitraum von ca. 12 h. In Abbildung 5.6 sind die Ganglinien aufgeführt, die am Ende des Stadtgebietes während des Bilanzzeitraumes aufgezeichnet wurden. Danach ist zwar der Regen eher als anfangsbetont anzusehen, aber an den anderen Regenschreibern ergibt sich ein gleichmäßiger Intensitätsverlauf. Die Frachtverläufe zeigen einen niederschlagsbedingten Frachtanstieg für alle Parameter. Auch bei der Wassermenge ist ein entsprechender Anstieg zu verzeichnen.

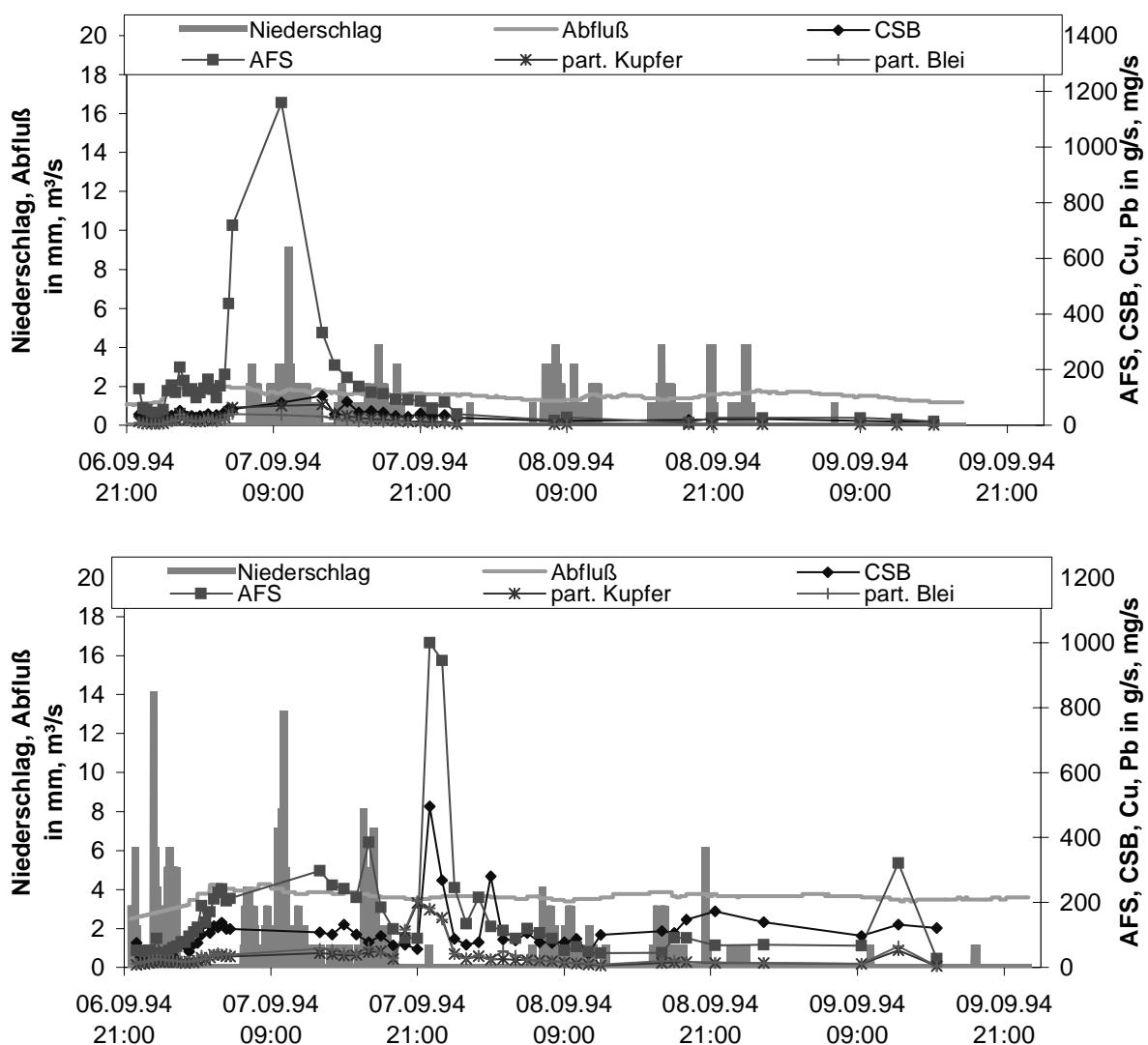
**Tabelle 5.17: Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R6**

<b>Regen ohne größere MW-Entlastung (Modellregen M6-7)</b>						
Niederschlagshöhe:	6.3 mm					
Bilanzzeitraum:	12:10 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	64 275 m <sup>3</sup>	1 011 kg	1 088 kg	283g	113g	100g
Hochwassergräben	58 465 m <sup>3</sup>	920 kg	990 kg	257g	103g	91g
Einleitung HKW	64 488 m <sup>3</sup>	32 kg	774 kg	451g		
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	187 228 m <sup>3</sup>					
Knielingen	213 068 m <sup>3</sup>	5 825 kg	5 045 kg	3010g	822g	1089g
<b>Differenz</b> (Belastung durch das Stadtgebiet)	<b>25 840 m<sup>3</sup></b>	<b>3 862 kg</b>	<b>2 193 kg</b>	<b>2018g</b>	<b>606g</b>	<b>898g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
	reduzierte versiegelte Fläche			<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	2 508 m <sup>3</sup>	392 kg	374 kg	84g	70g
RÜ Lameyplatz	500 ha	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	14 341 m <sup>3</sup>	3 952 kg	1 706 kg	2267g	842g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	1 575 m <sup>3</sup>	471 kg	334 kg	395g	493g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	14 341 m <sup>3</sup>	2 000 kg	1 045 kg	660g	275g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	1 575 m <sup>3</sup>	236 kg	198 kg	112g	105g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>	<b>18 424 m<sup>3</sup></b>	<b>4 815 kg</b>	<b>2 414 kg</b>	<b>2746g</b>		<b>1405g</b>
<b>Variante2:</b>		<b>2 628 kg</b>	<b>1 617 kg</b>	<b>856g</b>		<b>450g</b>

Werden mit den dargestellten Ansätzen die Emissionen für dieses Ereignis berechnet, so ergibt die Variante 1 etwa doppelt so hohe emittierte Frachten wie Variante 2. Die berechneten Immissionen liegen etwa zwischen den beiden Emissionsberechnungen. Auch die durch den Niederschlagsabfluß verursachte, nur grob abgeschätzte Wassermenge entspricht, im Rahmen der erreichbaren Genauigkeit, der vom Gewässer aufgenommenen Wasserfracht. Damit kann für dieses Ereignis im Rahmen der genannten Fehlerbreite für die Parameter AFS und CSB von einer akzeptablen Übereinstimmung von Emission und Immission gesprochen werden. Die Abweichung für Blei und Kupfer liegt oberhalb dieser Marke, wobei sich

der Fehler beim Parameter Kupfer im wesentlichen durch die sehr hohe, gelöste Kupferemission ergibt, die im Detail nicht erklärt werden kann.

Das nächste betrachtete Ereignis erstreckt sich über einen Zeitraum von 73,5 h bei einer Regenhöhe von etwa 26 mm. Damit ist es der Modellklasse 2-1 zuzuordnen mit einer Intensitätsspitze zu Beginn des Niederschlages. Aus den Frachtganglinien, die in Abbildung 5.7 für Anfang (Rüppurr) und Ende des Stadtgebietes (Knielingen) abgebildet sind, ist ein deutlicher Peak im AFS-Verlauf an beiden Querschnitten festzustellen. Dieser Peak ist in Rüppurr aber deutlich stärker ausgeprägt, so daß bei diesem Ereignis wahrscheinlich mit einem Frachtdefizit innerhalb des Kontrollabschnittes zu rechnen ist.



**Abbildung 5.7: Frachtganglinien des Ereignisses R8 am Anfang (Abb. oben) und Ende (Abb. unten) des Stadtgebietes**

Der Immissions-/ Emissions- Vergleich (Tabelle 5.18) ergibt bei diesem Ereignis für beide Varianten eine deutliche Überschätzung der AFS- und Kupfer- Frachten. Die

Bleifracht wird in etwa mit Variante 2 und der Parameter CSB mit Variante 1 gut beschrieben. Die im Gewässer aufgenommene Wassermenge hingegen kann nicht durch den Niederschlagsabfluß begründet werden sondern liegt um das Doppelte höher. Dieses äußerst inhomogene Ergebnis spricht für diesen Fall zunächst gegen die gewählten Ansätze. Wird das vorliegende Ereignis aber detaillierter betrachtet, so ist zu erkennen, daß durch die erweiterte Definition der Grenztrockendauer (s. Kap. 3.2.3) hier mindestens drei oder vier Ereignisse der Klasse M5-X zusammengefaßt wurden. Die Summe dieser drei / vier Regen ergibt aber eine kleinere Fracht als ein Niederschlag der Klasse M2-1, wie er sich nach der erweiterten Definition darstellt. Dieser Sachverhalt ist auch in soweit plausibel, da die Modellregenklassen niedriger Höhe fast immer transportlimitierte Ereignisse darstellen und nicht im selben Maß die vorhandene Schmutzfracht abspülen können, wie Ereignisse größerer Regenhöhe. Die Summe der Emissionen von drei M5 Niederschlägen ist in (Tabelle 5.18) als Variante 3 (aufbauend auf Bilanzansatz 2) dargestellt. Mit dieser Variante und dem erheblichen Frachteintrag aus dem Mittellauf der Alb, der innerhalb des Kontrollabschnittes zum Teil sedimentiert, ergibt sich für die Parameter AFS und Kupfer eine akzeptable Übereinstimmung.

**Tabelle 5.18: Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R8**

<b>Dauerregen (Modellregen M2-1 oder Reihe von 3x Typ M5-X)</b>						
Niederschlagshöhe:	25.7 mm					
Bilanzzeitraum:	73:30 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	396 029 m <sup>3</sup>	22 288kg	7 920kg	4 592g	3 812g	2 346g
Hochwassergräben	225 646 m <sup>3</sup>	10 159kg	4 513kg	2 616g	2 172g	1 336g
Einleitung HKW	112 056 m <sup>3</sup>	56 kg	1 345 kg	784g	0g	0g
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	733 730 m <sup>3</sup>					
Knielingen	969 606 m <sup>3</sup>	38 966 kg	28 599 kg	11 568g	7 649g	8 723g
<b>Differenz (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>235 876 m<sup>3</sup></b>	<b>6 463 kg</b>	<b>14 821 kg</b>	<b>3 576g</b>	<b>1 666g</b>	<b>5 041g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
reduzierte versiegelte Fläche				<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	10 233 m <sup>3</sup>	2 009 kg	1 462 kg	819g	602g
RÜ Lameyplatz	500 ha	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	98 413 m <sup>3</sup>	25 668 kg	9 754 kg	11842g	4700g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	6 425 m <sup>3</sup>	1 812 kg	1 131 kg	1227g	1632g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	98 413 m <sup>3</sup>	10 250 kg	4 085 kg	6435g	2365g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	6 425 m <sup>3</sup>	1 210 kg	774 kg	1092g	903g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>		<b>29 489 kg</b>	<b>12 346 kg</b>	<b>13888g</b>	<b>6934g</b>	
<b>Variante2:</b>	<b>115 070 m<sup>3</sup></b>	<b>13 469 kg</b>	<b>6 321 kg</b>	<b>8346g</b>	<b>3870g</b>	
<b>Variante 3, 3x Modellregen Typ M5-X:</b>		<b>9 024 kg</b>	<b>3 540 kg</b>	<b>5842g</b>	<b>2670g</b>	

Bei der Wassermenge müssen zwei Punkte berücksichtigt werden. Zum einen ist der lange Bilanzierungszeitraum mit Zuflüssen aus dem natürlichen Einzugsgebiet zu beachten und zum anderen die hohe, am Meßquerschnitt Knielingen abgeflossene Wasserfracht von fast 1 Mio. m<sup>3</sup>. Wird auch hier von einer 10% Abweichung ausgegangen, so ergibt sich eine Wassermenge von 100 000 m<sup>3</sup>, die in etwa der fehlenden Menge entspricht.

