

**Schlammablagerungen in urbanen Vorflutern
- Ursachen, Schwermetallbelastung und Remobilisierbarkeit
untersucht an Vorflutern der Saaleaue bei Halle**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von Herrn Diplomgeograph Frank Winde
geb. am: 31.08.1963 in: Quedlinburg

Gutachter:

1. Prof. Dr. Manfred Frühauf
2. Prof. Dr. Joachim Marcinek
3. Prof. Dr. Karl-Heinz Schmidt

Halle (Saale) im Januar 1996

21.05.1996 verteidigt



U. u. L.-Bibliothek Halle/S.

97 / H / 47

M

Inhaltsverzeichnis	Seite
Vorwort	V
Abkürzungsverzeichnis	VI
Abbildungsverzeichnis	VIII
Tabellenverzeichnis	IX
1 Einleitung	1
2 Problemstellung und Untersuchungsziele	3
3 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	7
3.1 Lage, Abgrenzung und Größe	7
3.2 Genese und physisch-geographische Verhältnisse	7
3.2.1 Geologischer Aufbau	7
3.2.2 Glazialmorphologische Einflüsse	10
3.2.3 Klimatische Verhältnisse.....	11
3.2.4 Pedologische Verhältnisse.....	12
3.2.5 Hydrographische Verhältnisse.....	13
3.2.6 Hydrologische Verhältnisse.....	16
3.3 Flächennutzung	20
3.4 Belastung der Umweltmedien	22
3.4.1 Umweltbelastungen vor 1990.....	22
3.4.1.1 Luftbelastung	22
3.4.1.2 Wasserbelastung im Einzugsgebiet der Saale.....	23
3.4.1.3 Wasserbelastung im Untersuchungsgebiet.....	23
3.4.1.3.1 Quecksilberbelastung durch die Chemischen Werke Buna.....	24
3.4.1.3.2 Abwassersituation im Stadtgebiet von Halle	26
3.4.2 Umweltbelastungen nach 1990	30
3.4.2.1 Wasserbelastung	30
3.4.2.2 Schlammbelastung der Vorfluter.....	30
3.4.2.3 Bodenbelastung	32
4 Methoden	33
4.1 Ermittlung der Mächtigkeiten und Volumina der Schlammablagerungen	33
4.1.1 Peilungen der Schlammmächtigkeiten.....	33
4.1.2 Berechnung der Schlammvolumina	34
4.2 Ermittlung hydraulischer Parameter	34
4.2.1 Fließgeschwindigkeitsmessung.....	35
4.2.2 Morphometrische Parameter der Gerinnebetten	35
4.2.3 Durchflußberechnung	36
4.3 Probennahme	37
4.3.1 Schwebstoffproben	32

4.3.2 Schlammproben	37
4.3.3 Hochwasserabsätze	38
4.4 Kartierung der Lage von Abwassereinleitern und Regenüberläufen	38
4.5 Laboranalysen	39
4.5.1 Schwebstoffgehalt	39
4.5.2 Korngrößenanalysen	40
4.5.3 Sedimentationsverhalten von Schwebstoffen	42
4.5.4 Resuspensionsverhalten von Schlamm	42
4.5.5 Gehalt an organischer Substanz	43
4.5.6 Naßdichte, Gehalt an Trockensubstanz und Wassergehalt der Schlämme	44
4.5.7 Schwermetallanalysen	45
5 Ergebnisse und Diskussion	47
5.1 Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Schlammablagerungen	47
5.1.1 Schlammbelastung, Fließgeschwindigkeiten und Einleitersituation der Vorfluter	48
5.1.2 Schlammverteilung in Beziehung zu den hydraulischen Verhältnissen	57
5.1.2.1 Hydraulische Verhältnisse in den Vorflutern	57
5.1.2.2 Schlammbelastung und Fließgeschwindigkeitsverhältnisse	58
5.1.2.3 Schlammbelastung und morphometrische Verhältnisse	59
5.1.3 Beziehungen der Schlammverteilung zur Lage von Regenüberläufen	62
5.1.4 Die Schlammverteilung im Mühlgraben und in der Wilden Saale (Peißnitz) als Folge abwasserspezifischer Sedimentationsmechanismen	67
5.1.4.1 Abwasserspezifische Sedimentationsmechanismen	67
5.1.4.2 Analyse der Schlammverteilung in Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz)	68
5.1.5 Fazit der lagebezogenen Untersuchungen	75
5.2 Bilanzierung der Masse der Schlammablagerungen	76
5.2.1 Schlamm Massen im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz)	76
5.2.2 Ermittlung des Umfangs kanalisationsgebundenen Stoffeintrags in die Vorfluter	79
5.2.2.1 Quellen und Wirkungsweise von Stoffeinträgen aus der Kanalisation	79
5.2.2.2 Verfahren zur Abschätzung des Stoffeintrags aus der Kanalisation	82
5.2.2.3 Anteil kanalisationsgebundener Stoffeinträge an der Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)	86
5.2.3 Fazit der massenbezogenen Untersuchungen	97
5.3 Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Schlammablagerungen	100
5.3.1 Schwermetallgehalte der Schlämme, Einflußfaktoren und zeitliche Veränderungen	100
5.3.1.1 Aktuelle Schwermetallbelastung der Schlämme	100
5.3.1.1.1 Einflüsse des Gehalts an organischer Substanz	101
5.3.1.1.2 Korngrößenabhängige Einflüsse	102
5.3.1.1.3 Vergleich der Vorfluter	104
5.3.1.2 Schwermetallgehalte der Schlämme im Zeitraum 8/90 bis 11/92	105
5.3.1.2.1 Vergleich der Vorfluter	106
5.3.1.2.2 Tiefentendenzen der Schwermetallbelastung der Schlämme	108
5.3.1.3 Veränderung der Schwermetallbelastung der Schlämme nach 1990	110
5.3.2 Schwermetallgehalte der Mischwasserschwebstoffe	113
5.3.3 Einfluß der Mischwasserabwürfe auf die Schwermetallbelastung der Schlämme	117

5.3.4	Fazit zur Schwermetallbelastung der Schlämme.....	121
5.4	Untersuchungen zur Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Verlagerung der Schlämme.....	123
5.4.1	Erosionspotential der hochwasserführenden Vorfluter im Stadtgebiet	123
5.4.2	Schwebstoffuntersuchungen zur Resuspension der Schlämme bei Hochwasser	124
5.4.3	Veränderungen im Schlammkörper des Mühlgrabens nach dem Hochwasser 4/94	128
5.4.4	Einflüsse der Konsistenz auf die Resuspendierbarkeit der Schlammablagerungen	129
5.4.5	Fazit zur hochwassergebundenen Schlammverlagerung	131
6	Schlußfolgerungen für die Praxis und Ausblick	133
7	Zusammenfassung	135
8	Literaturverzeichnis.....	140

Vorwort

Ohne die vielfältige Unterstützung durch zahlreiche Helfer wäre die Durchführung dieser Arbeit nicht möglich gewesen. Neben den nachfolgend genannten, möchte ich ausdrücklich auch allen anderen danken, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

An erster Stelle steht dabei Herr Prof. Dr. M. Frühauf, der das Forschungsprojekt, innerhalb dessen die Arbeit entstand, am Lehrstuhl für Geoökologie initiiert hat und ohne dessen Gewährung großer finanzieller, organisatorischer und inhaltlicher Freiräume die Untersuchungen nicht möglich gewesen wären.

Zu besonderem Dank bin ich auch Herrn Dr. G. Zinke vom Institut für Geographie verpflichtet, der die Arbeit durch die Bereitstellung eigener Forschungsergebnisse zur Problematik unterstützte.

Dem Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig gebührt Dank für die Finanzierung des Forschungsprojektes „Schadstoffe und Schadstofftransfer im Verbund Wasser - Boden in der Saaleaue des halleschen Stadtgebietes - ein Beitrag zum Boden und Gewässerschutz“, das den thematischen Rahmen der Arbeit bildete.

Außerdem danke ich allen Mitgliedern des Geoökologischen Labors und der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Frühauf für ihre tatkräftige Unterstützung bei den Arbeiten im Gelände, die - aufgrund der Spezifik des Untersuchungsgegenstandes nicht immer angenehm waren. Besonderer Dank gilt in diesem Zusammenhang Frau Dorothee Kley und Herrn Dr. Michael Zierdt, aber auch den Herren Dr. Berthold Oehm, Sebastian Dippmann, Gerd Schmidt und Karamba Diaby sowie meinen wissenschaftlichen Hilfskräften Mario Schwertner und Jörg Walther. Für die gewissenhaft und engagiert durchgeführten Laboruntersuchungen danke ich besonders Silke Schiering.

Für die Unterstützung bei der Recherche zur Problematik und die Überlassung von bereits vorhandenen themenrelevanten Daten und Informationen bin ich dem Umweltamt des Magistrates der Stadt Halle, dem Staatlichen Amt für Umweltschutz des Regierungsbezirkes Halle, dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, der Halleschen Wasser- und Abwasser GmbH, dem Unterhaltungsverband „Untere Saale“ sowie den Chemischen Werken Buna zu Dank verpflichtet. Vor allem ich möchte ich Herrn Friedrich, Herrn Weise und Herrn Göricke aus dem Staatlichen Amt für Umweltschutz Halle für die freundliche fachliche und gerätetechnische Unterstützung danken. Besonderer Dank gilt auch Frau Rüttinger aus dem Labor des Landesamtes für Umweltschutz für die Durchführung der Parallelbestimmung der Quecksilbergehalte von Saaleschlamm. Herrn Nitsche danke ich für die ausführlichen Informationen zur Abwassersituation der Buna-Werke.

Frank Winde

Halle (Saale), im Januar 1996

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr/-e
AAS	Atomabsorptionspektrometer
Abb.	Abbildung
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AF	Anreicherungsfaktor (gemessene Schwermetallkonzentration in Bezug zum TGS)
A _{fließ}	Fläche des Fließquerschnitts im Flußquerschnitt
A _{fS}	abfiltrierbare Stoffe
A _{ges}	Gesamtfläche des Flußquerschnitts
A _{sed}	Fläche der Sedimentfüllung im Flußquerschnitt
AW	Abwasser
b. p.	before present (vor heute; Bezugspunkt für Altersangabe)
BHQ	Bemessungshochwasser
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
c	Konzentration
Cd	Kadmium
cm	Zentimeter
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
d	in Maßeinheiten: Tag; ansonsten: Tiefe (eines Vorfluters)
DWD	Deutscher Wetter Dienst
ED	Einwohnerdichte
EW	Einwohner
EWG	Einwohnergleichwert
FA-Kanal	Fabrikationskanal (Buna)
F _E	Einzugsgebiet
Fl.-km	Flußkilometer (Entfernung von der Mündung)
FS	Feststoffe
g	Gramm
gew. MW	gewichteter arithmetischer Mittelwert
GFE	Geologische Forschung und Erkundung GmbH
GWL	Grundwasserleiter
h	Stunde
ha	Hektar
Hg	Quecksilber
HHQ	höchstes bisher bekannter Abfluß eines Vorfluters
HI	Hochwasserinsel
HQ ₂	Hochwasserabfluß mit Angabe des Wiederkehrintervalls in Jahren
HW	Hochwasser
HWA	Hochwasserabsätze
HWA-GmbH	Hallesche Wasser- und Abwasser GmbH
KA	Kläranlage
Kap.	Kapitel
kg	Kilogramm
km	Kilometer
kt	Kilotonnen
L	Länge des Vorfluters
l	Liter
LAU	Landesamt für Umweltschutz (Sachsen-Anhalt)
li.	links
m	Meter
m%	Masseprozent (prozentualer Anteil eines Stoffes an der Gesamtmasse)
Max.	Maximum
mdl.	mündlich
mg	Milligramm
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluß
Min.	Minimum
Mio.	Million
Mitt.	Mitteilung
mm	Millimeter ; Maßeinheit für Länge bzw. Niederschlagshöhe (=l/m ²)
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluß
MQ	mittlerer Abfluß
MW	arithmetischer Mittelwert bzw. Mittelwasser
n	Anzahl der verwendeten Einzelwerte (Grungesamtheit)
N	Niederschlag bzw. Nord

Ni	Nickel
NN	Normal Null
NNQ	niedrigster Niedrigwasserabfluß
NQ	Niedrigwasserabfluß
o.	oberhalb (in Fließrichtung vor einem bestimmten Punkt im Vorfluter)
OP	Oberpegel
oS	organische Substanz
Pb	Blei
PGL	Profilgültigkeitslänge
ppm	part per million (Teil pro Million Teile; Stoffkonzentrationen)
Q	Abfluß
Q _{AW}	Abwassermenge
Q _I	Abwassermenge aus Indirekteinleitung
Q _M	Regenwassermenge aus Mischkanalisation
Q _R	Regenwasserabflußmenge
Q _T	Regenwassermenge aus Trennkanalisation
R	hydraulischer Radius bzw. Korrelationskoeffizient
rd.	rund
re.	rechts
RK	Regenwasserkanal (Trennkanalisation)
r _{krit}	kritische Regenspende
RSD	Relativ Standard Deviation (Relative Standardabweichung)
RÜ	Regenüberlauf (Mischkanalisation)
S	Sand
s	Sekunde
SM	Schwermetall
STAU	Staatliches Amt für Umweltschutz (Regierungsbezirk Halle)
T	Ton
t	Tonne
Tab.	Tabelle
TGS	Tongesteinsstandard (TUREKIAN & WEDEPOHL)
TK	Topographische Karte
TS	Trockensubstanz
TWA	Trockenwetterabfluß (Mischkanalisation)
U	Schluff
ü.	über
u.	unterhalb (in Fließrichtung nach einem bestimmten Punkt im Vorfluter)
UBA	Umweltbundesamt
UG	Untersuchungsgebiet
UP	Unterpegel
v. A.	vom Autor
v _{fS}	Fließgeschwindigkeit im Stromstrich
v _f	mittlere Fließgeschwindigkeit im Fließquerschnitt
Vol%	Volumenprozent (prozentualer Anteil eines Stoffes am Gesamtvolumen)
V _{sed}	Volumen des Sediments im Gerinnebett
w	Breite des Vorfluters
WFR	Wiederfindungsrate
WS	Wasserspiegel
Zn	Zink
Ψ	Abflußbeiwert
%	Prozent (Teil von hundert Teilen)
/	in Maßeinheiten: dividiert durch (bzw. pro)
x	in Maßeinheiten: multipliziert mit (bzw. und)
°C	Grad Celsius (Temperatur)
°dH	Grad deutscher Härte (Wasserhärte)

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 3.1: Lage und Hydrographie des Untersuchungsgebietes
- Abb. 3.2: Mittlere Monatswerte der Niederschlagsmenge und -intensitäten an der Station Halle Kröllwitz im Zeitraum 1951-1990 (Daten aus DWD 1995)
- Abb. 3.3: Mittlere monatliche Abflüsse der Saale am Unterpegel Trotha (1955 - 1990) (nach Angaben des Bundeswasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Magdeburg, Außenstelle Merseburg 1995)
- Abb. 3.4: Kläranlagen und ihre Einzugsgebiete sowie die Gebiete ohne Kläranlagenanschluß im Kanalisationsnetz der Stadt Halle
- Abb. 5.1.1: Lage der untersuchten Vorfluter im Stadtgebiet von Halle
- Abb. 5.1.2: Schlammbelastung der Stromsaale bei Buna und der Wilden Saale (Rabeninsel)
- Abb. 5.1.3: Farbe der Schlammablagerungen im Mühlgraben (11.05.1994)
- Abb. 5.1.4: Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)
- Abb. 5.1.5: Schlammablagerungen im Mühlgraben (Pfälzer Brücke, 12.05.1994)
- Abb. 5.1.6: Ausgasungen bei Peilungen in der Steinmühlenerweiterung des Mühlgrabens (12.05.1994)
- Abb. 5.1.7: Schlammablagerungen in einer Nische der Gerberröhre (bis 1 m über MW-Spiegel)
- Abb. 5.1.8: Schlammablagerungen in der Gerberröhre mit auflagernden kanalisationstypischen Schwimmstoffen
- Abb. 5.1.9: Zusammenhang zwischen mittlerer Fließgeschwindigkeit und sedimentierbarer Korngröße (Hjulström-Diagramm) (aus: LESER U. A. 1992)
- Abb. 5.1.10: Hafen des STAU im Mühlgraben (12.5.1994)
- Abb. 5.1.11: Lage und Art der Abwassereinleitungen aus dem Kanalisationsnetz in die Fließ- und Standgewässer im halleischen Stadtgebiet
- Abb. 5.1.12: Abwassereinleitung aus einem Regenüberlauf an der Steinmühlenerweiterung des Mühlgrabens (RÜ 3) bei Trockenwetter (12.05.1994)
- Abb. 5.1.13 : Mündung des RÜ 11 (Bildmitte) und der Gerberröhre (rechter Brückenbogen) während eines Mischwasserabwurfes in den Mühlgraben
- Abb. 5.1.14: Hauptsammler zur Kläranlage Trotha
- Abb. 5.1.15: Entwicklung der Schlammbelastung des Mühlgrabens im Zeitraum 9/91 -5/94
- Abb. 5.1.16: Regenüberlaufmündung in die Gerberröhre (RÜ 16)
- Abb. 5.1.17: Regenüberlaufmündung in die Gerberröhre (RÜ 14)
- Abb. 5.1.18: Flockenbildung und Sinkgeschwindigkeiten von Schwebstoffen in einer Mischwasserprobe (Ausschnitt aus einer Videodokumentation)
- Abb. 5.1.19: Abflußgang der Saale am Unterpegel Trotha (1955 - 1990) im Verhältnis zur mittleren monatlichen Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet (1951 - 1990)
- Abb. 5.1.20: Hydraulische Wirkungen von Mischwassereinleitungen im Mühlgraben
- Abb. 5.1.21: Verwirbelung im Mündungsbereich des Regenüberlaufes 11 infolge einer Mischwassereinleitung
- Abb. 5.1.22: Treibgutansammlung vor dem Regenüberlauf 11 infolge von Schlammakkumulation im Mündungsbereich
- Abb. 5.1.23 a: Lage des Regenüberlaufes 1 am Mühlgraben
- Abb. 5.1.23 b: Schlammakkumulation im Mündungsbereich des Regenüberlaufes 1
- Abb. 5.2.1: Einflußfaktoren auf Menge und Verschmutzung des Regenwasserabflusses von städtischen Oberflächen als Ursache der Schlammbelastung urbaner Vorfluter

- Abb. 5.2.2: Lage, Größe und vorherrschende Kanalisationsart der Einzugsgebiete der Regenüberläufe und Abwassereinleitungen am Mühlgraben und an der Wilden Saale (Peißnitz) im Kanalisationsnetz der Stadt Halle
- Abb. 5.2.3: Luftbildschrägaufnahme des Kernbereichs des Einzugsgebietes Mühlgraben
- Abb. 5.2.4: Luftbildschrägaufnahme des Einzugsgebietes der Wilde Saale (Peißnitz)
- Abb.: 5.2.5: Regenspendedauerlinie für das Untersuchungsgebiet mit dem Anteil der Niederschläge, die die kritische Intensität erreichen oder überschreiten
- Abb. 5.2.6: Berechnungsschema zur Ermittlung der Belastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) mit schlamm bildenden Stoffen aus der Kanalisation
- Abb. 5.3.1: Beziehungen zwischen der Schwermetallbelastung im Schlamm und dem Gehalt an organischer Substanz bzw. den Anteilen der Kornfraktionen im Schlamm
- Abb. 5.3.2: Schwermetallanreicherungen in Schlämmen ausgewählter Vorfluter (0-20 cm) im Mai 1994
- Abb. 5.3.3: Schwermetallanreicherungen in Schlämmen ausgewählter Vorfluter (0-20 cm) im Zeitraum 1990-1992
- Abb. 5.3.4: Vergleich der Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe, Mischwasserabsätze und der oberen Schlammschicht im Mühlgraben (1994/95)
- Abb.5.4.1: Schwebstoffkonzentrationen mit den Anteilen resuspendierter Schlammpartikel in Abhängigkeit vom Abstand zur Schlammoberfläche (bei bordvollem Abfluß in der Wilden Saale/Peißnitz; 1/95)
- Abb. 7.1 Ursachen der überdurchschnittlichen Schlammbelastung der untersuchten Vorfluter

Tabellenverzeichnis

- Tab. 3.1: Zeitraum, Dauer und maximaler Wasserstand von Hochwasserereignissen im Untersuchungsgebiet (Unterpegel Trotha, 1961 - 1994) (nach LAUER u.A. 1993)
- Tab. 3.2: Anteil der Monate an der Gesamtdauer der Hochwasserereignisse im Untersuchungsgebiet (Unterpegel Trotha, 1961 - 1990)
- Tab. 3.3: Gewässerkundliche Hauptzahlen der untersuchten Vorfluter (nach FAS 1977)
- Tab. 3.4: Feststoff- und Quecksilbergehalte im Abwasser der Buna AG in Stichproben vom April 1991
- Tab. 3.5: Flächengröße der teilentsorgten Gebiete der Stadt Halle und die von den Indirekteinleitungen betroffenen Vorfluter und Hauptvorfluter
- Tab. 3.6: Parameter der Kläranlagen im Stadtgebiet von Halle
- Tab. 3.7: Mittlere Schwermetallgehalte in Schlämmen ausgewählter Fließ- und Standgewässer im Stadtgebiet (zusammengestellt aus Untersuchungen im Zeitraum 1990 - 1994)
- Tab. 4.1: Analytierte Parameter in Schlamm-, Schwebstoff- und Hochwasserabsatzproben
- Tab. 4.2: Wiederfindungsraten der Schwermetallkonzentrationen im BCR-Standard 146
- Tab. 4.3: Ergebnisse des Laborvergleichs zur Qualität der Quecksilberanalytik
- Tab. 5.1.1: Schlammbelastung von Querprofilen der untersuchten Vorfluter
- Tab. 5.1.2: Gesamtvolumen und Konsistenzparameter der Schlammablagerungen
- Tab. 5.1.3: Entwicklung der Schlammbelastung im Mühlgraben im Zeitraum 10/91 bis 4/94
- Tab. 5.1.4: Hydraulische Parameter der untersuchten Vorfluter
- Tab. 5.1.5: Verhältnis der Durchflüsse von Nebenarmen zur Stromsaale bei unterschiedlichen Durchflusssmengen
- Tab. 5.1.6: Schlammbelastung von Querprofilen des Mühlgrabens in Beziehung zu hydraulischen Parametern des unbelasteten Gerinnebetts
- Tab. 5.2.1: Feststoff-, Trockensubstanz-, und Wassergehalt der oberen Schicht der Schlammablagerungen des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)
- Tab. 5.2.2: Feststoff- und Wassergehalt im Schlamm des Mühlgrabens in verschiedenen Tiefen (nach ITW 1992A)
- Tab. 5.2.3: Trockenmasse der Schlammablagerungen im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz)
- Tab. 5.2.4: Versiegelungsgrad und Versiegelungsfaktoren
- Tab. 5.2.5: Neigung von Einzugsgebieten und Neigungsfaktoren
- Tab. 5.2.6: Konzentrationen schlammbildender Inhaltsstoffe in Abwässern verschiedener Herkunft
- Tab. 5.2.7: Anteile der organischen Substanz im Abwasser verschiedener Herkunft
- Tab. 5.2.8: Mischverhältnisse im Hauptsammler zur Kläranlage Trotha bei unterschiedlich starken Regenwasserzuflüssen
- Tab. 5.2.9: Schwebstoffgehalte in Mischwassereinleitungen in den Mühlgraben
- Tab. 5.2.10: Schwebstoffgehalte in Indirekteinleitungen in die Wilde Saale (Peißnitz)
- Tab. 5.2.11: Zusammenfassung der Berechnungsschritte 2 - 5 zur Ermittlung der Belastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) mit schlammbildenden Stoffen aus der Kanalisation
- Tab. 5.2.12: Vergleich der berechneten mit den gemessenen Anteilen organischer Substanz im Abwasser bzw. Schlamm

- Tab. 5.3.1: Schwermetallgehalte der oberen Schicht der Schlammablagerungen 1994
- Tab. 5.3.2: Schwermetallgehalte der oberen Schicht der Schlammablagerungen 1990/92 (aus Fremddaten)
- Tab. 5.3.3: Schwermetallgehalte in verschiedenen Tiefen der Schlammablagerungen des Mühlgrabens (1992)
- Tab. 5.3.4: Schwermetallgehalte in verschiedenen Tiefen der Schlammablagerungen der Wilden Saale (Peißnitz)
- Tab. 5.3.5: Entwicklung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm der Kläranlage Halle-Lettin (KA Nord) zwischen 1984 - 1994
- Tab. 5.3.6: Vergleich der Schwermetallgehalte in der oberen Schicht der Schlammablagerungen der untersuchten Vorfluter von 1990/92 mit denen von 1994
- Tab. 5.3.7: Vergleich der Schwermetallgehalte in der oberen Schicht der Schlammablagerungen des Mühlgrabens von 1992 mit denen von 1994
- Tab. 5.3.8: Konzentrationen und Schwermetallgehalte von Schwebstoffen in niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen
- Tab. 5.3.9: Schwermetallgehalte, Gehalte an organischer Substanz und Korngrößenverteilung in Mischwasserabsätzen
- Tab. 5.3.10: Schwermetallgehalte im Klärschlamm hallescher Kläranlagen 1992 - 1994
- Tab. 5.3.11: Vergleich der Schwermetallgehalte in der oberen Schlammschicht des Mühlgrabens mit denen in Mischwasserschwebstoffen und Mischwasserabsätzen
- Tab. 5.4.1: Schwebstoffkonzentrationen und Fließgeschwindigkeiten in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß
- Tab. 5.4.2: Quecksilbergehalte der Schwebstoffe in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß
- Tab. 5.4.3: Anteil resuspendierter Schlammpartikel an der Schwebstoffführung (m_2) in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß in der Wilden Saale (Peißnitz)

Vorwort

Ohne die vielfältige Unterstützung durch zahlreiche Helfer wäre die Durchführung dieser Arbeit nicht möglich gewesen. Neben den nachfolgend genannten, möchte ich ausdrücklich auch allen anderen danken, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

An erster Stelle steht dabei Herr Prof. Dr. M. Frühauf, der das Forschungsprojekt, innerhalb dessen die Arbeit entstand, am Lehrstuhl für Geoökologie initiiert hat und ohne dessen Gewährung großer finanzieller, organisatorischer und inhaltlicher Freiräume die Untersuchungen nicht möglich gewesen wären.

Zu besonderem Dank bin ich auch Herrn Dr. G. Zinke vom Institut für Geographie verpflichtet, der die Arbeit durch die Bereitstellung eigener Forschungsergebnisse zur Problematik unterstützte.

Dem Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig gebührt Dank für die Finanzierung des Forschungsprojektes „Schadstoffe und Schadstofftransfer im Verbund Wasser - Boden in der Saaleaue des halleschen Stadtgebietes - ein Beitrag zum Boden und Gewässerschutz“, das den thematischen Rahmen der Arbeit bildete.

Außerdem danke ich allen Mitgliedern des Geoökologischen Labors und der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Frühauf für ihre tatkräftige Unterstützung bei den Arbeiten im Gelände, die - aufgrund der Spezifik des Untersuchungsgegenstandes nicht immer angenehm waren. Besonderer Dank gilt in diesem Zusammenhang Frau Dorothee Kley und Herrn Dr. Michael Zierdt, aber auch den Herren Dr. Berthold Oehm, Sebastian Dippmann, Gerd Schmidt und Karamba Diaby sowie meinen wissenschaftlichen Hilfskräften Mario Schwertner und Jörg Walther. Für die gewissenhaft und engagiert durchgeführten Laboruntersuchungen danke ich besonders Silke Schiering.

Für die Unterstützung bei der Recherche zur Problematik und die Überlassung von bereits vorhandenen themenrelevanten Daten und Informationen bin ich dem Umweltamt des Magistrates der Stadt Halle, dem Staatlichen Amt für Umweltschutz des Regierungsbezirkes Halle, dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, der Halleschen Wasser- und Abwasser GmbH, dem Unterhaltungsverband „Untere Saale“ sowie den Chemischen Werken Buna zu Dank verpflichtet. Vor allem ich möchte ich Herrn Friedrich, Herrn Weise und Herrn Göricke aus dem Staatlichen Amt für Umweltschutz Halle für die freundliche fachliche und gerätetechnische Unterstützung danken. Besonderer Dank gilt auch Frau Rüttinger aus dem Labor des Landesamtes für Umweltschutz für die Durchführung der Parallelbestimmung der Quecksilbergehalte von Saaleschlamm. Herrn Nitsche danke ich für die ausführlichen Informationen zur Abwassersituation der Buna-Werke.

Frank Winde

Halle (Saale), im Januar 1996

1 Einleitung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen eines Forschungsprojektes des Umweltforschungszentrums Halle-Leipzig, das seit April 1993 unter Leitung von Herrn Prof. Dr. M. Frühauf am Lehrstuhl für Geoökologie des Geographischen Institutes der Martin-Luther-Universität Halle vom Autor bearbeitet wird. Ziel dieses Forschungsprojektes ist es, den wassergebundenen Schadstofftransfer in der Saaleaue bei Halle quantifizierend zu erfassen, da dieses Gebiet zu den am stärksten ökologisch belasteten Regionen der ehemaligen DDR gehört. Durch die Vielzahl von Untersuchungen zur Schadstoffbelastung der Auenböden, Flußsedimente und des Wassers, die nach 1990 in der Saaleaue durchgeführt wurden, zählt dieser Raum heute zu den am besten untersuchten Gebieten Ostdeutschlands.

Als besonderes Problem stellten sich im Untersuchungsraum vor allem die in den Nebenarmen der Saale lagernden Flußschlämme dar, die z. T. extreme Schwermetallgehalte aufweisen. Diese Schlämme wurden bisher als eine Folge der jahrzehntelangen Abwassereinleitungen - insbesondere der chemischen Großbetriebe im Raum Halle und verschiedener anderer Industriezweige - angesehen. Sie gelten daher quasi als industrielle Altlasten, die - durch die Möglichkeit ihrer hochwassergebundenen Verlagerung - auch in Zukunft die angrenzenden Nutzungsbereiche gefährden.

Mit dem Auftreten des sogenannten Jahrhunderthochwassers der Saale im April 1994 bot sich die günstige Möglichkeit, ein solches hydrologisches Extremereignis hinsichtlich seiner Sedimentations- und Erosionsdynamik und des damit verbundenen fluvialen Schadstofftransfers an städtischen Vorflutern zu untersuchen. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse standen jedoch z. T. im Widerspruch zur bisherigen Annahme, daß die Flußschlämme der urbanen Vorfluter ausschließlich industriebürtig sind. Vielmehr deuteten verschiedene Anhaltspunkte auf einen nicht unerheblichen Anteil der städtischen Kanalisationsabwässer an der Schlamm- und Sedimentbildung hin, so daß - abweichend von der ursprünglichen Intention des Forschungsprojektes - dieser Einfluß näher untersucht wurde. Dies erschien um so dringlicher, als dieser Aspekt in den zahlreichen, bereits vorliegenden Untersuchungen zur Schlamm- und Sedimentbelastung der Vorfluter vernachlässigt wurde.

Gleichzeitig bot sich durch den drastischen Rückgang der industriellen Abwasserlast nach der Wende, der vor allem aufgrund von Betriebsschließungen in kürzester Zeit im nahezu gesamten Einzugsgebiet der Saale eintrat, die historisch seltene Möglichkeit, mit Hilfe der Auswertung von Fremddaten zur Situation vor 1990, den kommunalen Anteil an der Schadstoffbelastung der Flußschlämme zu quantifizieren.

Die Arbeit stützt sich neben der Auswertung geochemischer Boden-, Wasser- und Sedimentanalysen, vor allem auf Untersuchungen zur Sedimentations- und Resuspensionsdynamik von Abwasserschwebstoffen, wozu auch experimentelle Labormethoden in Anwendung gekommen sind. Außerdem wurden Angaben und Daten aus dem Bereich der Abwassertechnik und Siedlungswasserwirtschaft, der Lufthygiene und wasserbauliche Gutachten verwendet. Die Arbeit versucht damit insgesamt einen geoökologisch orientierten Beitrag zur angewandten

Umweltforschung zu leisten, der vor allem durch die Verknüpfung verschiedener methodischer Ansätze und die Integration bereits vorhandener Daten, eine komplexe und raumbezogene Problembeschreibung anstrebt.

2 Problemstellung und Untersuchungsziele

Im Rahmen der nach 1990 einsetzenden Bemühungen um eine Bestandsaufnahme in der "ökologischen Krisenregion" Halle - Merseburg - Bitterfeld (GFE 1992A-B, HILLE U.A. 1993, LAUER U. A. 1993, HANSCHMANN & OPP 1993; ARNOLD U. A. 1994, KRÜGER U. A. 1995, , SÄCHS. ADW 1995) galt der Saale im Stadtgebiet von Halle besondere Aufmerksamkeit (BUTZ U. A. 1991, ZINKE 1991, ARGE 1991, FRÜHAUF & DIABY 1993, TÜV 1993, UTKE U. A. 1993, GFE 1993, FIENEMANN 1994).

Einen Schwerpunkt in den zahlreichen Untersuchungen bildeten die durch den wassergebundenen Schadstoffeintrag besonders belasteten rezenten Gerinnebettsedimente des Mühlgrabens (auch Mühsaale genannt) und der Wilden Saale westlich der Peißnitzinsel (im folgenden Wilde Saale/Peißnitz genannt) (Abb. 3.1). Es stellte sich heraus, daß diese Sedimente z. T. extreme Schwermetallanreicherungen aufweisen und besonders in den Nebenarmen der Saale die hydraulische Leitfähigkeit stark verringern (ARGE 1991, IWU 1991, ORGA LAB 1991, ITW 1992A-C; WESSLING GMBH 1992, GFE 1993). Diese feinkörnigen, z. T. organisch hoch belasteten und schwermetallhaltigen Sedimente werden unter Beibehaltung des in den bisherigen Untersuchungen verwendeten Begriffes im folgenden weiterhin als „Schlämme“ bzw. „Schlammablagerungen“ bezeichnet.

Das von den Schlämmen ausgehende akute Gefährdungspotential ergibt sich vor allem aus der Möglichkeit ihrer hochwassergebundenen Verlagerung auf die im Auenbereich konzentrierten Freizeit- und Erholungsflächen, wo insbesondere die Schwermetalle entlang verschiedene Wirkungspfade zur Beeinträchtigung von Schutzgütern (Boden, Grundwasser, menschliche Gesundheit) führen können (ZINKE 1991, ORGA LAB 1991, IWU 1991, GFE 1993). Außerdem entsteht infolge der Verringerung der hydraulischen Radian in den Nebenvorflutern bei Hochwasser die Gefahr zusätzlicher Überflutungen im Stadtgebiet. Nicht zuletzt beeinträchtigt die massive Verschlammung den ökologischen Zustand der betroffenen Saalenebenarme. Da diese außerdem im stark frequentierten Zentrum bzw. im Erholungsbereich der Stadt verlaufen, führen die bei mittleren und niedrigen Wasserständen sichtbaren Schlämme auch zur Abwertung der ästhetischen Wirkung der betroffenen Fließgewässer.

In Anbetracht dieser Risiken und der Tatsache, daß die Schlämme aufgrund ihrer Schwermetallgehalte nach einer Entfernung aus dem Vorfluter als Sondermüll behandelt werden müssen (ITW 1992b), sind diese Ablagerungen ein schwerwiegendes Umweltproblem der Stadt Halle. Die in Sanierungsstudien für den Mühlgraben angegebenen Deponiekosten von ca. 300 DM/m³ Schlamm (ITW 1992b) stehen angesichts der für das gesamte Stadtgebiet geschätzten Menge von 300 000 t (IWU 1991) bis 680 000 t (ORGA LAB 1991) Schlamm bisher einer schnellen Problemlösung entgegen.

Da die Schlämme vor allem in den Nebenarmen der Saale akkumuliert sind und mit ihren stark erhöhten Quecksilbergehalten auf den Einfluß von Abwässern der Chemischen Werke Buna hinweisen (Quecksilber aus der Chloralkalielektrolyse und Aldehydproduktion), wurde in der bisherigen Beurteilung dieser Sedimente davon ausgegangen, daß es sich um Ablagerungen

vorwiegend industriebürtiger Schwebstoffe aus dem Einzugsgebiet der Saale handelt. Diese werden aufgrund der nachlassenden fluvialen Transportkraft bevorzugt in den städtischen Nebenarmen der Saale sedimentiert, wobei die erfolgte Verbauung der Mühlgerinne diesen Vorgang förderte (IWU 1991, ZINKE 1991, GFE 1993, MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993, STAU 1993). Als "Hauptschlammverursacher" (Begriff nach GFE 1993) wurden u. a. das flußaufwärts liegende Papier- und Zellstoffwerk Merseburg, die Chemischen Werke Leuna und Buna sowie die kommunalen Kläranlagen der Städte Merseburg, Weißenfels und Halle genannt (ZINKE 1991, ITW 1992a, GFE 1993, STAU 1993).

Aufgrund von Betriebsstillegungen und dem Einsatz verbesserter Klärtechnik ist ein signifikanter Rückgang der industriellen Schadstoffbelastung der Saale bereits nachweisbar (vgl. TAUCHERT 1992 mit TRUCKENBRODT U. A. 1994, LAU 1992, 1993A, 1994, 1995B). Unter der Annahme, daß die Schlämme das Ergebnis eines fluvialen "Stoffimports" aus dem Einzugsgebiet der Saale sind, wäre mit deren Auskofferung eine prinzipielle Sanierung der betroffenen Vorfluter möglich.

Eigene Untersuchungen der Gerinnebettsedimente und die Auswertung bereits erhobener Daten (Orga Lab 1991, WESSLING GMBH 1991, BUTZ U.A 1991, ITW 1992A-B, GFE 1993, FIENEMANN 1994) zeigten jedoch, daß die z. T. extreme räumliche Variabilität der Schlammengen sowie die Unterschiede in der Konsistenz und Schwermetallbelastung der Schlämme nicht durch die bisherigen Annahmen zu erklären waren. Deshalb mußte neben hydraulischen Gegebenheiten der Einfluß weiterer Faktoren auf die Schlammabfuhr angenommen werden.

In diesem Zusammenhang wies insbesondere der Faulschlammcharakter der Ablagerungen im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) auf kommunale Abwassereinflüsse hin. Die Recherche zur Zuordnung der im Gelände kartierten Einleiter ergab, daß diese überwiegend Auslaßöffnungen des städtischen Kanalisationsnetzes darstellen, aus denen episodisch, aber auch permanent, Abwasser in die Vorfluter entlastet wird.

Während die permanenten Abwassereinleitungen aus Gebieten stammen, die nicht an eine zentrale Kläranlage angeschlossen sind („teilentsorgte Gebiete“) (ZINKE 1991), sind die episodischen Einleitungen durch Regenwasser bedingt, das von den Siedlungsflächen abfließt und mehr oder weniger stark verschmutzt ist. Dabei wird bei separater Abführung dieses Oberflächenabflusses in Regenwasserkanälen (Trennkanalesation), wie sie im Einzugsgebiet der Wilden Saale (Peißnitz) anzutreffen ist, die gesamte Verschmutzung direkt in das nächste Gewässer eingeleitet. Demgegenüber wird bei einer gemeinsamen Abführung mit den Haushalts- und Gewerbeabwässern (Mischverfahren) infolge eingebauter Regenüberläufe ein Teil des Regenwassers der Kläranlage (indirekte Vorfluterbelastung) und die überlaufende Restmenge, zusammen mit Schlammablagerungen aus dem Kanalnetz, dem Vorfluter zugeführt (direkte Vorfluterbelastung). Gegenwärtig werden die Abwässer von etwa 70 % der Einwohner der alten Bundesländer im Mischverfahren entsorgt (GEIGER 1993).

Bei der Mehrzahl der von uns an den genannten Vorflutern festgestellten Kanalisationseinmündungen handelt es sich um Regenüberläufe der Mischkanalesation. Die Notwendigkeit ihres Einbaus in das Kanalisationsnetz ergibt sich aus der Tatsache, daß der Oberflächenabfluß, der nach Starkregen von

den versiegelten Stadtflächen in die Kanalisation fließt, bis zum Hundertfachen der Abwassermenge beträgt, die dort bei Trockenwetter abgeleitet werden muß. Aus Gründen einer wirtschaftlichen Kanal- und Kläranlagendimensionierung kann das Kanalnetz i. a. jedoch nur das 2 - 3fache des Trockenwetterabflusses ableiten (ATV 1977, SUKOPP & WITTIG 1992), so daß die überschüssige Restmenge, als Gemisch aus Rohabwasser und Regenwasser (Mischwasser) über die Regenüberläufe in den nächsten Vorfluter abgeschlagen wird. Entsprechend der Zielstellung der Siedlungswasserwirtschaft, anfallende Abwässer hygienisch und rückstaufrei abzuleiten (GEIGER 1993), sind die Regenüberläufe also die bisherige Antwort auf die Frage: "When a city takes a bath, what do you do with the dirty water?" (zit. aus: FÖRSTNER & WITTMANN 1983 S. 45).

Untersuchungen, die verstärkt seit den siebziger Jahren durchgeführt werden zeigen, daß das abfließende Regenwasser (urban stormwater runoff) sowohl Einfluß auf die Bildung von Schlammablagerungen in urbanen Vorflutern (KIEFER 1959, HELLMANN & GRIFFATONG 1972, HELLMANN 1972, 1975A-B, 1977), als auch auf deren Belastung mit Schadstoffen, besonders mit Schwermetallen (FÖRSTNER & WITTMANN 1983, KARI & HERMANN 1989, PIETSCH & KAMIETH 1991, STRIEBEL 1994), haben können. Als Schwebstoffquellen für den abfließenden Regen sind vor allem die Partikel aus Staubniederschlägen und feuchten Depositionen anzusehen (HELLMANN 1986), die über Verkehrsemissionen, Heizungs- und Industrieabgase, Verwitterung und Korrosion z. T. erheblich mit toxischen Spurenmetallen belastet werden (UBA 1985, LAHMANN U. A. 1987). In Abhängigkeit vom Grad der Flächenversiegelung, wird bei Regen ein mehr oder weniger großer Anteil dieser kontaminierten Depositionen durch oberflächliche Abspülung in die Kanalisation und weiter in den urbanen Vorfluter eingetragen. Durch plötzlich steigenden Sauerstoffbedarf im Vorfluter infolge des mikrobiellen Abbaus der hohen organischen Belastung der miteingeleiteten Abwässer und durch hydraulische Wirkungen, werden insbesondere in kleineren Fließgewässern außerdem auch aquatische Biozönosen nachhaltig gestört bzw. vernichtet (PODRAZA 1993, LIEBSCH U. A. 1993, BORCHARDT 1993).