Die im Gewässer gemessenen Immissionen für Blei und besonders für den Parameter CSB können allerdings nicht durch die Emissionen alleine erklärt werden. Diese machen beim Blei nur die Hälfte und beim CSB etwa nur ein Viertel der im Gewässer zusätzlich transportierten Fracht aus. Der restliche Anteil ist sehr wahrscheinlich durch remobilisiertes, feinpartikuläres Sediment zu begründen, zumal sich der Abfluß im Gewässer durch die Niederschläge in etwa verdoppelt hat.

Das dritte Ereignis, welches hier dargestellt werden soll, ist ein starker Gewitterregen mit einer Jährlichkeit von ca. 0,2, bei dem auch der Mischwasserüberlauf am Lameyplatz aktiviert wurde. Die Niederschlagshöhe betrug 34 mm, der Bilanzzeitraum beträgt 15 h. Die Einteilung in eine entsprechende Modellregenklasse kann nicht eindeutig erfolgen. Die Hälfte der Regenschreiber ergibt eine Klasse M1-3 (Intensitätsspitze in der Mitte), die andere Hälfte eine Klasse M1-6 (zwei Intensitätsspitzen). Auf die Berechnung der Emissionen hat dies in diesem Fall keine Auswirkung, da von XANTHOPOULOS (XANTHOPOULOS, 1995) beiden Klassen dieselben Frachten und MEK-Werte zugewiesen wurden. Auf eine Darstellung der Frachtganglinie soll hier verzichtet werden, da keine weiteren Informationen daraus gewonnen werden können.

Bei dieser Gegenüberstellung (Tabelle 5.19) stimmen die im Gewässer zusätzlich transportierte Wasserfracht und die berechneten Wasseremissionen gut überein. Die beiden Berechnungsansätze liefern in etwa dieselben emittierten Frachten. Der Vergleich zur gemessenen Immission ergibt für diese Bilanz allerdings eine einheitliche, erhebliche Überschätzung. Aber auch bei diesem Ereignis sind zusätzlich einige weitere Randbedingungen zu beachten. Es handelt sich bei einer solchen Regenhöhe eindeutig um ein potentiallimitiertes Ereignis und damit hat die dem Niederschlag vorangehende Trockendauer einen deutlichen Einfluß. Die Trockendauer betrug in diesem Fall aber nur etwa 30 h und demnach konnte sich auch kein "maximales" Stoffpotential ausbilden. Auf der anderen Seite wurden die MEK-Werte bzw. die festgelegten Ereignisfrachten nur aus Messungen an einem einzigen Ereignis bestimmt. Aus diesen Gründen ist eine erhöhte Abweichung bei der Gegenüberstellung nicht auszuschließen bzw. sogar zu erwarten.

**Tabelle 5.19: Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R4**

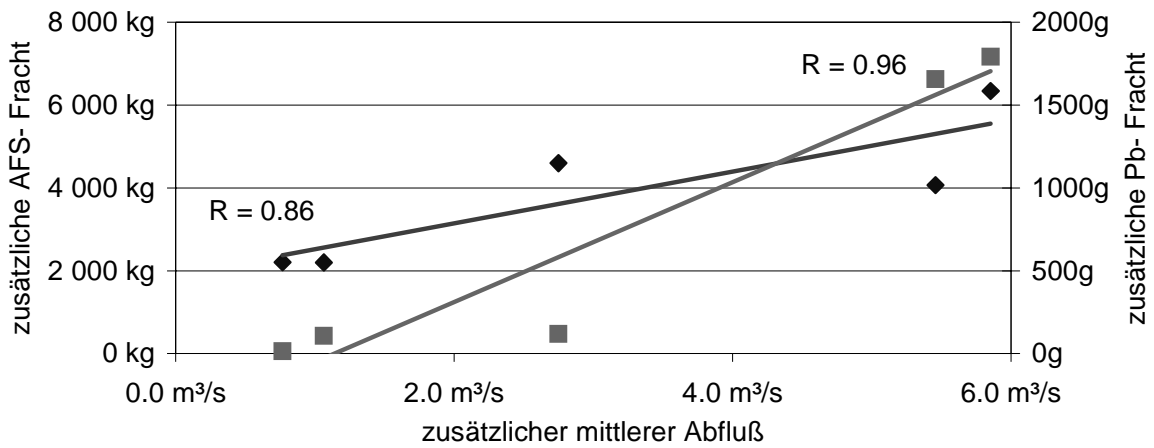
<b>Gewitterregen mit größerer MW-Entlastung (Modellregen M1-3/M1-6)</b>						
Niederschlagshöhe:	34.1 mm					
Bilanzzeitraum:	15:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	226 855 m <sup>3</sup>	12 778 kg	4 189 kg	2.7 kg	2.6 kg	3.1 kg
Hochwassergräben	74 393 m <sup>3</sup>	4190 kg	1374 kg	0.9 kg	0.8 kg	1.0 kg
Einleitung HKW	98 172 m <sup>3</sup>	49 kg	1 178 kg	0.5 kg		
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	399 420 m <sup>3</sup>					
Knielingen	591 497 m <sup>3</sup>	28 059 kg	13 715 kg	5.9 kg	6.7 kg	7.7 kg
<b>Differenz</b> (Belastung durch das Stadtgebiet)	<b>192 077 m<sup>3</sup></b>	<b>11 042 kg</b>	<b>6 974 kg</b>	<b>1.8 kg</b>	<b>3.3 kg</b>	<b>3.6 kg</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
	reduzierte versiegelte Fläche			Cu ges		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	13 577 m <sup>3</sup>	4 557 kg	1 768 kg	2.0 kg	1.3 kg
RÜ Lameyplatz	500 ha	20 000 m <sup>3</sup>	2 000 kg	1 400 kg	0.8 kg	0.5 kg
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	123 203 m <sup>3</sup>	25 616 kg	5 200 kg	13 kg	4 kg
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	8 525 m <sup>3</sup>	1 910 kg	639 kg	1.4 kg	1.6 kg
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	123 203 m <sup>3</sup>	23 250 kg	4 940 kg	16.0 kg	5.1 kg
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	8 525 m <sup>3</sup>	2 744 kg	936 kg	2.7 kg	2.0 kg
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>		<b>165 305 m<sup>3</sup></b>	<b>34 083 kg</b>	<b>9 007 kg</b>	<b>16.9 kg</b>	<b>7.8 kg</b>
<b>Variante2:</b>			<b>32 551 kg</b>	<b>9 044 kg</b>	<b>21.6 kg</b>	<b>8.9 kg</b>

Die restlichen Ereignisse (R14, R15, R16, R17, R20), die alle im Jahr 1995 beprobt wurden, zeichnen sich einheitlich durch hohe Immissionen aus, die nicht durch die entsprechenden Emissionen erklärt werden können. Diese Diskrepanz ist aber wahrscheinlich nicht in den gewählten Ansätzen begründet, sondern liegt an den schon erwähnten Grundwassereinleitungen (s. a. Kap. 5.1.1) im Jahr 1995. Besagte, durch Baumaßnahmen bedingte Grundwassereinleitungen führen zum Teil zu einer Vervielfachung des Abflusses im Gewässer und dadurch auch zu einer erheblichen Remobilisierung abgelagerter Sedimente.

Ein entsprechender exakter physikalischer Zusammenhang zwischen zusätzlicher Wassermenge und remobilisierter AFS- Fracht kann im Rahmen dieser Arbeit nicht hergeleitet werden. Als empirischer Ansatz oder als Plausibilitätskontrolle sei auf die Korrelation zwischen dem durch Grundwassereinleitungen verursachten zusätzlichen mittleren Abfluß und der remobilisierten AFS- Fracht (Differenz von gemessener Immission und der nach Variante 2 berechneten Emission) hingewiesen (Abbildung 5.8). Es ergibt sich dabei ein eindeutiger Zusammenhang mit einem sehr guten Korrelationskoeffizient von 0,96. Gleiches gilt auch für andere, im wesentlichen partikulär transportierte Inhaltsstoffe, wobei sich der Korrelationskoeffizient allerdings ver-



ringert (bei Blei z. Bsp. auf 0,86). Bei Kupfer und CSB wird dieser Zusammenhang nicht mehr deutlich, da es zu einer Überlagerung der gelösten mit der partikulären Transportform kommt.



**Abbildung 5.8: Empirischer Zusammenhang zwischen zusätzlichem mittlerem Abfluß und der remobilisierten AFS / Blei- Fracht**

**Tabelle 5.20: Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R20**

<b>Dauerregen (Modellregen M7-3)</b>						
Niederschlagshöhe:	1.9 mm					
Bilanzzeitraum:	18:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	74 506 m³	1 409 kg	590 kg	275g	229g	82g
Hochwassergräben	25 656 m³	485 kg	203 kg	95g	79g	28g
Einleitung HKW	108 725 m³	54 kg	1 305 kg	544g	0g	
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	208 886 m³					
Knielingen	268 260 m³	3 319 kg	2 212 kg	2164g	1803g	932g
<b>Differenz (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>59 374 m³</b>	<b>1 371 kg</b>	<b>115 kg</b>	<b>1250g</b>	<b>1495g</b>	<b>821g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
reduzierte versiegelte Fläche				<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb 126 ha	757 m³	196 kg	102 kg	84g		42g
RÜ Lameyplatz 500 ha	0 m³	0 kg	0 kg	0g		0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb 500 ha	8 417 m³	2 656 kg	728 kg	1198g		385g
Bundesstraßen entlang der Alb 50 ha	475 m³	165 kg	74 kg	107g		117g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb 500 ha	8 417 m³	1 000 kg	285 kg	660g		165g
Bundesstraßen entlang der Alb 50 ha	475 m³	118 kg	54 kg	112g		63g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>		<b>3 017 kg</b>	<b>903 kg</b>	<b>1389g</b>		<b>544g</b>
<b>Variante2:</b>	<b>9 649 m³</b>	<b>1 314 kg</b>	<b>441 kg</b>	<b>856g</b>		<b>270g</b>

Unter Berücksichtigung dieser hydraulischen Randbedingungen im Gewässer kann für die fünf im Jahr 1995 beprobten Ereignisse ebenfalls von einer Übereinstimmung der berechneten Emissionen und den gemessenen Immissionen ausgegangen werden. Dabei ist es allerdings nicht möglich, die Fehlerbreite anzugeben.

Um den Bereich, der durch die zuletzt genannten fünf Ereignisse abgedeckt wird, darzustellen, sind die Stoffbilanzen der Regen R20 in Tabelle 5.20 und R15 in Tabelle 5.21 aufgeführt. Bei beiden Regen liefert die Variante 1 deutlich höhere emittierte Stofffrachten als Variante 2. Das gleiche gilt auch für die nicht abgebildeten Bilanzen.

**Tabelle 5.21: Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R15**

<b>Dauerregen (Modellregen M6-1)</b>						
Niederschlagshöhe:	11.0 mm					
Bilanzzeitraum:	24:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	<b>Q</b>	<b>AFS</b>	<b>CSB</b>	<b>Cu gel</b>	<b>Cu part</b>	<b>Pb part</b>
Rüppurr	135 825 m <sup>3</sup>	1 260 kg	1 172 kg	468g	375g	348g
Hochwassergräben	38 790 m <sup>3</sup>	360 kg	335 kg	134g	107g	99g
Einleitung HKW	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g	
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	174 615 m <sup>3</sup>					
Knielingen	715 099 m <sup>3</sup>	10 762 kg	8 927 kg	1924g	2161g	2662g
<b>Differenz (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>540 484 m<sup>3</sup></b>	<b>9 142 kg</b>	<b>7 420 kg</b>	<b>1321g</b>	<b>1680g</b>	<b>2215g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
reduzierte versiegelte Fläche				<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	4 380 m <sup>3</sup>	294 kg	442 kg	147g	98g
RÜ Lameyplatz	500 ha	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	27 543 m <sup>3</sup>	7 657 kg	5 973 kg	3861g	1553g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	2 750 m <sup>3</sup>	820 kg	1 053 kg	611g	820g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	27 543 m <sup>3</sup>	1 500 kg	1 235 kg	1155g	385g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	2 750 m <sup>3</sup>	177 kg	234 kg	196g	147g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>	<b>34 673 m<sup>3</sup></b>	<b>8 770 kg</b>	<b>7 468 kg</b>	<b>4619g</b>		<b>2470g</b>
<b>Variante2:</b>		<b>1 971 kg</b>	<b>1 911 kg</b>	<b>1498g</b>		<b>630g</b>

Insgesamt läßt sich aus den hier dargestellten Bilanzen festhalten, daß die gewählten Ansätze die Emissionen aus einem städtischen Einzugsgebiet in erster Näherung beschreiben und diese im Rahmen der erreichbaren Genauigkeit durch entsprechende Immissionen verifiziert werden können. Es kann und darf aber keine exakte Berechnung für jedes einzelne Niederschlagsereignis erwartet werden, sondern es können aufgrund der gewählten Ansätze damit nur Auftretenswahr-

scheinlichkeiten von Emissionen aus gegebenen, längeren Reihen ermittelt werden.

Welcher der beiden Ansätze die tatsächliche Emissionssituation zutreffender beschreibt, ist wegen der für eine solche Beurteilung geringen Anzahl von durchgeführten Ereignisbilanzen äußerst schwierig. Tendenziell scheint der zweite Bilanzansatz, der jedem Ereignis einen prozentualen Anteil der emittierten Jahresfracht zuordnet, die jeweilige Situation besser beschreiben zu können als der Ansatz mit den MEK-Werten.



## 6 Diskussion

In diesem Kapitel soll zum einen eine Abschätzung der Fehlerbreite bzw. der Schwankungsbreite und zum anderen die Güte einer möglichen Übertragung auf andere Einzugsgebiete unter Berücksichtigung der Schwankungsbreite angegeben und diskutiert werden. Allerdings kann bei den Emissionsberechnungen meist nicht zwischen einer durch die Zufälligkeit der Niederschlagsereignisse bedingten Schwankungsbreite oder einem Fehler aufgrund falscher Berechnungsannahmen unterschieden werden.

### 6.1 Bilanzen innerhalb eines Gewässerabschnittes (Immissionsseite)

Die Immissionsmessung und Differenzbildung zwischen den beiden Gewässerquerschnitten, Beginn des Stadtgebietes (Rüppurr) und Ende des Stadtgebietes (Knielingen), stellt als Verifikation der Emissionsberechnung eine wichtige und zentrale Größe dar. Die Größe selbst setzt sich aus dem jeweiligen Abfluß und den Konzentrationen der betrachteten Parameter zusammen. Die Bestimmung der Wasserfrachten kann bei der gewählten Ausstattung der Meßstellen mit einer Genauigkeit von  $\pm 10\%$  erfolgen. Nach den durchgeführten Plausibilitätskontrollen (Kap. 5.1.1) liegt die Abweichung bei den aufgestellten Jahresbilanzen in diesem Bereich von  $\pm (5 - 10\%)$  und bei Bilanzen kürzerer Zeiträume (bis zu 100 h) bei  $\pm 10\%$ .

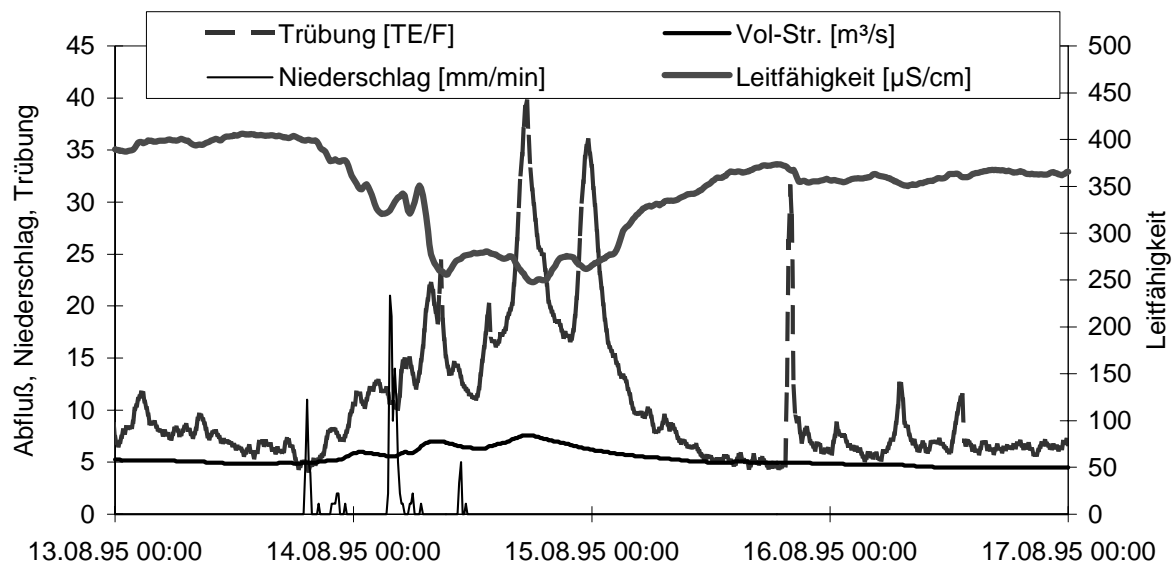
Während auf die Genauigkeit einer richtig installierten Abflußmessung kein großer Einfluß gegeben ist, kann bei der Bestimmung der Konzentration sehr wohl eine deutliche Einflußnahme erfolgen. Durch die Ermittlung der mittleren jährlichen Konzentration aus Häufigkeitsverteilungen für alle betrachteten Parameter mit einer Datenbasis von 250 Werten bei einer Regenwettersituation und 100 Werten bei Trockenwetterabfluß über eine Meßperiode von mehr als zwei Jahren wird dem zunächst auch Rechnung getragen. Von einer sehr guten Beschreibung der Grundgesamtheit und damit der jeweiligen Immissionssituation an den beiden Meßquerschnitten kann aus folgenden Gründen aber nicht gesprochen werden:

- Die erheblichen Grundwassereinleitungen im Jahr 1995 führen zu einer deutlich veränderten Situation des Feststofftransportes am Meßquerschnitt Knielingen. Daraus resultiert die schon angesprochene Überschätzung bei der Immissionsberechnung.
- Eine genau gegenteilige Auswirkung, eine Unterschätzung bei der Bestimmung der Immissionen, ist festzustellen, wenn im Mittel- und Oberlauf hohe Regen-

intensitäten auftreten und erhebliche Feststofffrachten in den Kontrollabschnitt eingetragen werden.

- Ob diese beiden Effekte in der vorhandenen Häufigkeitsverteilung mit den richtigen Gewichten Einfluß gefunden haben, könnte erst dann beurteilt werden, wenn Aufzeichnungen über mehrere vollständige Meßjahre vorliegen würden. Da dies aber nicht der Fall ist, muß ein entsprechender Extrapolationsfehler eventuell beachtet werden.

Eine genaue Angabe des aus diesen Effekten resultierenden Fehlers ist nicht möglich. Es ist jedoch auch hier mit einer Größenordnung von  $\pm 10\%$  zu rechnen. Darin enthalten ist allerdings schon die Abweichung durch Probenahme- und Analysefehler, die sich in der Häufigkeitsverteilung durch die Vielzahl der Daten ausgleicht und unterhalb eines Fehlers von 5% liegen dürfte.



**Abbildung 6.1: Ganglinien von Leitfähigkeit und Trübung zur Bestimmung der niederschlagsbeeinflussten Zeitspanne (Ereignisdauer) im Gewässer am Ende des Stadtgebietes**

Der größte Unsicherheitsfaktor liegt aber sicherlich in der Festlegung der niederschlagsbeeinflussten Abflußdauer im Gewässer. Diese Größe, die sich aus der Summe der abflußrelevanten Niederschläge und einer festzulegenden Nachlaufphase ergibt, ist nur sehr schwer festzulegen. Auch hier müßte eine Verteilung dieser Größe bei verschiedenen Ereignissen erstellt und am sinnvollsten über die Jahreshäufigkeiten der Modellregen gewichtet werden. Zur Bestimmung der Zeitspanne würde sich der Parameter Leitfähigkeit und gegebenenfalls auch der Parameter Trübung (Abbildung 6.1) anbieten. Aber leider ist die in Abbildung 6.1 deutlich zu sehende niederschlagsbeeinflusste Zeitspanne im Gewässer nicht immer so eindeutig zu erkennen. Besonders der Übergang von beeinflusster Abfluß- zu unbeein-

flußter Abflußsituation nach einem Ereignis ist äußerst schwer zu bestimmen. Dies gilt insbesondere dann, wenn mehrere Ereignisse hintereinander liegen. Dazu kamen Probleme bei der Erfassung der Leitfähigkeit in der ersten Hälfte der Meßperiode. Das verwendete offene Meßsystem zeigte Abhängigkeiten von der Strömungsgeschwindigkeit in der Meßstrecke, weshalb kein längerer Zeitraum zur Bestimmung dieser fehlenden Größe (niederschlagsbeeinflusste Abflußdauer) vorlag.