Der Einfluß solcher Abwassereinleitungen auf die Verschlammung der Vorfluter im Untersuchungsgebiet wurde weder in den vorliegenden Untersuchungen der Schlämme, noch in den bisher entwickelten Sanierungskonzepten, berücksichtigt (ORGA LAB 1991, ITW 1992B). Im Sinne einer ursachenorientierten Problemlösung erschien es daher notwendig, in der vorliegenden Arbeit den Einfluß der städtischen Kanalisation auf die Schlammbelastung der Vorfluter zu quantifizieren, um darauf aufbauend die Entwicklung nachhaltig wirksamer Sanierungskonzepte zu ermöglichen.

Dazu sollte in einem ersten Untersuchungsschritt die Schlammverteilung in charakteristischen Vorflutern des Stadtgebiets erfaßt und untersucht werden, inwieweit die Schlammbelastung mit den Fließgeschwindigkeitsverhältnissen und hydraulischen Parameter der Vorfluter korrespondiert. Aufgrund der dabei aufgetretenen Widersprüche wurden daran anschließend die Lagebeziehungen der Schlämme zu den einmündenden Regenüberläufen und das Sedimentationsverhalten von Mischwasserschwebstoffen analysiert, um mit deren Hilfe eine widerspruchsfreie Erklärung für die Lage der Schlämme in den Vorflutern zu finden.

Im zweiten Untersuchungsschritt sollte aufgrund von Plausibilitätsüberlegungen die Größenordnung der kanalisationsgebundenen Stoffeinträge in den Mühlgraben und die Wilde Saale (Peißnitz) mit Hilfe eines Modells abgeschätzt und außerdem mit Hilfe einer Massenbilanzierung ermittelt, welchen Anteil sie an der Schlammbelastung der betroffenen Fließgewässer haben.

Im dritten Teil der Untersuchungen sollten durch vergleichende Analysen der Schwermetallgehalte von Schlämmen und Mischwasserschwebstoffen untersucht werden, inwieweit die Mischwassereinleitungen nicht nur für die Masse der abgelagerten Schlämme, sondern auch für deren Belastung mit Schwermetallen verantwortlich sind. Gleichzeitig war es mit Hilfe dieser Analysen möglich, die spezifischen Konzentrationsverhältnisse der einzelnen Schwermetalle in den Schlämmen, Schwebstoffen und Schwebstoffabsätzen als Tracer einzusetzen und damit Hinweise auf die Herkunft der Schlämme zu gewinnen.

Die abschließenden Untersuchungen zum Umfang der Remobilisierung der Schlammablagerungen bei Hochwasser sollten vor allem die Akkumulationstendenz der Ablagerungen nachweisen, die als notwendige Rahmenbedingung den Untersuchungen zur Stoffmengenbilanzierung zugrundeliegt und damit entscheidend für die Plausibilität dieser Bilanzierungsrechnungen ist.

3 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Die folgenden Ausführungen beschränken sich im wesentlichen auf die Merkmale des halleschen Stadtgebietes, die in Beziehung zur Hydrographie bzw. Hydrologie der untersuchten Vorfluter stehen. Dazu werden nach einer kurzen Darstellung der Genese und des geologisch - morphologischen Aufbaus der halleschen Saaleaue auch Fragen der aktuellen Nutzung und der Umweltbelastung des untersuchten Raumes behandelt. Aufgrund ihrer zentralen Rolle im Untersuchungsgebiet werden die Quecksilberbelastung der Saale durch die Abwässer der Chemischen Werke Buna, die gegenwärtige Abwassersituation der Stadt Halle und der bisherige Kenntnisstand zur Schlammbelastung der Vorfluter im Stadtgebiet gesondert dargestellt.

3.1 Lage, Abgrenzung und Größe

Das Untersuchungsgebiet umfaßt die hallesche Saaleaue und Teile des angrenzenden Stadtgebiets von Halle. Es gehört naturräumlich zur Haupteinheit des östlichen Harzvorlandes und ist wirtschaftsgeographisch Bestandteil des Ballungsraumes Halle-Merseburg, der zu den am stärksten ökologisch belasteten Räumen der ehemaligen DDR gehört (ZINKE 1991).

Die Grenzen des Untersuchungsgebietes entsprechen weitgehend der administrativen Stadtgrenze der Stadt Halle. Das Stadtgebiet umfaßt eine Fläche von 135 km². Zusätzlich wurde die Saaleaue zwischen der Lauchamündung im Süden (Fluß-km 109) und der Stadtgrenze bei Buna untersucht. Sie wird durch die Außengrenzen maximal möglicher Überflutungen, die in etwa durch den Verlauf der 80 m Isohypse markiert werden, flußbegleitend abgegrenzt. Einschließlich dieses Teilabschnitts umfaßt die städtische Saaleaue (Untersuchungsgebiet) damit einen ca. 24 km langen, zwischen 0,1 und 2,5 km breiten Bereich, der eine Fläche von ca. 20 km² einnimmt (Abb. 3.1).

3.2 Genese und physisch geographische Verhältnisse

Die Ausformung der Saaleniederung und der rezente Flußverlauf sind vor allem das Ergebnis morphogenetisch wirksamer Einflüsse des geologischen Aufbaus, glazialer Prozesse und anthropogener Eingriffe. Neben den Auswirkungen des geologischen Baus und der glazialen Überformung sollen im folgenden auch die korrespondierenden Boden- und Klimaverhältnisse in ihrer hydrologischen Relevanz umrissen werden.

3.2.1 Geologischer Aufbau

Der geologische Untergrund der Saaleaue wird durch die herzynisch verlaufende hallesche Marktplatzverwerfung ungefähr an der Südspitze der Peißnitzinsel grob in zwei Hälften geteilt. Sie trennt mit einer Sprunghöhe von 600 m -1500 m die triassischen Sedimente der Merseburger Buntsandsteinplatte im Süden vom Halleschen Porphyrkomples des Molassestadiums im Norden (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974).

Im *südlichen Teil* lagern 7 - 11 m mächtige quartäre Lockersedimente, die sich aus 6 - 10 m mächtigen frühweichselzeitlichen und holozänen (7500 - 6500 a. b. p.) Niederterrassenschottern und 1

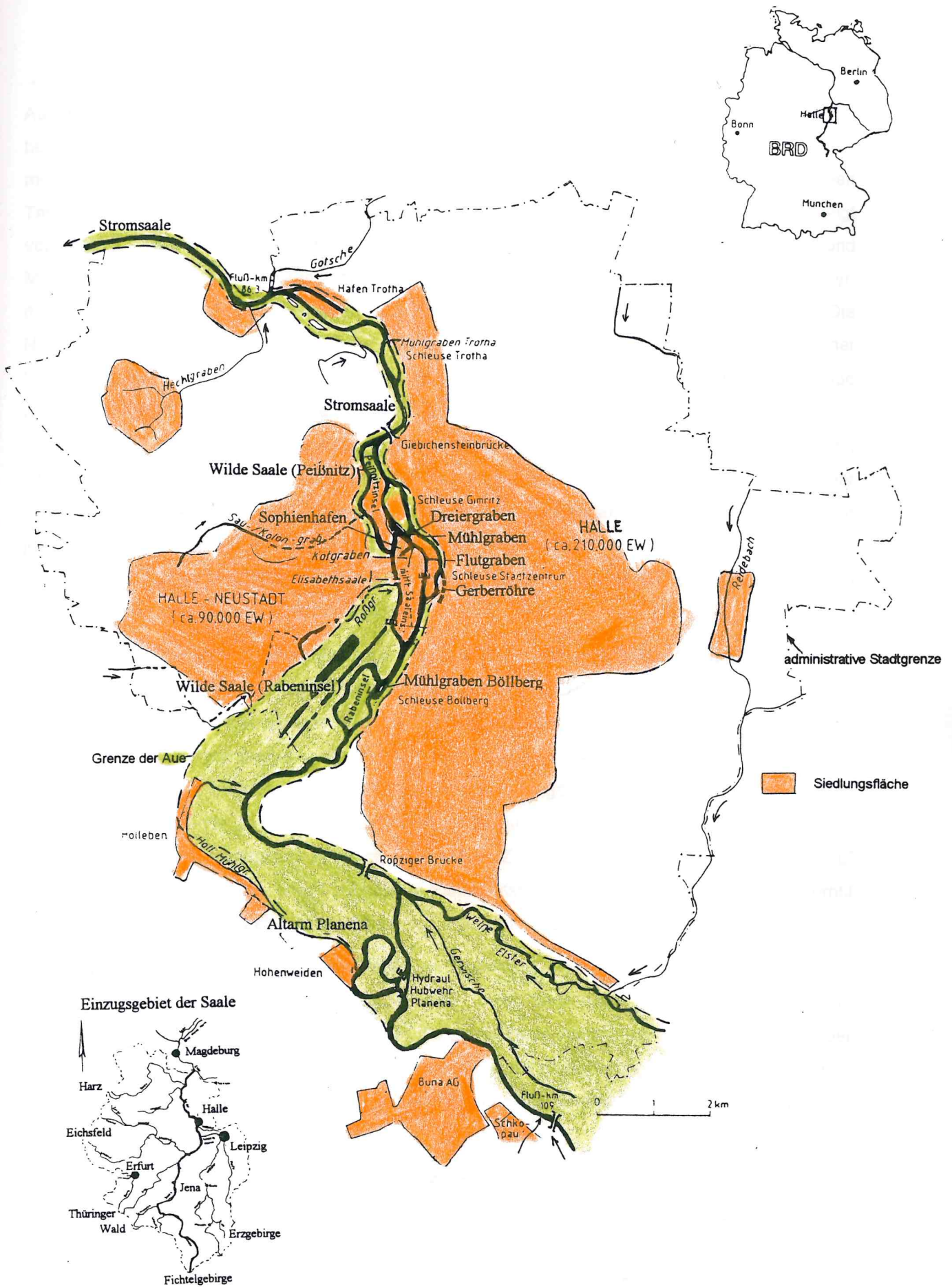


Abb. 3.1: Lage und Hydrographie des Untersuchungsgebietes

- 3 m mächtigem Auelehm aufbauen. Der Schotterkörper der Niederterrasse, der vor der Ausräumung eine ca. 3 - 5 m über gegenwärtigem Talniveau liegende morphologische Stufe bildete, besteht aus einer unteren 4 - 7 m mächtigen Kiesfolge mit strenger Horizontalschichtung und einer mittleren 3 - 4 m mächtigen Sandfolge mit Kryoturbationserscheinungen, die von holozänen Talschottern überdeckt sind. Die petrographische Zusammensetzung der Niederterrasse zeigt vorwiegend Quarze und Kieselschiefer des Thüringischen Schiefergebirges, Buntsandstein und Muschelkalk des Thüringer Beckens sowie nordisches Kristallin, Feuerstein und halleschen Porphy, die aus pleistozänen Geschiebeablagerungen im Einzugsgebiet stammen (LAUER u. A. 1993). Die Niederterrasse ist ein Grundwasserleiter (GWL 1) und steht mit der Saale in hydraulischer Verbindung, wie das Ansteigen des Wasserspiegels in Wirtschaftsbrunnen von Passendorf 2 - 3 Tage nach Eintritt des Hochwassers zeigte (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974). Über diesem Grundwasserleiter steht der im Durchschnitt 2 m mächtige Auelehm an. Er besteht aus dem 0,5 - 1,5 m mächtigem älteren Auelehm (6500 - 6000 b. p., was einer Sedimentationsrate von 1 - 3 mm/a entspricht) der durch eine ca. 4000 Jahre währende Bodenbildung vom hangenden 0,5 bis 2,5 m mächtigem jüngeren/rezenten Auelehm getrennt werden kann (Altersangaben nach KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974). Damit wird der jüngere Auelehm also seit ca. 2000 a mit einer sich daraus ergebenden mittleren Sedimentationsrate von 0,3 - 1,3 mm/a akkumuliert.

Diese quartären Lockersedimente überdecken den mittleren und unteren Buntsandstein, der in ca. 600 m Tiefe von 150 m mächtigen Zechsteinsedimenten mit Steinsalzvorkommen der Staßfurter Serie unterlagert wird (WAGENBRETH & STEINER 1989). Die Zechsteinsedimente wurden durch die Hebung des Porphyrkompleses aufgeschleppt und beißen als wenige Meter breites Band im Stadtzentrum (Klausbrücke/Salineinsel) aus. In der Verwerfungsspalte zirkulierende Wässer lösen das in der Tiefe liegende Zechsteinsalz und treten als Solquellen (mit ca. 20 % NaCl, KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974) an der Marktplatzverwerfung zutage. Eine Zunahme der Leitfähigkeit als Hinweis auf eine dadurch erhöhte Chlorid- oder Sulfatlast im Saalewasser konnte bei Messungen im Längsprofil des Mühlgrabens mit einer Leitfähigkeitssonde von uns nicht nachgewiesen werden.

Durch verstärktes Eindringen von pleistozänem Oberflächenwasser an dieser Verwerfungslinie (Bruckdorfer Schmelzwasserstausee) wurde die seit Ende der Kreidezeit stattfindende Salzauslaugung im Untergrund aktiviert und führte zur weiteren Absenkung des Salzspiegeltals der Saaleniederung (ZINKE 1991). Die damit verbundene Gefällereduzierung und die durch tertiäre Auffüllung und pleistozäne Ausräumung geglätteten Formen der Niederung begünstigen das holozäne Verwildern und Mäandrieren der Stromsaale.

Als rechtssaalische Grenze der Auslaugungsniederung verhindert die ca. 20 m hohe Steilstufe der südlichen Halleschen Platte (mittlerer Buntsandstein) in unmittelbarer Nähe zum Ufer eine weiträumige Talauenbildung nach Osten. Links der Saale weitet sich die nahezu tischebene Niederung bis auf 3 km und wird durch den flach ansteigenden Muschelkalk der Nietleben-Bennstedter Mulde und oberen Buntsandstein auf Höhe von Halle-Neustadt westlich begrenzt.

Nördlich der Halleschen Marktplatzverwerfung bilden ca. 200 m mächtige Molassesedimente aus dem Rotliegenden (Eislebener-, Brachwitzer-, Sennewitzer-Schichten) einen Gesteinskomplex aus Sandsteinen, Arkosen, Konglomeraten und Tuffen, in den im Zuge des subsequenten Vulkanismus Lava intrudierte, die je nach Erstarrungsort als großkristalliner Unterer bzw. als kleinkristalliner Oberer Hallescher Porphyry den ca. 500 km² großen Halleschen Porphyrykomplex aufbaut. (ZINKE 1991, KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974, WAGENBRETH & STEINER 1989) Tiefgreifende Kaolinisierung der stark feldspathaltigen Quarzporphyre während der Kreidezeit und im Tertiär führten zur Ausbildung von 10 - 65 m mächtigen, mürben Porphyrykaolinen, die vom pleistozänen Inlandeis unter Zurücklassung von herauspräparierten Kuppen ausgeräumt wurden. Der widerständige Porphyryriegelte das breite Salzauslaugungstal der Saale nach Norden hin ab und wurde im Spätglazial auf Höhe der Burg Giebichenstein auf ca. 100 m Breite durchbrochen. Aufgrund der höheren Festigkeit dieses geologischen Untergrundes erreicht das Saaleetal auch im weiteren Verlauf durch die "Brachwitzer Alpen" (Porphyry) mit ca. 0,4 km Breite nicht mehr die Ausmaße, die es südlich des Porphyryriegels aufweist.

3.2.2 Glazialmorphologische Einflüsse

Die Überfahrung des Untersuchungsgebiets durch das mehrere hundert Meter mächtige Inlandeis während der Elster- und Saalekaltzeit veränderten mehrfach dessen Hydrographie.

Nachdem die frühelsterzeitliche Saale ca. 14 km östlich ihres heutigen Laufes floß, verlief das frühsaalezeitliche Bett über das heutige Reidetal in Richtung Zörbig, so daß die saalezeitlichen Hauptterrassenschotter in der Saaleaue fehlen.

Das rezente Gewässernetz im Untersuchungsraum wurde im Saalespätglazial (ca. 200.000 b. p.) angelegt, dessen Gletscher mit der Petersberger Randlage nur noch das Stadtgebiet tangierten und im Gegensatz zu früheren Vorstößen nicht zum Aufstau der Flüsse führten. Zusammen mit den abfließenden Schmelzwässern aus der Petersberger Eisrandlage über das heutige Reide- und Kabelsketal nach Süden, bildeten die von Süden kommenden Flüsse Weiße Elster, Saale und Salzke ein gemeinsames Abflußtal (peripheres Entwässerungssystem) und durchbrachen den Porphyryriegel auf Höhe der Giebichensteinbrücke. Im weiteren Verlauf benutzte die Saale das holsteinisch angelegte Salzke-Weida-Tal und befand sich damit in ihrem heutigem Flußbett (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974, ZINKE 1991).

Während der Weichselkaltzeit lag das Untersuchungsgebiet also im periglazialen Raum, so daß Aufschotterungen, Lössanwehungen und kryopedologische Prozesse dominierten. In dieser Zeit wurde die bereits erwähnte Niederterrasse in der Saaleaue bis zu Mächtigkeiten von 8 m aufgeschottert und von eingewehtem Löss und Solifluktionmaterial der umgebenden Hänge durchsetzt (LAUER u. A 1991).

3.2.3 Klimatische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet gehört aufgrund seiner Lage im Lee des Harzes und der Thüringer Randhöhen zum Mitteldeutschen Trockengebiet und weist eine langjährige mittlere Jahresniederschlagssumme von 472 mm (Station Kröllwitz, ca. 90 m ü. NN, im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes; 1951 - 1990). 70 % der Niederschläge fallen im hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai - Oktober) mit einem im Vergleich zum Jahresdurchschnitt deutlich erhöhten Anteil (ca. 50% aller Niederschläge) von Starkregen (> 10 mm/h) (DWD 1995) (Abb. 3.2). Durch die

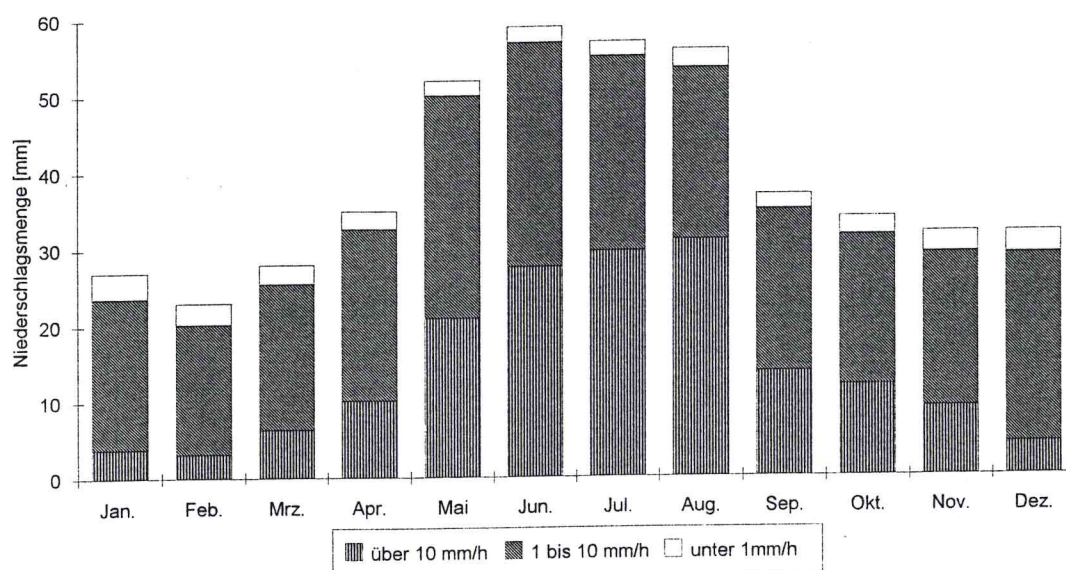


Abb. 3.2: Mittlere Monatswerte der Niederschlagsmenge und -intensitäten an der Station Halle-Kröllwitz im Zeitraum 1951-1990 (Daten aus DWD 1995)

thermische Begünstigung des Mitteldeutschen Trockengebietes (langjähriges Jahresmittel der Lufttemperatur in Halle-Kröllwitz: 9,4 °C) und die damit verbundene hohe reale Evapotranspiration von 370 - 400 mm/a ergibt sich für das Untersuchungsgebiet mit langjährigen Gesamtabflüssen von 70 - 100 mm/a ein sehr geringes autochthones Wasserdargebot, so daß die Saale bei Halle fast den Charakter eines Fremdlingsflusses annimmt (ZINKE 1991). Im Einzugsgebiet der Saale, vor allem im Bereich des Thüringer Beckens, sinkt das autochthone Wasserdargebot bis auf 50 mm/a (LAU 1995A). Diese Tendenz wird innerhalb der Saaleniederung durch eine im Vergleich zu den umgebenden Platten um 0,5 °C erhöhte Jahresmitteltemperatur verstärkt. Sie ist mit 230 Tagen über 5 °C gegenüber 220 Tagen über 5 °C im Bereich der Weißen Elster deutlich wärmebegünstigt.

Die mittlere Häufigkeit der Windrichtung wird durch großräumige und stabile Westwindwetterlagen bestimmt, die zur Bevorzugung der Südwestwinde führen, die im Winterhalbjahr konstanter als im Sommerhalbjahr sind (LAUER U. A. 1993).

Innerhalb der städtischen Wärmeinsel tritt der Auebereich jedoch vor allem als Kaltluftgebiet und Hauptventilationsbahn auf (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993), die besonders die zufließende Kaltluft aus dem wenig bebautem südwestlichen Umland bis ins Stadtzentrum leiten kann. Damit erfüllt der

städtische Auenbereich eine für urbane Lebensqualität wichtige ökologische Ausgleichsfunktion. Die von FIENEMANN 1994 angenommene mesoklimatisch bedingte erhöhte Immissionsneigung der Saale für Luftschadstoffe, läßt sich nach Auswertung der Angaben zur Bodenbelastung mit luftbürtigen Schadstoffen (LAUER U. A. 1993) nicht nachweisen. Dafür können aufgrund erhöhter Ventilation auch Durchspüleffekte und damit verbundene geringe Depositionsraten verantwortlich sein.

3.2.4 Pedologische Verhältnisse

Bei der Beurteilung der Böden für die untersuchte Fragestellung ist vor allem deren Fähigkeit fluvial zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren von Bedeutung. Als diesbezügliche Steuerparameter treten besonders die geogene Belastung des Ausgangsmaterials mit Schwermetallen, der pH - Wert, der Gehalt an Humus, Ton, Sesquioxiden und Salz, sowie das Redoxpotential und das Sickerwasserregime der Böden auf (DVWK 1988, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1988, MERZ & BRÜHL 1993).

Das Ausgangssubstrat besteht vorwiegend aus locker gelagertem lehmigem, kalkhaltigem (< 10 m% Kalziumkarbonat) Schluff bis Schlufflehm, der sich vorwiegend aus erodiertem humusreichen Oberbodenmaterial der Einzugsgebiete konstituiert, das fluvialer Korngrößensortierung unterlag. Seine Körnung entspricht grob der von Löß mit erhöhten Tonanteilen (5 - 20 m%), wobei die Körnungsvariabilität quer zur Aue größer als in Längsrichtung ist. Der Kalkgehalt des Auelehms der Saale ist aufgrund des Lößeintrages aus dem südlichen Einzugsgebiet (Weißenfels, Naumburg) deutlich höher als in den Elsterablagerungen (LAUER U. A. 1993).

Auf diesem relativ homogenen Substrat hat sich weitflächig die Auenschluff - Vega bzw. Autochthone Vega als Leitbodenform ausgebildet, die bei Grundwassereinfluß mit Vega- und Amphigleyen bzw. schwarzerdeähnlichen Böden vergesellschaftet ist (ZINKE 1991). Dieser Bodentyp weist aufgrund seiner genetisch bedingten hohen Feinkornanteile und seines Humusreichtums (15 m%; GFE 1993) im Ah - Horizont eine hohe Sorptionsfähigkeit auf. Er erreicht Ackerwertzahlen um 80 (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974). Aufgrund des hohen Kalkgehaltes verfügen die Böden außerdem über ein gutes Pufferungsvermögen gegenüber Versauerungserscheinungen. Zusammen mit den festgestellten PH-Werten um den Neutralpunkt (GFE 1993) und einer nur marginalen geogenen Vorbelastung (FRÜHAUF 1992) weisen diese Böden insgesamt damit eine relativ große Bindungsfähigkeit für zugeführte Schwermetalle und damit eine nur geringe Anfälligkeit für den Sickerwasseraustrag auf. Beeinträchtigt wird die Sorptionsfähigkeit der Böden nur durch geogen und anthropogen erhöhte Salzgehalte im Saalewasser, die sich auch im Boden und im Grundwasser (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974) wiederfinden. Der Sickerwasserhaushalt der Böden kann näherungsweise durch die folgenden bodenphysikalischen Parameter charakterisiert werden (ZINKE 1991):

- Speicherfähigkeit für pflanzenverfügbares Wasser (2 m Wurzeltiefe): 300 mm/ a;
- entwässerbares Porenvolumen: 10 - 16 %;
- Durchlässigkeitsbeiwert (kf): 0,01 mm/ s;

- Grundwasserflurabstand: 0,6 ...3 m unter Flur.

Aufgrund der Tatsache, daß die mittlere Wasserspeicherkapazität der Böden von ca. 300 mm/a den mittleren effektiven Gesamtabfluß von ca. 100 mm/a übersteigt, ist im Jahresdurchschnitt nur mit geringen Sickerwasserbewegungen zu rechnen. Damit wird das Risiko der sickerwasser gebundenen Verlagerung gelöster Schwermetalle bis in den Grundwasserleiter, nicht nur durch die hohe Sorptionskraft der Böden, sondern auch durch diesen Umstand deutlich reduziert. Aus diesem Grunde ist trotz des atypischen geringen Grundwasserflurabstandes kaum mit einer massiven Schwermetallkontamination des Grundwassers zu rechnen.

3.2.5 Hydrographische Verhältnisse

Die Saale entwässert am Ausgang des Untersuchungsgebiets (Unterpegel Trotha) eine Fläche von ca. 19700 km², das als Einzugsgebiet "Mittlere Saale" bezeichnet wird (ZINKE 1991). Einen Überblick über Lage und Verlauf der Stromsaale innerhalb des Untersuchungsgebietes gibt Abb. 3.1.

Als größere Zuflüsse zur 24 km langen Stromsaale im untersuchten Abschnitt treten nur die Weiße Elster und die Gerwische auf. In die Weiße Elster mündet im Stadtgebiet der abwasserbelastete Reidebach, während die Gerwische eine hydraulische Verbindung zur Weißen Elster hat. Kleinere Zuflüsse sind die Laucha im Süden - die die Sickerwässer der Bunahalde aufnimmt - und die Göttsche im Norden. Außerdem münden innerhalb des Stadtgebiets diverse abwasserbelastete und z.T. verrohrte Gräben, wie der Roßgraben, der Sau- u. Kolonistengraben, der Kröllwitzer Graben, der Fuchsberggraben, sowie der Hecht- und Haßgraben in die Saale ein. Eine Vielzahl von ehemals rechtsseitig zufließenden Bächen sind im Zuge der Installation der städtischen Abwasserentsorgung verrohrt und in das Kanalisationsnetz Halles integriert worden (ZINKE 1991). Im Untersuchungsgebiet sind folgende Nebenarme der Stromsaale vorhanden (von Süd nach Nord mit Angabe der Länge in Metern):

- Altarm Planena (3400 m) mit Abzweig Hollebener Mühlgraben (6200 m)
- Wilde Saale westlich der Rabeninsel (2020 m)
- Elisabethsaale (2000 m)
- Mühlgraben Böllberg (100 m)
- Mühlgraben Halle (2725 m) mit:
 - übertunneltem Teil Gerbersaale (500 m)
 - Dreiergraben (100 m) und
 - Flutgraben bzw. Hochwasserentlaster (250 m)
- Kotgraben (750 m davon im südlichen Teil ca. 500 m seit 1987 verrohrt)
- Wilde Saale westlich der Peißnitzinsel (2525 m);
- Mühlgraben Trotha (900 m);
- wasserbauliche Flußlaufstrecken (insgesamt 4020 m):
 - davon Schleusengräben (insgesamt 2870 m):
 - Planena (300 m);
 - Böllberg (100 m);

- Stadtschleuse (120 m);
- Gimritz (500 m);
- Trotha (700 m);
- davon Häfen (insgesamt 1150 m):
 - Sophienhafen (250 m);
 - Hafen Trotha (900 m)

Insgesamt ergeben die Nebenarme eine Länge von rund 23 km. Zusammen mit der 24 km langen Stromsaale erreicht die Saale also eine Gesamtlänge von 47 km im Untersuchungsgebiet. Abzüglich der nur selten durchflossenen Schleusengräben, des Hochwasserentlasters, der nicht durchflossenen Gerbersaale sowie den Häfen (insgesamt 4,8 km) können davon ca. 42 km als permanente durchflossener Gewässerabschnitt bezeichnet werden. Das Gesamtgefälle des Mittelwasserspiegels der Saale im Stadtgebiet zwischen Flußkilometer 107 (80 m ü. NN) und Flußkilometer 81 (71 m ü. NN) beträgt 9 m auf einer Länge der Stromsaale von 26 km (0,35 Promille). Es wird allerdings durch sechs Wehre und fünf dazugehörigen Schleusen gegliedert, die zur Reduzierung des zwischen ihnen auftretenden Wasserspiegelgefälles führen. Insgesamt überwinden die Schleusengräben im UG auf 2870 m eine Höhendifferenz von 7,3 m (also 91 % der gesamten Höhendifferenz im Untersuchungsgebiet), wodurch sich das zur Ausbildung der Fließgeschwindigkeit wirksame mittlere Wasserspiegelgefälle der Saale im Stadtgebiet auf 0,03 Promille reduziert. Das mittlere Wasserspiegelgefälle zwischen den Schleusen schwankt zwischen 0,055 Promille (UP Gimritz - OP Trotha) und 0,08 Promille (UP Planena - OP Böllberg). Die Differenzen zwischen Ober- und Unterwasser werden mit zunehmendem Durchfluß kleiner und tendieren bei großen Hochwässern gegen Null. Durch diese unterschiedlich starken Wasserstandsschwankungen im Gerinnebett ergeben sich, unabhängig vom Relief des Überflutungsbereiches, unterschiedlich hohe Überstauhöhen in der Aue des Untersuchungsgebietes. Während bei Hochflutereignissen das mittlere Gefälle der Saale verringert wird (von 0,35 Promille bei MW auf 0,23 Promille bei HHW) , erhöht sich gleichzeitig das wirksame Gefälle zwischen den Sohlstufen bzw. Schleusen (z.B. im Bereich Planena - Böllberg von 0,08 Promille bei MW auf 0,32 Promille bei HHW), was zur Erhöhung der mittleren Fließgeschwindigkeit im Gerinnebett beiträgt (Berechnung auf Grundlage der TK 1 : 10000 und langjährigen Wasserständen angegeben in LAUER u. A. 1993).

Anthropogene Veränderungen der hydrographischen Situation

Nach der pleistozänen Laufverlegung führte das geringe Gefälle der Saale in der Salzauslaugungsniederung zur Mäandrierung und Ausbildung von bis zu sieben Nebenarmen im Untersuchungsgebiet. Diese durch Furkationen, Mäanderbögen und Inselbildung gekennzeichnete Hydrographie der historischen Stromsaale wurde vor allem im Zuge zunehmender Nutzung des Gewässers (Schifffahrt, Mühlenbetrieb) durch Anlage von Durchstichen, Mühldurchlässen, Regulierungsstrecken, Wehr-, Schleusen- und Brückenbauten verändert. Eine detaillierte Aufstellung über die anthropogenen Modifikationen der hydrographischen Situation entlang der Saale und im Stadtgebiet gibt ZINKE 1995. Im folgenden sollen entsprechend der Problemstellung insbesondere Flußlaufverlegungen und Maßnahmen des Gerinnebettausbaus der untersuchten Vorfluter dargestellt werden.

- **Gerbersaale**

Die Gerbersaale zweigt etwa 300 m oberhalb der Stadtschleuse rechts von der Stromsaale ab und mündet nach ca. 900 m Fließstrecke im ehemals offenen Gerinne an der Klausbrücke in den Mühlgraben. Um die Jahrhundertwende wurde sie beim Bau des Hallorenringes kanalisiert und überbaut. Dieser Teil der Gerbersaale wird auch als „Gerberröhre“ bezeichnet. Er wurde im Zuge von Baumaßnahmen zur Errichtung der Hochstraße um 1970 auf Höhe des Moritzkirchhofs durch eine Larßen-Stahlspundwand von seinem, im Oberlauf verfüllten, Flußbett getrennt und wird seitdem nicht mehr durchflossen. Das Wasser in der Gerberröhre steht über die Mündungsöffnung des Kanals an der Klausbrücke mit dem Mühlgraben in hydraulischer Verbindung, und zeigt keine Fließbewegung. In die Gerberröhre münden auf ca. 500 m Länge 6 Regenüberläufe aus dem parallel verlaufendem Hauptsammler der Mischkanalisation und eine Vielzahl von kleineren Einleitungen, aus der Straßen- (Busbahnhof) und Hofentwässerung. Ein Großteil davon wurde offensichtlich nachträglich eingestemmt, wie eine Befahrung der Gerberröhre zeigte. Sie ist über die gesamte Breite von 5 m bis zum Mittelwasserspiegel mit einem Meter mächtigem, stellenweise trittfestem Schlamm gefüllt. Aufsandungen bis 1m über Wasserspiegelhöhe, die nach erst nach dem Verschluß um 1970 auftraten (IWU 1991), sind vor allem im Bereich der hinteren Regenüberlaufeinmündungen zu finden.

- **Mühlgraben**

Der Mühlgraben zweigte in seinem ursprünglichen Verlauf kurz oberhalb der Stadtschleuse rechts von der Stromsaale ab und passierte anschließend linksseitig eine heute nicht mehr existierende Saaleinsel an die sich bis zur Schwarzen Brücke das ehemalige Streichwehr „Schwarzer Damm“ anschloß. Dieser Teil des Gerinnebettes des Mühlgrabens wurde ebenfalls im Zusammenhang mit der Errichtung der Magistrale, die seit Anfang der siebziger Jahre das neu erbaute Halle-Neustadt mit der Altstadt von Halle verbindet, beseitigt. Der damit verlorengegangene Anschluß des Mühlgrabens an die Stromsaale wurde oberhalb der Schwarzen Brücke durch eine südliche Verbindung zur Gerbersaale ersetzt, die diese etwa 150 m nach deren Abzweig von der Stromsaale erreicht. Im Zuge dieser Laufverlegung wurde auch das nördlich an die Schwarze Brücke anschließende Gerinnebett des Mühlgrabens bis auf Höhe Mühlpforte (Abb. 3.1) mit einem Betonregelprofil (Rasengittersteine) ausgebaut (IWU 1991). Da sich keine Angaben über Entsorgung von Baggergut im Zuge dieser Baumaßnahme finden lassen, wird davon ausgegangen, daß die dabei aus dem Gerinnebett zu beräumende Schlammmenge eher gering war.

- **Wilde Saale (Peißnitz)**

Die Wilde Saale (Peißnitz) zweigte ca. 300 m oberhalb ihrer heutigen Verbindung zur Elisabethsaale linksseitig ab. Dieser Abzweig wurde jedoch um 1970 im Zuge von Baumaßnahmen zur Errichtung der Hochstraße nach Halle-Neustadt verfüllt und durch den heute existierenden Durchstich zur Elisabethsaale ersetzt. Über in diesem Zusammenhang beräumte Schlämme im Bett der Wilden Saale (Peißnitz) ist ebenfalls nichts bekannt.

3.2.6 Hydrologische Verhältnisse

- Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet der Saale umfaßt am Unterpegel Trotha eine Fläche von 19.700 km². Es wird durch die Einzugsgebiete der Zuflüsse aus dem Thüringer Schiefergebirge (Schwarza, Orla, Ilm), der Unstrut (6343 km²) mit ihren Zuflüssen aus dem Thüringer Becken (Gera und Helbe) und dem Südharzrandbereich (Helme und Wipper) sowie dem Einzugsgebiet der Weißen Elster (5384 km²) mit der zufließenden Pleiße gebildet. Die Zuflüsse Unstrut und Weiße Elster sind mit MQ - Werten von 25 bzw. 23 m³/s nahezu gleich groß (LAU 1995B).

Die Saale zerschneidet oberflächlich anstehendes Gestein nur oberhalb der Schwarzamündung (Grundgebirgsstockwerk) und im Bereich zwischen Dornburg und der Ilmmündung (Tafelstockwerk), während zu ca. zwei Drittel der Fließstrecke bis ins Untersuchungsgebiet vor allem ihre eigenen känozoischen Sedimente den unmittelbaren geologischen Untergrund bilden (HOPPE & SEIDEL 1969). Hinsichtlich geogen bedingter Schwermetalleinträge in die Saale durch Lösungs- und Erosionsvorgänge am angeschnittenen geologischen Untergrund, wären aufgrund der Diabase des Kristallins erhöhte Chrom- und Nickelgehalte (Chrom 317 ppm; Nickel 240 ppm) und die Kiesel- und Graptolithenschiefer erhöhte Zink- (370 ppm), Chrom- (173 ppm) und Arsengehalte (50 ppm) im Sediment der Saale zu erwarten (HINDEL & FLEIGE 1991). Beide Gesteinsarten werden jedoch im wesentlichen oberhalb der Bleiloch- u. Hohenwartetalsperre berührt, die zumindest für die partikulär transportierten Schwermetalle eine Senke darstellen (HUSCHKA U. A. 1994). Durch die Ilm und Unstrut wären aufgrund des Anschnittes triassischer Ton- und Mergelsteine ebenfalls erhöhte Chrom- (103 ppm) und Nickelgehalte (60 ppm) als Schwermetalleintrag in der Saale denkbar (HINDEL & FLEIGE 1991). Die genannten Konzentrationen von Chrom und Nickel werden in den Sedimenten in der Saale bei Halle aber nicht erreicht und bei Zink um fast eine Größenordnung überschritten (BUTZ U. A. 1991, FRÜHAUF 1992, FRÜHAUF & DIABY 1993, GFE 1993, FIENEMANN 1994). Damit kann der geogene Anteil an der Schwermetallbelastung der Sedimente im Untersuchungsgebiet als marginal bezeichnet werden.

Abflußregime

Aufgrund des geringen autochthonen Wasserdargebotes wird das Abflußregime der Saale im Untersuchungsgebiet eindeutig von seinem Oberlauf bestimmt. Die langjährige Jahresabflußganglinie am Unterpegel Trotha ist eingipfelig und fällt nach dem Abflußmaximum im April (155 m³/s) kontinuierlich ab (Abb. 3.3). Die Durchflüsse in den Monaten Juli bis Oktober betragen im Mittel weniger als die Hälfte des mittleren März- bzw. April- Durchflusses. Das Minimum wird mit 61,4 m³/s (40 % des Max.) im September erreicht, um dann allmählich wieder anzusteigen. Im hydrologischen Winterhalbjahr (November - April) liegt der mittlere Durchfluß mit 123 m³/s ca. 20 % über dem Jahresmittel von 102 m³/s während er im hydrologischen Sommerhalbjahr nur 80,7 m³/s erreicht (1955-1990) (LAU 1995B).

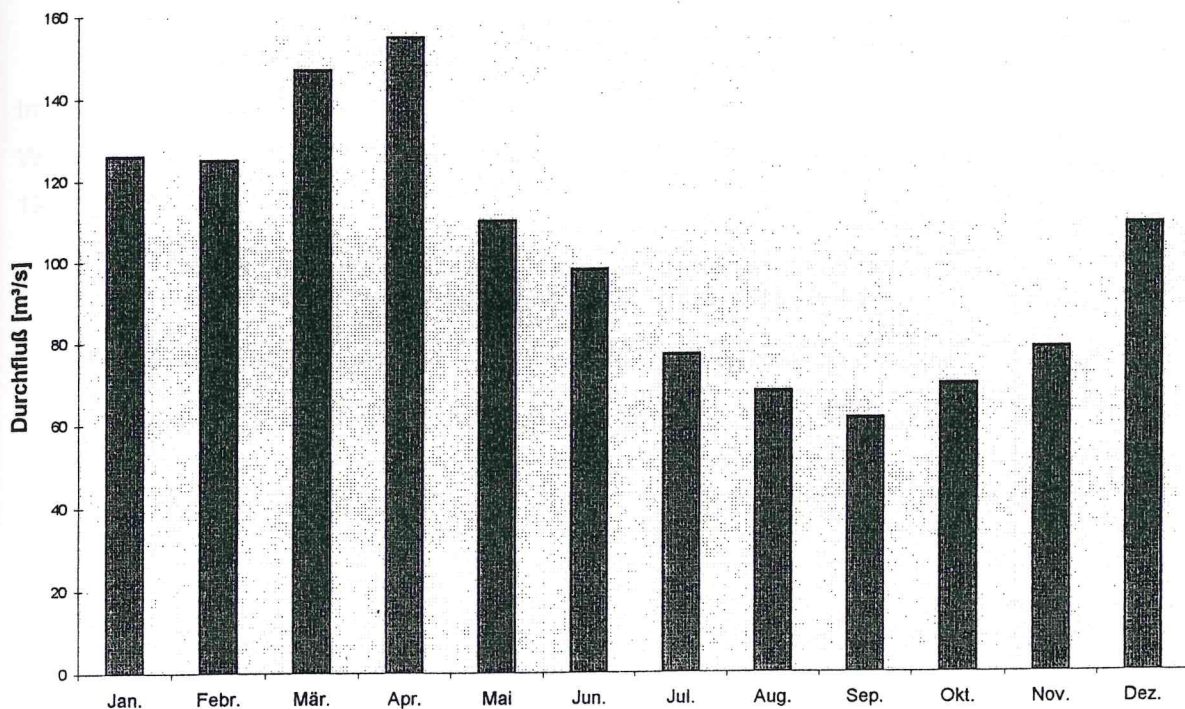


Abb. 3.3: Mittlere monatliche Abflüsse der Saale am Unterpegel Trotha (1955 - 1990) (nach Angaben des Bundeswasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Magdeburg, Außenstelle Merseburg 1995)

Diese Ganglinie ist typisch für ein durch Mittelgebirge geprägtes Einzugsgebiet, bei dem durch die plötzliche Freisetzung der als Schnee in den Höhenlagen akkumulierten Winterniederschläge (Schneeschnmelze) eine Hochwassergefährdung im Frühjahr entsteht, während es trotz der erhöhten Niederschlagsmenge im Sommer infolge des gestiegenen vegetationsbedingten Wasserbedarfs und erhöhter Verdunstungsverluste, vor allem über die Verringerung des Basisabflusses, zu sommerlichen Abflußminima kommt (MARCINEK & ROSENKRANZ 1988).