Zur Plausibilität der festgelegten Nachlaufdauer kann allerdings angeführt werden, daß sie bei vielen Ereignissen zwischen der eineinhalbfachen und knapp doppelten Niederschlagsdauer lag. Diese Faktoren wurden deshalb auch bei der Festlegung der Nachlaufphase angesetzt. Mit diesen Annahmen folgt für die niederschlagsbeeinflusste Abflußdauer ein Fehlerbereich von  $\pm 10\%$ .

Für die Ereignisbilanzen entfallen die Probleme bei der Bestimmung der Nachlaufdauer. Hier kann der Bilanzzeitraum definiert ermittelt werden. Dafür fallen die Probenahme- und Analysenfehler viel stärker ins Gewicht. Es ist hier mit einer Fehlerbreite von  $\pm 10\%$  bei den Parametern AFS, CSB und gelöstes Kupfer sowie  $\pm 20\%$  bei den partikulär transportierten Schwermetallen zu rechnen. Kommt es zu den schon beschriebenen Situationen, daß erhebliche Mengen von Feststoffen aus dem Oberlauf des Gewässers eingetragen aber nur zum Teil ausgetragen oder zusätzlich erhebliche Grundwassermengen eingeleitet werden, so ist die angegebene Fehlerabschätzung nicht mehr gültig und auch nicht mehr möglich.

Mit Hilfe der Fehlerfortpflanzungsrechnung ergibt sich auf der Immissionsseite bei den Jahresbilanzen ein Bereich von  $\pm (25 - 30\%)$  und bei den Ereignisbilanzen von  $\pm 20\%$  für die Parameter AFS, CSB und gelöstes Kupfer sowie  $\pm 30\%$  für die partikulär transportierten Schwermetalle. Einzige Ausnahme bildet hier das Metall Cadmium, das durch erheblich höhere Abweichungen auffällt. Diese Abweichungen resultieren aber wahrscheinlich aus nicht näher nachvollziehbaren, geogenen oder anthropogenen Belastungen im Oberlauf der Alb (SCHÄFER, 1995, WILHELMI, 1999) und sind damit lokalen Besonderheiten zuzuordnen, die nicht näher erklärt werden können. Eine Bilanzierung soll deshalb ausgenommen werden.

## **6.2 Genauigkeit und Übertragbarkeit der gewählten Bilanzansätze zur Ermittlung der Emission**

### **6.2.1 Genauigkeitsanforderungen bei einer regionalisierten Beschreibung von Einzugsgebieten**

Die Güte der Emissionsabschätzung aus Trenn- und Mischsystemen wird im erheblichen Maße durch die verwendeten und regionalisierten Eingangsdaten beeinflusst. Die Lage der (Teil-) Einzugsgebiete und der Vorfluter ist in der Regel bekannt und die Einwohnerdichten liegen zumindest von größeren Gemeinden / Städten vor. Detaillierte oder regionalisierte Angaben zur Menge oder Qualität des industriellen Abwassers und zur Charakteristik der befestigten Oberfläche sind, wie auch im vorliegenden Beispiel, nicht vorhanden. Diese sollten in der Regel erfaßbar sein, verursachen dann aber erhebliche Kosten.

Die Erfassung der Oberflächenbeschaffenheit über einen Flächennutzungsplan stellt diesbezüglich einen Kompromiß zwischen einer detailgenauen Beschreibung der Oberfläche und den Kosten dar. Aber selbst eine Aufnahme aus einer Überfliegung oder ein Satellitenbild höchster Auflösung kann wegen Abschattungen, Verzerrungen oder Fehlinterpretationen keine absolute Genauigkeit liefern. Die Entscheidung, ob Fernerkundungsbilddaten notwendig sind, richtet sich danach, ob Informationen bis zur Grenze der Mesoskaligkeit (z. Bsp. einzelne längere Straßenzüge) gewünscht sind oder nicht. Liegt das betrachtete Gebiet im Bereich von 10 km<sup>2</sup> und größer, sollte die Regionalisierung mittels eines Flächennutzungsplanes und den angepassten Versiegelungsgraden nach BERLEKAMP UND PRANZAS akzeptable Genauigkeiten liefern.

Die gewählte grobe abschätzende Erfassung der industriellen Abwasser- und Stofffrachtverteilung und damit die in den Mischwasserkanal eingeleiteten Frachten entsprechend der Einwohnergleichwerte, ist in der hier durchgeführten Form (flächenproportionale Verteilung anhand der Gewerbe und Industriegebiete) sicherlich nur auf sehr große Teilflächen des gesamten Einzugsgebietes anwendbar. Deutliche Verbesserung könnte hier gegebenenfalls ein aktuelles und sehr detailliertes Industrieabwasserkataster liefern. Es ist allerdings fraglich, ob und falls vorhanden, in welcher Güte diese Kataster in den verschiedenen Gemeinden / Städten vorliegen.

Bei der Beachtung der angesprochenen Randbedingungen ist mit der hier vorliegenden Detailliertheit der Eingangsdaten die Grundlage für die Berechnung der Emissionen sowohl aus Misch- als auch aus Trennsystemen auch für andere Entwässerungsgebiete gegeben.



### **6.2.2 Genauigkeit und Übertragbarkeit bei der Berechnung der jährlichen Emissionen**

Nachdem im vorangegangenen Kapitel der Einfluß und die Übertragungsmöglichkeiten der flächenhaften Eingangsdaten diskutiert wurden, soll hier die stoffliche Seite bei der Berechnung der jährlichen Emissionen betrachtet werden. Ganz bewußt wurde bei den gewählten Berechnungsansätzen auf Konzentrationsangaben verzichtet, sondern auf flächenspezifische Frachtangaben für die Trennsysteme und auf einwohnerspezifische Frachtangaben für die Mischsysteme zurückgegriffen.

Die Jahresabtragsfrachten im Trennsystem (Straßen) beruhen, wie schon detailliert beschrieben (Kap. 2.2, Kap. 4.2.5), auf umfangreichen Messungen (Karlsruhe, Waldstadt) und der Extrapolation mit den Jährlichkeiten der 30-jährigen Regenreihe. Durch diese Gewichtung mit den Modellregenklassen kann verhindert werden, daß Ereignisse mittlerer und hoher Intensität überschätzt und Ereignisse niedriger und extrem hoher Intensität unterschätzt werden. Zum anderen wird erreicht, daß die bei solchen Emissionsberechnungen nur äußerst schwer zu bestimmende, abgeflossene Wassermenge nicht in die Rechnung einfließt und somit ein erhebliches Fehlerpotential ausgeschlossen oder zumindest abgemindert wird. Das heißt aber natürlich nicht, daß die abgeflossene Niederschlagsmenge keinen Einfluß auf die emittierte Stofffracht hätte. Aber mit den genannten Stoffabtragsfrachten sollte im Bereich von 750 - 850 mm Jahresniederschlag eine bessere Beschreibung der Emissionen möglich sein, als dies mit dem effektiven Niederschlagsabfluß und "mittleren" Jahreskonzentrationen der Fall ist, zumal die "mittleren Jahreskonzentrationen" selbst deutlich durch den Effektivniederschlag beeinflusst werden. Diese Tendenz läßt sich auch bei den Ereignisbilanzen, die im anschließenden Kapitel näher betrachtet werden, feststellen. Hier beschreibt der Ansatz mit dem Effektivniederschlag und den MEK-Werten die Emission unzutreffender als der flächenbezogene Frachtansatz.

Ein weiterer, wichtiger Vorteil dieser Methode zur Bestimmung der Jahresabtragsfrachten ist, daß mit den vorliegenden Messungen (Ereignisfrachten der Meßstelle Karlsruhe, Waldstadt) auch für andere Regenhöhenbereiche die Jahresfrachten berechnet werden können. Es muß nur eine entsprechend längere Regenreihe bezüglich der Jährlichkeiten der Modellregenklassen ausgewertet werden. Eine weniger zutreffende Beschreibung der Emissionen ist bei einem solchen Vorgehen im wesentlichen nur im Bereich (sehr) niedriger und gegebenenfalls auch extrem hoher Jahresregenhöhen zu erwarten. Im ersten Fall ist in einem größeren Umfang mit transportlimitierten Ereignissen zu rechnen, weshalb sich bei der Extrapolation eine Überschätzung ergeben könnte. Im zweiten Fall könnte sich eine Unter-

schätzung ergeben, da durch eine begrenzte Deposition keine weitere Schmutzfracht mobilisiert werden kann.

Bei all diesen Betrachtungen ist allerdings immer zu berücksichtigen, daß es sich um eine mittlere jährliche Abtragsfracht handelt, bei der aufgrund der unterschiedlichen, jährlichen Regenverteilung Abweichungen von mindestens  $\pm 30\%$  vorhanden sein können.

Im Mischsystem liegt für eine ähnliche Vorgehensweise, bei der in Abhängigkeit von der Modellregenklasse eine flächenspezifische Entlastungsfracht angegeben wird, kein adäquates Datenmaterial vor. Hier blieb nur die Möglichkeit, mit mittleren Jahreskonzentrationen aus eigenen Messungen (Kap. 5.2.1.4) und Literaturwerten sowie gemessenen bzw. simulierten Wassermengen die Entlastungsfrachten zu bestimmen. Hinzu kommt, daß bei Angaben zu Entlastungsfrachten die Effektivität der Mischwasserbehandlung mit hineinspielt. Als dritter Punkt ist der erhebliche, entlastete Frachtanteil aus dem Schmutzwasser zu beachten. Nach Angaben von JACOBS (JACOBS ET AL., 1997) macht der Schmutzwasseranteil der entlasteten Fracht je nach Parameter mindestens 60% aus.

Aufgrund all dieser Punkte war es notwendig, die sehr empirische Vorgehensweise aus Kap. 5.2.1.4 anzuwenden und einwohnerspezifische Entlastungsfrachten für verschiedene Beckentypen (Tabelle 5.12) anzugeben. Dadurch wird der Vertrauensbereich einer solchen Angabe aber auch verringert.

**Tabelle 6.1: Gegenüberstellung von einwohnerspezifischen Entlastungsfrachten aus Mischsystemen (NACH DATEN VON FUCHS ET AL., 1999)**

	Dieser Arbeit zugrundegelegte, einwohnerspezifische Entlastungsfrachten	Einwohnerspezifische Entlastungsfrachten im Neckareinzugsgebiet
CSB in Mg/a	0.9kg/(Ea) - 1.3kg/(Ea)	1.5kg/(Ea)
Pges in Mg/a	11g/(Ea) - 14g/(Ea)	14g/(Ea)
Nges in Mg/a	51g/(Ea) - 69g/(Ea)	88g/(Ea)
Kupfer in kg/a	0.67g/(Ea) - 0.80g/(Ea)	0.96g/(Ea)
Blei in kg/a	0.46g/(Ea) - 0.53g/(Ea)	0.48g/(Ea)

Als weitere Plausibilitätskontrolle dieser empirischen Ansätze sollen den dieser Arbeit zugrundegelegten, einwohnerspezifischen Entlastungsfrachten entsprechende Angaben aus dem Neckareinzugsgebiet (FUCHS ET AL., 1999), die mit anderen

Ansätzen im Rahmen des Verbundprojektes "NIEDERSCHLAG" Phase 3 ermittelt wurden, gegenübergestellt werden.