Niederschlagsbedingte Hochwässer treten im Untersuchungsgebiet vor allem dann auf, wenn Stauniederschläge aus Südwestwetterlagen an den Randhöhen des Thüringer Beckens fast gleichzeitig die drei Teileinzugsgebiete von Saale, Unstrut und Weißer Elster überregnen und es dadurch zur Überlagerung der einzelnen Hochwasserwellen im Untersuchungsraum kommt. Eine hohe Vorsättigung des Porenvolumens der Böden im Einzugsgebiet verstärkt diese Hochwassergefahr. Infolge solcher Wetterlagen sind auch sommerliche Hochwasserereignisse möglich.

Die Schaffung von 44 Mio. m³ Speicherraum für das 1665 km² große Saaleeinzugsgebiet im retentionsschwachen aber niederschlagsreichen Thüringer Schiefergebirge durch die Errichtung der Bleiloch- und Hohenwartetalsperre (1932 und 1942), führte zur Kappung der Hochwasserspitzen und z.T. auch zur Verlängerung der Hochwasserdauer im Untersuchungsgebiet durch verzögerte Abgabe des Stauinthalts (ZINKE 1991). Diese Tendenz wurde durch Schaffung von Stauraum in den Unstrutzufüssen (Talsperre Kelbra) verstärkt. Zusammen mit der Niedrigwasseraufhöhung, die systematisch vor allem im Zusammenhang mit der Verdünnung der Salzlast der Unstrut betrieben wurde, um das Saalewasser als Brauchwasser der chemischen Industrie (Leuna, Buna) benutzen zu können (Salzlaststeuerung) (ZINKE 1993), kam es zur Glättung des Jahresabflußgangs.

• **Hochwasserverhältnisse**

Im Zeitraum 1961 - 1990 kam es am Unterpegel (UP) Trotha zu 29 Überschreitungen des Wasserstandes von 410 cm, ab dem die Saale mit einem Durchfluß von ca. 320 m³/s ausuferet (LAU 1995c) (Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Zeitraum, Dauer und maximaler Wasserstand von Hochwasserereignissen im Untersuchungsgebiet (UP Trotha; 1961- 1994) (zus. gestellt aus LAUER U. A. 1993)			
Jahr [19..]	Monat	Dauer [d]	max. Wasserstand [cm]
61	Feb	3	460
61	Jun	2	463
61	Jun	9	600
65	Mär	4	454
65	Jun	2	455
66	Dez/Jan	9	466
67	Dez/Jan	17	507
69	Mai	7	497
70	Feb	1	450
70	Mär	10	490
70	Apr	2	450
70	Apr/Mai	20	542
74	Dez	16	545
75	Dez/Jan	11	493
79	Mär	12	518
79	Apr	1	450
80	Feb	8	502
80	Apr/Mai	10	588
81	Mär	10	574
81	Aug	1	458
81	Dez	10	499
82	Jan	14	541
82	Feb	1	462
87	Jan	8	512
87	Feb	4	495
87	Mär	3	477
87	Mär/Apr	12	562
87	Apr	2	458
88	Mär	28	613
94	Apr	13	693

Die durchschnittliche Dauer der Hochwässer (Tage mit Wasserständen über 410 cm) betrug damit 8,2 Tage, die maximale Dauer 4 Wochen, wobei für den überfluteten Auebereich berücksichtigt werden muß, daß er auch noch nach Unterschreiten des Ausuferungswasserstandes überstaut ist und dann im Anschluß je nach Verdunstungs- und Versickerungsrate, unterschiedlich schnell trocken fällt. Da über 90 % der Hochwasserdauer im Winterhalbjahr liegen (Tab. 3.2) ist aufgrund der geringen Lufttemperaturen der Verdunstungsanteil dabei vergleichsweise gering.

Tab. 3.2: Anteil der Monate an der Gesamtdauer der Hochwasserereignisse im Untersuchungsgebiet (UP Trotha, 1961 - 1990)		
Monate	Tage mit HW	Anteil an Gesamtdauer[%]
Januar	38	16,0
Februar	17	7,2
März	73	30,8
April	30	12,6
Mai	17	7,2
Juni	13	5,5
Juli	0	0
August	1	0,4
September	0	0
Oktober	0	0
November	0	0
Dezember	48	20,2
November - April	206	86,9
Mai - Oktober	31	13,1
Gesamtdauer (61 - 90)	237	100

- **Gewässerkundliche Hauptzahlen der untersuchten Vorfluter**

Eine Übersicht über die gewässerkundlichen Hauptzahlen der Stromsaale und ihrer Nebenarme im Stadtgebiet gibt ein Hochwasserablaufmodell, das Anfang der siebziger Jahre durch die Forschungsanstalt für Schifffahrt (FAS) Berlin - Karlshorst erarbeitet wurde. Demnach weisen die von uns untersuchten Vorfluter folgende Durchflüsse [m³/s] auf (Tab. 3.3.)(FAS 1977):

Tab. 3.3: Gewässerkundliche Hauptzahlen der untersuchten Vorfluter (nach FAS 1977)					
Vorfluter	NNQ	MNQ	MQ	MHQ	BHQ
Stromsaale (UP Trotha)	21*	40	100	340	1100
Wilde Saale (Rabeninsel)	?	10	45	185	400
Mühlgraben	?	9	23	46	70
Wilde Saale (Peißnitz)	?	10	28	96	310

Der mittlere Hochwasserdurchfluß von 340 m³/s wird bei einem Wasserstand am UP Trotha von 464 cm erreicht. Ab einem Wasserstand von 410 cm (ca. 320 m³/s) kommt es im Untersuchungsgebiet zur Ausuferung

Aus Tab. 3.3 ist ersichtlich, daß Anfang der siebziger Jahre sowohl für den Mühlgraben als auch für die Wilde Saale (Peißnitz) bei mittlerem Niedrigwasser nahezu gleich große Durchflüsse wie für die Wilde Saale (Rabeninsel) angenommen wurden und beide Nebenarme bei MW-Verhältnissen ca. 50% der Durchflußmenge der Wilden Saale (Rabeninsel) erreichten. Während die Angaben für die Wilde Saale (Rabeninsel) und die Stromsaale durch eigene Messungen weitgehend bestätigt werden konnten, wurden die für den Mühlgraben und die Wilde Saale (Peißnitz) angegebenen Durchflüsse nicht wiedergefunden, da die Fließquerschnitte aufgrund massiver Schlammbelastung z. T. erheblich geringer waren (Kap. 5.1).

Die aus den Hauptzahlen erkennbare Tendenz des Mühlgrabens, mit steigendem Durchfluß im Untersuchungsgebiet einen immer geringer werdenden Anteil am Gesamtdurchfluß abzuleiten, wurde auch durch unsere Beobachtungen während des Hochwassers vom April 1994 gestützt. Sie ist vor allem

durch dessen sehr eingeschränkte Möglichkeiten zur Fließquerschnittserweiterung (Ausuferung) sowie durch auftretende Bremseffekte bei Überflutungen, zu erklären. Der Anteil, der über die Wilde Saale/ Peißnitz abfließt, bleibt dagegen auch bei steigenden Durchflüssen konstant.

Aus dem Vergleich der prozentualen Anteile der Vorfluter am Durchfluß der Saale während MW-Verhältnissen, mit denen, die während des mittleren Niedrigwassers auftreten, ist bei allen Nebenarmen ein Rückgang dieser Anteile mit abnehmendem Wasserstand zu konstatieren. Das wiederum heißt, daß die Durchflußverringerungen zu Niedrigwasserperioden die Nebenarme der Stromsaale besonders stark betreffen.

3.3 Flächennutzung

Von der Art der Flächennutzung im städtischen Überschwemmungsgebiet wird entscheidend das Gefährdungspotential von wassergebundenen Schadstoffeinträgen bestimmt. Folgende Nutzungen, in der ungefähren Reihenfolge ihres in Anspruch genommenen Flächenanteils sind gegenwärtig vorhanden:

- **Freizeit- und Erholungsnutzung**

Da permanente Hochwassergefährdung und ungünstiger Baugrund in der Saaleaue historisch nur eine sehr eingeschränkte Siedlungstätigkeit zuließen, ist der Auebereich innerhalb des städtischen Verdichtungsraums ein vergleichsweise schwach hemerobes Gebiet, daß damit die Möglichkeit naturnaher Erholung für die Stadtbevölkerung bietet. Außerdem kann es dadurch biologische Habitatsfunktionen erfüllen, wie die Ausweisung von Vogelschutzgebieten und Feuchtbiotopen in der Saaleaue zeigt (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993).

Die Nutzung des städtischen Auebereiches als sozialökologischen Ausgleichsraum dokumentiert sich durch eine Häufung von Anlagen zu Erholungszwecken, bei denen die Einrichtungen auf der Peißnitzinsel (Messehallen, Gaststätten, Planetarium, Haus der Jugend, Peißnitzexpress, Musikpavillion) mit über 2 Mio. Besuchern/ a (ZINKE 1991, 1993) einen zentralen Platz einnehmen. Allein zum traditionellen Laternenfest 1995 besuchten an einem Wochenende ca. 120 000 Menschen die Saaleaue (Mitteldeutsche Zeitung vom 28. August 1995). Aber auch die Häufung von Sportanlagen (Pferderennbahn, Tennis- und Fußballplatz Sandanger, Tennisplätze Peißnitz, Sportkomplex Ziegelwiese, Hallen- und Freibad im Naherholungszentrum Saline, Regattastrecke, Ruder- und Kanunutzung, Anglerheim), Spielplätzen (Peißnitz 2x, Würfelwiese, Ziegelwiese), Kleingartenanlagen (Elsterstraße, Obere Aue, Passendorfer Damm, Lettin) und Parks (Gimritz, Saline) bzw. die Anlage des Campingplatzes Trotha in der Saaleaue, unterstreichen die Dominanz der Erholungsnutzung in der Saaleaue. Zusätzlich werden der Kanal und die ehemaligen Kiesgruben im Sommer als Badegewässer und die größeren Waldgebiete (Rabeninsel, Peißnitz, Forstwerder) durch Spaziergänger, Jogger und Radfahrer genutzt. Mit dieser Nutzungsspezifik ist häufig eine hohe Schadstoffsensibilität verbunden, da es durch orale und kutane Aufnahme von Schadstoffen (bes. auf

Spielplätzen, in Kleingärten und Badegewässern) bzw. über deren Inhalation (bes. auf Sportplätzen, Waldwegen) zur Gefährdung der menschlichen Gesundheit kommen kann.

- **Natur- und Biotopschutz**

Natur- und Biotopschutzgebiete sind aufgrund ihrer Schadstoffsensibilität als mögliche Senken innerhalb des fluvialen Schadstofftransfers besonders gefährdet. Dabei befinden sich neben einem Landschaftsschutzgebiet, auch mehrere Naturschutzgebiete und Flächennaturdenkmäler in der Saaleaue (ZINKE 1991, 1993, MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993).

- **Wohnbebauung**

40 % der Fläche Halle-Neustadts sind ehemaliges Auegebiet (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974), so daß zur permanenten Absenkung des Grundwasserspiegels von 0,6 - 1,5 m auf 3 - 5 m im Baugrund Halle-Neustadts 1965 eine 3 km lange Brunnengalerie mit 145 Brunnen angelegt wurde. Diese führte zur Umkehrung der ehemals zur Saale hin gerichteten Grundwasserfließrichtung (TÜV 1993).

Die täglich 10000 m³ gehobenen Grundwasser (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974) sind stark chlorid- und sulfathaltig und werden der Saale zugeleitet. Mit 0,1 m³/s entspricht diese Menge ca. einem Tausendstel des mittleren Durchflusses der Saale, so daß die dadurch bedingte Erhöhung der Salzlast vernachlässigbar ist. Eventuell im Bereich Holzplatz (Altlastverdachtsfläche) ins Grundwasser übertretende Schadstoffe werden auf diesem Wege wieder dem Vorfluter zugeführt.

- **Industrie- und Gewerbenutzung**

Diese Nutzungen sind durch ihre Schadstoffemissionen innerhalb des wassergebundenen Schadstofftransfers von Bedeutung. Ihr Anteil in der Saaleaue ist relativ gering und besonders auf die mittlere Saaleinsel im Gebiet Holzplatz konzentriert (WALLOSSEK 1991, TÜV 1993).

- **Kläranlagen/Kanalisation**

Ein Großteil des Kanalisationsnetzes der Stadt Halle sind Freispiegelkanäle (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993), die zur Entsorgung des Abwassers die natürlichen Reliefunterschiede nutzen. Daraus resultiert, daß die kommunalen Kläranlagen - als Zielpunkte des Abwassertransports - im Seehöhenminimum des Kanalisationsnetzes der Stadt liegen müssen. Aus diesem Grunde befinden sich sechs von sieben Kläranlagen der Stadt Halle in der Saaleaue. Eine Folge dieser Lage ist auch der Verlauf der Abwasserhauptsammler, die weitgehend parallel zur Saale bzw. ihren Nebenarmen verlaufen (WALLOSSEK 1990). Die eingebauten Regenüberläufe entlasten ihr Abwasser also zwangsläufig in die Vorfluter der städtischen Aue. Außerdem besteht aufgrund dieser Lage auch eine permanente Überschwemmungsgefahr für die Kläranlagen. Ein dadurch bedingter Schadstoffeintrag in die Vorfluter ist nicht auszuschließen. Zur Vermeidung hochwasserbedingten Rückstaus bzw. Umkehrung der Fließrichtung von in die Saale mündenden abwasserbelasteten Gräben wurden für den Roßgraben und den Sau- bzw. Kolonistengraben Hebungen eingebaut.

- **Trinkwassergewinnung**

Ein Trinkwasserschutzgebiet befindet sich im Mündungsdreieck von Saale, Weißer Elster und Gerwische. Da die Wassergewinnung im Wasserwerk Beesen sowohl über die Gewinnung von Uferfiltrat, als auch über die Entnahme durch Versickerung angereicherten Grundwassers erfolgt, ist diese Nutzung eng mit dem fluvialen Schadstoffhaushalt verknüpft. Dieser Zusammenhang wird vor allem durch die Tatsache verdeutlicht, daß das zu Grundwasseranreicherung benutzte Saalewasser aus Wassergütegründen nicht vor Ort entnommen und auf die Versickerungsbecken geleitet werden konnte, sondern noch oberhalb der Einleitungen Bunas bei Meuschau über Pumpen aus der Saale entnommen und herangeführt wurde. Die permanente Analyse des gewonnenen Filtrats zeigt seit ca. 1991 keine Belastung mit Schwermetallen (mdl. Mitt. von Herrn Weber 1994, dem Leiter des Wasserwerkes Beesen).

3.4 Belastung der Umweltmedien

3.4.1 Umweltbelastungen vor 1990

Das Untersuchungsgebiet ist Teil des ehemaligen Bezirkes Halle (8771 km²/ 1,7 Mio. EW), in dem auf rund acht Prozent der Fläche der ehemaligen DDR insgesamt 54 % der toxischen Abprodukte und Schadstoffe (627 TS t/a), 31 % der Luftbelastung durch Staubemission (447 kt/a) und 31 % der Gewässerbelastung (9,6 Mio. EWG) der DDR, vor allem als Folge chemischer Produktionsabläufe und urbaner Ballung, anfielen. Diese Belastung führte dazu, daß 1989 im Bezirk Halle 96 % der Hauptvorfluter unzulässig belastet und sanierungsbedürftig waren (ZINKE 1991, 1993). Mit einer Gesamtabwasserlast von 7 Mio. EGW 1970 und 3, 68 Mio. EGW 1989 ist die Saale der Hauptschadstofflieferant für die Elbe (ZINKE 1993).

Die besondere Brisanz der Saaleaue ergibt sich aus der Tatsache, daß sie durch ihre Lage im "Chemiedreieck" Merseburg - Halle - Bitterfeld besonders hohen Schadstoffbelastungen ausgesetzt war, die auf atmosphärischen und fluvialen Eintragungspfaden wirksam werden konnten. Da sich diese Schadstoffeinträge sowohl im Boden als auch in den Sedimenten der Vorfluter akkumulieren können, werden Auen bevorzugt zur Rekonstruktion von ökologischen Belastungszuständen untersucht (z. B. MIEHLICH 1983, FRÜHAUF & DIABY 1993, MEUSER U. A. 1993). Zur Einordnung der Untersuchungsergebnisse ist es notwendig, die ökologischen Rahmenbedingungen vor und nach 1990 zu beschreiben, da mit den politischen Änderungen 1990 auch Auswirkungen auf die Umweltbelastung verbunden waren. Dabei wird im folgenden die Luft- und Wasserbelastung vor 1990 dargestellt, da sie im wesentlichen die Ursache für die nach 1990 analysierte Boden- und Sedimentbelastung gewesen ist.

3.4.1.1 Luftbelastung

Aufgrund der Relevanz für die Herkunft der Schwebstoffe im Regenwasserabfluß soll vor allem der Staubbiederschlag im Stadtgebiet von Halle betrachtet werden, der vor 1990 auftrat. Bezieht man den oben genannten Wert von 447 kt Staub pro Jahr auf die Fläche des Bezirkes Halle (8771 km²)

ergibt sich eine mittlere Staubbelastung von ca. 500 kg/ha a, die angesichts der industriell bedingten Emissionen im Ballungsraum und dem hohen Anteil von Einzelhauskohleheizungen im Stadtgebiet von Halle, als zu gering zu werten ist. Meßstellen der Buna-AG geben für unterschiedlich weit vom Werk entfernte Stationen im Hauptemissionsbereich für den Zeitraum 1987 - 1989 Werte zwischen 440 und 3050 mg/m² d (also 1600 - 11.000 kg/ha a) an. Der Wert für die am Südrand des Untersuchungsgebietes liegende Meßstation Döllnitz lag für 1988 bei 910 mg/m² d, was einem jährlichen Staubniederschlag von rund 3300 kg pro Hektar entspricht (LAUER U. A 1993).

3.4.1.2 Wasserbelastung im Einzugsgebiet der Saale

Zu den Direkteinleitern in die Saale außerhalb des Stadtgebietes zählten bis 1990 vor allem die chemische Industrie (Leuna, Chemiefaserwerk Schwarza), die Papier und Zellstoffindustrie (Merseburg, Blankenstein) und die Textil- und Lederindustrie (Hirschberg, Weißenfels) sowie die kommunalen Abwässer größerer Städte (Merseburg, Weißenfels, Naumburg, Jena).

Die Unstrut, als wichtigster Nebenfluß der Saale vor Eintritt in das Untersuchungsgebiet, wurde vor allem durch Einleitungen der Kaliwerke (Sondershausen, Bleicherode, Bischofferode, usw.) belastet. Diese Salzbelastung war so hoch, daß zur Aufrechterhaltung der Brauchwasserfunktion in Leuna und Buna ab 1963 die Salzlaststeuerung eingeführt wurde, bei der durch gezielte Zugaben von Wasser aus den Saaletalsperren der Grenzwert von 40 ° dH nicht überschritten wurde. Außerdem leiteten die angesiedelten Zuckerfabriken (Straußfurt, Artern, Oberröblingen, u. a.), die Baumwollwerke Mühlhausen, die Papierfabrik Tennstedt und die Stadt Erfurt Abwässer in die Unstrut ein.

Die Weiße Elster, die im Stadtgebiet von Halle in die Saale mündet, nahm vor allem über die Pleiße schwebstoffreiche Abwässer aus den Braunkohletagebauen und der Folgeindustrie (Braunkohlenveredelungs- und Brikettfabriken, Karbochemie) auf, bei denen vor allem die organischen Schadstoffe (Phenole, Alkohole, Aldehyde, organische Säuren) dominierten. Außerdem leiteten die Papier- (Fockendorf) und Textilindustrie (Werdau, Meerane, Altenburg, u. a.) Abwässer ein (GFE 1993). Kurz vor ihrer Mündung in die Saale bei Röpzig nimmt die Weiße Elster auf ihrer 9,2 km langen Fließstrecke im Stadtgebiet die Abwässer aus vier Kläranlagen (Büschdorf über Reide, Osendorf, Radewell und Ammendorf) und mehreren kommunalen Indirekteinleitern sowie die Abwässer vom Orgazidgelände/Plastwerk Ammendorf auf (WALOSSEK 1990, ZINKE 1991, TAUCHERT 1992, GFE 1993).

3.4.1.3 Wasserbelastung im Untersuchungsgebiet

Die Einleitersituation im Untersuchungsgebiet wird vor allem durch die Abwässer der Chemischen Werke Buna und kommunale Einleitungen (Kläranlagenabläufe/ Regenüberläufe) dominiert. Aufgrund ihres direkten Einflusses auf die Gewässergütesituation, insbesondere auf die Genese und Kontamination der Schlämme, die in den Vorflutern der halleschen Saale lagern, sollen sowohl Art und Umfang der Quecksilberemission durch die Chemischen Werke Buna und die Abwassersituation im Stadtgebiet von Halle näher dargestellt werden.

3.4.1.3.1 Quecksilberbelastung durch die Chemischen Werke Buna

- **Herkunft des Quecksilbers im Abwasser der Buna - Werke**

Das von Buna mit dem Abwasser in die Saale geleitete Quecksilber stammt zum einen aus der Azetylen - Aldehydherstellung (Ausgangsprodukt für den Butadien - Natrium - Kautschuk, BuNa) innerhalb derer Quecksilber als Kontaktkatalysator verwendet wird, und zum anderen aus der elektrolytischen Chlorerzeugung über das Amalgamverfahren (Chloralkalielektrolyse), in dem fließendes Quecksilber als Katode benutzt wird (BIBLIOGRAPHISCHES INSTITUT 1970). Es wird bis zur Verwendung aufgrund seines geringen Löslichkeitsproduktes in gußeisernen 0,7 l großen Behältern unter Wasser aufbewahrt.

Dabei wird Quecksilber sowohl durch Anlagenverschleiß (Leckagen), technologiebedingte Anwendungsverluste (ungenügend gereinigte Natronlauge, 10% Aldehydverluste, etc.) bei beiden Verfahren, als auch durch Havarien und Kläranlagenausfälle freigesetzt. Es wird mit dem Abwasser entweder über den sogen. Fabrikationskanal (FA-Kanal) der Kläranlage zugeführt, oder über zwei Regen- und Kühlwasserkanäle direkt in die Saale geleitet. Dabei wurden z. T. reine Quecksilberkügelchen in die Kanalisation gekehrt (mdl. Mitt. von Herrn Nitsche 1995, dem Gewässerschutzbeauftragten der Buna-AG). Die herrschenden Bedingungen werden auch durch die auftretenden Gesundheitsbeeinträchtigungen bei den dort arbeitenden Menschen wie Zahnausfall, Hirnschäden u.ä. charakterisiert, die zu einer hohen Fluktuation der Belegschaft dieses Bereiches bzw. im Falle der dort häufig eingesetzten Gefangenen, sogar zur Intervention von Amnesty International führten (mdl. Mitteilung von Herrn Weise 1995, Staatliches Amt für Umweltschutz Halle, Abt. Gewässerschutz).

Innerhalb der jeweils ca. 100 km langen Kanäle des Kühl- u. Fabrikationsabwassers wurden aufgrund des hohen Preises des Quecksilbers (ca. 20.000 DDR-Mark pro Tonne Quecksilber) Sedimentationsgruben als Quecksilberfallen eingebaut, die periodisch beräumt wurden. Sie sind heute zum großen Teil noch gefüllt (mdl. Mitt. Herr Nitsche).

- **Art der Quecksilberemission**

Quecksilber wurde fast ausschließlich mit dem Abwasser in die Saale geleitet. Ein Austrag über den Luftpfad ist zwar nicht vollständig auszuschließen, kann aber nach Untersuchungen der obersten Bodenschicht im Hauptimmissionsbereich des Werkes (Ortschaft Kollenbey) nur marginale Ausmaße gehabt haben, da trotz einer nachgewiesenen Staubbelastung von fast 4000 kg/ha a über mehr als 50 Jahre, im Durchschnitt die Belastung unter 1 mg Hg/kg Boden lag (LAUER u. A. 1993).

Im Abwasser ist Quecksilber fast vollständig partikulär gebunden, wie u. a. die mit zunehmenden Schwebstoffgehalten wachsende Quecksilberkonzentration im Kläranlagenablauf zeigt (Tab. 3.4):

Datum	Feststoff [mg/l]	Quecksilber [$\mu\text{g/l}$]*
01.04. 1991	3,1	3,4
02.04. 1991	3,1	4,2
03.04. 1991	2,4	3,2
12.04. 1991	66,8	19,0
13.04. 1991	38,4	11,0

Quelle: Abwassergüteprotokolle der Buna - AG, mdl. Mitt. Herr Nitsche ; *In der homogenisierten Gesamtprobe

Die schnelle Bindung an Schwebstoffe ist typisch für das Verhalten von Quecksilber im aquatischen System (FÖRSTNER & MÜLLER 1974, FÖRSTNER & PATCHINEELAM 1976, FÖRSTNER & WITTMANN 1983). Daher ist auch bei Einleitungen über die Regen- u. Kühlwasserkanäle kaum mit einem hohen Anteil gelösten Quecksilbers zu rechnen.

- **Umfang der Quecksilberemission**

Im Zeitraum 1987 bis 1989 wurden im Jahresmittel 10,8 t Quecksilber sowohl über den FA-Kanal (ca. 8 - 9 t) als auch über die Kühl- und Regenwasserkanäle (ca. 2 t) in die Saale eingeleitet (mdl. Mitt. Herr Nitsche und Herr Weise). Zur Vermeidung der aufgetretenen massiven Schaumbildung wurde der FA-Kanal mit einer Betonplatte abgedeckt und mündet subaquatisch in die Saale.

Da exakte Angaben über die während der gesamten Produktionszeit eingeleitete Quecksilbermenge ist auch aufgrund früher fehlender Analysetechnik nicht verfügbar sind, wird für die Ermittlung der seit der Errichtung 1937 emittierten Gesamtmenge ein Ausstoß von 10 t/a zur Grundlage genommen.

Das erscheint gerechtfertigt weil zum einen dieser Wert kein Maximum darstellt, da der maximale Produktionsumfang in den siebziger Jahren erreicht wurde (ZINKE 1991). So lag 1973 die in der wasserrechtlichen Nutzungsgenehmigung der Wasserwirtschaftsdirektion Untere Saale festgelegte Obergrenze für die Quecksilberemission aus dem FA-Kanal bei 0,3 mg/l (WWD 1973). Bei einem erlaubten Abwasservolumen von 11.000 m³/h (WWD 1973) entsprach dieser Konzentration eine Quecksilberfracht von rund 29 Tonnen pro Jahr. Diese Obergrenze galt bis zur Inbetriebnahme der biologischen Kläranlage am 1.1. 1976. Zum anderen stellen die 10 t Quecksilber pro Jahr auch kein Minimum dar, da vor allem in der Anfangsphase der Produktion die verschleißbedingten Quecksilberverluste geringer gewesen sein dürften.

Geht man also davon aus, daß die Chemischen Werke Buna im Zeitraum 1938 bis 1990 (mit ca. einem Jahr Produktionsunterbrechung 1944 infolge kriegsbedingter Zerstörungen) jährlich 10 t Quecksilber emittierten, so ergibt sich ein Gesamteintrag in die Saale von insgesamt 520 t Quecksilber allein durch Buna. Eine verstärkte Quecksilberabgabe zu Hochwasserzeiten (Ausnutzung des Verdünnungseffektes) wurde schon wegen des dazu erforderlichen Speichervolumens und der in der wasserrechtlichen Nutzungsgenehmigung vorgeschriebenen Höchstkonzentration nicht praktiziert.

Von 1990 bis 1994 wurden 75 von 120 Produktionsstätten stillgelegt, wovon auch die Aldehydproduktion und 2 Anlagen der Chloralkalielektrolyse betroffen waren. Damit ist nur noch eine Anlage zur Chlorerzeugung über Amalgamtechnik in Betrieb. Diese entspricht hinsichtlich der damit

verbundenen Gewässerbelastung dem Stand der Technik. Zusammen mit dem Rückgang der Abwasserbelastung der Saale von 8000 m³/h (1989) auf 2600 m³/h (1993) wurde damit auch der jährliche Quecksilberausstoß auf rund ein Hundertstel (1992: 0,11 t Hg/a) gesenkt (IKSE 1993).

Als mögliche Quelle für einen verstärkten Quecksilbereintrag nach 1990 sind die Altlasten von Bedeutung, von denen vor allem die 200 km lange Kanalstrecke mit den z. T. nicht beräumten Quecksilberfallen und die Bunahalde mit den quecksilberhaltigen Klärschlämmen der Betriebskläranlage zu nennen sind. Obwohl die Sickerwässer der Bunahalde gefaßt und in der seit 1990 unterbelasteten Kläranlage des Betriebes einer mechanisch-chemisch-biologischen Reinigung unterzogen werden, ist eine Quecksilberbelastung der Laucha, die am Fuß der Halde fließt und in die Saale mündet, nicht a priori auszuschließen.

3.4.1.3.2 Abwassersituation im Stadtgebiet von Halle

- **Abwasseranfall**

In Halle leben auf der administrativen Stadtfläche von 135 km² rund 300.000 Einwohner, was einer mittleren Einwohnerdichte von 2222 Einwohnern pro km² entsprechen würde. Das Einzugsgebiet des städtischen Kanalisationsnetzes, das im wesentlichen den besiedelten Bereich der Stadtfläche umfaßt, weist eine Fläche von rd. 52 km² auf (39 % der Stadtfläche). Damit ergibt sich für den wirklich besiedelten Bereich der Stadtfläche eine mittlere Einwohnerdichte von rd. 5800 EW/ km². Im Kernstadtbereich und in den Neubaugebieten (Halle-Neustadt und Silberhöhe) werden aber i. d. R. Werte zwischen 20.000 bis über 30.000 EW/ km² erreicht (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993). Beim gegenwärtigen durchschnittlichen Wasserverbrauch von 110.000 m³/d im Stadtgebiet (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993). würde sich ein pro Kopf - Verbrauch von 367 l/EW d ergeben. Da aber von einem Realverbrauch von ca. 150 l/EW d ausgegangen werden kann (mdl. Mitt. Herr Weber, Leiter Wasserwerk Beesen) muß die verbleibende Restmenge von 65100 m³/d (=217 l/EW d) als Leitungsverlust (60% der 1530 km langen Trinkwasserleitung sind älter als 60 Jahre, 1000 Schadensfälle/a) und Betriebswasser für die ca. 1600 abwasserrelevanten Betriebe im Stadtgebiet (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993) gerechnet werden.

- **Kanalisation und Kläranlagen**

Das Kanalnetz der Stadt Halle hat eine Länge von 735 km, von denen mit 251 km Kanalstrecke über ein Drittel zwischen 60 und 90 Jahre alt ist und damit noch das ursprüngliche Kanalisationsnetz umfaßt, daß um die Jahrhundertwende im Kernstadtbereich Halles angelegt wurde. Dazu zählt u.a. auch der zwischen 1907 und 1912 angelegte 10,4 km lange Hauptsammler, der etwa ab Höhe Böllberger Mühle nahezu parallel zu Stromsaale und Mühlgraben bis zur Kläranlage Trotha (1913 errichtet) verläuft. Bis 1928 wurden insgesamt 28 Regenüberläufe angelegt, die Mischwasser in die Stromsaale und den Mühlgraben ableiten. Die Angaben zur Anzahl der Regenüberläufe im Stadtgebiet schwanken z. T erheblich (IWU 1991, GRUHN 1989, WALOSSEK 1990). Nach WALOSSEK

1990 existieren insgesamt 35 Regenüberlaufbauwerke im Stadtgebiet, von denen 30 Regenüberläufe in die Saale und ihre Nebenarme abschlagen.

Der überwiegende Teil des Kanalisationsnetzes entwässert im Mischverfahren, nur der westliche Teil Halle-Neustadts, das Universitätsgelände am Weinberg und der Bereich westlich des Pestalozziparkes sind trennkanalisiert. Bis auf wenige Ausnahmen, bei denen durch Pumpwerke die oberirdische Wasserscheide gequert wird (Halle-Neustadt, östliches Stadtgebiet, Silberhöhe), nutzt das Kanalnetz das natürliche Gefälle im Stadtgebiet (Freispiegelkanäle).

Bei einem Anschlußgrad von 95% aller Einwohner (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993) nimmt die Kanalisation die Haushaltsabwässer von ca. 285 000 Menschen auf, wobei aber ca. 17% der Fläche des insgesamt 52 km² großen Einzugsgebietes, nicht an Kläranlagen angeschlossen sind. Die in diesen sogenannten teilentorgten Gebieten anfallenden Abwässer werden direkt oder über das Kanalisationsnetz unbehandelt zur Vorflut gebracht (Indirekteinleitungen). Davon betroffene Vorfluter und die Flächengröße der angeschlossenen Gebiete, sowie den nächst größeren Vorfluter im Stadtgebiet, in den diese Fließgewässer jeweils münden (Hauptvorfluter) zeigt Tab. 3.5.

Tab. 3.5.: Flächengröße der teilentorgten Gebiete der Stadt Halle und die von den Indirekteinleitungen betroffenen Vorfluter und Hauptvorfluter		
Einzugsgebiet [ha]	Vorfluter	Hauptvorfluter
80	Saale	
30	Weißer Elster	Saale
300	Reide	Weißer Elster
180	Hechtgraben	Saale
70	Roßgraben	Elisabethsaale
260	Sau-/Kolonistengraben	Wilde Saale (Peißnitz)
960	Gesamt	

Flächengröße ausgemessen in Karte v. Wallosek 1990

Die restliche 82 % der Fläche entwässern in die 7 Kläranlagen im Stadtgebiet (Abb. 3.4 und Tab. 3.6):

Tab. 3.6: Parameter der Kläranlagen im Stadtgebiet von Halle									
Kläranlage	Baujahr	Reinigung	Einzugsgebiet			Abwasseranfall [m ³ /d]		Vorflut	
			Fläche [ha]	EGW	Anteil*	mittlerer	maximaler		
Trotha	1913	mechan.	2400	85.000	30,6 %	46680	60.720	Saale	
Lettin	1970	mechan.	600	120.000	45,7 %	62472	81.216	Saale	
Wörmlitz	1975	mech./biol.	800	70.000	20,2 %	27600	28.800	Saale	
Ammendorf	1911	mechan.	150					Wß. Elster	
Radewell	1910	mechan.	70					Wß. Elster	
Osendorf	1904	mechan.	70					Wß. Elster	
Büschdorf	1926	mechan.	200					Reide	

* Anteil am gesamten Abwasseranfall der Stadt Halle; Angaben ermittelt aus: Wallosek 1991; Magistrat der Stadt Halle 1993

Quellen:
 W Wallosek Kartengrdl. 1990
 A. Gruhn Daten 1989
 F. Winde Daten 1994

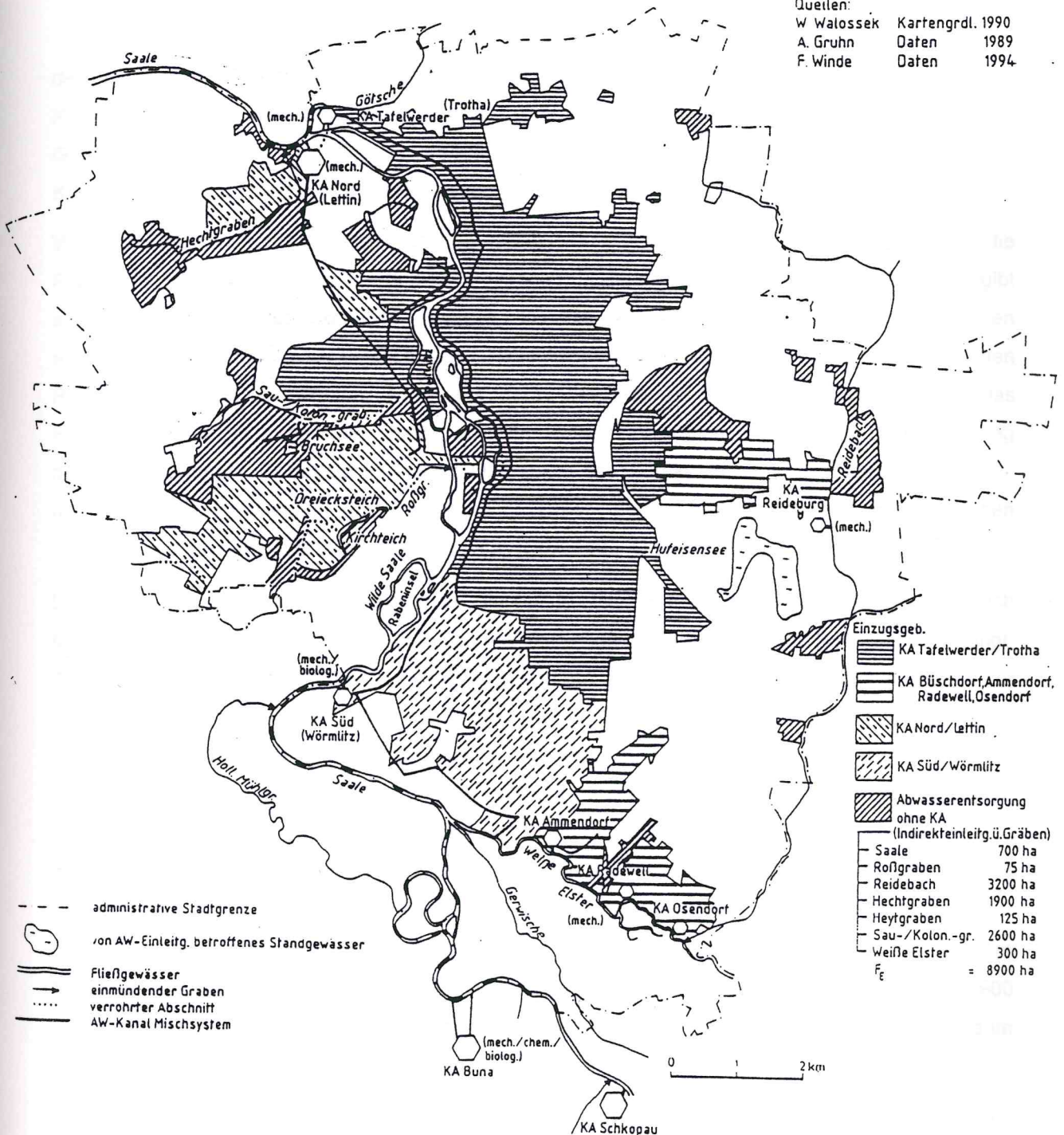


Abb. 3.4: Kläranlagen und ihre Einzugsgebiete sowie die Gebiete ohne Kläranlagenschluß im Stadtgebiet von Halle (Kartengrundlage und Abgrenzung der Einzugsgebiete nach WALLOSEK 1990)

• Feststoffeintrag in die Kanalisation

Da diese Größe für die Plausibilität unserer Annahme zur Herkunft der Schlammbelastung in den städtischen Vorflutern von besonderer Bedeutung ist, soll versucht werden, indirekt über die Auswertung von relevanten Daten zu einer größenordnungsmäßigen Abschätzung zu gelangen. 1992 fielen in den Kläranlagen der Stadt Halle 7061 t TS Klärschlamm, 1265 t Sand und 330 t TS Fäkalschlamm aus den abflußlosen Kleinkläranlagen und Fäkalgruben der teilentsorgten Gebiete an (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993). Bezieht man den Feststoffaustrag aus der Kanalisation (8326 t/a, davon 15 m% Sand) auf das Einzugsgebiet der Kläranlagen (42,9 km²) so ergibt sich ein Feststoffeintrag von 1900 kg/ha a für die Gebiete in denen sowohl die Haushaltsabwässer, als auch

der oberflächliche Regenwasserabfluß von den befestigten Flächen der Kanalisation und damit der Kläranlage zufließt. Zu beachten ist allerdings, daß der Regenwasserabfluß in trennkanalisierten Gebieten nicht mit zur Stoffbildung in den Kläranlagen beiträgt, also der Gesamtfeststoffeintrag in die Kanalisation im Einzugsgebiet der Kläranlagen größer als 1900 kg/ha a ist.

Wird das Fäkalschlammaufkommen (330 t/a) (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993, LAU 1993B) auf die Fläche der teilentsorgten Gebiete (9,6 km²) bezogen, in denen diese Schlämme anfallen, so ergibt sich ein Feststoffabtrag von 344 kg/ha a. Da die abflußlosen Klärgruben der städtischen Randsiedlungen fast ausschließlich die Haushaltsabwässer und nicht den oberflächlichen Regenwasserabfluß aufnehmen, kann aus dem Vergleich zu Gebieten in denen auch das Regenwasser in die Kanalisation fließt, auf den dadurch bedingten zusätzlichen Feststoffeintrag geschlossen werden. Er beträgt für Halle 1992 danach ca. 1600 kg/ha a und liegt somit im Bereich, der nach Untersuchungen des Umweltbundesamtes dem Staubbiederschlag in städtischen Agglomerationen entspricht (500 - 2200 kg/ha a) (UBA 1985, GREGORY & WALLING 1973).

Der Anteil des Sedimentationsstaubes an diesem Feststoffeintrag ist allerdings kleiner, da auch Material aus Bodenaushub, Straßenaufbruch und Bauschutt durch Regen in die Kanalisation gelangt. GREGORY & WALLING 1973 führen Beispiele aus den USA auf, wonach die Bautätigkeit in Städten zur Verzehnfachung der Schwebstoffkonzentration im betroffenen Vorfluter führte. Nach der dort angegebenen Untersuchung von DISEKER & RICHARDSEN (1962) wurden in Georgia, je nach Hangneigung der Baugebiete, zwischen 250 und 489 t Material/ha a abgespült. Mit der verstärkten Bautätigkeit nach 1990 ist also auch aus dieser Quelle mit einem Stoffeintrag in die Kanalisation zu rechnen. Hier scheinen vor allem der Bodenaushub mit 88014 t/a und der Straßenaufbruch mit 2464 t/a (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993) besonders abspülungsgefährdet, während der Bauschutt vor allem über die Staubentwicklung in die Kanalisation gelangen dürfte. Geht man davon aus, daß nur 1% der anfallenden Straßenaufbruch- und Bodenaushubmassen in die Kanalisation gelangen (rd. 900 t im gesamten Stadtgebiet), so ergibt sich ein dadurch bedingter Feststoffeintrag von 170 kg/ha a im Stadtgebiet.