Trotz der Unterschiedlichkeit der Ansätze (SCHMITT, WIESE, 1999) ergibt sich eine erstaunlich gute Übereinstimmung der einwohnerspezifischen Emissionen aus Mischsystemen (Fangbecken). Dies läßt den Schluß zu, daß trotz der empirischen Ansätze die festgelegten Entlastungsfrachten mit einer Genauigkeit von  $\pm$  (30 - 40%) auf andere Gebiete übertragen werden können. Dies gilt dann auch für die angegebenen Bereiche der Entlastungen aus Durchlaufbecken, die zwar hier nicht direkt verifiziert werden können, aber aufgrund der detaillierten Untersuchung der Effektivität solcher Bauwerke sinnvolle Ergebnisse erwarten lassen. Im Einzelfall ist lediglich zu beachten, daß die in dieser Arbeit angesetzte, zusätzliche Effektivität durch schlechte hydraulische Eigenschaften erheblich reduziert sein kann.

### ***6.2.3 Genauigkeit und Übertragbarkeit bei der Berechnung von Ereignisemissionen***

Im wesentlichen gelten auch hier die Aussagen aus dem vorangegangenen Kapitel. Zusätzlich ist aber die erhebliche Variabilität der Einzelereignisse mit verschiedenen Intensitätsverläufen und Trockendauern zu beachten. Dadurch ergeben sich zwangsweise nochmals höhere Schwankungsbreiten von  $\pm$  (40 - 50%).

Im einzelnen läßt sich festhalten, daß mit beiden Varianten der Emissionsberechnung im Trennsystem eine Bestimmung von Auftretenswahrscheinlichkeiten unterschiedlicher Emissionssituationen möglich sein sollte. Aus den wenigen vorhandenen Gegenüberstellungen von Emission und Immission kann die zweite Variante, die von vorgegebenen prozentualen Anteilen der Jahresfracht ausgeht, das Emissionsverhalten zutreffender beschreiben. Eine Begründung dafür könnte sein, daß innerhalb einer Modellregenklasse der jeweilig angesetzte MEK-Wert zur realen, mittleren Ereigniskonzentration in einem stärkeren Maß schwankt als dies bei der jeweilig emittierten Ereignisfracht der Fall ist. Eine Verbesserung ließe sich hier gegebenenfalls erreichen, wenn die MEK-Werte als Mittelwerte aus mehreren Ereignissen für jede Modellregenklasse angegeben werden könnten.

Auf der anderen Seite sollte mit der zweiten Variante ein akzeptabler Ansatz vorliegen, bei dem die Regionalisierung der Niederschlagshöhe nicht erforderlich ist. Es reichen die Informationen von Punktschreibern, die es erlauben, das Niederschlagsereignis einer Modellregenklasse zuzuordnen.

Weiteres Verbesserungspotential liegt bei beiden Varianten in einer weiteren, detaillierteren Aufteilung der Unterklassen für Modellregen mit einer Regenhöhe über

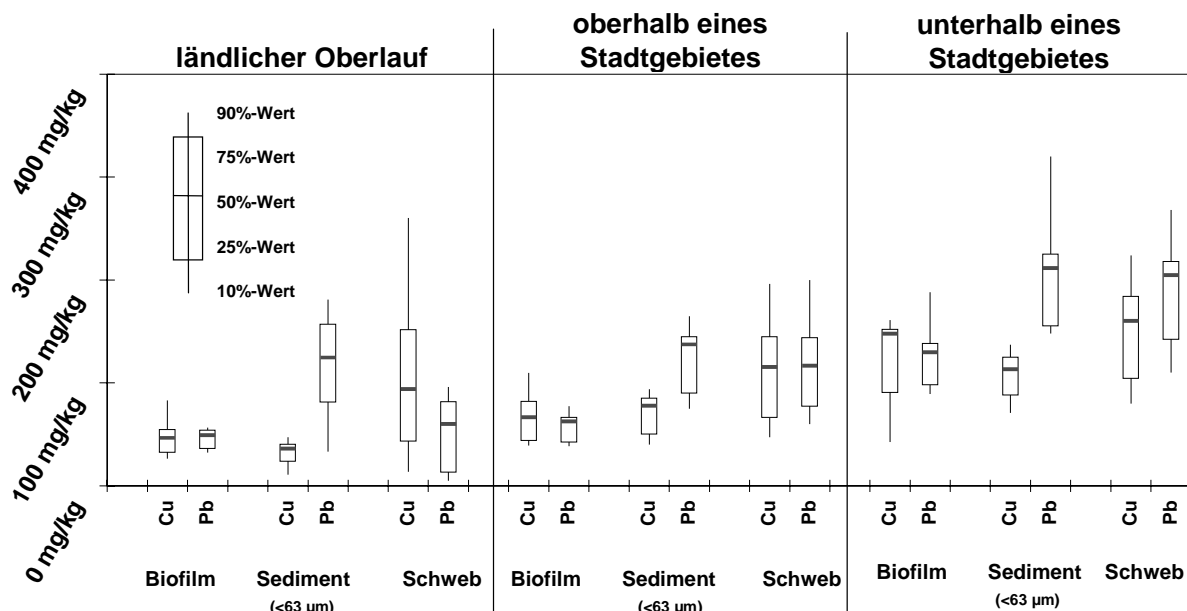
12 mm. Bei diesen Ereignissen liegen auf der Oberfläche zum Teil schon potentiallimitierte Verhältnisse vor, so daß eine Berücksichtigung der Trockendauer als weiterer Einflußparameter sinnvoll ist. Meßtechnisch bedeutet dies allerdings einen erheblichen Aufwand mit einem mehrjährigen Untersuchungsprogramm, da mit zunehmender Regenhöhe die jährliche Häufigkeit der einzelnen Ereignisse der entsprechenden Modellregenklasse deutlich unter eins liegt.

Im Mischsystem war aufgrund der wiederum fehlenden Datenbasis eine Vereinfachung notwendig, um die Ereignisemissionen beschreiben zu können. Die einzige, sinnvolle Möglichkeit ist, davon auszugehen, daß die auf die Jahresemission bezogenen, prozentualen Anteile sich analog der Verhältnisse im Trennsystem verhalten. Diese Annahme gilt sicherlich nur dann, wenn auch Ereignisse geringer Intensität (Modellregenklassen M7-X) zu Entlastungen führen. Ist dies durch ein hohes, spezifisches Fangvolumen oder einen hohen, weitergeleiteten Drosselabfluß nicht mehr gegeben, muß mit deutlichen Abweichungen gerechnet werden. Ein weiteres Problem bezüglich der Genauigkeit könnte bei Niederschlagsereignissen in solchen Einzugsgebieten auftreten, in denen die Prozeßcharakteristik von Fangbecken durch z. Bsp. ausgeprägte Spülstöße unterstützt wird. Auch hier ist dann, insbesondere für die Modellregenklassen geringer Intensität, mit kleineren prozentualen Anteilen der Jahresfracht zu rechnen. Für eine mesoskalige Betrachtungsweise von mehreren kleinen (vorentlasteten) Einzugsgebieten, wie im vorliegenden Beispiel, sollte die gewählte Vereinfachung aber akzeptabel, anwendbar und auf andere Gebiete übertragbar sein.

Zum Schluß sei noch darauf hingewiesen, daß die genannten Stoffpotentiale und Jahresemissionen nur solange übertragbar sind, wie sich die Schadstoffdeposition (global und / oder lokal) nicht grundlegend ändert oder durch Maßnahmen im Einzugsgebiet in Richtung modifizierte Entwässerungssysteme sich nicht grundsätzlich andere Konzentrationen im Kanal einstellen.

## 7 Zusammenfassung

Natürliche Gewässer erfahren immer noch eine deutliche Belastung durch die intensive Nutzung urbaner Gebiete. Insbesondere die erheblichen Stoff- und Schadstoffpotentiale, die von befestigten städtischen Flächen, wie Straßen-, Hof- oder Dachflächen, in die Kanalisation eingetragen werden, gelangen zum Teil über Entlastungen aus Mischsystemen und über Auslässe aus Trennsystemen in die Gewässer. Dort angelangt, führen sie zu akuten, verzögerten oder akkumulierten Schädwirkungen, die je nach den Randbedingungen im Gewässer in unterschiedlicher Ausprägung zu beobachten sind. So verschlechtert sich z. Bsp. die Gewässergüte in Bezug auf die Schwermetallbelastung (Abbildung 7.1) durch die diffusen Einleitungen aus dem Stadtgebiet Karlsruhe um 1-2 Klassen nach der Bewertungsmethode nach WACHS (WACHS, 1991).



**Abbildung 7.1: Entwicklung der Schwermetallbelastung im Verlauf der Alb (WILHELMI ET AL., 1997)**

Zu diesen Belastungssituationen im Gewässer, die nach und nach erkannt und auch gemindert werden sollen, kommt der Druck zur Kostenreduzierung bei der Abwasserableitung und -behandlung, die ein Überdenken der Regenwasserableitung notwendig machen. Ein zum Teil schon geforderter Lösungsansatz ist, von der reinen Emissionsbetrachtung auch auf integrale Immissionsbetrachtungen im Gewässer überzugehen. Dazu fehlen aber zum Teil noch Prognosemodelle oder flächenhafte Ansätze, die es ermöglichen, die durch den Niederschlagsabfluß verursachte stoffliche Belastung der Gewässer zu bestimmen. Die vorliegende Arbeit versucht mit Hilfe der in der Literatur vorliegenden Datenbasis am Beispiel eines

größeren Stadtgebietes solche flächenhafte Ansätze zu erstellen, anhand gemessener Immissionen im Gewässer zu verifizieren und auf eine Übertragbarkeit auf andere Einzugsgebiete zu diskutieren.

Im einzelnen wurden dazu das Niederschlagsgeschehen, die Einwohnerzahl, die Oberflächenbeschaffenheit und die Lage der Entwässerungssysteme mit unterschiedlichen Verfahren regionalisiert. Die Emissionen selbst wurden mit Hilfe dieser nun charakterisierten Teilflächen und den stofflichen Angaben aus mikroskaligen Systemen zum Teil mit Vereinfachungen für ein mesoskaliges System (Stadtgebiet) berechnet. Daraus lassen sich folgende Ergebnisse festhalten:

- Wie auch in Abbildung 7.1 zu sehen, konnte mittels der Immissionsmessungen festgestellt werden, daß sich eine Belastungszunahme im Gewässer durch die "diffusen" Quellen **eines** größeren Stadtgebietes ergibt. Diese sind durch die hohe Schwankungsbreite zwar nicht für alle Parameter statistisch signifikant, aber deutlich meßbar.
- Es wurden verschiedene Verfahren gezeigt, die es je nach der Größe des Einzugsgebietes und den Genauigkeitsanforderungen erlauben, die notwendigen Eingangsdaten zu regionalisieren.  
Sollen z. Bsp. detaillierte Informationen der Oberflächencharakteristik bis zur Grenze der Mesoskaligkeit vorliegen, so sind aktuelle Auswertungen mit Bildmaterial aus der Fernerkundung unumgänglich. Sind dagegen nur Aussagen für größere Stadtteile erforderlich, so reichen auch die Informationen aus Flächennutzungsplänen oder ähnlichem Kartenmaterial aus.  
Probleme bestehen allerdings noch bei Eingangsdaten zur Beschreibung des industriellen Frachteintrages in das Kanalsystem. Hier könnten detaillierte und regelmäßig aktualisierte Industrieabwasserkataster weiterhelfen.
- Zur Beschreibung des Stoffpotentials, das über Trennsysteme emittiert wird, liegen für Jahresniederschlagshöhen von 750 - 850 mm zutreffende Frachtangaben vor. Diese beschreiben das Emissionsverhalten besser als ein Ansatz über mittlere Jahreskonzentrationen und den Effektivniederschlag, da die Schwankungsbreite einer einzelnen Frachtangabe kleiner ist als das Produkt zweier ähnlich fehlerbehafteten Größen. Genauigkeitsbereiche, die kleiner als  $\pm 30\%$  sind, dürfen dabei aber nicht erwartet werden.
- Liegt die Jahresregenhöhe in einem anderen Bereich, so kann die Jahresabtragsfracht über eine Auswertung einer längeren Regenreihe und die daraus resultierenden Gewichtungsfaktoren der Modellregenklassen neu bestimmt werden. Deutliche Abweichungen bei der Beschreibung der Emissionen sollten erst bei sehr niedrigen oder extrem hohen Regenhöhen auftreten.

- Die Emissionen im Mischsystem sollten mit den angegebenen, einwohner-spezifischen Frachten für Fang- und Durchlaufbecken in einem ähnlichen Genauigkeitsbereich wie die Emissionen in Trennsystemen beschreibbar sein. Diese Werte können aber nur insoweit gelten, als daß noch keine nennenswerten Maßnahmen in Richtung eines modifizierten Mischsystems durchgeführt wurden.
- Aufbauend auf den Daten der Jahresemissionen scheint auch eine akzeptable Beschreibung der Emissionen von unterschiedlichen Einzelereignissen möglich zu sein. Die Genauigkeit liegt dann aber lediglich in einem Bereich von  $\pm (40 - 50\%)$ .

Unter Berücksichtigung der hier aufgestellten Ergebnisse und den angegebenen, maximal erreichbaren Genauigkeitsanforderungen ist es möglich, das Emissionsverhalten städtischer befestigter Flächen mit diesen Ansätzen zu beschreiben. Eine exakte Beschreibung der Emissionen für Einzelereignisse ist nicht möglich, aber es können Auftretenswahrscheinlichkeiten von Emissionssituationen bestimmt werden. Liegen zusätzlich auch die entsprechenden Gewässerdaten vor, können dann auch die Auftretenswahrscheinlichkeiten von Immissions-situationen im Gewässer bestimmt und bewertet werden. Damit sollte ein weiterer Schritt in Richtung einer integralen, immissionsorientierten Gewässerbewirtschaftung möglich sein.





## 8 Literatur

- Akin, H., Siemes, H. (1988): Praktische Geostatistik. Eine Einführung für den Bergbau und Geowissenschaften. Springer Verlag, Heidelberg.
- Alley, W. M., Ellis, F. W., Sutherland, R. C., (1980): Toward a more deterministic urban runoff quality model. International Symposium on urban storm runoff, University of Kentucky, Lexington KY.
- Amu, V. (1995) Untersuchung zur Schwermetallbelastung der Sedimente und zur Gewässermorphologie der Alb im Bereich des Stadtgebiets von Karlsruhe auch im Hinblick auf eine Übertragbarkeit auf Gewässer in Entwicklungsländern. Master Thesis am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), unveröffentlicht.
- ATV (1997): ATV-Handbuch, mechanische Abwasserreinigung. 4. Auflage, Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
- ATV (1992): A128 - Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.
- ATV (1987): AOX in der Abwassertechnik. Arbeitsbericht einer Arbeitsgruppe im F.A. 2.3. Korrespondenz Abwasser, Jhrg. 34, Nr. 11, S.1224- 1227.
- Bastin, G., Lorent, B., Duqué, C., Gevers, M. (1988): Optimal Estimation of the average areal rainfall and optimal selection of rain gauge locations. Water Resources Research, vol. 20, no. 4, pp 463-470.
- Berlekamp, L.-R. Pranzas, N. (1992): Erfassung und Bewertung von Bodenversiegelungen unter hydrologisch- stadtplanerischen Aspekten am Beispiel eines Teilraumes von Hamburg. Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg.
- Borchardt, D. (1995): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Fallbeispiel Kuhbach (Hessen). Gwf Wasser Abwasser 139, H.6, S. 336-342.
- Borchardt, D. (1995): Gewässerbezogene Sanierung von Mischwassereinleitungen- Ergebnisse des BMBF - Verbundprojektes Lahn. In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfuß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- Brombach, H., Michelbach, St., Wöhrle, Chr. (1992): Sedimentations- und Remobilisierungsvorgänge im Abwasserkanal. Abschlußbericht Verbundprojekt Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen -Teilprojekt 3- Schriftenreihe Urbanhydrologie, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).

- Brombach, H., Michelbach, St. (1995): Literaturstudie und Verfahren zur Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Studie Im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee.
- Brombach, H., Michelbach, St. (1997): Entlastungstätigkeit und Rückhaltewirkung von Schmutzfrachten an Regenüberlaufbecken im Untersuchungsgebiet „Alb“. In: Schmitt, T. G. (Hrsg.) Stoffströme in der Urbanhydrologie -Kanalisation-. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 86, Oldenbourg Verlag, München.
- Brunner, P. (1971): „Die Verschmutzung des Regenabflusses im Trennverfahren - Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Niederschlagsverhältnisse im voralpinen Raum“, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Nr. 9, T.H. München.
- Büchner, H., Oppermann, B. (1989): Belastung des Abflusses von Dächern im Bereich der Freien Hansestadt Hamburg. Studie im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltschutz, Fachamt für Gewässer- und Bodenschutz.
- Bullermann, M., Busweiler, U., Klein, B., Rexroth, R., Sell-Foro, W, (1989): Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden. Schriftenreihe WAR, TH Darmstadt, Bd., 40.
- Dannecker, W., Au, M., Stechmann, H. (1988): „Bilanzierung des Eintrages von Schad-elementen aus der Luft und durch den Kraftfahrzeugverkehr über die Straßen in das Sielsystem von Hamburg“, Schriftenreihe „Angewandte Analytik“, Institut für Anorganische und Angewandte Chemie der Universität Hamburg, Abt. Angewandte Analytik.
- Daub, J., Striebel, T., (1995): Schadstofffrachten von Dach und Hofflächen. In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfuß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- Dierschke, M., Steinmetz, H., Jacobitz, K. (1994): Herkunft und Verbleib von organischen Schadstoffen (AOX) in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. Abwassertechnik, Heft 2, S. 64- 66.
- Feichtinger, H., Hofreiter, H.P., (1995): Durch die Luft. Das Modacom-Funknetz. c't, Heft 6, S. 252-255.
- Fischer, J., (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Fallbeispiel Kadenbach (Rheinland-Pfalz). Gwf Wasser Abwasser 139, H.6, S. 330-335.

- Förster, J. (1993): Dachflächen als Interface zwischen atmosphärischer Grenzschicht und Kanalsystem: Untersuchungen zum Transportverhalten ausgewählter organischer Umweltchemikalien an einem Experimentaldachsystem. Dissertation an der Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften, Universität Bayreuth.
- Fuchs, S., Butz, J., Holz, A., (1999): Schwermetallbilanzen für Lahn und Neckar. In: Fuchs, S., Hahn, H.H., (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfuß IV- Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase III). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 96, Oldenbourg Verlag, München.
- Fuchs, St., (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Fallbeispiel Maisenbach (Baden-Württemberg). Gwf Wasser Abwasser 139, H.6, S. 323-329.
- Fuchs, St., Haritopoulou, T., Schäfer, M., Wilhelmi, M. (1997): Heavy metals in fresh-water ecosystems introduced by urban rainwater runoff - Monitoring of suspended solids, river sediments and biofilms. Water Science and Technology, Vol. 36, No. 8-9, pp. 277-282.
- Fuchs, St. (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Band 79, Oldenbourg Verlag, München.
- Geiger, W.F. Hübner, M. (1994): Hydrozyklone zur Leistungssteigerung von Regenbeken. Abschlußbericht Verbundprojekt Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen -Teilprojekt 10- Schriftenreihe Urbanhydrologie Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- Geiger, W., Dreiseitl, H., (1995): Neue Wege für das Regenwasser. Oldenbourg Verlag, München.
- Gieseke, J., Schmitt, P., Meyer, H. (1983): Vergleich von Rechenmethoden für Gebietsniederschläge. Wasserwirtschaft, Jg.73, S. 1-7.
- Göttle, A. (1978): Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Universität München, Bd. 23.
- Gousgounis, I. (1991): Niederschlagsbedingter Eintrag Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe in die Kanalisation. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- Grottker, M. (1987): Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, Bd. 66.

- Hahn, H.H., Beudert, G., Düreth, S. (1992): Die Verbreitung von Schwermetallen und organischen Spurenstoffen im Untersuchungsgebiet. In: Plate, E. J. (Hrsg.), WEIHERBACH - Projekt Mitteilungen des Inst. f. Hydrologie und Wasserwirtschaft Band 41, S. 283-332.
- Hahn, H.H., Fuchs, S., (1994): Ökologische Relevanz von Mischwassereinleitungen auf die Ökologie kleiner Fließgewässer. In: Statuskolloquium des Projektes Wasser-Abfall-Boden, Kernforschungszentrum Karlsruhe, S.93-108.
- Hahn, H.H., (1997): Verschmutzung des Regen- und Mischwasserabflusses. In: Abwasserableitung - Entwässerungskonzepte. ATV Fortbildungskurs I/1 in Fulda, S. 4.1 - 4.17.
- Haritopoulou, T. (1996): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 77, Oldenbourg Verlag, München.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M., Marais, G., (1995): Activated Sludge Model No. 2 by IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes, Scientific and Technical Report No.3, IAWQ, London.
- Herrmann, R. Daub, J. Striebel, T. (1992): Charakterisierung und Analyse der Verschmutzung des Niederschlages und des Niederschlagsabflusses. Abschlußbericht des Verbundprojektes Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen -Teilprojekt 1- Schriftenreihe Urbanhydrologie Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH),
- Hilligardt, D., Hoffmann, E. (1997): Einsatz der UV-Sonde zur Verringerung der Belastungsschwankungen im Ablauf der Vorklärung der Kläranlage Calw / Hirsau. In: 5. Symposium - Erfahrung mit Analysen- und Prozessmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen. 24.-25.11., Ostfildern.
- Huth, B., Rennert, S., Grothkopp, H., Lützner, K. (1995): Schadstoffeintrag durch atmosphärische Staubdeposition. In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfuß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- Hutzinger O., McLachlan, M.S., Reissinger, M., Horstmann, A., Kaune, A., Buresch, H. (1992): Niederschlagsbedingte Einträge von Polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen (PCDD) und Polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) in ein städtisches Entwässerungssystem. Abschlußbericht des Verbundprojektes Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen -Teilprojekt 8. Schriftenreihe Urbanhydrologie, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH).