Bei einer Menge von 584 t Straßenkehrschutt, die 1992 im besiedelten Stadtgebiet (52 km²) anfielen (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993), ergeben sich 105 kg/ha a, deren Eintrag in die Kanalisation durch die Straßenreinigung verhindert wurde. Das sind 6 m% des berechneten Feststoffabtrages durch Regenabspülung von den versiegelten Stadtoberflächen (1600 kg/ha a). Allerdings wird dadurch kaum der Schadstoffeintrag in die Kanalisation verhindert, da insbesondere die Schwermetalle an die Feinstpartikel des Straßenschmutzes gebunden sind, die von den Kehrmaschinen nicht erfaßt werden (GEIGER 1993). Für die Zeit vor 1990 kann aufgrund der erhöhten Staubbelastung (hoher Anteil Einzelhauskohleheizung, Industrie) bei deutlich geringerer Bautätigkeit von einer ähnlichen oder noch höheren Größenordnung des Stoffeintrags in die Kanalisation ausgegangen werden.

3.4.2 Umweltbelastung nach 1990

Innerhalb der nach 1990 einsetzenden Bemühungen um eine ökologische Bestandsaufnahme galt der Erfassung der Gewässer- und Auenbödenbelastung in diesem Gebiet besondere Aufmerksamkeit, wie die Vielzahl durchgeführter Untersuchungen zeigt. Während sich mit Nachlassen der Luftbelastung durch industrielle Emissionen die Luftqualität relativ schnell verbessert, wurden insbesondere in den Sedimenten der Vorfluter und im Boden Schadstoffe akkumuliert. Der bisherige Kenntnisstand zu den Folgen der jahrzehntelangen Umweltbelastung auf die Medien Wasser und Boden im Untersuchungsgebiet soll kurz dargestellt werden:

3.2.4.1 Wasserbelastung

Aufgrund massiver Betriebsstillegungen (besonders in der chemischen Industrie, der Kali- und Braunkohlenförderung und -verarbeitung und der Papier-, Zellstoff- und Textilindustrie) ist seit 1990 eine Verbesserung der Wassergüte festzustellen, die sich z.B. in gestiegenem Sauerstoffgehalt, aber auch in der Erhöhung der Artendiversität äußert. Die Belastung des Wassers der Saale mit Quecksilber lag bei den Routineuntersuchungen des Landesamtes für Umweltschutz nach 1990 überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze (LAU 1992, 1993A, 1994, 1995A, MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993, ZINKE 1993).

3.2.4.2 Schlammbelastung der Vorfluter

- **Ursachen und Gefahrenpotential**

Bei Untersuchungen im Zuge der ökologischen Bestandsaufnahme im Untersuchungsgebiet stellte sich die z. T. extreme Belastung der Nebenarme der Saale mit schwermetallhaltigen Schlämmen als gravierendes Umweltproblem im Stadtgebiet heraus (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993). Nach einer Dokumentation über den ökologischen Zustand des Mühlgrabens (ARGE 1991) für das Bundesumweltministerium, wurden mit den daraufhin zugewiesenen finanziellen Mitteln, umfangreiche Untersuchungen zur Mühlgrabensanierung durchgeführt. Dabei wurden innerhalb von mehreren Gutachten, sowohl Herkunft, Menge und Konsistenz des abgelagerten Schlammes, dessen Belastung mit Schadstoffen als auch Möglichkeiten seiner Entsorgung untersucht (IWU 1991, ORGA LAB 1991, ITW 1992A-C, GFE 1993).

Übereinstimmend gehen alle Untersuchungen davon aus, daß es sich bei den abgelagerten Schlämmen um vorwiegend industriebürtige Schwebstoffe der Saale handelt, die aufgrund der nachlassenden Transportkraft bevorzugt in den durchflußschwachen Nebenarmen der Saale sedimentiert werden. Als Ursachen werden vor allem Industriebetriebe genannt, die oberhalb des Stadtgebietes stark kontaminierte, schwebstoffreiche Abwässer in die Saale einleiteten. Dazu gehörten vor allem die Chemischen Werke Buna, die Leuna-Werke und das Papier- und Zellstoffwerk Merseburg. Außerdem werden noch die kommunalen Kläranlagen der Städte Jena, Merseburg und Halle als Emittenten aufgeführt. Für die Schlammbelastung der Weißen Elster im Stadtgebiet nennt ZINKE (1991) vor allem die Sinkstofffracht der braunkohlengebundenen Industrie (Tagebau und Brikettierung) und den Einfluß von Kläranlagen. Erschwerend kommt lt. ZINKE (1991) hinzu, daß

durch das mehrjährige Ausbleiben von Hochwässern keine Ausräumung der akkumulierten Schlämme stattfand.

- **Ausmaß**

Als stark schlammbelastet gelten im Stadtgebiet vor allem der Mühlgraben (einschließlich Dreiergraben), die Wilden Saalen (Rabeninsel und Peißnitz), die Weiße Elster, der Reidebach und diverse kleinere Vorfluter wie Roß-, Kot-, Zöberitzer-, Diemitzer-, Haß- und Hechtgraben sowie die Schleusengräben (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993). Durch Peilungen bei Niedrigwasserverhältnissen wurden Schlammmächtigkeiten von bis zu 2,5 m festgestellt (GFE 1993). Volumenangaben zur Schlammbelastung der Nebenarme liegen nur für den Mühlgraben (einschl. Dreiergraben) vor und schwanken zwischen rund 20.000 m³ (IWU 1991) und 30.000 m³ Schlamm (ORGA LAB 1991). Die Angaben zur Schlammmenge in der Saale des gesamten Stadtgebietes variieren zwischen 300.000 m³ (IWU 1991) und 680.000 t (ORGA LAB 1991) Schlamm.

- **Schwermetallkontamination**

Ein besonderes Problem stellt die Belastung der Schlämme mit Schwermetallen dar, wobei vor allem die hohen Quecksilbergehalte im Falle der empfohlenen Ausbaggerung (ITW 1992c), die Behandlung des Baggergutes als Sondermüll erzwingen. Die damit verbundenen Deponiekosten von über 300 DM/ m³ verhindern bisher, angesichts der geschätzten Menge im Untersuchungsgebiet, eine schnelle Lösung dieser Problematik. Dabei kann davon ausgegangen werden, daß die hohen Quecksilbergehalte auf die Einleitung von Abwässern aus der Aldehydproduktion und der Chloralkalielektrolyse der Buna AG zurückzuführen sind (Abschn. 3.4.1.3.1). Tab. 3.7 zeigt die im Rahmen von Auftragsgutachten bzw. Voruntersuchungen ermittelten Schwermetallgehalte in den Schlämmen (0...50 cm unter Schlammobergrenze) verschiedener Vorfluter u. Standgewässer.

Tab. 3.7: Mittlere Schwermetallgehalte in Schlämmen ausgewählter Fließ- und Standgewässer im Stadtgebiet von Halle (1990 - 1994)

Vorfluter	Quelle	Prob. entn.	n	Schwermetallkonzentration [mg/kg]						
				Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mühlgraben	Zinke 1991	8/90	?	11	170	195	46,8	147	183	1625
	ITW 1992a	3/92	10	8,1	227	294	86,3	167	220	1344
	Fiene. 1994	5/92	2	10	175	183	9,1	125	193	1750
	GFE 1993	11/92	1	11	326	412	26	124	276	1510
Wilde Saale (Peißnitz)	Weißl. 1992	3/92	12	7,2	167	254	29,4	74	114	885
	GFE 1993	11/92	2	3,4	233	274	39,8	124	186	1550
Wilde Saale (Rabeninsel)	GFE 1993	11/92	2	1,2	172	200	50	75	181	1135
	Fiene. 1994	5/92	1	1,8	39	52	4,6	56	53	236
Stromsaale (bei Buna)	GFE 1993	11/92	2	1,7	115	160	26	87	130	675
Weiße Elster	GFE 1993	11/92	2	4,2	500	400	6,2	84	400	1850
Roßgraben	CLU1994	10/94	3	0,79	49	46	0,5	28	62	235
Hollebener Mühlgraben	Jost 1994	10/94	1	2,6	86	149	21,1	71	143	710
Altarm Planena	GFE 1993	11/92	1	2	148	350	84,4	131	166	850
	Jost 1994	10/94	1	5	129	195	78,8	70	211	917
Tongruben Planena	GFE 93	11/92	2	10	250	204	1,7	156	162	1385

* königswasserlösliche Gesamtgehalte in der Fraktion < 2 mm; best. nach DIN 38 414-S7 (gleiche Analyseverfahren in allen verwendeten Quellen); Mittelwertbildung durch v. A.; n - Anzahl der beprobten Standorte, Beprobungstiefe 0 - 50 cm unter Schlammoberfläche
Pro. entn. - Datum der Probenentnahme

Im Vergleich zu den Schwermetallgehalten unbelasteter Tongesteine (Tongesteinsstandard) (FÖRSTNER & MÜLLER 1974, MERIAN 1984) sind besonders Quecksilber (über 200fach) und Kadmium (37fach) in den Schlämmen angereichert. Die geringsten Anreicherungen gegenüber dem Tongesteinsstandard weisen Chrom und Nickel auf.

3.4.2.3 Bodenbelastung

Die Belastung der Böden der Saaleaue mit Schwermetallen wurde in mehreren großräumig angelegten Untersuchungen ermittelt. Darin werden vor allem im Überflutungsbereich der Saale teilweise extreme räumliche Belastungsunterschiede festgestellt. Z. T. werden die nutzungsbezogenen Prüfwerte der Sachsen-Anhalt-Liste überschritten, so daß von seiten der kommunalen Verantwortlichen die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen zum Transferverhalten der Schwermetalle betont wird (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993). Die Mittelwerte der Schwermetallgehalte in den Oberböden in der Aue erreichen im Durchschnitt aller Schwermetalle weniger als die Hälfte der Schwermetallgehalte in den Schlämmen der Vorfluter. Dabei liegt dieses Verhältnis der einzelnen Schwermetalle zwischen dem des Quecksilbers, das in den Auenböden im Mittel nur 16 % der Schlammgehalte erreicht und dem des Bleis, das fast 70 % der Sedimentgehalte aufweist (WINDE 1994). Dabei kann davon ausgegangen werden, daß mit zunehmender Anreicherung der Schwermetalle in den Schlämmen (bei Quecksilber 6,3fach, bei Blei nur 1,5fach) die Wahrscheinlichkeit ihrer Herkunft aus fluvialen Eintrag wächst. Die relativ hohen Bleigehalte im Boden im Vergleich zum Sediment könnten auf einen zusätzlichen atmosphärischen Eintrag hinweisen. Außerdem zeigt sich bei tiefendifferenzierten Auswertungen, daß vor allem die Quecksilbergehalte nach einem deutlichen Maximum im Oberboden (2 - 25 ppm in 0 - 30 cm) (GFE 1993) mit zunehmender Tiefe i. d. R. stark abnehmen, was ebenfalls auf einen fluvialen Eintrag hinweist.

4 Methoden

4.1 Ermittlung der Mächtigkeiten und Volumina der Schlammablagerungen in den Vorflutern

Grundlage der Angaben zum Volumen der Schlämme bilden die Peilungen der Schlammmächtigkeiten, die entlang von insgesamt 45 Flußquerprofilen in den untersuchten Vorflutern durchgeführt wurden. Mittels dieser Angaben wurden die Schlammflächen je Flußquerprofil bestimmt. Aus diesen Flächen und dem Abstand zwischen den Profilen wurde anschließend das Volumen der Schlämme errechnet. Beide Methoden werden im folgenden dargestellt:

4.1.1 Peilungen der Schlammmächtigkeiten

Methode und Material

Quer zur Fließrichtung wurden von einem am Seil geführten Schlauchboot aus, an 5 - 8 Meßpunkten je Flußquerprofil, mittels 2 m - 5 m langer Peilstangen die Wassertiefe und die Mächtigkeit der im Flußbett lagernden Schlämme erfaßt. Die Entfernung der Meßpunkte vom Ufer wurde mittels Maßband bzw. markiertem Seil festgestellt. Die Obergrenze des Schlammes konnte durch einen "Teller" am unteren Ende der Peilstange auch bei sehr geringer Festigkeit des Schlammes mit hinreichender Genauigkeit (+/- 5 cm) erfaßt werden. Zur Ermittlung der Schlammmächtigkeit wurde eine Peilstange ohne "Teller" z.T. unter Zuhilfenahme eines größeren Kunststoffhammers in den Schlamm getrieben. Die Untergrenze des Schlammes wurde durch Sohlschotter angezeigt, die sowohl durch die plötzliche Erhöhung des Eindringwiderstandes, als auch durch typische Kratzgeräusche in Folge der Reibung des Schotters am Metall relativ sicher (+/- 5 cm) bestimmt werden konnten. Aus der Differenz der protokollierten Tiefen von Schlammober- bzw. -untergrenze unter Wasserspiegel, wurde die jeweilige Schlammmächtigkeit errechnet und in Querprofilen im Maßstab 1:100 bzw. 1:200 dargestellt. Die Lage der Querprofile im Vorfluter wurde in TK 1:10000 eingetragen. Außerdem wurden organoleptische Angaben zur Beschaffenheit der Schlämme protokolliert und Schlammproben entnommen.

Prinzipiell wurden mit zunehmender Schlammbelastung die Abstände zwischen den beprobten Querprofilen verringert, um eine tendenzielle Überschätzung der Schlammbelastung zu vermeiden und kleinräumige Differenzierungen zu erfassen. Außerdem wurde vor und nach größeren erkennbaren Einleitern (Buna, Regenüberläufe, usw.) vermessen. Abschnitte mit schlammfreier Sohle konnten durch Pendeln des Schlauchbootes um den Stromstrich bei gleichzeitigem Schleifen einer Peilstange auf dem Sohlschotter anhand der typischen Kratzgeräusche sogar analog erfaßt werden. Wenn in diesen Bereichen sich die sichtbaren hydraulischen Bedingungen (Fließgeschwindigkeit, Mäandrierung, Staubereiche, etc.) nicht wesentlich änderten, wurden die Abstände zwischen den vermessenen Querprofilen vergrößert.

Eine Ausnahme von diesen Prinzipien der Profilvermessung bildete der Mühlgraben, weil hier entlang von sehr dicht gelegten Querprofilen vermessen wurde, die bereits im Oktober 1991 durch ein kommunal beauftragtes Unternehmen aufgenommen worden waren. Durch den Vergleich der Werte

wurden Aussagen zur Sedimentmengenentwicklung im betreffendem Zeitraum (Oktober 1991 bis Mai 1994) möglich.

Beprobt wurden grundsätzlich nur die bei Mittelwasserverhältnissen subaquatisch vorkommenden Schlämme im Flußbett. Schlämme im Uferbereich wurden nicht berücksichtigt.

Fehlerbetrachtung

Durchgeführte Doppelbeprobungen ergaben Abweichungen der Tiefenpeilungen von durchschnittlich 5cm und max. 10 cm. Die Richtigkeit der Methode konnte durch den Vergleich der Angaben zur Wassertiefe in der topographischen Karte und den Angaben zur Schlammverteilung in Vergleichsuntersuchungen überprüft werden. Durch die Nichtbetrachtung von Schlammablagerungen über Mittelwasserspiegel (z.B. aufgehöhte Uferbereiche) wird nicht die gesamte Sedimentmenge erfaßt, die im Verlauf der Vorfluterentwicklung abgelagert wurden. Daraus ergibt sich ein tendenzieller Minderbefund, der in stark belasteten Bereichen z. T. beträchtlich sein kann. Allerdings folgt diese Methode den bereits vorliegenden Untersuchungen und wurde zur Wahrung der Vergleichbarkeit der Ergebnisse beibehalten.

4.1.2 Berechnung der Schlammvolumina

Methode/Material

Unter Verwendung der protokollierten Meßwerte wurde der Verlauf der Schlammoberkante in den vermessenen Flußquerprofilen im Maßstab 1:100/200 dargestellt, wobei zwischen den Meßpunkten gerade interpoliert wurde. Die sich daraus ergebenden Schlammflächen im Querprofil (A_{sed}) (Tab. 5.1.1) wurden mit dem Flächenmeßgerät "Planimex 5000" gemessen und mit der jeweils halben Entfernung zum vorangegangenen bzw. nachfolgendem Querprofil (Profilgültigkeitslänge; Tab. 5.1.1) bezeichnet multipliziert. Das Produkt ist das Schlammvolumen [m³] je Vorfluterabschnitt das durch das verwendete Querprofil repräsentiert wird. Die Summe der Einzelvolumina je Vorfluter ergibt das Gesamtvolumen der Schlämme. Die *mittlere Schlammfläche je Vorfluter (A_{sed})* (Tab. 5.1.4) ist der Mittelwert der aus den Schlammflächen der Einzelprofile gebildet wurde (Tab. 5.1.1).

Fehlerbetrachtung

Abweichungen bei Wiederholungsmessungen mit dem Planimeter betragen max. +/- 3 % von der ermittelten Flächengröße. Bei Abschätzung der Richtigkeit wurden die Meßergebnisse mit den Angaben anderer Autoren verglichen und eine Übereinstimmung über den Bereich der Größenordnung hinaus gefunden.

4.2 Ermittlung hydraulischer Parameter

Während der Aufnahme der Flußquerprofile wurden an ausgewählten Meßpunkten auch Fließgeschwindigkeitsmessungen durchgeführt. Außerdem wurde durch die Feststellung der Wassertiefe, der Flußbreite und des Sohlverlaufs im Querprofil auch die Gerinnebettform erfaßt. Mit Hilfe der ermittelten Fließquerschnittsflächen und den gemessenen Fließgeschwindigkeiten wurde der Durchfluß zum Zeitpunkt der Profilaufnahme bestimmt. Die Messung der Fließgeschwindigkeit, die

Ermittlung der morphometrischen Parameter der Gerinnebetten und die Durchflußberechnung werden im folgenden dargestellt.

4.2.1 Fließgeschwindigkeitsmessungen

Methoden/Materialien

Zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeiten, insbesondere zur tiefendifferenzierten Erfassung wurde der SEBA- Universalmeßflügel F1 eingesetzt. Die Erfassung der Fließgeschwindigkeiten während der Aufnahme der Flußquerprofile bzw. in den Überflutungsbereichen erfolgte vom Schlauchboot aus, das an einem quer zur Fließrichtung gespannten Seil arretiert wurde. Bei der Bestimmung von Oberflächenfließgeschwindigkeiten wurde in ca. 20 cm Tiefe gemessen. Der Meßzeitraum betrug jeweils 30 Sekunden. Pro Aufnahmepunkt wurden drei Messungen durchgeführt und die Ergebnisse arithmetisch gemittelt.

Die mittlere Fließgeschwindigkeit im Flußquerprofil wurde nach RUMP & KRIST (1992) durch Multiplikation der Stromstrichfließgeschwindigkeit mit dem Faktor 0,81 ermittelt. Damit konnte ohne aufwendige Lamellenmessungen die Größenordnung der Durchflußmengen berechnet werden.

Fehlerbetrachtung

Wiederholungsmessungen ergaben im Meßbereich von 1 - 2 m/s max. Abweichungen von 0,1 m/s, die durch Ablese- und Reaktionsfehler bedingt sind.

4.2.2 Morphometrische Parameter der Gerinnebetten

Die **Gesamtlänge (L)** der untersuchten Vorfluter wurde in der TK 1:10 000 mittels Planimeter ("Planimex 5000") bestimmt. Zum Vergleich wurde die Flußkilometrierung der Stromsaale und ein Längsprofil des Mühlgrabens (ITW 1992a) herangezogen.

Die **mittlere Breite (w)** der Vorfluter zum Zeitpunkt der Aufnahme der Querprofile wurde durch Ausmessen mit dem Bandmaß während der Profilaufnahme bestimmt und mit den Angaben in der TK 1:10 000 und des Längsprofilschnitts des Mühlgrabens (1:5000) verglichen. Die mittlere Breite ist das nach Profulgültigkeitslänge gewichtete Mittel aus diesen Messungen.

Die **mittlere maximale Tiefe (d)** im Vorfluter ist der nach Profulgültigkeitslänge gewichtete Mittelwert der maximalen Wassertiefe in den einzelnen Flußquerprofilen. Die maximale Wassertiefe in den Flußquerprofilen gibt die Höhe zwischen Wasserspiegel und Sohlschotter an. Die Obergrenze des Schlammes wird dabei nicht berücksichtigt, da aus den Angaben die hydraulische Geometrie der schlammfreien Gerinnebetten berechnet werden sollte. Die mittlere Tiefe ist das nach Profulgültigkeitslänge gewichtete Mittel aus diesen Messungen.

Das **Gerinnebettvolumen (V)** der Vorfluter ist das Produkt aus ihrem mittleren Gerinnebettquerschnitt (Ages) (Tab. 5.1.1) und der Gesamtlänge (L). Der **mittlere Gerinnebettquerschnitt (Ages)** ist der Mittelwert der Gerinnebettquerschnitte der Einzelprofile.

Diese entsprechen jeweils der Summe der Schlammfläche (A_{sed}) und der Fläche des Fließquerschnitts ($A_{fließ}$) und wurden ebenfalls in den Flußquerprofilen ausgemessen.

Die Angaben zum **mittleren Wasserspiegelgefälle** wurden aus den Differenzen der in der TK 1:10000 angegebenen Seehöhen des mittleren Wasserspiegels am Beginn bzw. der Mündung der Vorfluter berechnet. Zum Teil mußte dazu zwischen den Höhenangaben an anderen Vorflutern im gleichen Bereich interpoliert werden. Für den Mühlgraben wurde das Wasserspiegelgefälle aus den Angaben im Längsprofil (1:5000) ermittelt.

Das **Breiten-Tiefen-Verhältnis (F)** ist der Quotient aus der Breite und der maximalen Tiefe der jeweiligen Querprofile. Da die Schlammablagerungen unberücksichtigt bleiben, charakterisiert dieses Verhältnis die Akkumulationsneigung der ehemals unbelasteten Gerinnebetten. Es wird für die Vorfluter das Minimum - Maximum - Intervall angegeben.

Der **hydraulische Radius (R)** ist das Verhältnis der Fläche des Gerinnebettquerschnittes zum benetzten Umfang. Der Mittelwert für die als schlammfrei angenommen Gerinnebetten der einzelnen Vorfluter wird nach der Formel: $R = d \times w / 2d + w$ (nach SCHMIDT 1984) berechnet. In den Berechnungen der einzelnen Querprofile (Tab. 5.1.6) werden die Tiefe und Breite des jeweiligen Querprofils verwendet.

4.2.3 Durchflußberechnung

Der **mittlere Durchfluß (MQ)** in einem Querprofil ist das Produkt aus der mittleren Querschnittsgeschwindigkeit [m/s] und dem **mittleren Fließquerschnitts ($A_{fließ}$)** im Vorfluter bei Mittelwasserhältnissen. Der mittlere Fließquerschnitt ergibt sich aus dem arithmetischen Mittel der Fließquerschnitte in den einzelnen Querprofilen der Vorfluter. Die sich für die Stromsaale ergebenden Werte konnten dabei mit den vorhandenen gewässerkundlichen Hauptzahlen für die Pegel Planena und Trotha verglichen werden. Die Übereinstimmung war gut. Diese Vergleichsmöglichkeit war für die untersuchten Nebenarme aus Datenmangel nicht gegeben. Ein älteres Hochwasserablaufmodell für das Stadtgebiet war aufgrund der eingetretenen Veränderungen im hydrologischen System (wasserbauliche Maßnahmen, Verschlammung) nur noch zur Überprüfung der errechneten Größenordnungen geeignet. Durch hochwasserspezifische Steuerung der hydraulischen Hubwehre im Stadtgebiet (Planena, Pulverweiden) treten ereignisabhängige Varianzen der Durchflußmengen in den Nebenarmen auf, die nicht berücksichtigt werden konnten. Prinzipiell führt das Öffnen des Pulverweidenwehres jedoch zur Absenkung des Durchflusses im Mühlgraben und zur Erhöhung der Durchflußmenge in der Elisabethsaale und der Wilden Saale (Peißnitz). Bei überbordvollen Abflüssen ist im allgemeinen mit einer Öffnung des Wehres zu rechnen.

4.3 Probenentnahme

4.3.1 Schwebstoffproben

Methoden/Materialien

Die Probenentnahme wurde entsprechend DIN 38402-A11 und -A15 durchgeführt. Dabei wurde zur Entnahme von *Oberflächenwasserproben aus dem Stromstrich* der Vorfluter und zur Beprobung der *Mischwasserabwürfe aus den Regenüberläufen* ein 10 l Eimer aus Kunststoff verwendet, der über eine Leine von Brücken in den Stromstrich gelassen wurde, wo er durch die Strömung und die sich straffende Leine kurz unterhalb der Wasseroberfläche am weiteren Eintauchen gehindert wurde. Beim Umfüllen der Probe in die konditionierten 2l Kunststoffflaschen, wurde auf ausreichende Homogenisierung des Probenwassers geachtet. Bei beabsichtigter Schwermetallanalyse wurde die Probe mit 0,1 m HNO₃ angesäuert und bis zur Analyse im Kühlschrank bei 7°C gelagert.

Bei Entnahme von Wasserproben aus *ufernen und überfluteten Bereichen* wurden die 2 l Kunststoffflaschen direkt im Wasser manuell durch vorsichtiges Untertauchen (0-20 cm unter Wasserspiegel) gefüllt.

Um Wasserproben aus *definierten Tiefen bei bekannter Fließgeschwindigkeit* zu entnehmen, wurde ein Kunststoffschlauch (lichte Weite 0,5 cm) eingesetzt, der an der Haltestange eines Universalmeßflügels (SEBA F1) befestigt wurde. Der Schlauch mündete über einen Stopfen in eine 2l - Kunststoffflasche, in der über einer zweiten Öffnung im Stopfen mittels einer akkubetriebene Peristaltikpumpe, der zum Ansaugen des Wassers erforderliche Unterdruck hergestellt wurde. Die Ansaugöffnung des Schlauches, die sich in Höhe des Meßflügels befand, war dabei als Schlinge so nach oben gebogen, daß das angesaugte Wasser weder durch den im Abstrom befindlichen Meßflügel noch durch versehentlich aufgewirbeltes Sediment beeinflusst werden konnte. Mit dieser Anordnung konnten den Wasserproben aus den einzelnen Entnahmetiefen auch die dort herrschenden Fließgeschwindigkeiten zugeordnet werden (Tab. 5.4.1). Zur Überprüfung der räumlichen Repräsentativität der entnommenen Wasserproben wurde ein identischer Standorte nahezu gleichzeitig beprobt. Die Abweichung der ermittelten Schwebstoffgehalte betrug 1mg/l (0,75 %).

Fehlerbetrachtung

Die Entnahmegерäte verursachen durch ihren Strömungswiderstand Turbulenzen im Fließgewässer, die z.B. die Schwebstoffgehalte der Probe beeinflussen können. Die Tendenz dieses Einfluß ist kaum abschätzbar und wird nicht weiter berücksichtigt.

4.3.2 Schlammproben

Methoden/Materialien

Die Entnahme von Schlamm- und Sedimentproben wurde in Anlehnung an die DIN 38 414-S1 durchgeführt. Aufgrund mangelnder technischer Möglichkeiten mußten wir uns bei der Entnahme der Sammelproben fast ausschließlich auf den ufernahen Bereich beschränken. Der Abstand der jeweils

2 - 3 Entnahmepunkte je Standort lag zwischen 0,5 m und 4m. Von den wasserüberdeckten Schlämmen wurde ca. 1 kg Material aus einer Tiefe von 0 cm - 30 cm von der Schlammoberkante mittels Kunststoffschaukeln entnommen und in Gefriertüten eingefüllt. Dabei wurde darauf geachtet, möglichst feinkörniges Material zu entnehmen, das nach Farbe und Geruch typische Schlammeigenschaften aufwies und das abgelagerte Sediment repräsentierte. Das Probengut wurde bis zur Analyse bei -18 °C gelagert. Die organoleptischen Angaben wurden protokolliert.

Fehlerbetrachtung

Durch die technisch bedingte Vernachlässigung der Beprobung der in Flußmitte lagernden Schlämme könnten uferspezifische Einflüsse auf die Beschaffenheit der Sedimente (häufigeres Trockenfallen und damit veränderte Redoxverhältnisse, Nachrutschen von Bodenmaterial, etc.) z.B. bei der Ermittlung des Gehalts an organischer Substanz, zu tendenziellen Abweichungen führen. Durch die Wahl von Entnahmetiefen unterhalb der von uns beobachteten Wasserspiegelschwankungen und der Berücksichtigung möglicher Uferabbrüche wurde dieser Fehler minimiert.

4.3.3 Hochwasserabsätze

Methoden/Materialien

Als Hochwasserabsätze werden Schwebstoffe bezeichnet, die sich bei Hochwasser in den Überflutungsbereichen ablagern. Die Beprobung erfolgte sowohl während der Überflutung (Schlauchboot, Wathosen) als auch nach Rückgang des Wassers mittels Kunststoffschaukeln bzw. bei zu geringer Mächtigkeit mit Klarsichtfolien. Das entnommene Material wurde organoleptisch beschrieben und in Gefriertüten bei -18 °C bis zur Analyse gelagert. Gleichzeitig wurde deren Mächtigkeit gemessen.

Fehlerbetrachtung

Aufgrund einer möglichen Verfälschung von Analysewerten wurden solche Hochwasserabsätze, die nicht klar vom unterlagernden Material getrennt werden konnten (z.B. bei unbedeckten Böden, usw.) als gemischte Hochwasserabsätze bezeichnet und getrennt von den reinen Hochwasserabsätzen, die auf Beton, Vegetation u. ä. abgelagert waren, erfaßt. Außerdem ist die Mitbeprobung von anstehendem Material möglich, daß durch das Wasser in Vertiefungen u. ä. zusammengespült wurde.

4.4 Kartierung der Lage von Abwassereinleitern und Regenüberläufen

Methoden/Materialien

Aufgrund von Widersprüchen und Unvollständigkeiten in den Unterlagen zur Lage und Größe von Abwassereinleitungen wurden die Ufer der untersuchten Vorfluterabschnitte durch Begehung bzw. vom Schlauchboot aus kartiert. Eine Befahrung der übertunnelten Gerbersaale (Gerberröhre) war nur bis zur Hälfte möglich, da das Sediment dann z.T. über Mittelwasserspiegel hinaus angehäuft war. Eine vollständige Kartierung der Abwassereinleitungen in diesen Vorfluter war nur unter Benutzung von Wathosen möglich. Die Abmaße der kartierten Einleitungen wurden nach Möglichkeit gemessen,

i. d. R. aber geschätzt bzw. aus entsprechenden Unterlagen entnommen. Zum Grundverständnis des allgemeinen Aufbaus wurde der Regenüberlauf an der Klausbrücke (RÜ 11, Abb. 5.1.3) begangen und fotografiert. Stichprobenartig wurden Fließgeschwindigkeiten der Mischwassereinleitungen mittels Meßflügel erfaßt. Durch gleichzeitige Ermittlung des Wasserstands in der Auslaßöffnung konnte der Fließquerschnitt berechnet und die Durchflußmenge ermittelt werden.

Fehlerbetrachtung

Durch die massive Verschlammung der Regenüberlaufeinmündungen und starke Verkrautung ist es möglich, daß nicht alle Einleiter erfaßt wurden, da sie auch in den entsprechenden Unterlagen nicht immer vollständig erfaßt sind. Außerdem gab es wie im Falle der überbauten Gerbersaale eine größere Anzahl nachträglich eingestemmter Abwasserrohre. Aufgrund vorhandener Unklarheiten in den relevanten Unterlagen war es nicht immer möglich, die kartierten Einleiter sicher zuzuordnen.

4.5 Laboranalysen

Tab. 2.1 gibt eine Übersicht über die Parameter, die in den jeweiligen Proben bestimmt wurden. Anschließend werden die angewendeten Analysenmethoden dargestellt.

Tab. 2.1: Analyierte Parameter in Schlamm-, Schwebstoff- und Hochwasserabsatzproben			
analyierte Parameter	Schlamm	Schwebstoff	HWA
Korngrößenverteilung	X	X	X
Gehalt an Trockensubstanz	X		
Wassergehalt	X		
Naßdichte	X		
Konzentration im Wasser		X	
Sedimentationsverhalten		X	
Resuspensionsverhalten	X		
Gehalt an organischer Substanz	X	X	X
Schwermetallkonzentration	X	X	X

X - analyierte Parameter

4.5.1 Schwebstoffgehalt

Methode/Materialien

Der Schwebstoffgehalt des Wassers wurde vereinfacht als Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen (AfS) im Wasser bestimmt. Durch die weite Verbreitung dieser Methode waren vielfältige Vergleichsmöglichkeiten mit Literaturangaben gesichert. Auf eine zusätzliche aufwendige Abtrennung der nicht vollständig abfiltrierbaren Tonfraktion konnte angesichts des damit verbundenen Aufwandes und der Aussagekraft der AfS-Gehalte in Bezug auf die Fragestellung verzichtet werden.

Der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen wurde entsprechend der DIN 38409-H1 als Filtratrockenrückstand bestimmt, mit der Veränderung, daß durch einen aschefreien mittelharten Blauband-Papierfilter (Porengröße < 2 µm, 160 mm Durchmesser) gefiltert wurde, der für die späteren Schwermetallanalysen notwendig war.

Fehlerbetrachtung

Doppelbestimmungen ergaben maximale Abweichungen, die nur knapp über der waagebedingten Ungenauigkeit von 0,1 mg/l lagen. Hinweise auf die Richtigkeit der Werte aus Literaturvergleichen führten zu einer positiven Beurteilung der Methode. Wie schon erwähnt ist die Fraktion des Schwebstoffes < 2 µm in der Lage, in der Anfangsphase die Poren des Filters zu passieren. Wäre dieser Prozeß durchgängig wirksam, würde damit die gesamte Tonfraktion verlorengehen. Da die Poren aber nach Filterungsbeginn sehr schnell zugesetzt werden, begrenzt sich dieser Effekt, wie die in Körnungsanalysen der abfiltrierten Stoffe gefundenen Tonanteile zeigen. Dennoch ist davon auszugehen, daß der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen nicht die Gesamtheit der im Wasser schwebenden Stoffe widerspiegelt.

4.5.2 Korngrößenanalyse

Methode/Materialien

Die Bestimmung der Korngrößen von 0,063 mm - 2 mm Durchmesser (Fein- bis Grobsand) erfolgte über Naßsiebung, während zur Analyse kleinerer Korngrößen die Schlämmanalyse n. Köhn (BARSCH U. A. 1984) eingesetzt wurde. Dazu wurde das Probenmaterial mit 400 ml destilliertem Wasser unter Zugabe von 25 ml 0,2 m Tetranatriumpyrophosphat als Dispergierungsmittel 6 Stunden im Glaskolben in der Überkopfschüttel geschüttelt und in den Köhnzylinder eingefüllt. Entsprechend der Sinkzeiten der einzelnen Fraktionen wurden mittels einer Pipette aus einer Eintauchtiefe von 10 cm im Köhnzylinder 12,1 ml abgezogen und in vorgewogenen Schalen bei 105 °C getrocknet. Der Abdampfrückstand wurde ausgewogen. Vom Bodensatz im Köhnzylinder wird über ein Schlämmsieb mit der Maschenweite von 0,063 mm die Ton- und Schlufffraktion abgetrennt und der verbleibende Sand über einen Siebsatz differenziert und gewogen. Die ermittelten Massen werden auf ihren prozentualen Anteil an der Gesamtauswaage umgerechnet.

Fehlerbetrachtung

Die Abweichungen bei Doppelbestimmungen lagen bei bis zu 30 % in den einzelnen Fraktionen. Angaben über die Richtigkeit können nur die Tendenz der Abweichungen der Meßwerte von den wahren Verhältnissen angeben und werden bei der Betrachtung der systematischen Fehler erläutert. Der Vergleich mit Fremddaten zeigt jedoch, daß unsere Meßwerte tendenziell höhere Anteile der Grobfraktionen auf Kosten der Ton- und Feinschluffanteile zeigen.

Die Stoke'sche Formel, die den Zusammenhang zwischen dem Durchmesser eines suspendierten Teilchens (Korngröße) und dessen Sinkgeschwindigkeit im Suspensionsmedium beschreibt und der Schlämmanalyse nach Köhn zugrunde liegt, gilt nur unter folgenden Voraussetzungen (BARSCH U. A. 1984):

- die Dichte der Partikel beträgt 2,65 g/cm³,
- die Partikel haben Kugelform und gehen keine Wechselwirkungen untereinander (z.B. Koagulationen) ein;
- die Dichte des Suspensionsmediums (Wasser) ist konstant (konstante Temperatur, Salzgehalt, ...) und

- die Erhöhung der Dichte im unteren Teil des Köhnylinders mit zunehmendem Absinken der Schwebstoffe in diesen Bereich und der deswegen dort ansteigende Auftrieb wird vernachlässigt.

Von diesen geforderten Idealbedingungen traten bei unseren Untersuchungen folgende Abweichungen mit den daraus resultierenden Auswirkungen auf das Meßergebnis auf:

Dichte, Form und Wechselwirkung der Partikel:

Die Dichte der suspendierten Partikel ist besonders bei organischem Material nur geringfügig größer als die des Suspensionsmediums Wasser, woraus im Vergleich zu gleich großen mineralischen Partikeln eine geringere Sinkgeschwindigkeit resultiert. Da neben dem Dichteunterschied auch die Größe der Partikel die Sinkgeschwindigkeit beeinflusst, folgt daraus, daß alle Partikel mit geringerer Dichte als die mineralischen Teilchen trotz gleicher Korngröße, länger in Schwebelag bleiben und damit einer feineren Kornfraktion zugerechnet werden. Ohne dem Phänomen der Koagulation bzw. Flockenbildung würde die Schlämmanalyse mit wachsendem Anteil organischer Schwebstoffe tendenziell erhöhte Feinkornanteile zeigen. Dies um so mehr, als die Abweichung von der Kugelform eine weitere Verringerung der Sinkgeschwindigkeit infolge vergrößerter Reibungsfläche bedingt. Diese Erhöhung der Feinkornanteile wird jedoch durch i. a. Aggregationserscheinungen in unseren Proben kompensiert. So entstehen durch Koagulation der suspendierten Partikel Aggregationen, die eine höhere Sinkgeschwindigkeit als die sie bildenden Bestandteile erreichen. Damit wird im entstehenden Korngrößenspektrum ein erhöhter Anteil grober Fraktionen (z.B. Sand) und geringere Feinanteile vorgetäuscht. Da dieser Effekt nicht immer in gleicher Intensität auftritt und auch bei identischem Probenmaterial nicht vollständig reproduzierbar ist, wird die Verwertbarkeit der Ergebnisse erheblich eingeschränkt.

In mehreren Versuchen (n=12) zeigte sich, daß ein prinzipieller Einfluß des Gehaltes an organischer Substanz (Glühverlust) im Probenmaterial auf die Koagulationsneigung der Partikel besteht, der allerdings nicht quantifiziert wurde. Ausgehend von der Annahme, daß es auch in natürlichen Wässern zu Koagulationserscheinungen kommt, die letztlich das Aussinkverhalten bestimmen, wurde in ausgewählten Proben auf die Zerstörung der organischen Substanz verzichtet. Damit zeigt die Schlämmanalyse zwar nicht die "wahre" Verteilung der Teilchendurchmesser im Sediment/Schwebstoff, spiegelt aber die auch unter natürlichen Bedingungen wirksamen Sinkgeschwindigkeiten, die von entscheidender Bedeutung für Sedimentationsvorgänge sind, besser wider.

Dichte des Suspensionsmediums

Schwankende Salzgehalte im Probenmaterial führen über deren Lösung im Köhnylinder zur Veränderung der Dichte des Wassers, wodurch die Absinkgeschwindigkeit der Partikel im Vergleich zu salzfreiem Wasser herabgesetzt wird. D.h. mit steigendem Salzgehalt wird tendenziell eine Verschiebung des Korngrößenspektrums in Richtung höherer Feinanteile erfolgen.

Durch das komplexe Wirken dieser Faktoren war es uns im Rahmen dieser Untersuchungen nicht möglich die gegenläufigen Einflüsse zu quantifizieren. Eine sinnvolle Interpretation der Ergebnisse

der Schlämmanalyse ist nur unter Beachtung der geschilderten Besonderheiten und Einschränkungen möglich.

4.5.3 Sedimentationsverhalten von Schwebstoffen

Methode/Material

Aufgrund der zentralen Rolle der Flockungs- und Koagulationserscheinungen bei der Sedimentation von abwasserbürtigen Schwebstoffen, kam dem Nachweis dieses Vorgangs besondere Bedeutung für unsere Untersuchungen zu. Neben den schwer quantifizierbaren Beobachtungen während der Mischwasserabwürfe im Gelände und den Schlämmanalysen, wurde deshalb versucht, die Dynamik der Flockungs- und Koagulationsvorgänge am Beispiel einer frisch entnommenen Mischwasserprobe aus dem Sau- bzw. Kolonistengraben mittels Videoaufzeichnungen zu erfassen. Dazu wurde die Mischwasserprobe unmittelbar nach der Entnahme im Gelände aus der 2l - Kunststoffflasche in einen Meßzylinder eingefüllt, die Temperatur bestimmt und ein 1,5 cm langes Teilstück im mittleren Teil der Wassersäule durch die Makro-Funktion einer Videokamera beobachtet. Aufgrund der über die Teilstriche am Meßzylinder markierten Wegstrecke und der am unteren Bildrand eingeblendeten Zeit, war neben dem prinzipiellen Nachweis des Auftretens von Flockungserscheinungen auch die Sinkgeschwindigkeit, sowie die Form und Konsistenz der sich bildenden Flocken/ Aggregationen beschreibbar.

Fehlerbetrachtung

Durch die amorphe Konsistenz der absinkenden Partikel konnte die Passage der Wegstrecke nur mit Sekundengenauigkeit bestimmt werden. Die Abweichungen bei Doppelbestimmungen lagen unter 1 Sekunde. Mit zunehmender Dauer des Absinkens von Partikeln in den unteren Teil des Meßzylinders kommt es dort durch Zunahme der Partikeldichte zur Veränderung der Dichte des Absinkmediums, mit der Folge, daß schwebende Partikel Auftrieb erhalten und ein aufwärts gerichteter Teilchenstrom entsteht. Gleichzeitig läßt durch diese Dichtezunahme vom Gefäßboden her auch die Sinkgeschwindigkeit größerer Teilchen nach. Eine mögliche Erwärmung der Probenflüssigkeit während der Beobachtung konnte diesen Effekt nicht aufheben. Insgesamt kann also davon ausgegangen werden, daß die bestimmten Sinkgeschwindigkeiten in situ tendenziell größer sind.

4.5.4 Resuspensionsverhalten von Schlamm

Methode/Material

Als Hinweis auf die Resuspendierbarkeit von Partikeln aus trockengefallenen Schlämmen durch turbulente Aufwirbelung wurde eine getrocknete Schlammprobe in Wasser aus dem Mühlgraben 48 Stunden lang ununterbrochen geschüttelt und die Veränderung der Ausgangsprobe qualitativ beurteilt. Im einzelnen wurden dazu ca. 200 g luftgetrockneten Schlammes aus dem Mühlgraben, der in Zylinderform kompakt aus einem Messen entnommen wurde, in eine 2l Kunststoffflasche mit Schraubverschluß überführt, die mit frisch entnommenem Wasser aus dem Mühlgraben gefüllt war. Diese Flasche wurde danach auf der Schüttel bei 200 Bewegungen/Minute geschüttelt. Bei dieser Frequenz war unter der Bedingung, daß der Schlammkörper noch unbewegt am Gefäßboden lag

(also keine Wandungsreibung auftrat), die maximale Wasserbewegung in der Flasche erreicht. Nach 48 h ununterbrochenen Schüttelns wurde der Schlammkörper visuell auf Substanzverlust hin überprüft. Da dieser Versuch nur das Ziel hatte zu überprüfen, inwieweit es durch wasserbedingte Schubspannungen an der Oberfläche einmal trockenengefallener Schlämme zur Resuspension kommt, war eine visuelle Überprüfung der Oberflächenbeschaffenheit des Schlammkörpers vor und nach dem Versuch zur qualitativen Beurteilung ausreichend. Dies um so mehr als es nahezu keine diesbezüglichen Veränderungen gab.

Fehlerbetrachtung

Die Intensität der Wasserbewegungen in der Probenflasche lag sehr deutlich über der, die wir bisher im Mühlgraben bzw. der Wilden Saale (Peißnitz) beobachten konnten. Außerdem wird durch die sukzessive Temperaturerhöhung des Wassers bis auf Raumtemperatur im Verlaufe des Schüttelns, die Lösungskraft des Wassers im Vergleich zu in situ-Bedingungen, wahrscheinlich erhöht. Somit waren im Versuch insgesamt höhere Kräfte zur Resuspension an der Schlammoberfläche wirksam als unter in situ-Bedingungen im Vorfluter.

4.5.5 Gehalt an organischer Substanz

Methode/Material

Der Gehalt an organischer Substanz wurde als Glühverlust bestimmt. Er wurde in Anlehnung an die DIN 38414-S3 bestimmt. Dazu wurden die getrockneten Proben eingewogen, im Muffelofen bei 500 °C 2 Stunden geglüht und nach der Abkühlung im Exsikkator ausgewogen. Der Glühverlust entspricht der Gewichts Differenz zwischen Ein- und Auswaage und wird in Prozent der Einwaage angegeben.

Fehlerbetrachtung

Die zur Einschätzung der Reproduzierbarkeit durchgeführten Doppelbestimmungen (n= 9) ergaben Abweichungen von 0,5 % bis max. 1% organischer Substanz bei identischem Probenmaterial und waren damit für die von uns angestrebten Aussagen hinreichend. Die Richtigkeit der Ergebnisse konnte nur durch den Vergleich mit Fremddaten beurteilt und als ausreichend eingeschätzt werden. Bei hohen Karbonatgehalten kann durch die Bildung von flüchtigem CO₂ ein Gewichtsverlust eintreten, der zu einem Mehrbefund an organischer Substanz führt. Hohe Gehalte nicht flüchtiger reduzierender Substanzen (z.B. sulfidisch gebundenes Eisen) führen dagegen durch Bindung von Luftsauerstoff im entstehenden Oxid zu einem Massezuwachs, der zu einem Minderbefund des Gehaltes an organischer Substanz führt. Diese Proben sind bei hohen Eisengehalten durch eine wahrnehmbare Rotfärbung zu erkennen. Insgesamt ist angesichts der Spezifik des untersuchten Probenmaterials nicht mit dem Auftreten einheitlicher Abweichungstendenzen zu rechnen.

4.5.6 Naßdichte, Gehalt an Trockensubstanz und Wassergehalt der Schlämme

Methode/Material

Das Naßgewicht wurde ermittelt, indem definierte Volumina Schlamm (5 x 1l) unmittelbar im Anschluß an die Entnahme gewogen und aus den Ergebnissen das arithmetische Mittel gebildet

wurde. Aus den Mittelwerten von Volumen und Gewicht wurde die mittlere Naßdichte des Schlammes berechnet.

Der Gehalt an Trockensubstanz (TS) im Schlamm ist als Bezugsgröße wichtig, da den zur Stoffmengenbilanzierung verwendeten Schwebstoffkonzentrationen (Kap. 5.2) auch die Trockenmassen der Schwebstoffe zugrunde liegen. Außerdem werden auch die Schwermetallkonzentrationen in der Trockensubstanz des Schlammes gemessen. Der Gehalt an Trockensubstanz wurde in Anlehnung an die DIN 38 414 S2 ermittelt, indem definierte Volumina (5 x 1l) bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet und nach Abkühlung im Exsikkator gewogen wurden. Er wird in Kilogramm Trockensubstanz pro Liter Schlamm angegeben. Aus dem Gewichtsverlust durch die Trocknung wurde außerdem der Massenanteil des Wassers im Frischschlamm (Wassergehalt) errechnet. Er wird in Prozent des Naßgewichts angegeben. Die Meßergebnisse wurden jeweils arithmetisch gemittelt.

Fehlerbetrachtung

Die durchgeführten Doppelbestimmungen (n=9) ergaben max. Abweichungen von -/+ 1% von den Mittelwerten. Die Richtigkeit konnte wiederum nur über den Vergleich mit Fremddaten als ausreichend eingeschätzt werden. Durch Ausgasung (Methan, H₂S) während der Trocknung kann ein Gewichtsverlust eintreten, der einen erhöhten Wassergehalt anzeigt.

4.5.7 Schwermetallanalysen

Methode/Material

Zur Bestimmung der Schwermetallkonzentrationen wurden die Schwebstoff-, Schlamm- und Hochwasserabsatzproben nach DIN 38414-S7 als königswasserlösliche Gesamtgehalte in der Trockensubstanz < 2 mm aufgeschlossen und atomabsorptionsspektrometrisch bestimmt.

Diese Analysemethode wurde vor allem gewählt, um die Vergleichbarkeit unserer Meßergebnisse mit dem großen Fundus der bereits erhobenen Daten und den Grenzwerten der Klärschlammverordnung zu gewährleisten, die ebenfalls auf der DIN-Methode basieren. Auf die selektive Untersuchung der Ton- bzw. Feinschlufffraktion (ACKERMANN 1980) wurde jedoch auch aufgrund anderer Besonderheiten verzichtet.

So würde der hohe Anteil sorptionsstarker organischer Substanz, der für das untersuchte Probenmaterial (Schlämme, Schwebstoffe.) typisch ist, durch die Schlämmanalyse nicht erfaßt werden, da zur Vermeidung von Aggregatbildungen während der Schlämmung deren Zerstörung im Probenmaterial nötig ist. Außerdem widerspiegeln solche Korngrößenanalysen nicht die Verhältnisse im Gewässer, wo durch Auftreten organischer Überzüge auch in Grobfraktionen (KARI UND HERMANN 1983) und der Veränderung der chemisch aktiven Oberflächengröße der Teilchen durch Koagulationserscheinungen, das Sorptionsverhalten der einzelnen Kornfraktionen z.T. so stark modifiziert werden kann, daß eine tendenzielle Mehrbelastung der Feinfraktionen mit Schwermetallen häufig nicht nachgewiesen werden kann (SÄCHS. ADW 1995). Um dieser Besonderheit von Schlämmen gerecht zu werden, sind auch die Grenzwerte der Klärschlammverordnung auf die <2

mm - Fraktion bezogen. Gleichzeitig ist mit dieser Methode auch die Bestimmung von absoluten Massen an Schwermetallen im Sediment einfacher möglich. Der Nachteil der eingeschränkten Vergleichbarkeit der Schwermetallgehalte von Proben unterschiedlicher Körnung, ist durch die relativ homogene Korngrößenverteilung in den untersuchten Substraten dagegen von untergeordneter Bedeutung.

Es wurden die Elemente Kadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) nach Arbeitsanweisung für AAS Perkin Elmer bestimmt, wobei nur für die Quecksilberbestimmung anstatt der Flammen-AAS, die flammenlose Hydridmethode eingesetzt wurde.

Fehlerbetrachtung

Als Maß für die Reproduzierbarkeit der Meßergebnisse werden geräteintern die Ergebnisse aus jeweils drei Messungen pro Probe arithmetisch gemittelt und mit dazugehöriger relativer Standardabweichung (RSD) ausgegeben. Bei Abweichungen von über 50% vom Mittelwert wurde die Messung wiederholt. Die Werte für Kadmium und Quecksilber wurden auf 0,1 ppm und für die anderen Schwermetalle auf 1 ppm gerundet angegeben (ppm = mg Schwermetall pro kg Trockensubstanz = mg/kg TS).

Als Maß für die Richtigkeit der durchgeführten Messungen wurden standardisierte Proben des Community Bureau of Reference (BCR-Standards) (BCR 1992) verwendet. Diese wurden parallel zu den anderen Proben aufgeschlossen und gemessen. Als Maß für die Richtigkeit unserer Meßergebnisse wurde die Wiederfindungsrate (WFR) ermittelt, die als Quotient aus gemessener und angegebener Schwermetallkonzentration (lt. BCR-Standards) in Prozent des BCR-Wertes für den königswasserlöslichen Anteil (aqua regia soluble) ausgedrückt wird (Tab. 4.2.). Durch diese Methode ist die summarische Auswirkung aller während der Herstellung des Aufschlusses und des Meßvorgangs auftretenden Fehler quantifizierbar. Als Standard für die Schwermetallgehalte in den Feststoffproben diente der BCR-146, der als "sewage sludge of mainly industrial origin" von Konsistenz und den erwarteten Konzentrationen unseren Proben am nächsten kam (BCR 1992). Tab. 4.2. zeigt die Mittelwerte der gemessenen Schwermetallkonzentration im BCR - No. 146 - Standard im Vergleich zu den dafür angegebenen königswasserlöslichen Gehalten und die abgeleiteten Wiederfindungsraten.

Tab. 4.2: Wiederfindungsraten der Schwermetallkonzentrationen im BCR-Standard 146

Elemente	angegebene Konzentration		gemessene Konzentration			Wiederfindungsrate
	MW [ppm]	RSD [%]	n	MW [ppm]	RSD [%]	[% d. angegeb. Konz.]
Cd	76,5	6,4	14	74,0	8,4	96,7
Cr	769	10,3	13	667	13,7	86,7
Cu	921	5,1	32	800	20,9	86,9
Ni	269	6,3	18	234	19,7	87,0
Pb	1255	3,3	23	1167	12,7	93,0
Zn	4002	7,4	18	4275	12,3	107
Mn	555	5,8	10	526	2,3	94,8
Summe	7847,5			7743		98,7

n - Anzahl der Messungen; RSD - relative Standardabweichung

Die Ergebnisse zeigen, daß tendenziell etwas zu geringe Chrom-, Kupfer- und Nickelkonzentrationen und etwas zu hohe Zinkgehalte bestimmt wurden, während die Kadmium- und Bleigehalte sehr gut übereinstimmen. Da aber alle Standardabweichungen größer als die schwachen Abweichungstendenzen sind, ist deren explizite Berücksichtigung bei der Interpretation der gemessenen Schwermetallkonzentrationen nicht erforderlich.

Da für den königswasserlöslichen Anteil von Quecksilber keine BCR-Angaben verfügbar waren (BCR 1992), aber dieses Element eine zentrale Rolle in den Untersuchungen einnimmt, wurden die eigenen Messungen (Geoökologisches Labor) durch Überkreuzvergleiche mit dem Labor des Landesamts für Umweltschutz Sachsen Anhalt (LAU-Labor) überprüft. Dabei wurde trotz unterschiedlicher Aufschlußverfahren eine gute Übereinstimmung erzielt (Tab. 4.3).

Tab. 4.3: Ergebnisse des Laborvergleichs zur Qualität der Quecksilberanalytik

Probe	Aufschluß Art	Herkunft	Geoökol. Labor		LAU-Labor		Mittelwert	
			n	Hg [ppm]	n	Hg [ppm]	n	Hg [ppm]
Probe 1	Königswasser	Geoökol. Labor	2	2,8	2	3,8	4	3,3
	Mikrowelle	LAU-Labor	2	2,5	2	3,5	4	3
Probe 2	Königswasser	Geoökol. Labor	2	11,9	2	12,6	4	12,2
	Mikrowelle	LAU-Labor	2	8,1	2	10,7	4	9,4

Bei der Bestimmung der Schwermetallgehalte im Schwebstoff wurde der aschefreie Filter mit aufgeschlossen. Durch Schwermetallspuren in den zum Aufschluß verwendeten Chemikalien und Filtern ist unabhängig vom Gehalt in den Proben bereits eine Grundbelastung gegeben, die zu einem schwachen Mehrbefund für die einzelnen Schwermetalle im Probenmaterial führt. Dieser Blindwert wurde jeweils ermittelt und von den erhaltenen Meßergebnissen subtrahiert.

Während der Lagerung der Aufschlüsse kann es über Ad- und Desorptionsvorgänge von Schwermetallen an der Gefäßwandung zur Veränderung der Konzentration im Aufschluß kommen (RUMP & KRIST 1992). Zur Abschätzung dieses Einflusses wurden im Abstand von mehreren Monaten identische Aufschlüsse erneut gemessen. Die Ergebnisse zeigten, daß es nur geringfügige Abweichungen ohne erkennbare Tendenz einer Zu- bzw. Abnahme gab.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Flußschlämme

Einen wesentlichen Aspekt bei der Beurteilung des Gefährdungspotentials der Schlämme stellt die Möglichkeit ihrer Verlagerung in die stark frequentierten, städtischen Auenbereiche infolge von Hochwassereignissen dar. Die damit verbundene Ausräumung der Schlammablagerungen aus den Gerinnebetten würde allerdings neben der Schadstoffverlagerung in die sensiblen Auenbereiche auch zu einer quasinatürlichen Lösung der Schlammproblematik führen. Um den hochwasser- gebundenen Stofftransfer zu quantifizieren und gleichzeitig eine Gefährdungsabschätzung zu ermöglichen, wurden unmittelbar nach Rückgang des sogenannten Jahrhunderthochwassers die im Überflutungsbereich

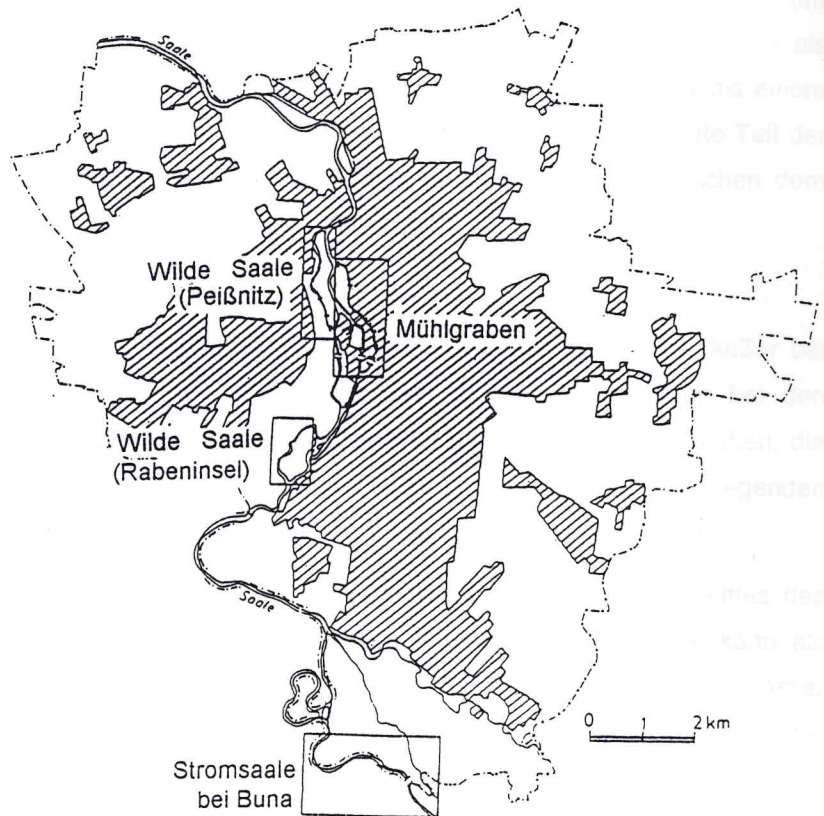


Abb. 5.1.1: Lage der untersuchten Vorfluter im Stadtgebiet von Halle

abgelagerten Sedimente auf ihren Schwermetallgehalt hin untersucht und die Ergebnisse den Behörden zur Verfügung gestellt (MZ 1994). Außerdem wurden die Mächtigkeiten der Schlammablagerungen in den als besonders belastet geltenden Saalenebenarmen des Stadtgebietes gemessen, um eventuelle Ausräumungen nachzuweisen und gleichzeitig das noch vorhandene Schadstoffpotential abzuschätzen. Aus diesem Grunde wurde auch die Stromsaale im Bereich der Buna-Werke in die Untersuchungen einbezogen, da insbesondere Quecksilberreservoirs im Sediment vermutet wurden. Die Lage der untersuchten Vorfluter im Stadtgebiet zeigt Abb. 5.1.1.

Diese Peilungen der Schlammmächtigkeiten bilden die Grundlage für die Darstellung der räumlichen Verteilung der Schlammbelastung in den Vorflutern des Stadtgebietes, die den folgenden Ausführungen zugrunde liegen. Hintergrund der Untersuchungen war allerdings noch die Annahme, daß die Schlämme in den städtischen Nebenarmen aus den Schwebstoffen der Saale gebildet werden, so daß durch die Fließgeschwindigkeitsmessungen besonders verschlammungsgefährdete Bereiche abgegrenzt werden sollten. Die sich im Verlauf der Untersuchungen ergebende Verwendung dieser Daten zum indirekten Nachweis des Einflusses der Regenüberläufe auf die Bildung der Schlammablagerungen beruhte vor allem auf der Analyse der Lagebeziehungen der Schlämme zu den verschiedenen Einflußfaktoren. Diese Lagebeziehungen werden im folgenden dargestellt.

5.1.1 Schlammbelastung, Fließgeschwindigkeiten und Einleitorsituation der Vorfluter

Aufgrund ihrer angenommenen hohen Schlammbelastung wurden die Wilde Saale westlich der Rabeninsel (im weiteren als Wilde Saale (Rabeninsel) bezeichnet), der Mühlgraben im Kernstadtbereich von Halle (im weiteren als "Mühlgraben" bezeichnet) und die Wilde Saale westlich der Peißnitzinsel (im weiteren als Wilde Saale /Peißnitz bezeichnet) sowie der Bereich der Stromsaale ober- und unterhalb Buna als einem der "Hauptschlammverursacher" untersucht. Außerdem wurde auch der 500 m lange übertunnelte Teil der Gerbersaale (Gerberröhre) und der Dreiergraben, der eine ca. 100 m lange Verbindung zwischen dem Mühlgraben und der Stromsaale darstellt, in die Untersuchungen einbezogen.

Schlammbelastung der Vorfluter

Die Schlammmächtigkeiten wurden mittels Peilstangen entlang von Flußquerprofilen gemessen. Außer bei den Peilungen in der Wilden Saale (Peißnitz), die bei Niedrigwasser erfolgten, herrschten bei den Messungen Mittelwasserverhältnisse. Durch erneutes Vermessen von Flußquerprofilen im Mühlgraben, die erstmals im Oktober 1991 aufgenommen wurden, war es außerdem möglich, die im dazwischenliegenden Zeitraum von 30 Monaten aufgetretenen Veränderungen des Schlammvolumens zu quantifizieren.

Unter "Schlammbelastung" wird in diesem Zusammenhang die Verringerung des Fließquerschnittes des Vorfluters verstanden, die infolge der Schlammablagerung in dessen Gerinnebett eintritt. Sie kann als prozentualer Flächenanteil des Schlammes (Ased) am Profilquerschnitt des Vorfluters bei Mittelwasser (Ages) quantifiziert werden. Zur Charakterisierung der mittleren Schlammbelastung der einzelnen Vorfluter wird der Volumenanteil des Schlammes am Gerinnebettvolumen des Vorfluters bei Mittelwasser angegeben. Tab. 5.1.1 zeigt die Anzahl und Bezeichnung der vermessenen Profile in den einzelnen Vorflutern. Aufgeführt ist jeweils die gesamte Profilfläche zwischen schlammfreiem Gerinnebett und Wasserspiegel (Ages) und die Fläche, die innerhalb von Ages durch Schlamm eingenommen wird (Ased). Sie ist sowohl in Quadratmetern als auch in Prozent der gesamten Profilfläche (Ages) angegeben. Durch Multiplikation von Ased mit der Profilgültigkeitslänge (PGL) ergibt sich das Schlammvolumen je Querprofil (Vsed) (Kap. 4.1.1). Außerdem ist die maximale Mächtigkeit des Schlammkörpers im Profil in Meter über der Gewässersohle angegeben.

Nach Menge und Konsistenz der abgelagerten Schlämme lassen sich die Wilde Saale (Rabeninsel) und die Stromsaale relativ klar vom Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) abgrenzen. Die Schlammbelastung beider Vorfluterpaare stellt sich wie folgt dar:

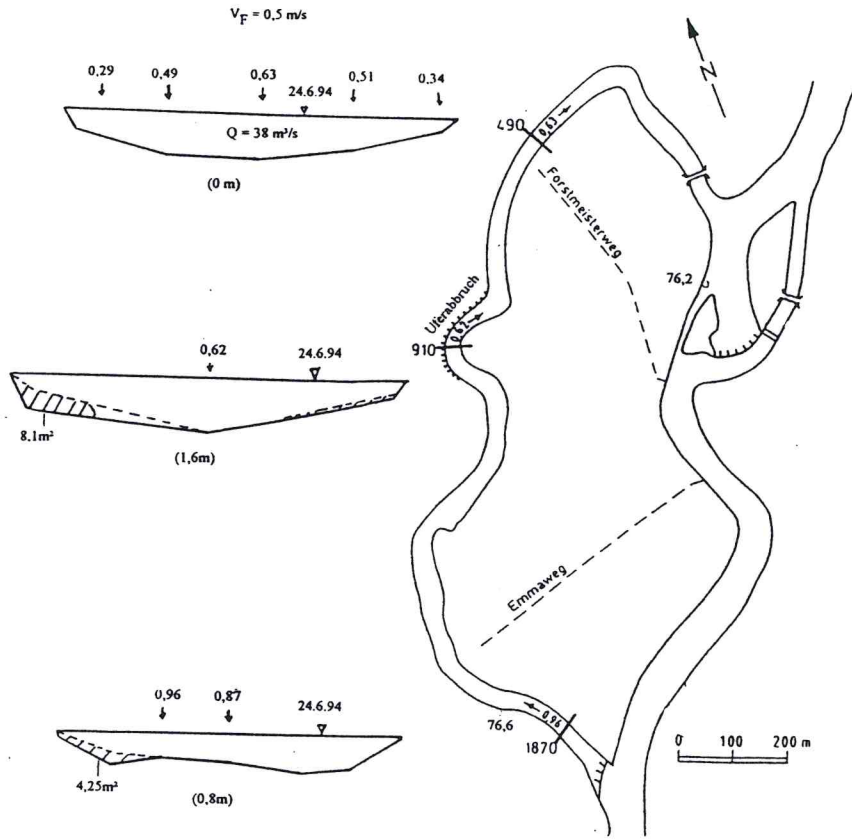
Stromsaale und Wilde Saale (Rabeninsel)

Die aufgenommenen Querprofile (Abb. 5.1.2) zeigen, daß sich die Schlämme in der Stromsaale und der Wilden Saale Rabeninsel hauptsächlich auf die ufernahen Bereiche konzentrieren und in keinem Fall über die gesamte Sohlbreite abgelagert sind. Sie nehmen im Durchschnitt zwischen 3 % und 6 % der Fläche des Gerinnebettquerschnitts ein. Während die Sedimente an Prallhängen häufig durch Uferabbrüche bedingt waren (Abb. 5.1.2; Wilde Saale/ Rabeninsel; Profil 910) und überwiegend feinkörnige Konsistenz aufwiesen, sind die Sedimentakkumulationen an den Gleithängen (Abb. 5.1.2; Stromsaale; z.B. Profil D und E) durch ihren hohen Sandanteil und die fehlenden schlammtypischen organoleptisch erfaßbaren Merkmale (Schwarzfärbung und Faulgasgeruch) kaum als Schlämme anzusprechen. Der mittlere Gehalt an organischer Substanz in den Schlämmen liegt in der Stromsaale bei ca. 5,2 m% (n=8, v. A. und GFE 1993) und in der Wilden Saale Rabeninsel bei 3,8 m% (n=3; v. A. und GFE 1993). Der mittlere Sandgehalt der

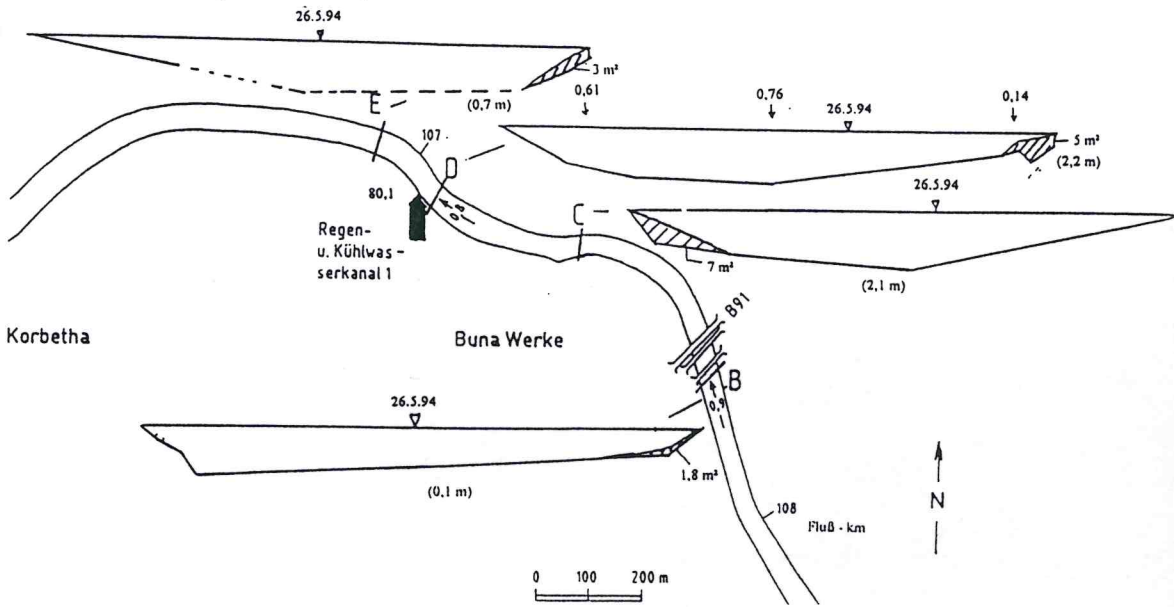
Tab. 5.1.1 : Die Schlammbelastung von Querprofilen in den untersuchten Vorflutern

Vorfluter	Profil- Bez.	Lage	Ages [m²]	Ased [m²]	Ased [% Ages]	max. Mächtigg. [m]	PGL [m]	Vsed [m³]	
(aufg.: 11.05.94)	2725	Abzweig v. Saale	25,9	2,54	9,8	1,2	18,5	47	
	2688		17,5	2,1	12,0	0,3	62	130	
	2601		16,2	0	0,0	0	97,5	0	
	2493	o. Abfahrt B 80	12,5	4,3	34,4	0,6	100,5	432	
	2400	o. Schwarzer Brücke	17,4	2,1	12,1	0,35	116,5	245	
	2265		13,7	1,5	10,9	0,35	101,5	152	
	2197		9	1,3	14,4	0,2	99,5	129	
	2061		13,5	0,5	3,7	0,2	80,5	40	
	2036	u. Klausbrücke	27,8	6	21,6	0,55	36,5	219	
	1988	u. Flutgraben	16,9	4,6	27,2	0,4	71,5	329	
	1893		15,7	1,9	12,1	0,3	94	179	
	1800	o. Mühlpforte	16,05	2,3	14,3	0,1	148,5	342	
	(aufg.: 12.05.94)	1596	u. Burgbrücke	32	16,5	51,6	1,25	120	1980
		1560		37,1	19,4	52,3	1,75	48	931
1500		o. Pfälzer Brücke	28,4	13,3	46,8	2,2	48,5	645	
1463			53	28	52,8	2,6	77	2156	
1346			44,3	31	70,0	2,6	89	2759	
1285		o. Dreiergraben	41,4	16,7	40,3	1,8	188	3140	
970		u. Dreiergraben	12,4	4	32,3	0,5	224	896	
837			19,2	11,1	57,8	1,4	102,5	1138	
765		STAU	25,5	10,6	41,6	1,4	106	1124	
625		o. Steinmühlenbrücke	19,4	6,4	33,0	1	184,5	1181	
396			40	27,8	69,5	2,2	212,5	5908	
200			15,6	6,7	42,9	0,9	148,5	995	
99		o. Ochsenbrücke	18,6	5,3	28,5	0,8	149,5	792	
		Summe					2725	25888	
	Mittelwert		23,6	9,0	38,4	1,0			
Dreiergraben (aufg.: 12.05.94)	42	Mündg. in Saale	43,4	31,3	72,1	0,7	20	626	
	90	u. Dreierbrücke	16,7	9,01	54,0	1,2	50	451	
	138	Abzweig v. Mühlgr.	18,9	3,8	20,1	2,6	30	114	
		Summe					100	1191	
	Mittelwert		26,3	14,7	55,9	1,5			
übertunnelte									
Gerbersaale	50	Mündg. i. Mühlgr.	3,5	3,4	97,1	1,0	500	1700	
Wilde Saale (Peißnitz) (aufg.: 24.06.94)	2450	Abzw. v. Saale	29,2	2	6,8	0,8	80	160	
	2330		10,9	1,5	13,8	0,7	125	187,5	
	2200		36,5	7,3	20,0	0,9	315	2299,5	
	1700	u. Neuer Brücke	26,8	0,7	2,6	0,1	300	210	
	1620		47,4	24,5	51,7	1,6	125	3062,5	
	1450		57	28,5	50,0	1,5	100	2850	
	1380		44	16,7	38,0	1,6	100	1670	
	1250	o. Schwänenbrücke	36,7	6,2	16,9	1,2	250	1550	
	850		39,4	13	33,0	1,4	450	5850	
	310		61	25,8	42,3	2,2	435	11223	
	10! Mündg. i. Saale	83,3	42	50,4	2,4	180	7560		
	Summe					2460	36623		
	Mittelwert		42,9	15,3	35,7	1,3			
Wilde Saale (Rabeninsel) (aufg.: 24.6.94)	1870	Abzw. v. Saale	51,3	4,2	8,2	1,2	630	2646	
	910	Uferabbruch	87	8,1	9,3	1,6	690	5589	
	490	o. Mündg. i. Saale	76	0	0,0	0	700	0	
		Summe					2020	8235	
	Mittelwert		71,4	4,1	5,7	0,9			
Stromsaale (bei Buna) (aufg.: 26.05.94)	A (109 km)	Lauchamündg.	162	0	0,0	0	550	0	
	B	B 91	110	1,8	1,6	0,1	720	1296	
	C	Wasserentn. Buna	113	7	6,2	2,1	310	2170	
	D	o. Buna Kanal 1	120	5	4,2	1,7	210	1050	
	E	o. Buna Kanal 1	120	3	2,5	0,9	520	1560	
	F (106 km)	u. Buna FA-Kanal	110	2,3	2,1	1,2	450	1035	
		Summe					2760	7111	
	Mittelwert		122,5	3,2	2,6	1,0			
aufg. - Datum der Profilaufnahme									
Ages - Gesamtfläche je Querprofil (Gerinnebettquerschnitt)									
Ased - Schlammfläche je Querprofil									
PGL - Profulgüligkeitslänge (Summe der halben Entfernung des Profils zum vorangegangenen bzw. folgenden Profil)									
max. Mächtigg. - größte Mächtigkeit des Schlammes im Profil									
Vsed- Sedimentvolumen (= Ased.* PGL)									
o. - kurz oberhalb									
u. - kurz unterhalb									

Wilde Saale (Rabeninsel)



Stromsaale (bei Buna)



Kartenentwurf: F. WINDE

Abb. 5.1.2: Schlammbelastung der Stromsaale bei Buna und der Wilden Saale (Rabeninsel)

Schlämme der Stromsaale betrug 81 m% (n=4) und der der Wilden Saale (Peißnitz) 97 m% (n=1). Stichprobenuntersuchungen ergaben, daß die im Bereich der Buna-Werke in der Stromsaale festgestellten Verhältnisse auch für deren weiteren Verlauf im Stadtgebiet gelten. Damit kann anhand der Schlammbelastung, die im untersuchten Teilstück ermittelt wurde die Gesamtmenge an Schlamm abgeschätzt werden, die im Stadtgebiet von Halle im Gerinnebett der Stromsaale lagert. Sie ergibt sich aus der Fließstrecke innerhalb des administrativen Stadtgebiets (24 km) und dem gemessenen Schlammvolumen bei Buna von 2576 m³ Schlamm/km (7111 m³ Schlamm auf 2,76 km Fließstrecke) (Tab. 5.1.1). Damit lagern 61. 835 m³ Schlamm im halleschen Teil der Stromsaale. Für die Wilde Saale (Rabeninsel) ergibt sich bei Interpolation zwischen den Querprofilen rechnerisch eine Schlammbelastung von 4076 m³ Schlamm/km. Aufgrund der Auswahl besonders belasteter Standorte bei der Festlegung der Querprofile und sonst vorherrschender Schlammfreiheit dürfte das reale Schlammvolumen aber geringer sein.

Zusammen mit dem Sediment der Wilden Saale Rabeninsel lagern rund 70.000 m³ Schlamm im Untersuchungsgebiet, bei denen davon ausgegangen werden kann, daß sie aufgrund ihres geringen Anteils am Gerinnebettvolumen kaum eine Verminderung der hydraulischen Leitfähigkeit (und damit verzögerte Hochwasserabflüsse) verursachen und deshalb keine Beräumungen nötig sind.

Wilde Saale (Peißnitz) und Mühlgraben

Sowohl im Mühlgraben als auch in der Wilden Saale (Peißnitz) existiert ein nahezu unbelasteter Anfangsteil mit weitgehend schlammfreier Sohle, der sich im Mühlgraben bis zur Klausbrücke und in der Wilden Saale (Peißnitz) bis zur Neuen Brücke erstreckt. Die durchschnittlich 10-20 cm mächtigen Schlammablagerungen beschränken sich auf die Uferbereiche oder fehlen sogar gänzlich (vgl. Abb. 5.1.3 Profile Wilde Saale (Peißnitz) 2450 u. 2200 bzw. Mühlgraben 2601). Die Schlämme in diesem Bereich des Mühlgrabens weisen mit 6,5 m% ähnliche Gehalte an organischer Substanz auf, wie die Sedimente in der Stromsaale.

Nach dieser relativ unbelasteten Fließstrecke nimmt in beiden Gerinnebetten die Schlammbelastung stark zu. Der Schlamm füllt ab hier in beiden Vorflutern zwischen 40 % und 70 % des Gerinnebettquerschnitts aus (Tab. 5.1.1 z.B. Profil 1346 bzw. 1620). Abschnitte mit schlammfreier Sohle treten in diesen Bereichen nicht mehr auf. Die Mächtigkeit des Schlammes steigt in diesem Bereich stellenweise bis auf 2,5 m und mehr. Die sehr feinkörnigen Schlämme sind i. d. R. an der Oberfläche dunkelbraun und kurz darunter schwarz (Abb. 5.1.3) und zeigten insbesondere beim Eintreiben der Peilstangen, wahrnehmbare Ausgasungen von Schwefelwasserstoff (Abb. 5.1.5), so daß auf das Vorherrschen reduzierender Bedingungen geschlossen werden konnte. Die mittleren Gehalte an im Schlamm betragen im Mühlgraben 18,5 m% (n=24; ITW 1992a,

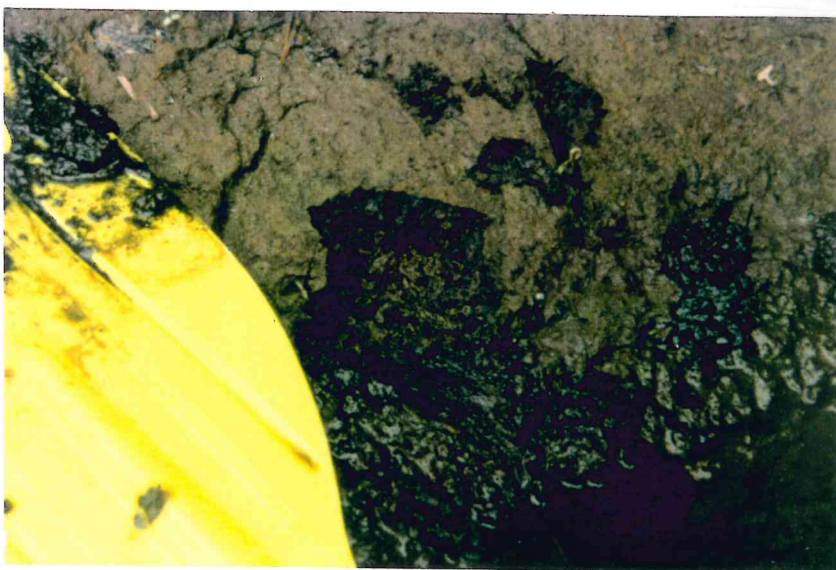
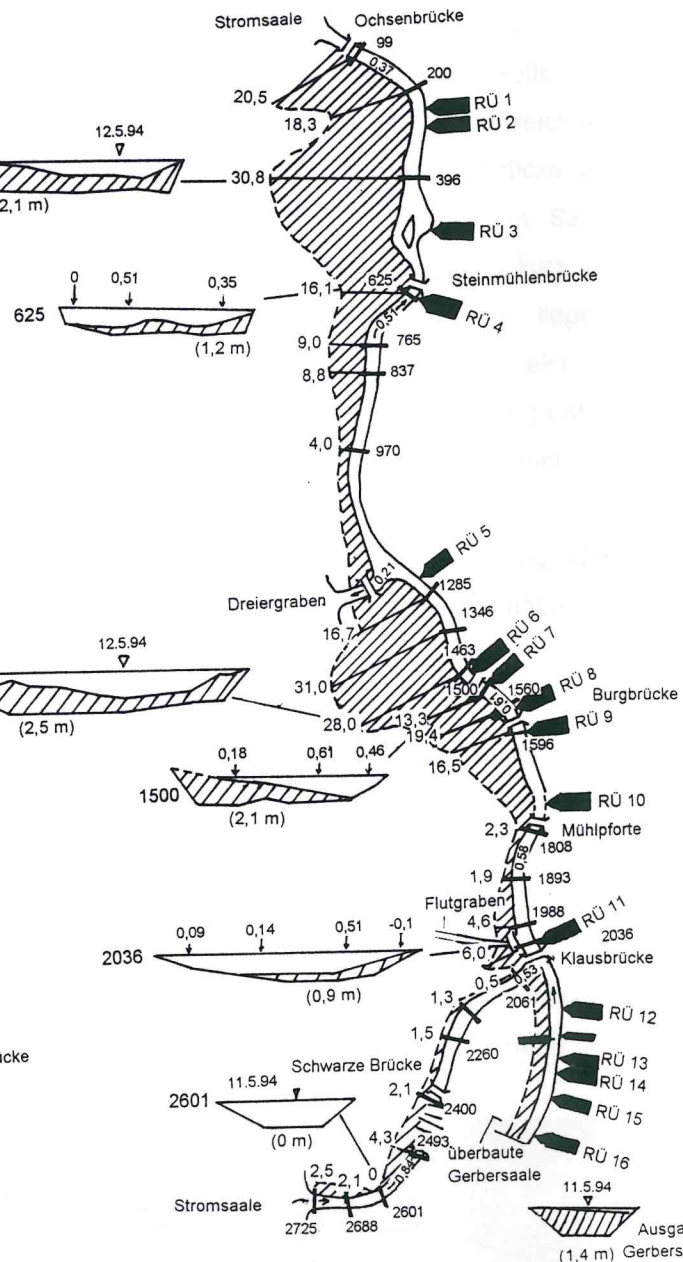
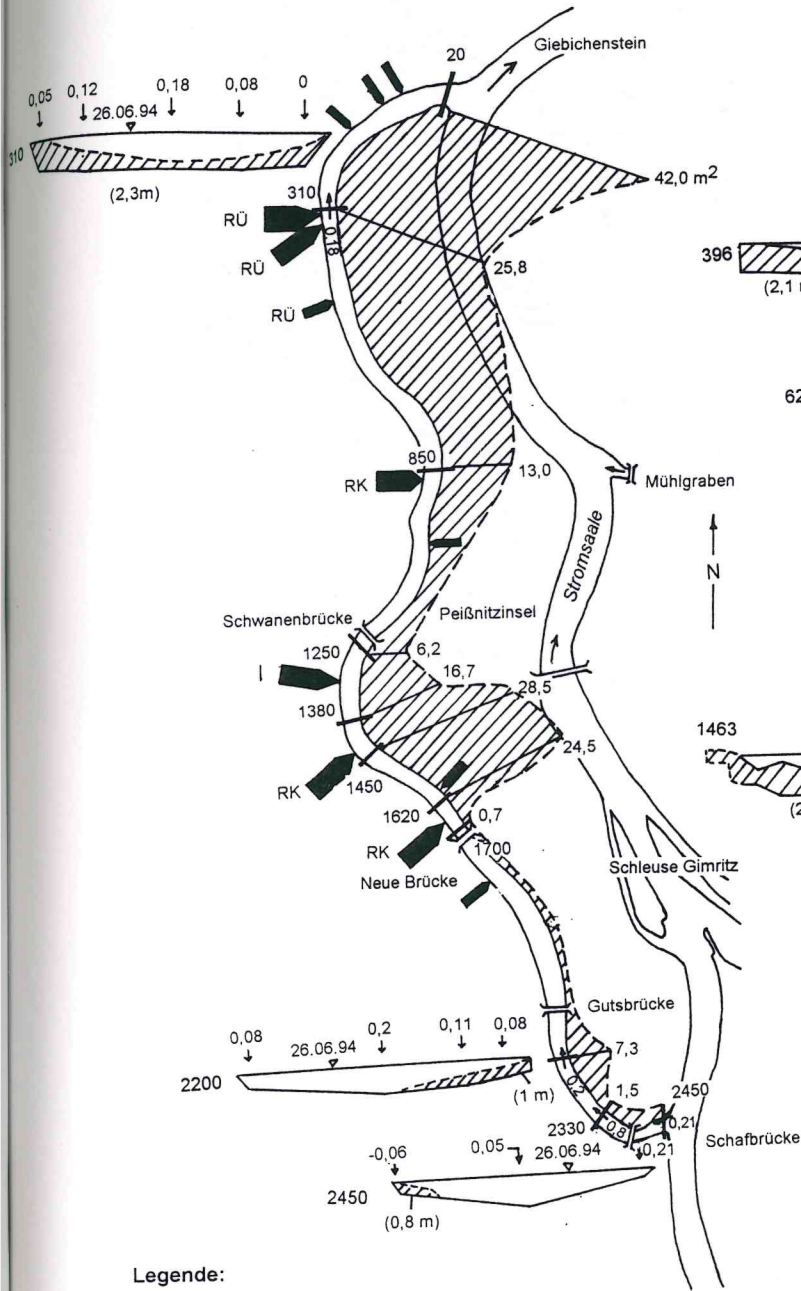


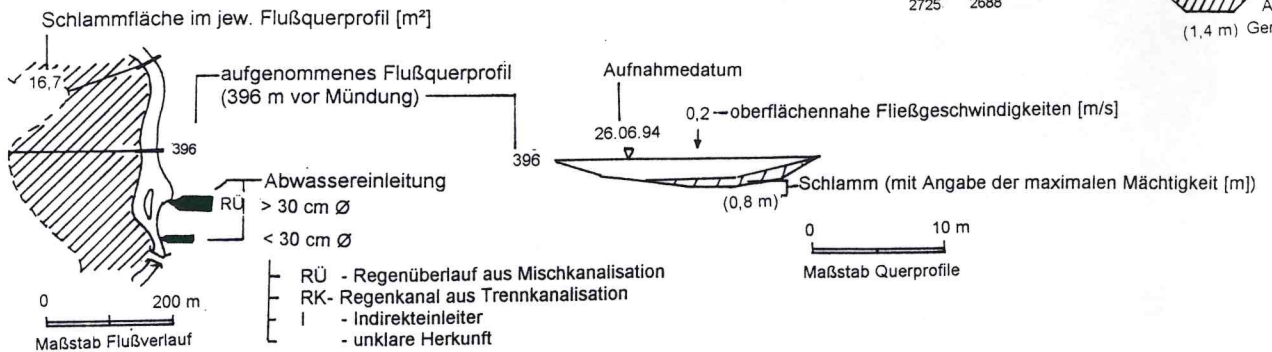
Abb.5.1.3: Farbe der Schlammablagerungen im Mühlgraben (11.05.1994)

Wilde Saale (Peißnitz)

Mühlgraben



Legende:



Kartenentwurf: F. Winde

Abb. 5.1.4: Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz):

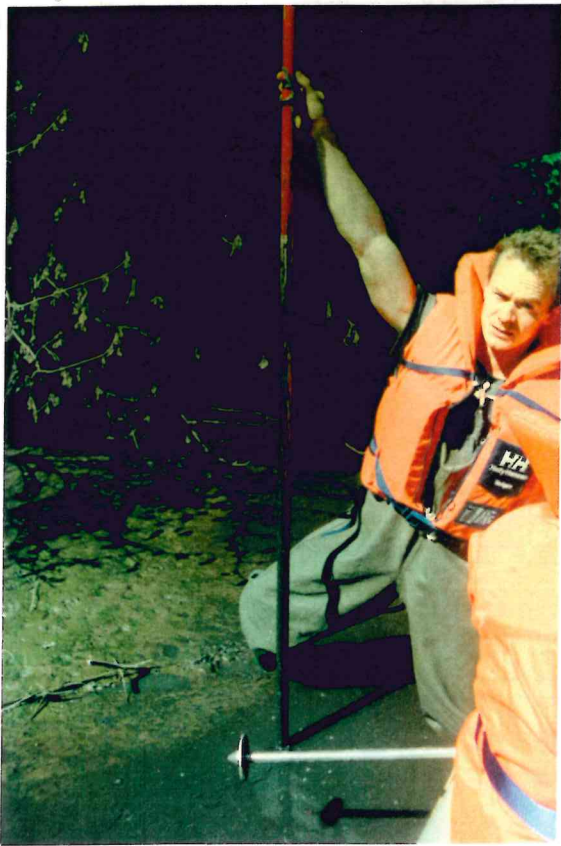


Abb.5.1.5: Schlammablagerungen im Mühlgraben (Höhe Pfälzer Brücke, li. Ufer, 12.05.1994)

Die mittleren Gehalte an organischer Substanz im Schlamm betragen für den Mühlgraben 18,5 m% (n=24; ITW 1992a, v. A.) und die Wilde Saale (Peißnitz) 10,1 m% (n=3).