- Jakobs, J., Karavokiros, G., Zimmermann, J. (1995) Konzept und Aufbau des Schmutzfrachtmodells HAuSS In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfuß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- Jakobs, J., Karavokiros, G., Zimmermann, J., Rammacher, J. (1997): Anwendung des Simulationsmodells HAuSS zur Schadstoffberechnung In: Schmitt, T.G. (Hrsg.) Stoffströme in der Urbanhydrologie. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 86, Oldenbourg Verlag, München, S.49-103.
- Kleeberg, H.B, Cemus, J. (1992): Regionalisierung hydrologischer Daten- Definitionen. In: Regionalisierung in der Hydrologie. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Klopp, R., Kornatzki, K.H., (1990): Emission und Immission von AOX im Ruhreinzugsgebiet. Z. Wasser-Abwasser-Forschung, 20, S. 160-167.
- Koppe, P., Stozek, A.,(1993): Kommunales Abwasser. 3. Auflage, Vulkan-Verlag Essen.
- Krauth, Kh. Schwentner, G. (1992): Einfluß von Stoßbelastungen bei Mischwasserzufluß auf die Ablaufqualität von Belebungsanlagen. Abschlußbericht Verbundprojekt Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen -Teilprojekt 6- Schriftenreihe Urbanhydrologie, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- Krauth, Kh., Müller, J. R. (1995): Schadstoffe in der partikulären Phase im Ablauf der Kläranlage unter Berücksichtigung der Partikelgröße. In: Seyfried C. F. (Hrsg.) Stoffströme in der Urbanhydrologie. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 87, Oldenbourg Verlag, München.
- Kreuels, R. (1988): Repräsentativität und Genauigkeit von Regenmeßsystemen. Stadtentwässerungen, Gewässerschutz, 4/1988, S. 39-72.
- Krier, H. (1995): Hydraulische Wirkungen von Mischwassereinleitungen in Fließgewässern. In: Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen, ATV-Seminar vom 15/16. Mai 1995 in Essen.
- Kroiß, H., Prendl, L. (1996): Einfluß des Fremdwassers auf Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. In: Fremdwasser in Abwasseranlagen. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, TU Graz, Bd. 18, S. 27-44, Eigenverlag.
- Külsen, H., (1994): Sommer- und Ganzjahresregenreihen; Vergleich der statistischen Eigenschaften von Regenreihen. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), unveröffentlicht.
- LFU (1990): Schwermetallgehalte von Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen in Baden-Württemberg. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg.
- LFU (1993): Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil 1 Hoch- und Oberhein. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- Lehmann, W. (1995): Anwendung geostatistischer Verfahren auf die Bodenfeuchte in ländlichen Einzugsgebieten. Schriftenreihe Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Bd.52, Eigenverlag.
- Malz, F. (1980): Begriffserklärung von BSB, CSB, TOC und die Veränderung der Verhältnisse bei der Abwasserreinigung. Schriftenreihe GWA, Bd. 42, Aachen.
- Mang, J., Geffers, K., Borchardt, D., (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Lahn bei Limburg (Hessen). Gwf Wasser Abwasser 139, H.6, S. 408-417.
- Maniak, U. (1993): Hydrologie und Wasserwirtschaft, 3. Auflage, Springer Verlag, Heidelberg.
- Marfels, H., Iburg, J., Fritsche, U., (1991): Charakterisierung anthropogener Stäube in der Außenluft an typischen Standorten in Baden-Württemberg. Forschungsbericht Projekt Umwelt und Gesundheit, FKZ: 88/011/1C, Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- Martin, K. (1995): Bilanzierung des Schadstoffrückhaltes am Regenüberlaufbecken Kläranlage Karlsruhe. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), unveröffentlicht.
- Meißner, E., (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzfracht aus Mischwasserentlastungen. In: Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischwasserkanalisation. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel, Bd. 7.
- Merkel, D., Matter, Y., Appuhn, H., (1994): Klärschlammuntersuchungen aus Niedersachsen. Korrespondenz Abwasser, Jhrg. 41, S. 264-267.
- Mertsch, V. (1997): Reststoffe in kommunalen Kläranlagen in NRW - Anfall, Behandlung, Verwertung und Kosten. In: Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 33.
- Michelbach, St. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Fallbeispiel Umpfer (Baden-Württemberg). Gwf Wasser Abwasser 139, H.6, S. 395-401.
- Monschau-Dudenhausen, K. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Band 28.
- Muschack, W. (1989): Straßenoberflächenwasser- eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. Vom Wasser, Bd. 72, S. 267-282.
- Muth, O. (1996): Schadstoffpotentiale auf der Oberfläche städtischer Gebiete. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), unveröffentlicht.
- Pankrath (1985): Deposition von Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland. UBA-Berichte, 4/85, Schmitt Verlag, Berlin.

- Paulsen, O. (1987): Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennentwässerung. Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, Bd. 62.
- Plate, E. (1992): Skalen in der Hydrologie. In: Regionalisierung in der Hydrologie. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Rentschler, G.: Niederschlagsbedingter Schmutzstoffaustrag aus Trennsystemen und Schmutzstoffrückhalt durch Regenklärbecken. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), unveröffentlicht.
- Rimek, M. (1995): Regionalisierung des Niederschlages in Stadtgebieten. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), unveröffentlicht.
- Robien, A., Xanthopoulos, C. (1995): Modellansätze für die Beschreibung des Schadstoffeintrages in das Kanalnetz. In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfuß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- Schäfer, M. (1994): Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen (Phase II). Zwischenbericht 1993, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), unveröffentlicht.
- Schäfer, M., (1995): Messung der niederschlagsbedingten Schadstoffbelastung im Vorfluter. In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfuß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- Schäfer, M., Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (1997): Entlastungstätigkeit und Schmutzstoffrückhalt von Regenüberlaufbecken im Einzugsgebiet der Alb - am Beispiel ausgewählter Mikroschadstoffe-. In: Schmitt, T.G. (Hrsg.) Stoffströme in der Urbanhydrologie. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 86, Oldenbourg Verlag, München, S. 161-177.
- Schäfer, M. Hoffmann, E. (1997): Schadstoffmanagement in Kläranlagen In: Hahn, H. H. Wilhelmi, M. (Hrsg.) Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Band 89, Oldenbourg Verlag, München.
- Schäfer, M. Hahn, H.H. (1998): Erfassung der Oberflächenversiegelung mittels eines Flächennutzungsplanes In: Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Stoffströme in der Urbanhydrologie -Oberfläche- Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Band 85, Oldenbourg Verlag, München.

- Schäfer, M., Hoffmann, E., Xanthopoulos, C., Hahn, H.H. (1998): Schmutzstoffrückhalt von Regenüberlaufbecken - am Beispiel ausgewählter, anthropogener Schadstoffe. *Korrespondenz Abwasser* (45), Nr.3, S. 444-454.
- Schäfer, M.; Hoffmann, E. (1998): Reststoffmanagement auf kommunalen Kläranlagen. Teil 1 - Stoffbilanzen. *gwf- Wasser Abwasser*, Nr.9, S. 586-591.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 13. Auflage, S.6 ff, Enke-Verlag, Stuttgart.
- Schmitt, T.G., Wiese, J., (1999): Datenbasis und Methoden der Flußgebietsbilanzierung. In: Fuchs, S., Hahn, H.H., (Hrsg.) *Schadstoffe im Regenabfuß IV- Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase III)*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 96, Oldenbourg Verlag, München.
- Schmitt, T.G., (1997): Dezentrale Maßnahmen zur Reduzierung des Regenwasserabflusses. In: Hahn, H.H. Thraut, R. (Hrsg.) *Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 78, Oldenbourg Verlag, München.
- Schmitt, T.G., (1996): "Projektverbund NIEDERSCHLAG, Phase II" - Transport anthropogener Schadstoffe in Misch- und Regenwasserkanälen. *ATV Bundestagung, 14-16.10, Leipzig, ATV-Schriftenreihe Bd. 4, S. 961-977*.
- Schorer, M. (1994): Zeitliche Veränderungen von Schadstoffgehalten in Flußsedimenten. *Vom Wasser*, Bd. 83, S. 117-126.
- Schoerer, M., Eisele, M. (1997): Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment. *Water, Air and Soil Pollution* 99, pp. 651-659.
- Schulz; S. (1998): Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 90, Oldenbourg Verlag, München.
- Schulz, W., Niemann, J., Kleber-Lerchbaumer, U., Kapallo, H.P. (1992): Wirksamkeit von Regenbecken in Mischsystemen zur Beeinflussung des Transportes von anthropogenen Schadstoffen. Schriftenreihe *Urbanhydrologie*, Bd. 5, Eigenverlag Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- Seyfried, C.F., Thöle, D., (1999): Gemeinsame Betrachtung von Kanalnetz und Kläranlage zur Minimierung der Gesamtemission. In: Seyfried, C.F. (Hrsg.) *Stoffströme in der Urbanhydrologie -Kläranlage-* Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Band 87, Oldenbourg Verlag, München.
- Stadt Karlsruhe (1984): Regenwasserbehandlung im Mischwassernetz - Entwässerungskonzeption. Tiefbauamt, Stadtentwässerung.
- Stadt Karlsruhe (1990): *Ökologische Berichte -Alb-* Hrsg.: Stadt Karlsruhe, Umweltamt.