In beiden Vorflutern ist der schlammbelastete Abschnitt durch das Auftreten von jeweils zwei deutlichen Belastungsmaxima gekennzeichnet, die im Mühlgraben auf Höhe Pfälzer Brücke und Steinmühlenbrücke und in der Wilden Saale (Peißnitz) unterhalb Neuer Brücke und kurz vor der Mündung in die Stromsaale liegen. Abgesehen von einzelnen Ausnahmen weist der Schlamm innerhalb der Querprofile die größten Mächtigkeiten in Ufernähe auf und dünnt zur Flußmitte hin aus (Abb. 5.1.4).

Die ca. 400 m² große Verbreiterung des Mühlgrabens unterhalb der Steinmühlenbrücke (Steinmühlenerweiterung) weist eine durchschnittliche Schlammmächtigkeit von ca. 1m auf, so daß sich zusätzlich zum Schlamm im Gerinnebett noch ca. 400 m³ Schlamm in diesem Bereich befinden, die bei der Ermittlung

der Gesamtschlammbelastung über Interpolation der Profilbelastung nicht berücksichtigt wurden. Dieser Schlamm zeigte besonders starke Ausgasungen während der Peilungen (Abb. 5.1.6).

Im Zusammenhang mit der Schlammbelastung des Mühlgrabens muß auch die Belastung des angebundenen Dreiergrabens und der einmündenden übertunnelten Gerbersaale genannt werden, da sie in enger hydraulischer Beziehung mit dem Mühlgraben stehen und Teile seiner Sedimentfracht aufnehmen.

Überbaute Gerbersaale

Das ca. 500 m lange ellipsenförmige Betonregelprofil der 1894 überbauten Gerbersaale (vgl. Kap. 3) ist nahezu durchgängig bis fast zum Mittelwasserspiegel abwechselnd mit trittfestem, hauptsächlich sandigem und schlammigem Sediment gefüllt, das stellenweise aber auch über den Wasserspiegel hinaus angehäuft ist. So wurden auf den Treppen



Abb. 5.1.6: Ausgasungen beim Eintreiben der Peilstangen in die Schlammablagerungen der Steinmühlenerweiterung (12.05.1994)

vorhandener Seitennischen, die ca. 1m über Mittelwasserspiegel liegen, Schlamm-ablagerungen von bis zu 50 cm Mächtigkeit gefunden (Abb. 5.1.7 u. 5.1.8). Unmittelbar vor den Einmündungen der Regenüberläufe ist die Sedimentfüllung durch tiefe Spülrinnen unterbrochen. Außerdem wurden Ausgasungen und das Auftreten weißer Abwasserpilze beobachtet. Während der trockene Schlamm in den Seitennischen eine braune Färbung hatte, wies das subaquatische Sediment eine tiefe Schwarzfärbung auf, die aber nach der Lufttrocknung ebenfalls in einen Branton überging. Der an der Luft gelagerte Schlamm in den Seitennischen wies mit 7,8 m% einen deutlich geringeren Gehalt an organischer Substanz auf als die feinkörnigen Schlämme am Ausgang der Gerbersaale (15 m%). Das ist vermutlich auf den durch Luftsauerstoff forcierten mikrobiellen Abbau der organischen Bestandteile des Schlammes zurückzuführen. Unterdurchschnittlich niedrig war auch der organische Anteil im trittfesten, sehr sandigen Teil der Sedimente (87 m% Sand und 11 m% Kies) mit 4,4 m%.



Abb.5.1.7: Schlammablagerungen in einer Nische der Gerberröhre

Ohne Berücksichtigung der Verbreiterung des Tunnelgewölbes auf Höhe der Larßen-Spundwand (Kap. 3.2.5) und der über Mittelwasserspiegel angehäuften Sedimente, kann von ca. 1700 m³ Schlamm ausgegangen werden. Damit beträgt der durchschnittliche Schlammanteil am Mittelwasserprofil der Gerbersaale fast 100%.

Dreiergraben

Der Dreiergraben zweigt ca. nach der Hälfte der Fließstrecke des Mühlgrabens zur Stromsaale hin ab und kann in Abhängigkeit von wehrgesteuerten Wasserstandsänderungen (hydraulisches Hubwehr im Bereich der Pulverweiden, Kap. 3.2.5) auch die Fließrichtung umkehren. Aufgrund des geringen Gefälles zur Stromsaale herrschen hier im Durchschnitt deutlich geringere Fließgeschwindigkeiten als im Mühlgraben. Im Dreiergraben lagern auf 100 m ca.



Abb. 5.1.8: Schlammablagerungen in der Gerberröhre mit auflagernden kanalisationstypischen Schwimmstoffen

1200 m³ Schlamm, dessen Mächtigkeit in Richtung zur Mündung in die Stromsaale von 0,7 m bis auf das Maximum von 2,6 m ansteigt. Dieses Maximum befindet sich abweichend von der üblichen Lage nicht am Ufer, sondern in der Mitte des Vorfluters. Zusammen mit der Gerbersaale, dem Dreiergraben und der Steinmühlenerweiterung lagern im Mühlgraben rd. 29 000 m³ Schlamm.

Das Gesamtvolumen der Schlämme in den untersuchten Nebenarmen der Saale beträgt rund 74000 m³. Zusammen mit den Schlämmen in der Stromsaale des Stadtgebietes (rd.61.800 m³) ergibt sich ein Schlammvolumen von rd. 136.000 m³ im Untersuchungsgebiet, wobei die ebenfalls schlammbelasteten Schleusengräben und Zuflüsse (Weiße Elster, Reide, diverse Gräben, vgl. Kap. 3) des Untersuchungsgebiets nicht berücksichtigt sind. Bei einer mittleren Naßdichte von 1,3 t/m³ (n=6) ergibt sich daraus eine Menge von ca. 177.000 t Schlamm im Untersuchungsgebiet. Damit sind die bisher für das Untersuchungsgebiet angegebenen Mengen von bis zu 680.000 t deutlich zu hoch angesetzt. Außerdem ist zu berücksichtigen, daß die Schlämme der Stromsaale und der Wilden Saale (Rabeninsel), die fast die Hälfte des Gesamtschlammvolumens ausmachen, so geringmächtig sind, daß sie keine negativen hydraulischen Auswirkungen haben und lediglich durch die große Lauflänge der Saale im Stadtgebiet diese Größenordnungen erreichen. Tab. 5.1.2 faßt die ermittelten Schlammbelastung und die Angaben zur Konsistenz der Schlämme getrennt nach Vorflutern zusammen.

Tab. 5.1.2: Gesamtvolumen und Konsistenzparameter der Schlammablagerungen in den untersuchten Vorflutern				
	Stromsaale	W.S. Rabeninsel	Mühlgraben	W.S. Peißnitz
Schlammvolumen	7 111 m ³	8 235 m ³	25 888 m ³	36 624 m ³
= % Gerinnebettvolumens	2,1 Vol%	5,7 Vol%	39,6 Vol%	33,7 Vol%
Naßgewicht	9 244 t	10 705 t	33 654 t	47 635 t
organ. Subst. [m%]	5,2 (n=8) */**	3,8 (n=3) */**	18,5 (n=24) */***	10,1 (n=3) *
Ton [m%]	2 (n=4)*	1 (n=1)*	41 (n=26) */***	23 (n=3) *
Schluff [m%]	17	2	33	56
Sand [m%]	81	97	25	21
* Autor /**GFE 1993/** ITW 1992 (W.S. - Wilde Saale)				

Entwicklung der Schlammbelastung im Mühlgraben im Zeitraum 10/91 bis 4/94

Grundlage der Ergebnisse ist der Vergleich der Schlammbelastung von 25 Querprofilen im Mühlgraben die bereits im Oktober 1991 aufgenommen (ITW 1991A) und im Anschluß an das Hochwasser vom April 1994 erneut vermessen wurden. Die Veränderung der Schlammbelastung in den einzelnen Profilen zeigt Tab. 5.1.3:

Tab. 5.1.3 : Entwicklung der Schlammbelastung im Mühlgraben im Zeitraum 10/91 bis 4/94							
		Okt 1991		Mai 1994		Differ. 91 - 94	
Profil-Bez.	Lage	Ased [m ²]	Vsed [m ³]	Ased [m ²]	Vsed [m ³]	Ased [m ²]	Vsed [m ³]
2725	Abzweig v. Saale	2,54	47	2,54	47	0	0
2688		0	0	2,1	130	2,1	130
2601		3,3	322	0	0	-3,3	-322
2493	o. Abfahrt B 80	0	0	4,3	432	4,3	432
2400	o. Schwarzer Brücke	3,1	361	2,1	245	-1	-117
2265		0	0	1,5	152	1,5	152
2197		0	0	1,3	129	1,3	129
2061		0	0	0,5	40	0,5	40
2036	u. Klausbrücke	3	110	6	219	3	110
1988	u. Flutgraben	3,4	243	4,6	329	1,2	86
1893		1,9	179	1,9	179	0	0
1800	o. Mühlpforte	4,4	653	2,3	342	-2,1	-312
1596	u. Burgbrücke	8,2	984	16,5	1980	8,3	996
1560		14	672	19,4	931	5,4	259
1500	o. Pfälzer Brücke	13,6	660	13,3	645	-0,3	-15
1463		32	2464	28	2156	-4	-308
1346		30,4	2706	31	2759	0,6	53
1285	o. Dreiergraben	17,7	3328	16,7	3140	-1	-188
970	u. Dreiergraben	3,8	851	4	896	0,2	45
837		6,8	697	11,1	1138	4,3	441
765	STAU	7,6	806	10,6	1124	3	318
625	o. Steinmühlenbrücke	9,8	1808	6,4	1181	-3,4	-627
396		16,8	3570	27,8	5908	11	2338
200		1,7	252	6,7	995	5	743
99	o. Ochsenbrücke	2,2	329	5,3	792	3,1	463
Summe			21041		25888		4847
Mittelwert		7,4	841,6	9,0	1035,5	1,6	194
Schlammzuwachs:						1939 m³/a	

Die Differenz der Schlammbelastung in Tab. 5.1.3 zeigt bei positiven Werten ein Überwiegen der Schlammakkumulation und bei negativen Werten ein Überwiegen der Abnahme der Schlammbelastung im jeweiligen Profil an. In der Summe aller Verluste und Zuwächse ist festzustellen, daß die Schlammakkumulation im fraglichen Zeitraum überwog und innerhalb von 30 Monaten 4874 m³ Schlamm (also 1939 m³/a) dazugekommen sind. Im Mühlgraben hat sich diese Zunahme der Schlammbelastung vor allem auf die Bereiche unterhalb Mühlpforte bis Pfälzer Brücke und unterhalb der Steinmühlenbrücke (Profil 396) konzentriert. Größere Ausräumungsbereiche befinden sich dagegen kurz vor den Mühldurchlässen und auf Höhe der Pfälzer Brücke (Profile 1808, 625).

Da alle vermessenen Schlämme eindeutig ein reduzierendes Milieu aufwiesen (Schwarzfärbung, Schwefelwasserstoffausgasung) und verfestigt waren, ist eine Ablagerung während des Hochwassers auszuschließen. Da wir bereits eine Woche nach Rückgang der Ausuferungen die Profile aufgenommen haben, wäre zur Einstellung des reduzierenden Milieus und des beobachteten Verfestigungsgrades diese Zeitspanne nicht ausreichend gewesen. Damit kann die theoretische Möglichkeit einer vollständigen Ausräumung und Wiederauffüllung der Schlämme während des Hochwassers 1994 ausgeschlossen werden.

5.1.2 Schlammverteilung in Beziehung zu den hydraulischen Verhältnissen

Der bisherige Erklärungsansatz zur Entstehung der Schlämme geht davon aus, daß es aufgrund der nachlassenden Fließgeschwindigkeiten in den Nebenarmen der Saale zur Sedimentation der Saaleschwebstoffe kommt. Dabei wird der Umfang der sedimentierbaren Schwebstoffe neben der Fließgeschwindigkeit des Wassers auch von der Korngröße der transportierten Teilchen bestimmt. Dieser Zusammenhang wird für mineralische Partikel und unbelastetes Flußwasser durch das Hjulström-Diagramm beschrieben. Da in allen Nebenarmen das Wasser aus der Stromsaale fließt, wird davon ausgegangen, daß die Korngrößenverteilung und Konzentration der Schwebstoffe in den untersuchten Vorflutern gleich ist. Damit wird der Anteil der Schwebstoffe, der sich in den Nebenarmen ablagern kann, nur noch von den dort herrschenden Fließgeschwindigkeitsverhältnissen bestimmt, so daß ähnliche Fließgeschwindigkeitsverhältnisse zu ähnlich starken Schlammablagerungen führen müßten. Aus diesem Grunde werden die bei Mittelwasser auftretenden Fließgeschwindigkeiten im Quer- und Längsprofil der einzelnen Vorfluter miteinander verglichen und in Beziehung zur Schlammbelastung gesetzt.

5.1.2.1 Hydraulische Verhältnisse in den Vorflutern

Da die herrschenden Fließgeschwindigkeiten vor allem durch hydraulische Gegebenheiten wie Durchfluß, Gerinnebettgeometrie, Sohlgefälle etc. beeinflußt werden, sollen diese für die untersuchten Vorfluter kurz dargestellt werden. Eine Übersicht über ausgewählte hydraulischen Parameter gibt Tab. 5.1.4.

Tab. 5.1.4: Hydraulische Parameter der untersuchten Vorfluter

hydraulische Parameter der Vorfluter	Stromsaale (bei Buna)	Wilde Saale (Rabeninsel)	Mühlgraben	Wilde Saale (Peißnitz)
Aufnahmezeitpunkt	26.05.94	26.05.94	11./12.05.94	24.06.94
Wasserstand am Unterpegel Trotha *	253 cm	253 cm	231/240 cm	176 cm
Anzahl der aufgenommenen Flußquerprofile	6	3	25	11
Gesamtlänge (L)	2760 m	2020 m	2725 m	2525 m
mittl. Breite (w)	45 m	28 m	13 m	24 m
mittl. max. Tiefe (d) im Querprofil	4 m	3,8 m	1,5 m	2,3 m
Breiten-Tiefen-Verhältnisse (F) (F = w/d)	11 - 13	6 - 9	9 - 10	10 - 13
mittl. Gerinnebettquerschnitt (Ages) **	122,5 m ²	71,4 m ²	23,6 m ²	42,9 m ²
mittl. Schlammfläche im Profil (A _{sed}) **	3,2 m ²	4,1 m ²	9,0 m ²	15,3 m ²
mittl. Fließquerschnitt im Profil (A _{fließ})**	119,3 m ²	67,3 m ²	14,6 m ²	27,6 m ²
Gerinnebettvolumen (V) (V = L x Ages)	338 100 m ³	143 400 m ³	65 400 m ³	108 600 m ³
mittl. hydraul. Radius (R)	3,4 m	3,0 m	1,2 m	1,9 m
mittl. Wasserspiegelgefälle	0,1 Promille	0,6 Promille	0,4 Promille	0,15 Promille
Fließgeschwindigkeit im Stromstrich:				
Mittelwert (v _{fs}) (Anz. d. Messungen)	0,87 m/s (n=3)	0,70 m/s (n=3)	0,58 m/s (n=8)	0,30 m/s (n=5)
Maximalwert (v _{fs max})	0,94 m/s	0,96 m/s	0,84 m/s	0,60 m/s
Minimalwert (v _{fs min})	0,76 m/s	0,62 m/s	0,37 m/s	0,20 m/s
mittl. Fließgeschwindigkeit im Querprofil:				
(v _f = V _{fs} x 0,81)	0,70 m/s	0,58 m/s	0,47 m/s	0,40 m/s
mittlerer Durchfluß (MQ) (MQ = A _{fließ} x v _f)	84 m ³ /s	39 m ³ /s	7 m ³ /s	11 m ³ /s

(alle Angaben beziehen sich auf die Verhältnisse zum Aufnahmezeitpunkt) * in den Jahren 1986 - 1990 betrug der mittlere Wasserstand (MW) am UP Trotha 216 cm und der mittlere Hochwasserstand (MHW) 464 cm ; ** vgl. Tab. 5.1.1

Da es nicht möglich war, die gesamten Vorfluter innerhalb eines Tages aufzunehmen, herrschten während der Messungen z.T. unterschiedliche Wasserstände in der Saale, die die Vergleichbarkeit der Angaben einschränken. So ist der Durchfluß während der Untersuchungen der Stromsaale und der Wilden Saale (Rabeninsel) etwas höher als während der Profilaufnahmen im Mühlgraben. Deutlich geringer war der Durchfluß in der Stromsaale während der Messungen in der Wilden Saale (Peißnitz), so daß die festgestell-

ten Fließgeschwindigkeiten und Durchflüsse im Vergleich mit den anderen Vorflutern zu gering sind. Um die Durchflußverhältnisse der Vorfluter untereinander zu beurteilen, werden im folgenden die Durchflußwerte aus einem Hochwasserablaufmodell benutzt, das von der Forschungsanstalt für Schifffahrt (FAS) Berlin-Karlshorst in den 70er Jahren für die Stadt Halle entworfen wurde (Tab. 5.1.5).

Vorfluter	NNQ [m³/s]	MNQ [m³/s]	MQ [m³/s]	MHQ [m³/s]	BHQ [m³/s]
Stromsaale (Trotha)	21 100 %	40 100 %	100 100 %	340 100 %	1100 100 %
Wilde Saale (Rabeninsel)	5,2 * 25%	10 25%	45 45 %	185 54 %	400 36%
Mühlgraben	4,7 * 22,5 %	9 22,5 %	23 23 %	46 13,5 %	70 6 %
Wilde Saale (Peißnitz)	5,2 * 25 %	10 25 %	28 28 %	96 28 %	310 28 %

(absolute Durchflußwerte aus FAS 1977)
* v. A. errechnet (bezogen NNQ der Stromsaale entspr. dem Anteil der Vorfluter am MNQ der Stromsaale)

Beim Vergleich der MQ-Werte mit unseren Messungen aus Tab. 5.1.4 fällt auf, daß der Mühlgraben nur noch knapp ein Drittel und die Wilde Saale (Peißnitz) nur noch ein Viertel der in den siebziger Jahren berechneten Durchflüsse erreichen. Der Rückgang in dieser Größenordnung läßt sich auf die festgestellte Verringerung der Fließquerschnitte um 50 % bis 70 % zurückführen, die infolge der Verschlammung stellenweise eingetreten ist. Damit dürften die NNQ-Werte im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) derzeit bei ca. 2 bzw. 1,5 m³/s liegen. Die Abweichung zur Stromsaale bei Trotha ergibt sich aus dem Beitrag der Weißen Elster, die erst unterhalb des von uns untersuchten Abschnitts in die Saale einmündet.

Der Vergleich der Durchflüsse zeigt, daß der relative Anteil am Durchfluß der Saale, den der Mühlgraben abführt, mit steigendem Wasserstand immer geringer wird. Das ist vor allem eine Folge der geringen Ausuferungsmöglichkeiten des stark verbauten Fließgewässers. Außerdem ist festzustellen, daß bei Niedrigwasser die Durchflüsse in allen Nebenarmen im Vergleich zum Stromsaalendurchfluß geringer sind als bei Mittel- und Hochwasserverhältnissen. D. h. Abflußverringerungen führen in den Nebenarmen zu stärkeren Rückgängen der Durchflüsse als in der Stromsaale.

5.1.2.2 Schlammbelastung und Fließgeschwindigkeitsverhältnisse

Alle untersuchten Vorfluter sind ständig fließende Gewässer. Dabei weisen die Vorfluter mit den größten hydraulischen Radien und Durchflüssen auch die größten Fließgeschwindigkeiten auf. Das größere Sohlgefälle der Nebenarme im Vergleich zur Stromsaale scheint sich aufgrund der zwischengelagerten Sohlstürze und Wehre kaum beschleunigend auf das fließende Wasser auszuwirken. Die Fließgeschwindigkeit wird am stärksten von den Durchflußmengen in den Vorflutern beeinflusst. Da die Messungen in der Wilden Saale (Peißnitz) bereits bei Niedrigwasser durchgeführt wurden, können die dort gemessenen Fließgeschwindigkeiten als Untergrenze angesehen werden. Unter Mittelwasserverhältnissen ist davon auszugehen, daß in der Wilden Saale (Peißnitz) ähnliche Fließgeschwindigkeitsverhältnisse herrschen wie die, die im Mühlgraben festgestellt wurden.

Schwebstoffe können sich dann in einem Vorfluter ablagern, wenn sie mit der ihnen eigenen Sinkgeschwindigkeit innerhalb der Durchflußzeit die Gewässersohle erreichen. Dabei wird die Sinkgeschwindigkeit

der Teilchen maßgeblich vom Dichteunterschied zwischen den Partikeln und dem Transportmedium und dessen Fließgeschwindigkeit beeinflusst. Für Partikel mit der Dichte von ca. $2,65 \text{ g/cm}^3$ und natürlichem Flußwasser läßt sich die Sedimentation vereinfacht als Zusammenhang zwischen Korngröße und mittlerer Fließgeschwindigkeit beschreiben, wie er in dem auf empirischen Messungen beruhenden Diagramm nach Hjulström dargestellt ist (Abb.5.1.9).

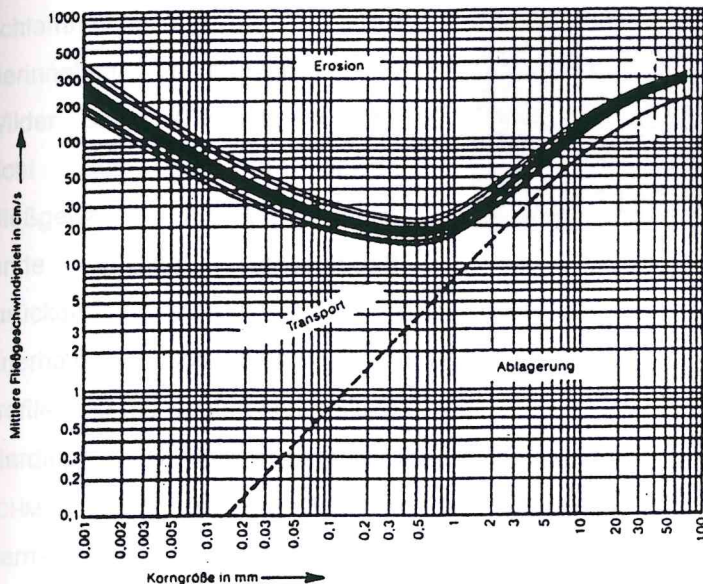


Abb. 5.1.9: Zusammenhang zwischen Fließgeschwindigkeit und sedimentierbarer Korngröße im Hjulström - Diagramm (aus LESER U. A. 1992)

Die mittleren Fließgeschwindigkeiten liegen mit einem Minimum von $0,38 \text{ m/s}$ im Querprofil, lt. Hjulström-Diagramm aber in Bereichen, in denen eine Ablagerung von Tonpartikeln ($< 0,002 \text{ mm}$ Durchmesser) noch nicht möglich ist (Abb. 5.1.6) (vgl. auch Hellmann 1972). Dem widerspricht aber der hohe Ton- und Schluffanteil der in den Schlämmen von Mühlgraben (43 m% Ton, 32 m% Schluff) und Wilder Saale (Peißnitz) (23 m% Ton, 56 m% Schluff) gefunden wurde (Tab.5.1.2). Da eine Ablagerung von Schwebstoffen der Tonfraktion lt. Hjulström-Diagramm in diesem Umfang nur bei fast

stehendem Wasser möglich ist, dürften nur die Strömungsschattenbereiche und stark gebremsten Grenzbereiche im unmittelbaren Uferbereich Tonanteile im Schlamm aufweisen. Da aber sowohl im Mühlgraben als auch in der Wilden Saale (Peißnitz) Bereiche existieren in denen das gesamte Querprofil massiv verschlammt ist, müssen offensichtlich noch andere Mechanismen als rein hydraulisch bedingte Absinkvorgänge bei der Entstehung der Schlämme wirksam sein.

Der Vergleich der mittleren Fließgeschwindigkeiten zeigt auf den ersten Blick, daß die Nebenarme der Saale mit den geringsten mittleren Fließgeschwindigkeiten auch am stärksten mit Schlamm belastet sind, was die Annahme hydraulisch bedingter Ablagerung von Saaleschwebstoffen unterstützt. Dieser Annahme widerspricht allerdings die Tatsache, daß es innerhalb der Wilden Saale (Rabeninsel) und des Mühlgrabens Bereiche gibt, die bei sehr ähnlichen Fließgeschwindigkeitsverteilungen extrem unterschiedlich mächtige Sedimentablagerungen aufweisen (Abb. 5.1.2 Profile 910 und 490 in Wilde Saale/ Rabeninsel mit Abb. 5.1.4 1500 und 1463 im Mühlgraben). Im Mühlgraben ist damit sogar ein Bereich besonders stark belastet, in dem mit $0,61 \text{ m/s}$ ein Maximum der Stromstrichgeschwindigkeit in diesem Vorfluter auftritt.

Gegen eine vorwiegend hydraulisch gesteuerte Akkumulation der Schlämme spricht auch der Umstand, daß die Maxima der Schlammbelastung nicht, wie zu erwarten, in den Staubereichen oberhalb der Mühldurchlässe und Engstellen auftreten, sondern erst unterhalb davon. So lassen sich trotz der Verengung der Breite des Mühlgrabens von 11 m auf 2 m beim Passieren der Mühlpforte auch unmittelbar im oberhalb befindlichen Staubereich nur max. 10 cm mächtige Schlammablagerungen finden. Demgegenüber sind die Schlämme direkt unterhalb der Mühlpforte bis zu einem Meter mächtig und nehmen im weiteren Verlauf

noch an Mächtigkeit zu (Abb. 5.1.4, Profile 1808 und 1596). Ähnliche Verhältnisse finden sich im Bereich der Steinmühlenbrücke (Abb. 5.1.4; Profile 625 und 396). Diese drastischen Unterschiede in der Schlammbelastung der Gerinnebetten von Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) können nicht auf die in beiden Fließgewässern nur wenig variierende fluviale Transportkraft zurückgeführt werden.



Abb.5.1.10: Hafen des STAU im Mühlgraben (12.05.1994)

Innerhalb der schlammbelasteten Profile folgt die Sedimentverteilung

allerdings häufig dem anzunehmenden Isotachenverlauf in einem fließenden Wasserkörper (vgl. Abb. in SCHMIDT 1984), wie die Zunahme der Mächtigkeit der Schlammablagerungen zu den langsameren ufernahen Bereichen hin (Abb. 5.1.3; z.B. Profile 1500) und die verstärkten Akkumulationen in Strömungsschatten-bereichen zeigen (z. B. Hafen des Staatlichen Amtes für Umweltschutz (STAU) am Mühlgraben, Abb. 5.1.10).

5.1.2.3 Schlammbelastung und morphometrische Verhältnisse

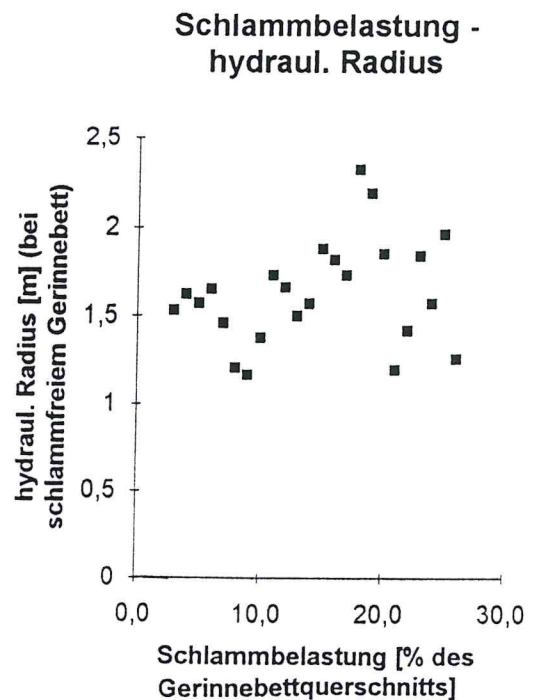
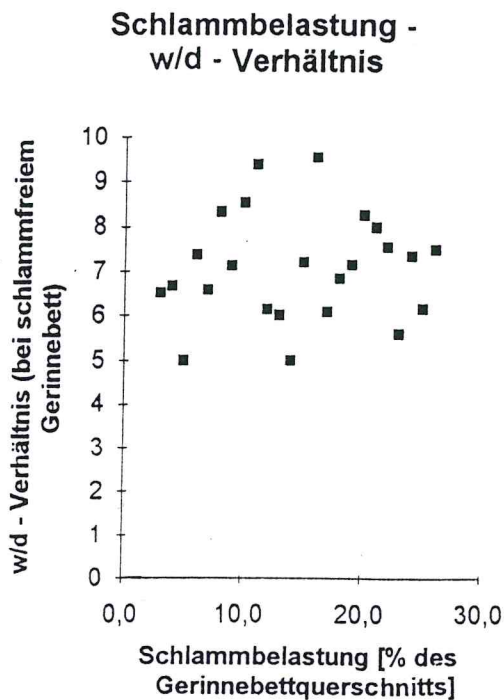
Da aufgrund der rezenten Schlammbelastung aber bereits eine Modifikation der hydraulischen Verhältnisse in den betroffenen Vorflutern eingetreten ist, liefern die festgestellten Fließgeschwindigkeiten mehr Hinweise auf die hydraulischen Folgen der Verschlammung, als auf deren Ursachen. Da die Fließgeschwindigkeitsverhältnisse im unbeeinflussten Vorfluter nicht mehr meßbar sind, soll als grobes Hilfsmittel zur Beurteilung der Neigung der ursprünglich unbelasteten Gerinnebetten zur Akkumulation von Schwebstoffen, deren hydraulische Geometrie herangezogen werden. Dabei sollen lediglich die relativen Unterschiede zwischen den Vorflutern und nicht deren kaum abschätzbare absolute Auswirkungen interpretiert werden.

Da abnehmende Breiten/Tiefen-Verhältnisse auf eine zunehmende Erosionsneigung im Gerinnebett deuten (GREGORY & WALLING 1973) müßten im Falle hydraulisch begründeter Schlammakkumulation die Gerinnebetten der stark verschlammten Saalenebenarme Mühlgraben und Wilde Saale Peißnitz deutlich größere w/d -Werte aufweisen, als die Stromsaale und die Wilde Saale Rabeninsel. Da aber sowohl die fast schlammfreie Stromsaale als auch die kaum belastete Wilde Saale (Rabeninsel) größere Werte als der stark verschlammte Mühlgraben aufweisen (Tab. 5.1.4), kann die Schlammbelastung damit nicht erklärt werden. Auch in den Profilen innerhalb des Mühlgrabens weist das w/d -Verhältnis keine Beziehung zur Schlammbelastung auf (Tab. 5.1.6).

Da der hydraulische Radius der Quotient aus Fließquerschnittsfläche und benetztem Umfang ist, wird mit abnehmenden Radien der Anteil der Wandreibung im Gerinnebett prozentual größer und dadurch die mittlere Fließgeschwindigkeit des Wassers kleiner. Aus diesem Grunde könnten die kleineren Radien in den

Tab. 5.1.6: Die Schlammbelastung von Querprofilen des Mühlgrabens in Beziehung zu hydraulischen Parametern des unbelasteten Gerinnebettes

Profil- Bez.	Lage	Ased [% Ages]	max. Tiefe (d) [m]	Breite (w) [m]	w/d (F)	hydr. Radius (R) [m]
2725	Abzweig v. Saale	9,8	2	13	6,50	1,53
2688		12,0	2,1	14	6,67	1,62
2601		0,0	2,2	11	5,00	1,57
2493	o. Abfahrt B 80	34,4	2,1	15,5	7,38	1,65
2400	o. Schwarzer Brücke	12,1	1,9	12,5	6,58	1,46
2265		10,9	1,5	12,5	8,33	1,21
2197		14,4	1,5	10,7	7,13	1,17
2061		3,7	1,7	14,5	8,53	1,38
2036	u. Klausbrücke	21,6	2,1	19,7	9,38	1,73
1988	u. Flutgraben	27,2	2,2	13,5	6,14	1,66
1893		12,1	2	12	6,00	1,5
1800	o. Mühlpforte	14,3	2,2	11	5,00	1,57
1596	u. Burgbrücke	51,6	2,4	17,3	7,21	1,88
1560		52,3	2,2	21	9,55	1,82
1500	o. Pfälzer Brücke	46,8	2,3	14	6,09	1,73
1463		52,8	3	20,5	6,83	2,32
1346		70,0	2,8	20	7,14	2,19
1285	o. Dreiergraben	40,3	2,3	19	8,26	1,85
970	u. Dreiergraben	32,3	1,5	12	8,00	1,2
837		57,8	1,8	13,6	7,56	1,42
765	STAU	41,6	2,5	14	5,60	1,84
625	o. Steinmühlenbrücke	33,0	2	14,7	7,35	1,57
396		69,5	2,6	16	6,15	1,96
200		42,9	1,6	12	7,50	1,26
99	o. Ochsenbrücke		2,3	14	6,09	1,73
Mittelwert		30,54	2,11	14,72	7,04	1,64



schlammbelasteten Nebenarmen als ein Hinweis auf ein vorwiegend hydraulisch determinierte Schlammakkumulation verstanden werden. Dem widerspricht aber die Analyse der Profile innerhalb von Mühlgraben und Wilder Saale Peißnitz, die ebenfalls keinen Zusammenhang zwischen hydraulischem Radius und Schlammbelastung erkennen läßt (Tab. 5.1.6). Auch die Möglichkeit, daß sich aufgrund extrem geringen Sohlgefälles in Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) verstärkt Schlammakkumulationen gebildet haben könnten, scheidet als Erklärungsansatz aus, da sowohl das mittlere als auch das maximale Sohlgefälle des Mühlgrabens jeweils über dem der Stromsaale liegt.

Aufgrund der einheitlichen Genese der Nebenarme (vgl. Kap. 3) kann von weitgehend identischem Sohlschottermaterial ausgegangen werden, so daß auch extreme Unterschiede der Rauigkeitsbeiwerte der Gerinnebetten nicht als primäre Ursache der Schlammbelastung in Frage kommen. Insgesamt kann eine morphometrisch bedingte Neigung der Gerinnebetten von Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) zur Verschlammung weitgehend ausgeschlossen werden. Davon unberührt ist allerdings die Tatsache, daß sich die hydraulische Geometrie in diesen Vorflutern durch die abgelagerten Schlämme in Richtung einer erhöhten Sedimentationsneigung entwickelt hat.

5.1.3 Beziehungen der Schlammverteilung zur Lage von Regenüberläufen

Eine Übersicht über die Lage und Art der Abwassereinleitungen in die Oberflächengewässer des halleschen Stadtgebietes gibt Abb. 5.1.11.

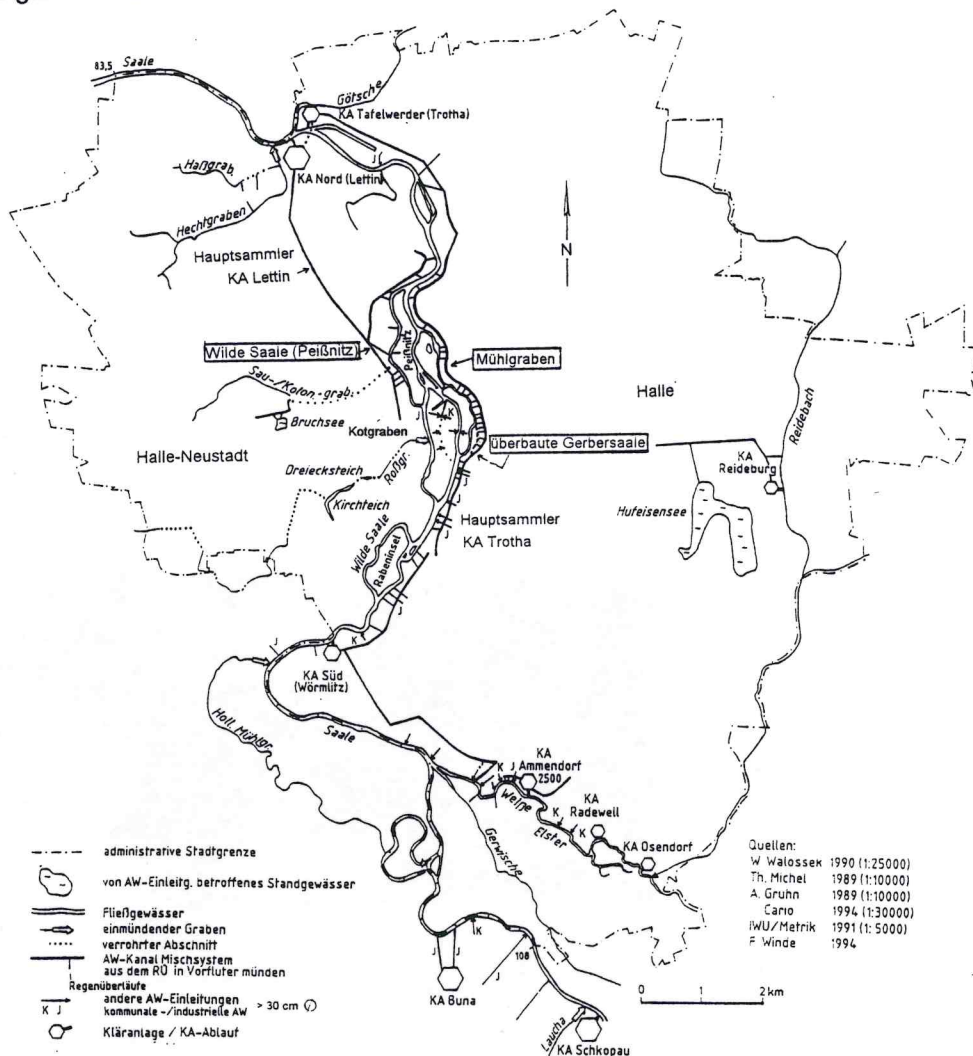


Abb. 5.1.11: Lage und Art der Abwassereinleitungen aus dem Kanalisationsnetz in Oberflächengewässer von Halle

Darin ist festzustellen, daß der Großteil der einmündenden Abwassereinleiter Regenüberläufe aus der Mischkanalisation sind. Nicht erfaßt sind die Hof- und Straßenentwässerungskanäle mit Rohrdurchmessern unter 10 cm, die besonders bei Kartierungen an der Wilden Saale (Peißnitz) und der übertunnelten Gerbersaale vorgefunden wurden.

Außerdem münden die Abläufe von sieben Kläranlagen und mehrere industrielle Einleiter, sowie Kanäle aus Gebieten ohne Anschluß an eine Kläranlage in die Vorfluter des Stadtgebietes. Besonders betroffen davon sind die Stromsaale, der Mühlgraben, die Wilde Saale (Peißnitz), die Weiße Elster, der Reidebach, der Kotgraben und diverse kleinere Gräben. In die Weiße Elster fließen im Bereich zwischen ihrer Mündung in die Stromsaale und der Stadtgrenze Abwässer aus mehreren Kläranlagen, sowie aus Industriebetrieben und Regenkanälen der Trennkanalisation des Neubaugebiets Silberhöhe. Zusätzlich wird sie durch die Reide belastet, die die Abwässer der Kläranlage Büschdorf und mehrere Indirekteinleitungen aufnimmt (Abb.5.1.9). Sowohl die Reide als auch die Weiße Elster weisen nach diesen Einleitungen z.T. extreme Belastungen mit Faulschlamm auf. Auch im Kotgraben, in den auf 200 m Fließstrecke vier Abwassereinleiter münden, sind bis 2,60 m mächtige Schlammablagerungen gefunden wurden (ZINKE 1991). Insgesamt zeigt die Schlammbelastung der Vorfluter (Kap. 3.4.2.2), daß besonders die Saalenebenarme, Bäche und Gräben die Abwassereinleitungen aufnehmen müssen, mit Faulschlamm belastet sind. Dagegen ist die Wilde Saale (Rabeninsel), in die überhaupt keine Abwassereinleitungen erfolgen, nahezu schlammfrei (Abb. 5.1.2).

Da ein Großteil der Abwassereinleitungen in den Mühlgraben und die Wilde Saale (Peißnitz) über die Regenüberläufe aus dem Mischkanalisationsnetz der Stadt erfolgt, wurde untersucht ob die in diesen Vorflutern abgelagerten Schlämme räumliche Beziehungen zur Lage dieser Regenüberläufe aufweisen. Dabei ist festzustellen, daß sich von den 30 Regenüberläufen am 40 km langen Saalesystem im Stadtgebiet, allein 21 auf die zusammen nur ca. 5 km lange Fließstrecke des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) konzentrieren, während sich die restlichen 9 Regenüberläufe auf ca. 35 km Flußlänge verteilen (Abb. 5.1.11). In die Wilde Saale (Peißnitz) fließen über den Sau- und Kolonistengraben außerdem noch die Abwässer aus der Siedlung Nietleben. Schon diese ungewöhnliche Häufung von Regenüberläufen an den besonders verschlammten Vorflutern deutet auf einen kausalen Zusammenhang zwischen Mischwassereinleitung und Schlammbelastung hin. Sehr deutlich lassen sich die räumlichen Beziehungen zwischen der



Abb. 5.1.12: Abwassereinleitung aus dem RÜ 3 (Steinmühlenerweiterung des Mühlgrabens) bei Trockenwetter (12.5.94)

Schlammbelastung und der Lage der Regenüberläufe am Mühlgraben demonstrieren, in den auf 2 km Fließstrecke (Klausbrücke bis Mündung) insgesamt 11 Regenüberläufe einmünden (Abb. 5.1.12) und der bei Regen auch noch das extrem schwebstoffhaltige Wasser aus der ca. 500 m langen übertunnelten Gerbersaale (Abb. 5.1.13) aufnimmt, in die weitere fünf Regenüberläufe (Abb. 5.1.15)



Abb. 5.1.13: Mündung des RÜ 11 (Bildmitte) und der Gerberöhre (re. Brückenbogen) während eines Mischwasserabwurfes (29.5.94)

Mischwasser abschlagen. Damit münden in den Mühlgraben, dessen Durchfluß lediglich 5 -10 % des Wertes der Stromsaale erreicht, über 50 % aller Regenüberläufe des halleschen Kanalisationsnetzes. Die engen räumlichen Beziehungen der Schlammbelastung zu der Lage der Regenüberläufe werden besonders an den auffälligen Schlammakkumulationen im Bereich Pfälzer Brücke und unterhalb



Abb.5.1.14: Hauptsammler zur Kläranlage Trotha (Foto aus: HWA-GmbH 1994)

der Steinmühlenbrücke deutlich, die jeweils gut mit einer Häufung von Regenüberläufen korrespondieren (Abb.5.1.4). Diese Regenüberläufe entlasten den 10,4 km langen Hauptsammler der Mischkanalisation, der weitgehend parallel zur Gerberöhre und dem Mühlgraben bis zur Kläranlage Tafelwerder (Trotha) verläuft (Abb. 5.1.14).

Der Vergleich der Peilungsergebnisse von 10/91 mit denen von 5/94 zeigte, daß trotz des zwischenzeitlich aufgetretenen "Jahrhunderthochwassers" (4/94) im Mühlgraben. Der Vergleich der Flußquerprofile im Mühlgraben zwischen Oktober 1991 und Mai 1994 zeigt, daß die Sedimentakkumulation in diesem Zeit

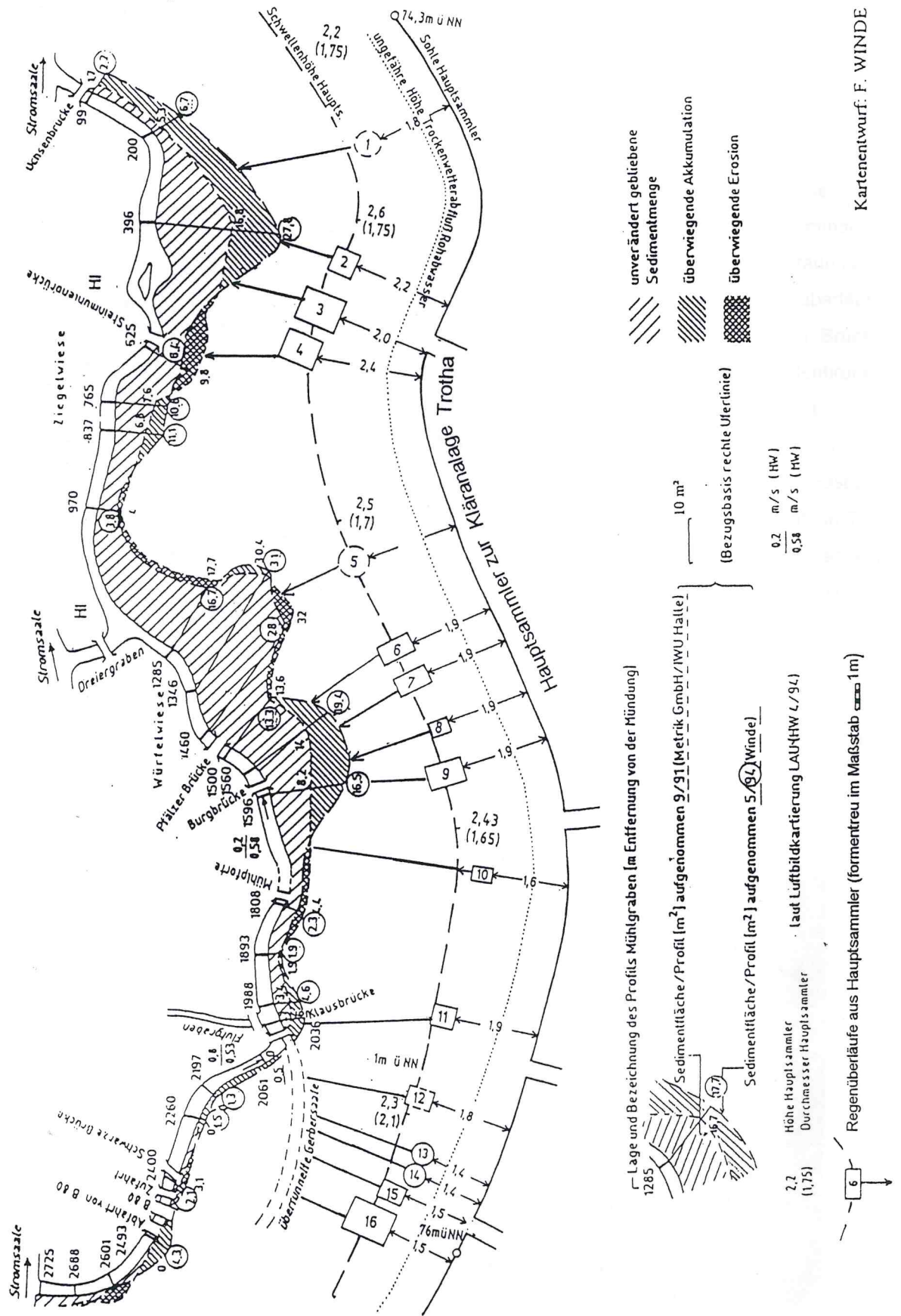


Abb. 5.15: Entwicklung des Schlammvolumens im Muehlgraben im Zeitraum von 30 Monaten unter Beachtung der Lage, Größe und Schwellenhöhe von Regenüberläufen aus dem Hauptsammlier zur Kläranlage Trotha

raum überwogen hat (Tab. 5.1.3). Die graphische Darstellung der Veränderungen im Schlammkörper des Mühlgrabens (Abb. 5.1.15) zeigt, daß sich die Schlammzunahme nicht gleichmäßig im Längsprofil des Mühlgrabens verteilt, sondern die größten Akkumulationsraten in der Nähe besonders großer Regenüberläufe lagen (Abb. 5.1.15, RÜ 6 - 9 und 1 - 3). Das deutet darauf hin, daß der Schlammzuwachs vor allem auf die Wirkung der Regenüberläufe zurückzuführen ist. Die relativ großen Schwellenhöhen

dieser Regenüberläufe, die die Entlastungshäufigkeit vermindern, werden durch die räumliche Konzentration der Regenüberläufe auf die Bereiche der Pfälzer Brücke und der Steinmühlenbrücke offensichtlich überkompensiert.

Als besonders bedeutsam für die Abhängigkeit der Schlammbelastung vom Abwasserinput erscheint die Tatsache, daß die Schlammbelastung sowohl in der Wilden Saale (Peißnitz) als auch im Mühlgraben erst unterhalb der Einmündung von Abwassereinleitern beginnt, während die einleitungsfreien Strecken im



Abb. 5.1.16: Regenüberlaufmündung in der Gerberröhre (RÜ 16)

ersten Drittel beider Vorfluter nahezu schlammfrei sind. Neben diesen Indizien für eine abwasserbeeinflusste Schlammgenese ist der wohl deutlichste Hinweis auf den Ursprung der abgelagerten Sinkstoffe der Zustand

der 1894 übertunnelten Gerbersaale, die seit der Verfüllung ihres Oberlaufs und der Verspundung auf Höhe Moritzkirchhof um 1970, nicht mehr durchflossen wird (IWU 1991). Dennoch ist dieses ca. 500 m lange ellipsenförmige Betonregelprofil nahezu durchgängig bis fast zum Mittelwasserspiegel mit abwechselnd sandigem und schlammigem Sediment gefüllt, das stellenweise aber auch über den Mittelwasserspiegel hinaus angehäuft ist (Abb.5.1.4; Profil "Ausgang Gerbersaale"). Ein Sedimenttransport durch einströmendes Wasser aus dem Mühlgraben bei Mittel- und Niedrigwassersituationen ist auszuschließen, da die Fließgeschwindigkeit im Tunnel bei Trockenwetter gleich Null ist. Außerdem übersteigen die im Sediment nachgewiesenen Kies Korngrößen (vorwiegend in Form kaum zugerundeter Ziegelsteinbruchstücke) die Kom-



Abb. 5.1.17: Regenüberlaufmündung in der Gerberröhre (RÜ 14)

petenz auch des hochwasserführenden Mühlgrabens. Ein massiver Sedimenteintrag in die Gerbersaale über die gesamte Länge von 500 m durch Schwebstoffe aus dem Mühlgraben, erscheint auch durch den extrem spitzen Winkel in dem die Gerbersaale vom Mühlgraben abzweigt, kaum möglich. Da die Sohle der Geberröhre 0,70 m über der Sohle des Mühlgrabens liegt (IWU 1991) ist auch ein Eintrag von Geschiebematerial nicht möglich. Eine etwaige überdurchschnittlich starke Schwebstoffsedimentation in der Zeit vor der Verspundung um 1970 erscheint angesichts des im Vergleich zum Mühlgraben gleich großen Gefälles (0,33 Promille) (IWU 1991) aber deutlich geringerer Sohlenrauigkeit in der Gerbersaale (Betonprofil seit 1894) (LAU 1993c) unwahrscheinlich. Es kann also davon ausgegangen werden, daß die Schlammfüllung der Gerbersaale auf den Einfluß der Regenüberläufe zurückzuführen ist, die aufgrund ihrer niedrigen Schwellenhöhen (Abb. 5.1.15) und ihrer Größe (Abb. 5.1.16, 17) besonders große Stoffeinträge verursachen.

5.1.4 Die Schlammverteilung im Mühlgraben und in der Wilden Saale (Peißnitz) als Folge abwasserspezifischer Sedimentationsmechanismen

Ausgehend von der durch den engen räumlichen Zusammenhang begründeten Annahme, daß vor allem die Schwebstoffe aus dem Mischwasser der Regenüberläufe für die Schlammbildung verantwortlich sind, wird im folgenden die Schlammverteilung im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) unter dem Aspekt des Wirkens abwasserspezifischer Sedimentationsmechanismen analysiert.

5.1.4.1 Abwasserspezifische Sedimentationsmechanismen

Zu den Besonderheiten des Abwassers gehört vor allem dessen "Neigung zur Netz- und Flockenbildung" (HELLMANN 1975). Aufgrund dieser Eigenschaft ballen sich die dispers verteilten Schwebstoffe des Abwassers zu flockigen Aggregationen zusammen, die sich bei genügend großen Durchmessern im Vorfluter als Schlamm ablagern können. Über diese Koagulationsvorgänge werden auch die Teilchen der Ton- und Schlufffraktion in Absinkvorgänge und damit in die Schlammbildung einbezogen. Das ist besonders für die Remobilisierbarkeit der so entstandenen Schlämme von Bedeutung, da die zur Wiederaufnahme von feinkörnigen Sedimenten nötigen Fließgeschwindigkeiten - aufgrund der Adhäsionswirkung der Tonteilchen untereinander - deutlich größer sind, als die Fließgeschwindigkeit bei der Ablagerung (Hjulström-Diagramm, Abb. 5.1.9).

In den Prozeß der Flockung werden neben den grobdispersen und kolloidalen Feststoffen z. T. auch echt im Abwasser gelöste Substanzen einbezogen, so daß u.a. silikatische Trübstoffe, Eiweißstoffe, Fette, Huminstoffe (-säuren), Ligninsulfosäuren, Mineralöle und Tenside als Flocken sedimentieren können. In Kläranlagen, wird die Flockenbildung durch chemische und physikalische Maßnahmen forciert und so zur Abwasserreinigung eingesetzt. Flockungsprozesse treten aber auch ohne zusätzlichen Stoff- oder Energieeintrag in natürlichen Wässern auf und werden dann als "Selbstaufflockung" bezeichnet.

Sie beruhen vor allem auf den Wechselwirkungen von frei schwebenden Mikroorganismen mit den makromolekularen, kolloidal oder echt gelösten organischen Substanzen (z.B. Humin- und Ligninstoffen) und tragen zur Selbstreinigung der Gewässer bei. Die Absetzgeschwindigkeit solcher natürlich gebildeter Flocken kann sich durch die Einlagerung von anorganischen Schwebstoffen (Kalziumkarbonat, Tonminerale, Eisenoxidhydrat) erheblich erhöhen. Sowohl die künstlich forcierte als auch die natürliche Flockung beruht auf Entstabilisierungsprozessen und Transportvorgängen. Unter „Entstabilisierung“ versteht man dabei die Überwindung der negativen elektrostatischen Abstoßungskräfte zwischen den Partikeln, die

deren disperse Verteilung stabil halten. Dabei werden vor allem folgende Mechanismen, die in natürlichen Wässern häufig gleichzeitig ablaufen, unterschieden (BUSCH 1988):

- Die **spezifische Koagulation**, d. h. die Beseitigung der elektrostatischen Abstoßungskräfte der Kolloidteilchen durch Adsorption oder chemische Bindung von positiv geladenen Ionen. Substanzen die diesen Prozeß fördern (z. B. Metallsalze) werden als Koagulanten bezeichnet.
- Die **Einschluß-Flockung**, d. h. Überwindung der Abstoßungskräfte durch vorwiegend mechanischen Einschluß der Kolloide z. B. in ausfallenden Metallhydroxiden.
- Die **Flockulation**, d. h. Überwindung der Abstoßungskräfte durch brückenbildene Polymere (Flockulanten).

Eine wesentlich Voraussetzung für die Aggregation der entstabilisierten Teilchen ist der durch Transportvorgänge wiederkehrende Kontakt der Teilchen untereinander. Die Aggregationsrate steht in Abhängigkeit von der Anzahl der Kollisionen und der Wahrscheinlichkeit nach der Kollision aneinander zu haften (RICKING 1992). In der ersten sogenannten perikinetischen Phase der Transportvorgänge, sind die sich bildenden Mikrofloccen mit einer Größe $< 0,001$ mm (Tonfraktion) so klein, daß auch die Brownsche Molekularbewegung im Wasser den Partikelkontakt fördert.

Da sich mit zunehmender Zusammenballung der Teilchen die mittleren Partikelabstände aber ständig vergrößern und die Teilchendichte verringert, ist weiteres Floccenwachstum nur durch den zusätzlichen Eintrag von Bewegungsenergie in das Wasser möglich. SIGG & STUMM (1991) sprechen in diesem Zusammenhang von der Erhöhung der Kollisionswirksamkeit der Teilchen, die die Kinetik der Agglomeration entscheidend beeinflusst. Floccungsexperimente in modifizierten Viskometern zeigten, daß die für die Floccung nötige Zeit mit dem Partikeldurchmesser steigt und ein maximaler Floccendurchmesser nicht existiert (RICKING 1992).

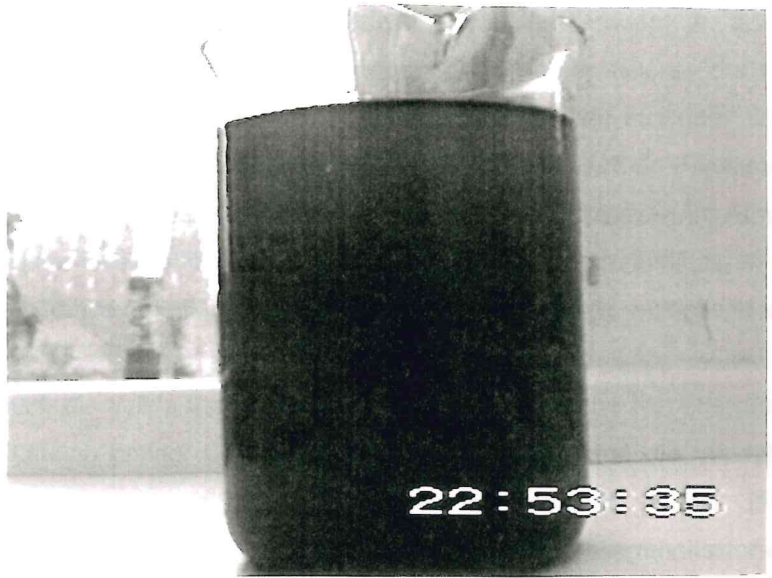
In Klärwerken wird dem Abwasser diese Energie nach einer intensiven Durchmischungsphase über permanentes, weniger intensives Rühren zugeführt. Die oft praktizierte Anreicherung des Abwassers mit Schlamm erhöht die Teilchendichte und verbessert damit das Absetzverhalten der Floccen. Auch hohe Elektrolytgehalte fördern die Teilchenaggregationen. Die Phase, in der die nicht sichtbaren Mikrofloccen in absetzbare Makrofloccen übergehen wird als orthokinetische Phase bezeichnet (BUSCH 1988).

5.1.4.2 Analyse der Schlammverteilung im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz)

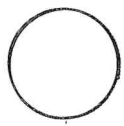
Mittels Videoaufnahmen von Floccungsprozessen in Mischwasserproben konnte von uns in vitro nachgewiesen werden, daß die aus Ton- und Schluffkorngrößen gebildeten Floccen Äquivalenzsinkgeschwindigkeiten der Sandfraktion erreichen (max. 5 mm/s) (Abb. 5.1.18) und damit in der Lage sind - auch unter den in der Wilden Saale (Peißnitz) und im Mühlgraben herrschenden Fließgeschwindigkeiten - auf die Gewässersohle abzusinken. Aus diesem Grunde sind die hohen Tonanteile im Schlamm, die nach dessen Dispergierung im Zuge von Schlämmanalysen gefunden wurden, vor allem eine Folge von Koagulationsvorgängen.

Diese sind um so stärker, je höher die Konzentration von floccungsfördernden Substanzen im Wasser und je intensiver der Teilchenkontakt der Schwebstoffe untereinander ist (SIGG & STUMM 1991). Im Mischwasser der Regenüberläufe ist die Anwesenheit von Flocculanten und Koagulanten vor allem durch dessen hohe Gehalte an gelöster und partikulärer organischer Substanz aus den Haushaltsabwässern (Fäkalien)

Mischwasser unmittelbar
nach der Entnahme

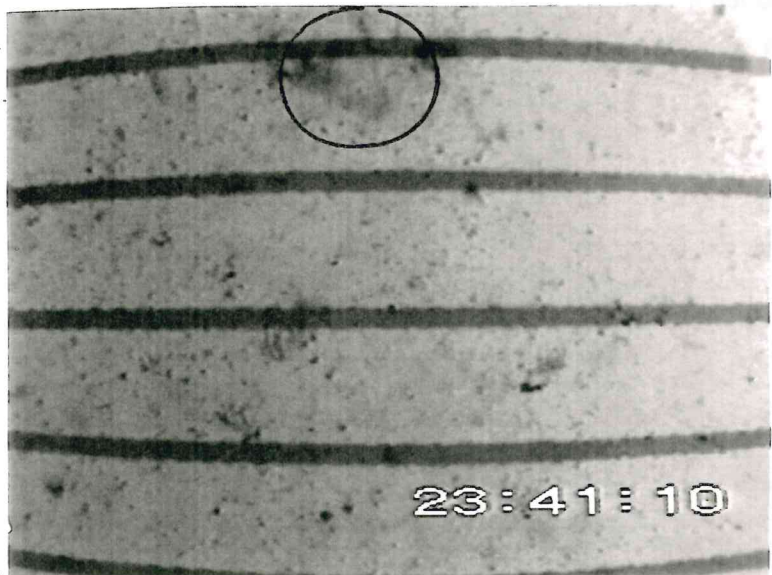


Flockung und Flockensedimentation
im Meßzylinder



beobachtete Partikelaggregation

Fallhöhe 15 mm



Fallhöhe 15 mm

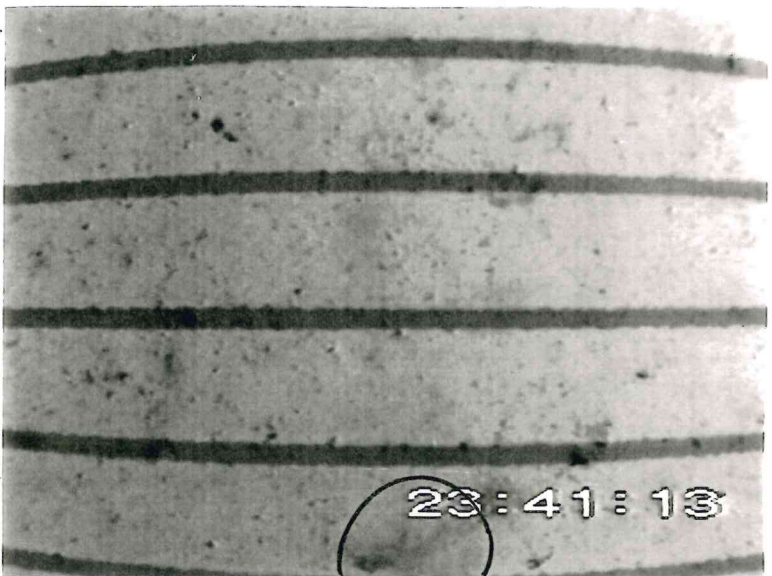


Abb. 5.1.8: Flockenbildung und Sinkgeschwindigkeiten von Schwebstoffen in einer Mischwasserprobe (Ausschnitt aus der Videodokumentation)

gesichert. Angesichts der Vielfalt der in Haushalt, Gewerbe und Industrie eingesetzten Chemikalien und der Verschmutzung des städtischen Oberflächenabflusses ist aber auch die Anwesenheit weiterer Flockungsmittel (z.B. natürliche und synthetische Polymere, Metallsalze, Kalziumkarbonat, u. ä.) wahrscheinlich. In diesem Zusammenhang wirkt sich auch der hohe Salzgehalt des Saalewassers - der sowohl durch geogene Einflüsse als auch durch die Einleitungen von Laugen der Kaliindustrie aus dem Südharz bedingt ist - durch den damit verbundenen hohen Elektrolytgehalt, ebenfalls fördernd auf die Flockungsneigung der Schwebstoffe aus. Da mit steigender Konzentration flockungsfördernder Substanzen im Abwasser auch die Menge absetzbarer Makroflocken wächst, führen Verdünnungen der Abwassereinleitungen durch unbelastetes Flußwasser zu einer - in diesem Fall wünschenswerten - Verringerung ausfallender Makroflocken.

Da aber sowohl der Mühlgraben als auch die Wilde Saale (Peißnitz) durchflußschwache Nebenarme sind, ist deren Fähigkeit zur Abwasserverdünnung gering. Gleichzeitig werden sie aber durch die Vielzahl der einmündenden Regenüberläufe überdurchschnittlich stark mit Abwasser belastet. Daher ist bei Mischwassereinleitungen in beiden Vorflutern mit starken Ausflockungen von Abwasserinhaltsstoffen zu rechnen. Verschärft wird diese Situation in spätsommerlichen Niedrigwasserzeiten, da dann nicht nur die zur Verdünnung notwendige Wassermenge im Mühlgraben kleiner wird, sondern es häufiger auch zu hohen Niederschlagsintensitäten (Sommer- und Herbstgewitter) kommt (Abb. 5.1.19).

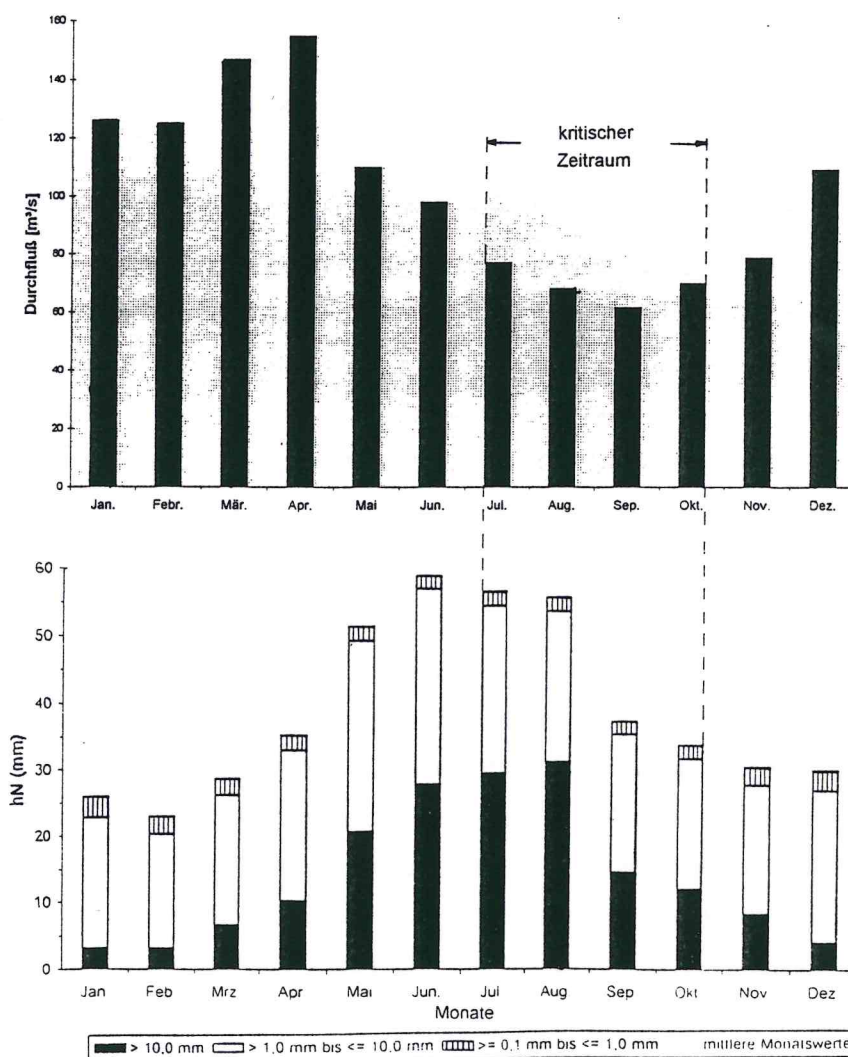


Abb. 5.1.19: Abflußgang der Saale (UP Trotha; 1955-1990) im Verhältnis zur Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet (Station Halle-Kröllwitz; 1951-1990)

Diese führen sowohl zur Erhöhung der Menge der Abschlagwässer aus der Kanalisation als auch zu verstärktem Sedimenteintrag aufgrund von Ausspüleffekten. Dabei werden Schlammablagerungen, die sich in längeren Trockenwetterperioden im Kanalnetz bilden, durch die hohen Regenabflüsse aufgenommen und in den Vorfluter eingetragen (first flush-Effekt). Die Bildung von Schlammablagerungen im Vorfluter erreicht während solcher Phasen maximale Ausmaße, da sich von dem erhöhten Stoffeintrag aufgrund der Niedrigwasserverhältnisse auch noch ein überdurchschnittlich hoher Anteil im Gerinnebett ablagern kann. Der hohe Sedimentationsanteil ergibt sich aus der geringen Verdünnung des Abwassers im Vorfluter und der dadurch verstärkten Bildung absetzfähiger Flocken. Außerdem erreichen wegen der bei Niedrigwasser herabgesetzten Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe auch Flocken mit geringeren Sinkgeschwindigkeiten die Gewässersohle und können sich als Schlamm ablagern.

Die Fähigkeit beider Vorfluter das eingeleitete Abwasser zu verdünnen wird weiter verringert, indem das von der Saale einströmende Wasser bereits durch Einleitungen aus Kläranlagen, teilentsorgten Gebieten und Regenüberläufen aus dem Stadtgebiet vorbelastet ist (Abb. 5.1.11).

Auf die Wirkung abnehmender Abwasserverdünnung kann auch der Verlauf der Schlammbelastung in der Wilden Saale (Peißnitz) zurückgeführt werden, die beginnend von den ersten Abwassereinleitungen zur Mündung hin fast kontinuierlich zunimmt (Abb. 5.1.4). Diese Zunahme läßt sich durch die Additionswirkung der hintereinander liegenden Regenüberläufe erklären, die bei Regen dazu führt, daß der Anteil des eingeleiteten Abwassers in der Wilden Saale (Peißnitz) zur Mündung hin wächst und damit auch der Anteil sich ablagernder Schwebstoffflocken größer wird. In diesem Zusammenhang wirkt sich auch die permanente Vorbelastung der Wilden Saale (Peißnitz) mit dem Abwasser aus der Siedlung Nietleben über den Sau- und Kolonistengraben flockungsfördernd aus.

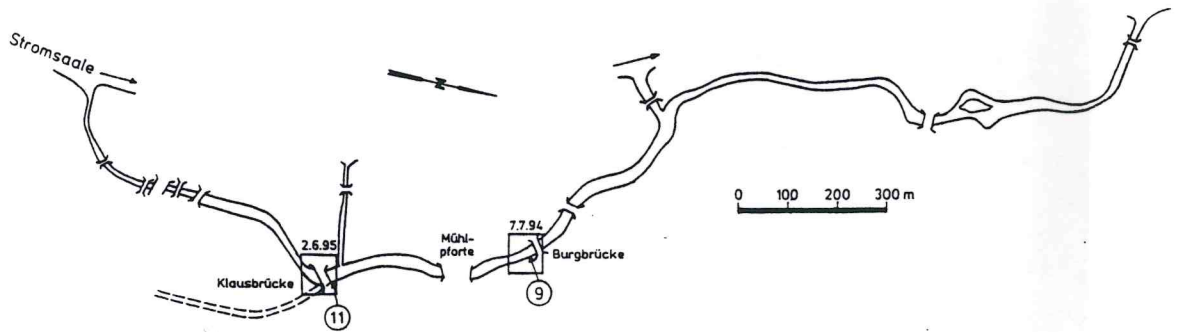
Die Lage der absinkenden Schwebstoffflocken im Vorfluter wird neben der Wassertiefe auch von der Resultierenden aus vertikaler Absinkbewegung der Flocken und ihrer horizontalen Fließbewegung bestimmt. Dabei nimmt der Anteil der Abwasserflocken, der während der Durchflußzeit die Gewässersohle des Vorfluters erreicht mit steigender Flockungsintensität, abnehmender Wassertiefe und nachlassender Fließgeschwindigkeit des Wassers ab. Außerdem sind die hydraulischen Wirkungen des einschießenden Wassers aus den Regenüberläufen zu berücksichtigen. Unter diesen Gesichtspunkten soll im folgenden vor allem die Verteilung der Schlämme im Mühlgraben analysiert werden, die in Abb. 5.1.4 dargestellt ist.

Eine Besonderheit der Verteilung der Schlämme im Mühlgraben ist, daß sich die Maxima der Schlammbelastung entgegen den Erwartungen unterhalb statt oberhalb der stauenden Mühldurchlässe befinden. Angesichts der verstärkten turbulenten Verwirbelung und Durchmischung, die an den Sohlstürzen und Gerinnebettverengungen der Mühldurchlässe auftritt, kann davon ausgegangen werden, daß sich dort wegen des erhöhten Teilchenkontaktes verstärkt absetzbare Makroflocken bilden. Wenn diese anschließend zur Ablagerung kommen, führen sie zu den festgestellten Ablagerungen unterhalb der Mühlpforte und der Steinmühlenbrücke (Abb. 5.1.4). Die Sedimentation der gebildeten Makroflocken nach dem Passieren der Mühldurchlässe wird hauptsächlich durch die Fließgeschwindigkeitsverteilung gesteuert. Aus diesem Grunde werden im Dreiergraben, der entgegen der Fließrichtung vom Mühlgraben abzweigt und u.a. deswegen sehr langsam fließt, (mit 0,21 m/s ca. nur ein Drittel der Stromstrichgeschwindigkeit des Mühlgrabens) extrem mächtige Schlammablagerungen (bis 2,6 m) gefunden. Als ein weiterer Hinweis auf die Notwendigkeit erhöhten Teilchenkontaktes für die Ausflockung der Schwebstoffe ist der Bereich zwischen

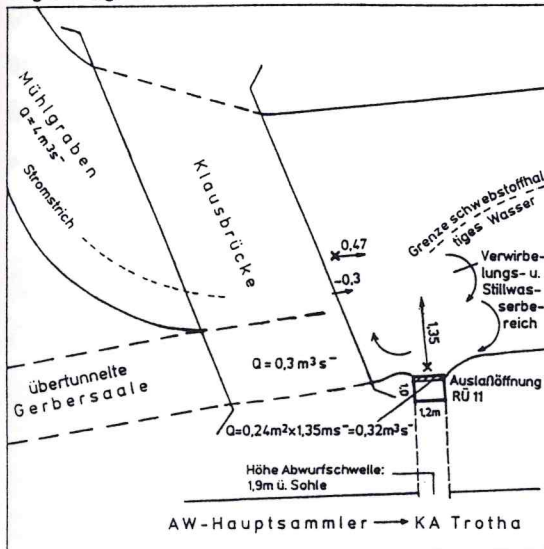
der Mündung der übertunnelten Gerbersaale und Mühlpforte anzusehen. Obwohl dieser Abschnitt durch das Mischwasser aus fünf Regenüberläufen (die noch dazu die geringsten Schwellenhöhen aufweisen, also vergleichsweise oft anspringen; Abb. 5.1.15) passiert wird, läßt sich eine größere Sedimentbelastung nicht feststellen, da eine turbulente Durchmischung des schwebstoffhaltigen Wassers kaum erfolgt, wie am nahezu ungestört fließenden "Schwebstoffband" am rechten Uferrand zu erkennen ist (Abb. 5.1.13). Die Füllung der übertunnelten Gerbersaale mit Sediment bis auf Höhe des Mittelwasserspiegels ist dazu kein Widerspruch, da es sich abweichend von der sonstigen sehr feinkörnigen Konsistenz der Schlämme hier z. g. T. um Sand handelt. Dessen Eintrag aus der Kanalisation wird vor allem durch die geringen Schwellenhöhen der Regenüberläufe in der Gerbersaale (1,4 m über Kanalsohle statt 1,8 - 2,2 m) (Abb. 5.1.15) begünstigt. Ein fluvialer Weitertransport des Sandes in der Gerbersaale hat nur geringe Ausmaße, da dieses Gewässer keine Eigenströmung aufweist und nur das abfließende Regenwasser zur Ausbildung einer Fließbewegung führt. Die einzigen Orte, an denen der sonst typische feinkörnige Schlamm innerhalb der Gerbersaale auftritt, sind jeweils die Verwirbelungsbereiche in Seitennischen (Abb. 5.1.7 u. Abb. 5.1.8) und im Mündungsbereich, in denen sowohl der wiederkehrende Teilchenkontakt, als auch eine reduzierte Fließgeschwindigkeit als notwendige Bedingungen zur Sedimentation, vorhanden sind.

Außerdem ist zu berücksichtigen, daß auch das turbulente Fließen des Abwassers in der Kanalisation bereits zur Bildung von Makroflocken führt, so daß diese nach Zurücklegen einer gewissen Fließstrecke im Vorfluter die Gewässersohle erreichen. Vom Zentrum der Ballung der Regenüberläufe in der Gerbersaale bis zum ersten Maximum der Schlammbelastung auf Höhe der Pfälzer Brücke sind es ungefähr 1000 m Fließstrecke (Abb. 5.1.15). Bei der festgestellten mittleren Fließgeschwindigkeit von ca. 0,5 m/s benötigen diese Schwebstoffe also ca. 2000 s für diese Strecke. Da unter Mittelwasserbedingungen das Wasser in diesem Bereich ca. 1 m tief ist, ergibt sich unter der Annahme, daß die Makroflocken aus den Regenüberläufen der Gerbersaale dieses erste Schlammaximum verursachen, eine mittlere Absinkgeschwindigkeit von ca. 0,5 mm/s für die Flocken. Das ist eine Sinkgeschwindigkeit, die im *in vitro* - Versuch durch ein Großteil der Schwebstoffflocken überschritten wurde. Damit ist es prinzipiell möglich, daß unter der verzögernden Wirkung der horizontalen Fließbewegung des Wassers die Flocken im Mühlgraben diese Absinkgeschwindigkeit erreichen. Die Tatsache, daß das zweite Maximum der Schlammbelastung (unterhalb Steinmühlenbrücke) wiederum ca. 1000 m von der zweiten Ballung der Regenüberläufe auf Höhe Pfälzer Brücke entfernt ist, würde die obige Annahme ebenfalls bestätigen. Die Häufung der Schlämme im sehr viel näheren Dreiergraben läßt sich dagegen ausschließlich auf die dort gefällebedingte, deutlich geringere Fließgeschwindigkeit zurückführen, aufgrund derer die Schwebstoffe schneller als im Mühlgraben die Gewässersohle erreichen. Die gefundene Übereinstimmung zwischen der Konzentration der Regenüberläufe und der erhöhten Schlammbelastung, wäre damit allerdings eher zufällig. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß die Abschlagwässer aufgrund ihrer hohen Fließgeschwindigkeiten auch mineralische Sand- und Kiespartikel eintragen, die unmittelbar im Mündungsbereich der Regenüberläufe im Gerinnebett abgelagert werden. Diese Ablagerung von Grobpartikeln führt über die tendenzielle Verflachung zu verringerten Fließgeschwindigkeiten, so daß ein verstärktes Absetzen der in diese flacheren Bereiche gelangenden Schwebstoffe verständlich wird. Außerdem sind aber auch die hydraulischen Wirkungen der Regenüberlaufeinleitungen zu beachten. So führt das mit vergleichsweise hoher Geschwindigkeit in den Mühlgraben einschießende Abschlagwasser zu Verwirbelungen, Strömungsumkehr und Stillwasserzonen im Mündungsbereich, die dann als Sedimentfalle wirken (Abb. 5.1.16) Im untersuchten Fall des RÜ 11 an der Burgbrücke (07.07.1994/ 10.00 Uhr) verursachte das mit 1,38 m/s in den langsam fließenden

Mühlgraben (1m vom Ufer entfernt 0,13 m/s) einströmende Wasser bis über die Flußmitte hinaus (ca. bis 5 m vom Ufer) eine Strömungsumkehr, die in Ufernähe 0,11 m/s erreichte (Abb. 5.1.20). Damit können dort auch Schwebstoffe aus der Saale und Flocken mit geringer Sinkgeschwindigkeit sedimentiert werden. In den Verwirbelungsbereichen (Abb. 5.1.21) begünstigt die turbulente Durchmischung außerdem das Flockenwachstum.