- Stadt Karlsruhe (1992): Mitteilungen des Bürgermeisteramts Ökologische Berichte - Fließgewässer- Hrsg.: Stadt Karlsruhe, Umweltamt.
- Stadt Karlsruhe (1994): Umweltbericht -Bereich Grund und Trinkwasser- Hrsg.: Stadt Karlsruhe, Umweltamt
- Stadt Karlsruhe (1998): Die Karlsruher Wohnbevölkerung nach Stadtteilen. <http://www.karlsruhe.de/Statistik/afse.htm>.
- Sties, M., Trauth, R. (1995): Erfassung und Klassifizierung von Oberflächen. In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfluß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- Sties (1998): Erfassung und Klassifizierung der Oberflächenbeschaffenheit -Fernerkundung In: Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Stoffströme in der Urbanhydrologie - Oberfläche- Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe (TH), Band 85, Oldenbourg Verlag, München.
- Striebel, T. (1994): Konzentrationen und physikochemisches Verhalten von Schwermetallen und Hauptionen in Regenabflüssen städtischer Straßen. Berichte aus der Umweltwissenschaft, Shaker Verlag, Aachen.
- Theurer, W. (1993): Ausbreitung bodennaher Emissionen in komplexen Bebauungen. Schriftenreihe des Institutes für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Bd. 45.
- Wachs, B. (1991): Ökobewertung der Schwermetallbelastung in Fließgewässern. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei-, und Flußbiologie, 45, Oldenbourg Verlag, München.
- Wassmann, H. (1996): Grundlagen der immissionsorientierten Regenwasserbewirtschaftung in Ballungsräumen. Schriftenreihe Texte, Bd. 76/95, Umweltbundesamt.
- Wilhelmi, M. (1999): Biofilme in Fließgewässern als dynamische Komponente bei der Schadstoffadsorption. Abschlußbericht eines Verbundprojektes der DFG, (in Vorbereitung).
- Wilhelmi, M. Schäfer, M., Fuchs, S., Hahn, H.H., (1997): Ein neuer Ansatz zur Ermittlung und Bewertung von Schwermetallen in Flußsystemen. Tagung der Fachgruppe Wasserchemie, 05.-07.05.1997 in Lindau.
- Willems, G. (1992): Praktische Aspekte der Stadtentwässerung und der Regenwasserbehandlung. In: Schadstoffe im Regenabfluß II. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH) Bd. 64 Eigenverlag.
- Xanthopoulos, C. (1990): Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 57.

- Xanthopoulos, C., Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluß. Abschlußbericht des Verbundprojektes Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen -Teilprojekt 2- Schriftenreihe Urbanhydrologie, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- Xanthopoulos, C. (1995b): Bilanzierung von Stoffkreisläufen in Stadtgebieten In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfluß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- Xanthopoulos, C. (1995): Schweb- und Schadstofftransport in Regenwasserkanalisationen In: Hahn, H.H., Xanthopoulos, C. (Hrsg.) Schadstoffe im Regenabfluß III - 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen“ (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Band 73, Oldenbourg Verlag, München.
- 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 (TH), Band 78, Oldenbourg Verlag, München.

## Anhang: Weitere Ereignisbilanzen

### Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R12

<b>Dauerregen (Modellregen M7-6)</b>						
Niederschlagsmenge:	4.1 mm					
Bilanzzeitraum:	20:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	209 574 m <sup>3</sup>	18 722 kg	3 910 kg	256g	213g	269g
Hochwassergräben	73 584 m <sup>3</sup>	706 kg	815 kg	85g	106g	104g
Einleitung HKW	13 209 m <sup>3</sup>	7 kg	159 kg	53g		
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	296 367 m <sup>3</sup>					
Knielingen	530 531 m <sup>3</sup>	5 090 kg	5 873 kg	613g	766g	752g
<b>Immission (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>234 164 m<sup>3</sup></b>	<b>-14 344 kg</b>	<b>990 kg</b>	<b>220g</b>	<b>447g</b>	<b>379g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
reduzierte versiegelte Fläche				<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	1 632 m <sup>3</sup>	196 kg	68 kg	42g	42g
RÜ Lameyplatz	500 ha	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	14 614 m <sup>3</sup>	3 786 kg	1 137 kg	1729g	696g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	1 025 m <sup>3</sup>	285 kg	141 kg	192g	258g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	14 614 m <sup>3</sup>	1 000 kg	190 kg	330g	165g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	1 025 m <sup>3</sup>	118 kg	36 kg	56g	63g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>		<b>17 272 m<sup>3</sup></b>	<b>4 267 kg</b>	<b>1 346 kg</b>	<b>1962g</b>	<b>996g</b>
<b>Variante2:</b>			<b>1 314 kg</b>	<b>294 kg</b>	<b>428g</b>	<b>270g</b>

### Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R13

<b>Dauerregen (Modellregen M3-7)</b>						
Niederschlagsmenge:	16.7 mm					
Bilanzzeitraum:	23:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	268 921 m <sup>3</sup>	7 298 kg	4 045 kg	599g	499g	605g
Hochwassergräben	93 590 m <sup>3</sup>	2540 kg	1408 kg	208g	174g	211g
Einleitung HKW	149 747 m <sup>3</sup>	75 kg	1 797 kg	449g		
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	512 258 m <sup>3</sup>					
Knielingen	635 307 m <sup>3</sup>	7 093 kg	7 841 kg	1137g	948g	994g
<b>Immission (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>123 049 m<sup>3</sup></b>	<b>-2 820 kg</b>	<b>591 kg</b>	<b>-120g</b>	<b>275g</b>	<b>178g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
reduzierte versiegelte Fläche				<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	6 649 m <sup>3</sup>	2 303 kg	1 224 kg	798g	616g
RÜ Lameyplatz	500 ha	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	60 091 m <sup>3</sup>	10 296 kg	2 211 kg	4621g	1812g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	4 175 m <sup>3</sup>	777 kg	276 kg	509g	672g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	60 091 m <sup>3</sup>	11 750 kg	3 420 kg	6270g	2420g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	4 175 m <sup>3</sup>	1 387 kg	648 kg	1064g	924g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>		<b>70 916 m<sup>3</sup></b>	<b>13 375 kg</b>	<b>3 711 kg</b>	<b>5928g</b>	<b>3100g</b>
<b>Variante2:</b>			<b>15 440 kg</b>	<b>5 292 kg</b>	<b>8132g</b>	<b>3960g</b>

## Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R14

<b>Dauerregen (Modellregen M6-6)</b>						
Niederschlagsmenge:	5.4 mm					
Bilanzzeitraum:	20:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	187 970 m <sup>3</sup>	3 280 kg	2 009 kg	320g	266g	312g
Hochwassergräben	65 161 m <sup>3</sup>	1 137 kg	696 kg	111g	92g	108g
Einleitung HKW	130 893 m <sup>3</sup>	65 kg	1 571 kg	785g		
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	384 024 m <sup>3</sup>					
Knielingen	606 107 m <sup>3</sup>	7 579 kg	10 101 kg	1162g	1452g	2020g
<b>Immission (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>222 084 m<sup>3</sup></b>	<b>3 096 kg</b>	<b>5 825 kg</b>	<b>-54g</b>	<b>1094g</b>	<b>1600g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
reduzierte versiegelte Fläche				<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	2 150 m <sup>3</sup>	392 kg	306 kg	84g	70g
RÜ Lameyplatz	500 ha	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	20 576 m <sup>3</sup>	6 034 kg	2 604 kg	3456g	1285g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	1 350 m <sup>3</sup>	429 kg	304 kg	359g	450g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	20 576 m <sup>3</sup>	2 000 kg	855 kg	660g	275g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	1 350 m <sup>3</sup>	236 kg	162 kg	112g	105g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>	<b>24 077 m<sup>3</sup></b>	<b>6 855 kg</b>	<b>3 213 kg</b>	<b>3899g</b>		<b>1804g</b>
<b>Variante2:</b>		<b>2 628 kg</b>	<b>1 323 kg</b>	<b>856g</b>		<b>450g</b>

## Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R16

<b>Modellregen M6-5</b>						
Niederschlagsmenge:	5.3 mm					
Bilanzzeitraum:	16:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	101 900 m <sup>3</sup>	3 041 kg	901 kg	169g	135g	199g
Hochwassergräben	35 800 m <sup>3</sup>	1 068 kg	317 kg	59g	47g	70g
Einleitung HKW	104 247 m <sup>3</sup>	52 kg	1 251 kg	625g	0g	
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	241 947 m <sup>3</sup>					
Knielingen	582 775 m <sup>3</sup>	13 415 kg	7 234 kg	1204g	1353g	2185g
<b>Immission (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>340 828 m<sup>3</sup></b>	<b>9 253 kg</b>	<b>4 766 kg</b>	<b>351g</b>	<b>1170g</b>	<b>1917g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
reduzierte versiegelte Fläche				<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	2 110 m <sup>3</sup>	392 kg	136 kg	189g	140g
RÜ Lameyplatz	500 ha	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	23 015 m <sup>3</sup>	4 996 kg	1 147 kg	3225g	1112g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	1 325 m <sup>3</sup>	314 kg	118 kg	294g	343g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	23 015 m <sup>3</sup>	2 000 kg	380 kg	1485g	550g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	1 325 m <sup>3</sup>	236 kg	72 kg	252g	210g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>	<b>26 450 m<sup>3</sup></b>	<b>5 702 kg</b>	<b>1 401 kg</b>	<b>3709g</b>		<b>1595g</b>
<b>Variante2:</b>		<b>2 628 kg</b>	<b>588 kg</b>	<b>1926g</b>		<b>900g</b>

## Gegenüberstellung von Immissionen und Emissionen für den Regen R17

<b>Dauerregen (Modellregen M7-7)</b>						
Niederschlagsmenge:	1.3 mm					
Bilanzzeitraum:	20:00 h					
<b>Bestimmte Schmutzfracht in der Alb (Immission)</b>						
	Q	AFS	CSB	Cu gel	Cu part	Pb part
Rüppurr	132 955 m <sup>3</sup>	4 904 kg	1 612 kg	382g	319g	313g
Hochwassergräben	39 023 m <sup>3</sup>	1439 kg	473 kg	112g	94g	92g
Einleitung HKW	133 043 m <sup>3</sup>	67 kg	1 597 kg	665g	0g	
Abfluß der Alb ohne Regenwasser	305 021 m <sup>3</sup>					
Knielingen	390 456 m <sup>3</sup>	7 818 kg	4 267 kg	1108g	923g	1314g
<b>Immission (Belastung durch das Stadtgebiet)</b>	<b>85 436 m<sup>3</sup></b>	<b>1 408 kg</b>	<b>586 kg</b>	<b>-52g</b>	<b>510g</b>	<b>909g</b>
<b>abgetragene Schmutzfracht von städtischen Oberflächen (Emission)</b>						
	reduzierte versiegelte Fläche			<b>Cu ges</b>		
Mischsysteme an der Alb	126 ha	518 m <sup>3</sup>	147 kg	136 kg	84g	56g
RÜ Lameyplatz	500 ha	0 m <sup>3</sup>	0 kg	0 kg	0g	0g
<b>Variante1: Berechnung mit MEK-Werten und der Niederschlagsverteilung</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	8 100 m <sup>3</sup>	2 009 kg	786 kg	1160g	405g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	325 m <sup>3</sup>	87 kg	56 kg	74g	87g
<b>Variante2: Berechnung mit Jahresfrachten und der Jährlichkeit der Modellregen</b>						
Trennsystem entlang der Alb	500 ha	8 100 m <sup>3</sup>	750 kg	380 kg	660g	220g
Bundesstraßen entlang der Alb	50 ha	325 m <sup>3</sup>	89 kg	72 kg	112g	84g
<b>Summe Emissionen</b>						
<b>Variante1:</b>		<b>8 943 m<sup>3</sup></b>	<b>2 243 kg</b>	<b>978 kg</b>	<b>1317g</b>	<b>548g</b>
<b>Variante2:</b>			<b>986 kg</b>	<b>588 kg</b>	<b>856g</b>	<b>360g</b>