Regenereignis am 2. 6. 1995 / 13⁵⁵



x Meßpunkt für Fließgeschwindigkeit

Regenereignis am 7. 7. 1994 / 10⁰⁰

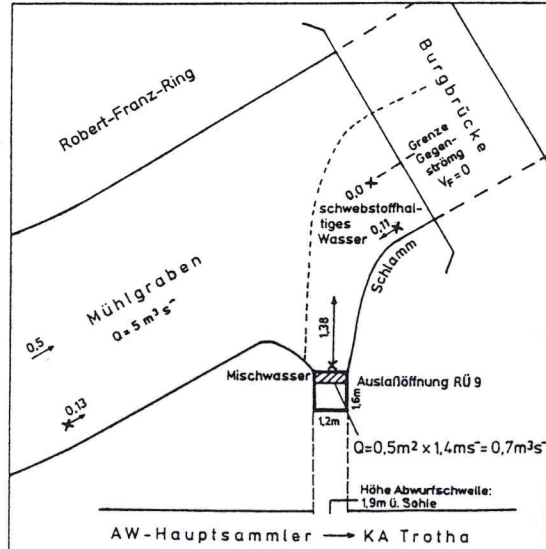


Abb. 5.1.20: Hydraulische Wirkungen von Mischwassereinleitungen aus RÜ in den Mühlgraben

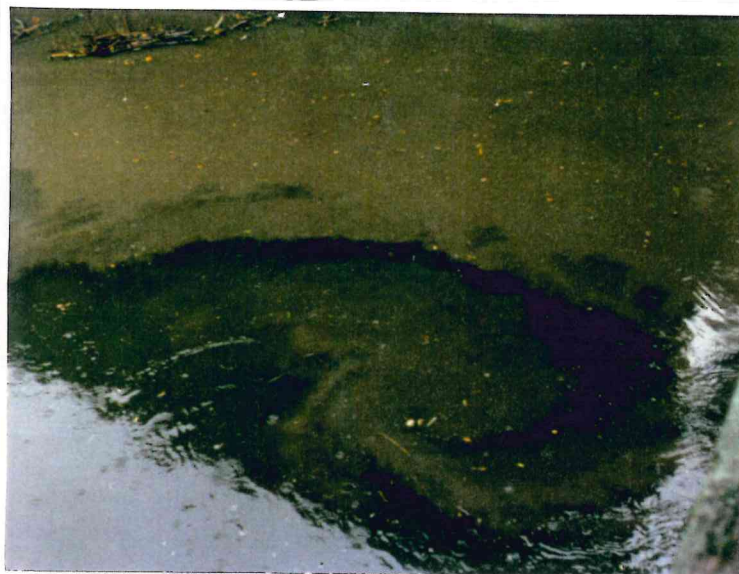


Abb. 5.1.20: Verwirbelung im Mündungsbereich des RÜ 11 infolge einer Mischwassereinleitung

Verstärkenden Einfluß auf die Sedimentation gerade in diesen Bereichen könnte auch die Tatsache haben, daß der durch die einschließenden Abschlagwässer aufgewirbelte Schlamm nach dem Prinzip der in Kläranlagen praktizierten Schlammzugabe - die Absetzgeschwindigkeit der Flocken erhöht. D. h., wenn es durch turbulente Aufwirbelung zur Resuspension der oberen, noch nicht verfestigten Schlammschicht kommt, so führt diese "Schlammzugabe" zur verstärkten Sedimentation der Schwebstoffe und

damit zu weiterer Verflachung. Auf solchen Verflachungen akkumuliert sich häufig Treibgut, das zur weiteren Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit führt (Abb. 5.1.22). Das wiederum bedeutet, daß die Sedimentation der Schwebstoffe im Bereich der Regenüberläufe z.T. durch positive Rückkopplung gekennzeichnet ist und damit selbstverstärkend funktioniert. D. h., wo schon viel Schlamm ist, kommt noch mehr dazu. Im Extremfall kann das bis zur "Selbstverschlammung" der Regenüberlauföffnungen führen



Abb. 5.1.22: Treibgut im Mündungsbereich des RÜ 11 infolge der Schlammakkumulation

(Abb. 5.1.23 a + b). So ist es auch erklärlich, daß in den bereits am stärksten schlammbelasteten Bereichen des Mühlgrabens (Pfälzer Brücke und kurz unterhalb der Steinmühlenbrücke) die Zuwachsraten im Zeitraum 9/91 bis 4/94 am größten waren (Abb. 5.1.15).

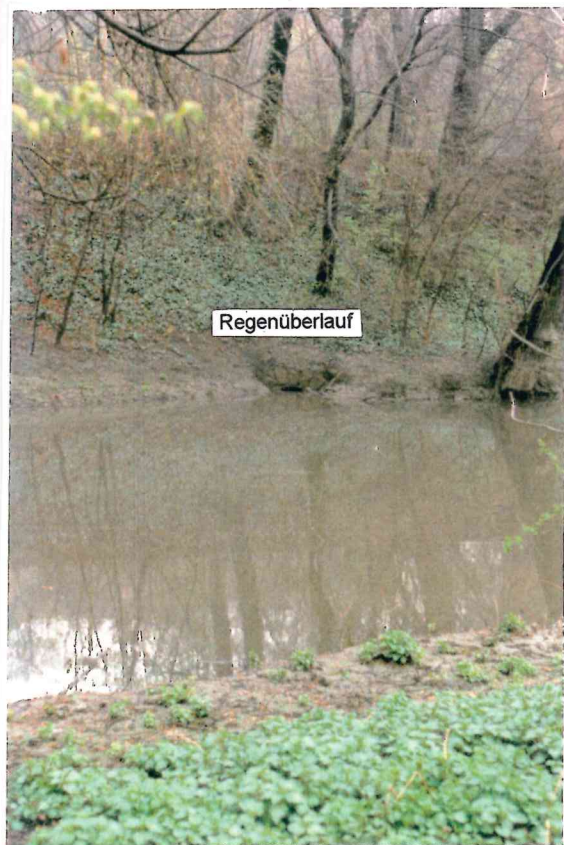


Abb. 5.1.23a: Lage des RÜ 1 am Mühlgraben



Abb. 5.1.23b: Schlammakkumulation im Mündungsbereich des RÜ 1

5.1.5 Fazit der lagebezogenen Untersuchungen

1. Insgesamt läßt sich anhand der Lagebeziehungen der Schlämme zu hydraulischen Gegebenheiten und den Regenüberläufen feststellen, daß sie nicht wie bisher angenommen, vorwiegend durch Schwebstoffe der Saale hervorgerufen werden, sondern vor allem eine Folge niederschlagsbedingter Abwassereinleitungen aus der städtischen Kanalisation sind.
2. Die in den eingeleiteten Mischwässern enthaltenen Wasserinhaltsstoffe sind im Gegensatz zu den Schwebstoffen der Saale in der Lage, durch Flockungs- und Koagulationsvorgänge Sinkgeschwindigkeiten zu erreichen, die es ihnen ermöglichen in den Vorflutern abzusinken sich als Schlamm zu akkumulieren. Diese Flockungsvorgänge konnten in vitro beobachtet und die Sinkgeschwindigkeiten ermittelt werden.
3. Die Verteilung der Schlämme im Gerinnebett der Vorfluter wird dann sowohl durch Faktoren, die die Intensität der Flockenbildung beeinflussen (z. B. Gerinnebettmorphologie und Wassergüte der Saale) als auch durch hydraulische Bedingungen im Vorfluter (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Durchfluß, Strömungsverhältnisse etc.) gesteuert. Damit sind auch die Besonderheiten der Ablagerung, die scheinbar im Widerspruch zu den hydraulischen Bedingungen stehen, erklärbar.
4. Aufgrund des hohen Feinkornanteils dieser Schlämme sind für deren Remobilisierung deutlich höhere Fließgeschwindigkeiten erforderlich, als die zur Ablagerung führenden Grenzgeschwindigkeiten. Diese Tatsache begünstigt die starke Akkumulation der Schlämme und wird in Kap. 5.4 näher untersucht.
5. Zur überdurchschnittlich starken Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) führen vor allem die folgenden, sowohl anthropogenen als auch natürlichen Einflußfaktoren:
 - Das Entstehen absetzbarer Schwebstoffflocken und der Anteil der sich davon im Vorfluter ablagert, ist um so größer, je geringer das eingeleitete Abwasser im Vorfluter verdünnt wird. Deshalb ist die starke Konzentration der Regenüberläufe auf die durchflußschwachen Nebenarme eine Hauptursache für deren massive Verschlammung. Da es durch die Verschlammung gleichzeitig zur Reduzierung der durchfließenden Wassermenge kommt, ist mit tendenziell zunehmender Schlamm Bildung zu rechnen. Dieser Zusammenhang gilt auch für permanente Abwassereinleitungen wie z. B. aus Kläranlagenabläufen, wie sich vor allem am Beispiel der Weißen Elster, der Reide und des Kotgrabens im Stadtgebiet zeigen läßt.
 - Das anthropogen bedingte, ungünstige Verhältnis von Abwasserbelastung und Durchfluß wird bei niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen über Regenüberläufe jedoch durch das natürliche Verhältnis der Jahresniederschlagsverteilung zum Abflußregime der Vorfluter zusätzlich verschlechtert. Die zeitliche Überlagerung der sommerlichen Starkregenhäufung mit der Niedrigwasserführung der Vorfluter führt dazu, daß sowohl der Schwebstoffeintrag als auch der Anteil der sich davon im Vorfluter ablagert, in diesen Perioden maximal ist.
 - Gleichzeitig fördern der hohe geogen und anthropogen bedingte Salzgehalt der Saale und deren Vorbelastung mit kommunalen Abwässern zusätzlich die Flockungserscheinungen und damit die Bildung der Schlammablagerungen.

5.2 Bilanzierung der Masse der Schlammablagerungen

Nach der Diskussion möglicher Ursachen für die räumliche Korrespondenz zwischen der Schlammbelastung im Gerinnebett und der Lage der Regenüberläufe am Vorfluter (Kap. 5.1) soll im folgenden überprüft werden, inwieweit der kanalisationsgebundene Stoffeintrag auch die enorme Menge der abgelagerten Schlämme erklären kann. Dazu wird der Stoffeintrag, der durch die verschiedenartigen Abwassereinleitungen in den Mühlgraben und die Wilde Saale (Peißnitz) erfolgt, mit Hilfe von Angaben aus dem Bereich der Abwassertechnik und eigenen Messungen überschlägig berechnet und anschließend mit der gemessenen Schlammmenge in den Vorflutern verglichen. Nach den Umrechnungen der Schlammvolumina in Trockenmassen, werden im folgenden die Grundlagen des Berechnungsmodells zur Ermittlung der Abwasserstofffrachten und dessen Anwendung auf die Verhältnisse am Mühlgraben und an der Wilden Saale (Peißnitz) dargestellt.

5.2.1 Schlamm Massen in Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz)

Um das ermittelte Volumen der Flußschlämme (Tab. 5.1.1) mit der Masse an Abwasserinhaltsstoffen vergleichen zu können, die innerhalb eines bestimmten Zeitraumes über die Kanalisation in die Vorfluter gelangen (Stofffracht), muß zuerst die Masse der Schlämme ermittelt werden. Da sich die Ermittlung der Abwasserstofffracht auf die *Trockenmasse* an gefilterten Feststoffen aus dem Abwasser bezieht (vgl. Methodik der Bestimmung des Schwebstoffgehaltes Kap. 4.5.1), darf zum bilanzierenden Vergleich mit dem Schlamm, auch nur die Masse dessen Masse an *Trockensubstanz* (Feststoffe) und nicht seine Gesamtmasse, die ja auch den Wasseranteil enthält (Naßgewicht), benutzt werden. Zur Umrechnung der Schlammvolumina in Feststoffmassen muß also an repräsentativen Proben der mittlere Gehalt an Trockensubstanz im Schlamm [Feststoffmasse/Volumen] bestimmt werden. Dazu wurden Schlammproben aus einer Tiefe von 0 - 30 cm, aus verschiedenen Bereichen des Mühlgrabens (4 Standorte, Abb. 5.1.3; Profile: 2036, 1500, 1346, 396) und der Wilden Saale (Peißnitz) (3 Standorte, Abb. 5.1.3; Profile: 1620, 1250, 310) entnommen und auf die in Tab. 5.2.1 aufgeführten Parameter analysiert.

Tab. 5.2.1: Trockensubstanz-, Feststoff- und Wassergehalt der oberen Schicht der Schlammablagerungen des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)					
Schlamm aus 0 - 30 cm Tiefe		Naßgewicht	Gehalt an Trockensubstanz (Feststoffgehalt)	Feststoffgehalt [% des Naßgewichts]	Wassergehalt [% des Naßgewichts]
1 l Frischschlamm	MW	1300 g	412 g/l	31,7 m%	68,3 m%
(n=7)	Min.	1230 g	261 g/l	20,1 m%	79,9 m%
	Max.	1320 g	598 g/l	46,0 m%	54,0 m%

Da uns aus technischen Gründen keine tiefendifferenzierte Entnahme der Schlammproben möglich war, aber durchaus Veränderungen im Verhältnis von Wassergehalt zum Feststoffanteil mit zunehmender Tiefe zu erwarten waren, wurden dazu vorhandene Fremddaten ausgewertet (Tab. 5.2.2; Daten aus ITW 1992A):

Tab. 5.2.2: Feststoff- und Wassergehalt im Schlamm des Mühlgrabens in verschiedenen Tiefen *

Entnahmetiefe [cm unter Oberfläche]		Anzahl beprobter Standorte (n)	Feststoffgehalt [% d. Naßgewichts]	Wassergehalt [% d. Naßgewichts]
0 - 35	MW	10	36,6	63,4
	Min.		20	35
	Max.		65	80
35 - 70	MW	8	41,1	58,9
	Min.		27	32
	Max.		68	73
60 - 100	MW	5	54,8	45,2
	Min.		37	20
	Max.		80	63
Mittelwert 0 - 100 **	MW	23	41,8	58,2
	Min.		20	20
	Max.		80	80

* Daten aus ITW 1992A; ** v. A. berechnet

Der Vergleich der Werte aus Tab. 5.2.1. und Tab. 5.2.2 für den Tiefenbereich 0 - 35 cm zeigt, daß sich die mittleren Feststoffgehalte beider Untersuchungen weitgehend bestätigen und der oberflächennah entnommene Schlamm zu rund einem Drittel seiner Masse aus Feststoffen und zu zwei Dritteln aus Wasser besteht. In den von uns untersuchten Schlammproben entsprach diesem Feststoffgehalt eine mittlere Dichte (Naßdichte) von 1,3 kg/l (= t/m³). Im Durchschnitt enthielt ein Liter Frischschlamm 412 g Trockensubstanz (TS) (= 412 kg TS/m³).

Tab. 5.2.2 zeigt, daß der Wassergehalt erwartungsgemäß mit zunehmender Tiefe abnimmt und bereits in einem Meter unter der Schlammoberfläche nur noch knapp die Hälfte des Naßgewichts ausmacht. Diese Abnahme wird auf die Entwässerung infolge des Drucks der auflastenden Schlämme zurückgeführt. Die Auswertung einer Bohrung bis in 2,5 m Tiefe (ITW 1992A) zeigt, daß diese Tendenz anhält und sich das Wasser-Feststoff-Verhältnis im Vergleich zur obersten Schlammschicht umkehrt. Damit besteht der Schlamm in 2,5 m Tiefe bereits zu zwei Dritteln seiner Masse aus Feststoff und nur noch zu einem Drittel aus Wasser. Für die anschließend dargestellten Massenbilanzierungen werden diese unterschiedlichen Gehalte an Feststoff bzw. Trockensubstanz in den verschiedenen Schlammtiefen berücksichtigt.

So werden für die obersten (unverfestigten) 0 - 50 cm des Schlammkörpers und für frisch abgelagerte Schlämme die gemessenen 412 g Trockensubstanz/l (Tab. 5.2.1) benutzt, da sie über den prozentualen Feststoffgehalt indirekt auch durch die Analysen des ITW gestützt werden (Tab. 5.2.2). Damit enthält 1m³ Schlamm bei einem Gewicht von 1,3 t insgesamt 412 kg mineralische und organische Feststoffe. (Da diese Feststoffe auch die Trägersubstanz für die partikulär gebundenen Schwermetalle darstellen, ist bei der Ermittlung der absoluten Metallgehalte im Schlamm auch nur dieser Feststoffanteil des Schlammes zu berücksichtigen.)

Für die von uns nicht beprobten Schlammtiefen fehlen Meßwerte für den Gehalt an Trockensubstanz, so daß dieser überschlägig ermittelt werden mußte. Dazu wurde der Feststoffgehalt des Schlammes über die gesamte Tiefe (0 - 100 cm) gemittelt und auf die Naßdichte der obersten Schlammschicht bezogen. Der sich ergebende Feststoffgehalt von 41,8 m% (Tab.5.2.2) in einem Liter Schlamm (Naßgewicht = 1300 g) entspricht somit einer Masse von 543 g (543 kg Trockensubstanz pro

Kubikmeter Schlamm). Da sich durch den größeren Feststoffgehalt auch die Dichte der unterlagernden Schlämme erhöht, ist der sich aus der Dichte ableitende Gehalt an Trockensubstanz vermutlich noch größer. Aufgrund fehlender Daten wird dieser Umstand durch die Aufrundung auf 550 kg TS/m³ Schlamm berücksichtigt.

Bei den folgenden Umrechnungen der Schlammvolumina auf den Gehalt an Trockensubstanz wird für bereits abgelagerten Schlamm im Mühlgraben und in der Wilden Saale (Peißnitz) der Mittelwert über alle Tiefen (550 kg TS/m³) benutzt. Bei der Massenermittlung für das Schlammvolumen, das im Zeitraum 10/91 bis 5/94 im Mühlgraben akkumuliert wurde, wird davon ausgegangen, daß der Zuwachs durch Schlämme hervorgerufen wurde, die sich oberflächlich auf dem "alten" Schlammkörper ablagern haben und daher einen hohen Wassergehalt aufweisen. Für dieses Differenzvolumen (Tab. 5.1.3) wird deshalb der für oberflächennahe Schlämme ermittelte Gehalt an Trockensubstanz von 412 kg/m³ zugrunde gelegt. Damit ergeben sich für die einzelnen Schlammvolumina die in Tab. 5.2.3 aufgeführten Trockenmassen.

Schlammbelastung	Mühlgraben 10/91 *	Mühlgraben 5/94	Mühlgraben 10/91 - 5/94	Mühlgraben Zuwachs/ a	Wilde Saale (Peißnitz) 6/94:
Frischschlammvolumen [m ³]	21 041	25 888	+4 847	1 939	36.624
Trockenmasse [t]	11 573	14 238	+1 997	799	20 143

* errechnet aus ITW 1992A ; alle Angaben in der letzten Stelle gerundet

5.2.2 Ermittlung des Umfangs kanalisationsgebundenen Stoffeintrags in die Vorfluter

5.2.2.1 Quellen und Wirkungsweise von Stoffeinträgen aus der Kanalisation

Die Menge der Sinkstoffe, die dem Vorfluter über Abwässer aus der Kanalisation zugeführt wird, hängt von der Schwebstofffracht der Abwassereinleitungen und dem Anteil an Stoffen im Abwasser ab, die unter den hydraulischen Bedingungen im Vorfluter sedimentieren können. Die Schwebstofffracht ist dabei das Produkt aus dem Volumen des zugeführten Abwassers und dessen Schwebstoffkonzentration (Verschmutzungsgrad). Zur Erfassung des Gesamtumfangs des Stoffinputs aus der städtischen Kanalisation in den Vorfluter müssen diese Größen sowohl für die permanent erfolgenden Indirekteinleitungen als auch für die episodischen Regentlastungen aus der Misch- und Trennkanalisation abgeschätzt werden.

Dabei wird davon ausgegangen, daß sich das Volumen der Indirekteinleitungen teilentsorgter Gebiete relativ einfach aus dem mittleren Wasserverbrauch der Einwohner und der Einwohnerdichte dieser Gebiete abschätzen läßt. Zur Beurteilung der Verschmutzung dieser Abwässer wird auf Angaben aus dem Bereich der Abwassertechnik zurückgegriffen. Schwieriger ist jedoch das Volumen der niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen aus den Regenüberläufen und -kanälen in die Vorfluter abzuschätzen, da dessen Größe durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird zu denen u. a. die Charakteristik des Niederschlaggeschehens, Art, Aufbau und Zustand der Entwässerungsanlagen

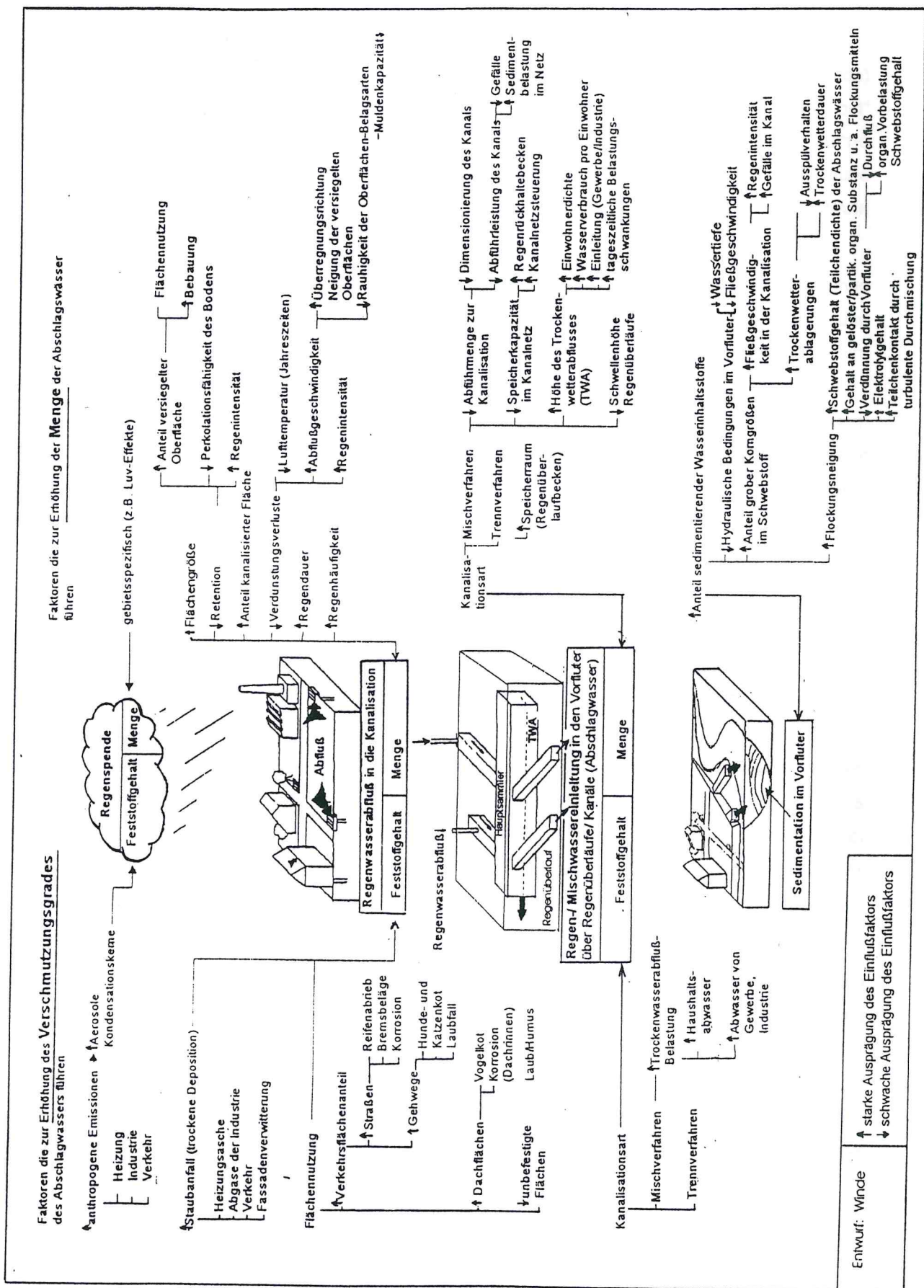


Abb. 5.2.1: Einflussfaktoren auf Menge und Verschmutzung des Regenwasserabflusses von städtischen Oberflächen als Ursache der Schlammbelastung urbaner Vorfluter

sowie durch die Oberflächeneigenschaften des Abflußgebietes gehören. Eine Zusammenstellung der in der Literatur erwähnten Einflußfaktoren zeigt Abb. 5.2.1.

Danach wird die Menge des Regenwassers, die über die Kanalisation in die Vorfluter gelangt, vor allem von Höhe und Intensität der im Einzugsgebiet fallenden Niederschläge (Regenspende) bestimmt. Neben den atmosphärischen Aerosolen und Kondensationskernen, die als „wash out“ bereits den fallenden Niederschlag Regen verschmutzen (PIETSCH & KAMIETH 1991, SUKOPP & WITTIG 1992, UBA 1985), führen vor allem die auf der Stadtoberfläche abgelagerten Sedimentationsstäube zur massiven Feststoffanreicherung des abfließenden Regenwassers (PECHER 1974, HELLMANN 1975B, LAUTRICH 1980, HELLMANN 1986, GUNKEL 1993).

Dabei betrug, nach Untersuchungen des Umweltbundesamtes, die Belastung Mannheims zwischen 500 kg und 2200 kg Sedimentationsstaub pro Hektar und Jahr, wobei die mittlere Belastung (Mannheim 1976 - 1984) bei ca. 730 kg/ha a ($200 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$) lag (UBA 1985). Diese Belastung war im Stadtgebiet von Halle deutlich höher, wie die vor 1990 gemessenen Depositionsraten von bis zu 11 Tonnen Sedimentationsstaub pro Hektar und Jahr ($440 - 3050 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$; LAUER u. A. 1993) zeigen. Neben der Nähe zu industriellen Großemittenten wie Buna und Leuna, war für diese massive Staubbelastung auch der Eintrag von Heizungsasche aus der weit verbreiteten Einzelhaus-Kohlefeuerung und die starke Fassadenverwitterung verantwortlich. Dieser Eintrag dürfte mit dem Rückgang der industriellen Emissionen und der Umstellung der Heizungsanlagen tendenziell zurückgehen.

Angesichts der seit 1990 stark zunehmenden Bautätigkeit ist aber der Eintrag von abgespültem Erdaushub und Abrißstäuben über die Kanalisation in die Vorfluter nicht zu unterschätzen, wie bereits in Kap. 3.4.1.3.2 dargelegt wurde. Zusätzlich wird das von den Straßen abfließende Regenwasser durch die Abspülung verkehrsbedingter Ablagerungen, wie Reifenabrieb, Bremsbelagstäube, Korrosionspartikel, Kraftstoffe und Streusalzanwendungen etc. verschmutzt und mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen kontaminiert (KRAUTH 1970, SCHUHMACHER 1989, 1993, FÖRSTNER & WITTMANN 1983, KRAUTH & STOTZ 1992, MARTENS 1992, STRIEBEL 1993). Aus diesem Grund ist der Verschmutzungs- und Kontaminationsgrad abfließenden Regenwassers z. T. höher als der des Rohabwassers in der Kanalisation (PECHER 1974). Mit der seit 1990 zunehmenden Verkehrsbelastung ostdeutscher Städte ist aus dieser Quelle mit einem ansteigenden Schadstoffangebot zu rechnen.

Durch den hohen Versiegelungsgrad der Kernstadtbereiche gelangt dort ein überdurchschnittlich hoher Anteil des fallenden Niederschlags zum Abfluß. Bei der zunehmenden baulichen Verdichtung ist auch in dieser Hinsicht keine Verringerung der Vorfluterbelastung durch etwaige Maßnahmen zur Flächenentsiegelung zu erwarten. Die Möglichkeiten der Verringerung des Schmutzwasserzuflusses zur Kanalisation durch separate Verrieselung der Dachabflüsse werden häufig durch den hohen Kontaminationsgrad des Regenwassers begrenzt (FÖRSTNER & WITTMANN 1983, LESCHBER & PERNAK 1992, GEIGER 1993, STRIEBEL 1994).

Neben den Depositionen auf den versiegelten Oberflächen hat vor allem die Art der Regenentwässerung Einfluß auf den Feststoffgehalt der niederschlagsbedingten

Abwassereinleitungen in die Vorfluter. Bei einer von den kommunalen Abwässern getrennten Ableitung des Regenwassers (**Trennkanalisation**) wird dessen gesamte Stofffracht dem Vorfluter zugeführt. Demgegenüber fließt bei einer gemeinsamen Abführung mit den Haushalts- und Gewerbeabwässern (**Mischkanalisation**) das verschmutzte Regenwasser der Kläranlage zu (indirekte Vorfluterbelastung). Wenn allerdings die zulaufende Regenwassermenge das Zwei- bis Dreifache des Trockenwetterabflusses (TWA) im Hauptsammler übersteigt, wird die zulaufende Restmenge als Gemisch aus Rohabwasser und Oberflächenabfluß ("Mischwasser") in den Vorfluter abgeschlagen. Das geschieht über Auslaßöffnungen, sogenannte Regenüberläufe, die sich in bestimmter Höhe über der Sohle des Abwasserkanals ("Schwellenhöhe") befinden (Abb. 5.1.14). Die geringste Regenintensität, die zum Anspringen der Regenüberläufe führt, wird als **kritische Regenspende** ($r_{krit.}$ [mm/h]) bezeichnet. Mit zunehmender Regenintensität wächst also die Menge des abzuschlagenden Mischwassers. Da die kritische Regenspende neben der Intensitätsverteilung der Niederschläge auch von der Dimensionierung des Kanalnetzes und dem Abflußbeiwert des Einzugsgebietes abhängt, ist sie ein gebietspezifischer Wert. Synonym dazu kann das Mischverhältnis benutzt werden, das angibt, wieviel Teile Regenwasser pro Teil Rohabwasser das Kanalnetz aufnehmen kann, ehe dieses Mischwasser über Regenüberläufe in den Vorfluter entlastet wird. In der Regel geht man bei Überlaufereignissen von einem Mischverhältnis zwischen 1 +2 und 1 + 3 aus, d. h. auf ein Teil Rohabwasser kommen 2 bzw. 3 Teile Regenwasser (GEIGER 1992). Durch Einbau von Regenrückhaltebecken (LAUTRICH 1980, GARBRECHT & MERTENS 1992) bzw. durch Einsatz belastungsabhängiger Kanalnetzsteuerung (BECKER u. A. 1992, FÜHRBÖTER & MITTELSTÄDT 1992, HAHN & BEICHERT 1992) kann die Speicherkapazität im Netz erhöht und die Abschlaghäufigkeit und -menge reduziert werden.

Da aus der Mischkanalisation immer nur der obere - relativ schwebstoffarme - Teil des Abwassers über die Wehrkronen der Regenüberläufe in die Vorfluter fließt ist das entlastete Abwasser im Durchschnitt schwebstoffärmer als das Regenwasser der Trennkanalisation (PECHER 1974, GILBERT 1994). Allerdings ist aufgrund des Fäkalanteils aus den Haushaltsabwässern dessen Gehalt an organischer Substanz deutlich höher als im Regenwasser der Trennkanalisation. Dort führen nur abgespülte Boden- und Humuspartikel von unversiegelten Freiflächen, Vegetationsreste und der Kot von Hunden, Katzen und Vögeln u. ä. zu organischen Schwebstoffanteilen (GUNKEL 1993).

Besonders starke Stoffeinträge in die Vorfluter werden durch sogenannte Spülstoßeffekte ("first flush effects") in der Mischkanalisation verursacht. Dabei werden durch plötzlich auftretende Starkniederschläge die Schlammablagerungen im Kanalnetz, die sich dort während länger andauernder Trockenwetterperioden gebildet haben, stoßartig remobilisiert und in die Vorfluter eingespült. Die Intensität der first - flush - Effekte wächst mit der Sedimentbelastung im Kanalnetz und Stärke des Niederschlages. Deshalb führen insbesondere längere sommerliche Trockenwetterperioden, in denen sich verstärkt Schlammablagerungen im Kanalnetz bilden, in Verbindung mit kurzen heftigen Niederschlägen (Gewitter) zu besonders starkem Stoffeintrag in die Vorfluter. Außerdem wird durch die Schlammablagerungen im Hauptsammler die Abflußleistung des Kanals verringert, so daß es schon bei niedrigen Regenintensitäten zu Mischwasserabschlägen in den

Vorfluter kommt. Tageszeitliche Schwankungen der Höhe des Trockenwetterabflusses (bis zu 40 cm) (mdl. Mitt. Herr Senst 1995, Hallesche Wasser und Abwasser GmbH) können im Extremfall auch Abwassereinleitungen bei Trockenwetter verursachen (Abb. 5.1.12).

5.2.2.2 Verfahren zur Abschätzung des Stoffeintrages aus der Kanalisation

Entsprechend der dargelegten Wirkungsweise der niederschlagsgebundenen Abwassereinleitungen wird in Anlehnung an PECHER (1974) und HELLMANN (1975B) folgendes Verfahren zur Ermittlung der dadurch verursachten Schlammbelastung von Vorflutern vorgeschlagen:

1. Abgrenzung und Charakterisierung des Einzugsgebietes

Unter Einzugsgebiet soll hier die Fläche verstanden werden, aus der den Regenüberläufen bzw. -kanälen die in die untersuchten Vorfluter münden, Regen- bzw. Abwasser zuläuft. Sie kann anhand der Lage der Abwasserkanäle in entsprechenden Karten hinreichend genau umgrenzt und ausgemessen werden. Die Flächengröße muß getrennt nach Kanalisationsart (Entwässerungsverfahren) erfaßt werden. Zur später benötigten Abschätzung des Versiegelungsgrades ist eine topographische Zuordnung und eine zumindest grobe Erfassung der Flächennutzung notwendig. Außerdem muß anhand von Isohypsen die Neigung des Einzugsgebietes abgeschätzt werden können.

2. Ermittlung der Regenspende im Einzugsgebiet

Die Regenspende im Einzugsgebiet der Kanalisation ergibt sich aus der Umrechnung des Gebietsniederschlags der in Millimetern pro Jahr angegeben wird, in Kubikmeter Regenwasser pro Hektar Einzugsgebiet. Wegen des Fehlens räumlich hoch auflösender Daten werden dazu i. d. R. die mittleren langjährigen Jahresniederschlagssummen der nächstliegenden meteorologischen Beobachtungsstation verwendet. Stadtteilbedingte Differenzierungen der Regenspende durch Luv/Lee-Effekte, variierende Überregnungsrichtung und Zuggeschwindigkeiten der Regenfronten (Auswirkungen vgl. BECKER u. A. 1992) bleiben unberücksichtigt. Außerdem wird der Niederschlagsanteil der nicht als Regen fällt (sondern z.B. als Schnee) und dadurch ein anderes Abflußverhalten aufweisen kann, nicht gesondert behandelt, da er unter den lokalklimatischen Verhältnissen vernachlässigbar ist.

3. Ermittlung des in die Kanalisation fließenden Anteils der Niederschläge (Abflußbeiwert)

Von den fallenden Niederschlägen wird nur der Teil abflußwirksam, der im Einzugsgebiet auf versiegelte Oberflächen fällt und dort nicht versickert oder verdunstet. Er wird als Regenabfluß bzw. Regenabflußspende bezeichnet. Sein Verhältnis zum Niederschlag wird als Abflußbeiwert bzw. Abflußkoeffizient (Wert zwischen 0 - 1) bezeichnet. Er ist um so größer je schneller die Niederschläge von diesen Flächen abfließen. Dadurch wird der Anteil der Niederschläge der in die Kanalisation fließt, mit zunehmender Neigung des Einzugsgebietes größer. Hohe Oberflächenrauigkeiten und große Muldenkapazitäten des Einzugsgebietes führen zur Verringerung des Regenwasserabflusses. Außerdem wirkt auch die Überregnungsrichtung in Bezug auf die Neigung des Einzugsgebietes

abflußmodifizierend (BECKER U. A. 1992). Im Vergleich zu Versiegelungsgrad und Neigung der Oberfläche sind die letztgenannten Einflüsse jedoch vernachlässigbar. Damit wird der Abflußbeiwert (Verhältnis von Abfluß zu Niederschlag) nur durch Berücksichtigung des Versiegelungsgrades und der Neigung des Einzugsgebiets ermittelt. Zur Ermittlung des versiegelungsabhängigen Anteils des Niederschlages (Versiegelungsfaktor) werden in Anlehnung an PECHER (1974) UND PIETSCH & KAMIETH (1991) folgende Werte verwendet (Tab. 5.2.4):

Stadtbereich	Versiegelungsgrad [%]	Versiegelungsfaktor
Stadttrand	25	0,25
Neubaugebiet	50	0,50
Kernstadtbereich	100	1,0

Der Einfluß der Neigung (resp. Verdunstung) auf den Abfluß wird bei PECHER 1974 und HELLMANN 1975b durch die Einteilung der Einzugsgebiete in stark und schwach geneigt berücksichtigt. Eine explizite Zuordnung von Gefälleangaben erfolgt nicht. Aus den Angaben Pechers und Hellmanns läßt sich folgende Zuordnung der Abflußreduzierung zur Neigung des Einzugsgebietes und der damit verbundenen Reduzierung des abfließenden Niederschlaganteils (Neigungsfaktor) ableiten (Tab. 5.2.5):

Neigung des Einzugsgebiets	Abfluß vom Niederschlag [%]	Neigungsfaktor
schwach geneigt	60	0,6
mittelstark geneigt	70	0,7
stark geneigt	80	0,8

Die Regenabflußspende wird durch Multiplikation der Jahresregenspende mit dem Abflußbeiwert errechnet.

4. Ermittlung der Abschlagwassermenge

Als Abschlagwasser wird der Teil der Regenabflußspende bezeichnet, der aus der Trenn- bzw. Mischkanalisation in den Vorfluter gelangt.

Bei Gebieten mit *Trennkanalisation* beträgt dieser Anteil 100 %, da i. d. R. der gesamte Oberflächenabfluß über Regenkanäle in den Vorfluter geleitet wird. Damit entspricht die Abschlagwassermenge der Menge des oberflächlichen Regenwasserabflusses.

Bei Gebieten mit *Mischkanalisation* führen nur die Niederschläge mit Intensitäten über der kritischen Regenspende zur Einleitung von Mischwasser in die Vorfluter. Die kritische Regenspende kann anhand des Mischverhältnisses der Abschlagswässer ermittelt werden, das i. d. R. 1 + 2 bis 1 + 3 beträgt. Dieses Mischverhältnis bedeutet, daß bei einem Regenzufluß aus dem Einzugsgebiet, der doppelt bzw. dreimal so hoch ist, wie der Trockenwetterabfluß im Hauptsammler, das Mischwasser beginnt, über die Regenüberläufe in den Vorfluter zu fließen. Wenn der Trockenwetterabfluß bekannt

ist, kann diesem Regenzufluß durch Bezug auf die Flächengröße und den Abflußbeiwert des Einzugsgebietes die entsprechende Regenintensität (= kritische Regenspende) zugeordnet werden. Aus der Differenz der Abflüsse im Hauptsammler bei Trocken- und bei Regenwetter, läßt sich sowohl das genaue Mischverhältnis, als auch die kritische Regenspende ermitteln. Aus der Verteilung der Niederschlagsintensitäten im Einzugsgebiet (Regenspendedauerlinie) ist ablesbar, welchen Anteil an der Jahresniederschlagsdauer die Regenereignisse oberhalb der kritischen Regenspende betragen. Der Anteil der dadurch begrenzten Fläche an der Gesamtfläche unter der Regenspendedauerlinie entspricht dem Anteil der Regenereignisse oberhalb der kritischen Regenspende an der jährlichen Niederschlagsmenge.

Das Abwasservolumen aus teilentsorgten Gebieten (*Indirekteinleitungen*) ergibt sich aus dem mittleren Wasserverbrauch pro Einwohner und Jahr und der Einwohnerdichte dieses Gebietes.

5. Ermittlung des Stoffeintrages

Die dem Vorfluter über Regenentlastungen innerhalb eines Jahres zugeführte Masse an Stoffen wird als jährliche Stofffracht bezeichnet. Sie ist das Produkt aus dem Volumen des entlasteten Regenwassers pro Jahr (siehe Berechnungsschritt 3) und der Stoffkonzentration.

Es sollen nur die Stoffe im Abwasser berücksichtigt werden, die zur Schlamm- bildung beitragen können. Dazu gehören neben den mineralischen Partikeln mit der erforderlichen Korngröße (Sand), auch alle dispers und kolloidal verteilten Feststoffe, die durch Flockungs- und Koagulationsprozesse sedimentieren können. PECHER (1974) gibt dazu die Konzentration an Feststoffen und abfiltrierbaren Stoffen im Abwasser an (Tab. 5.2.6), die sich je nach Herkunft und Kanalisationsart z. T. erheblich unterscheiden.

mittlere jährliche Stoffkonzentration	häusliches Rohab- wasser	Abwasser aus der Misch- kanalisation			Abwasser aus der Trenn- kanalisation		
		Min.	MW	Max.	Min.	MW	Max.
[mg/l]	MW						
Feststoffe	1200	371	511	1741	434	1390	15322
abfiltrierbare Stoffe	600	90	313	733	165	773	6374
BSB₅	400	64	94	389	7	40	609

Für die Berechnung der Stofffrachten im Untersuchungsgebiet wird der Feststoffgehalt benutzt, da er im Gegensatz zum Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen auch die Partikel unter 3 µm, also die gesamte Tonfraktion einschließt. Da diese Kleinstpartikel über die beschriebenen Koagulations- und Flockungsvorgänge (Kap. 5.1.4) auch an der Schlamm- bildung beteiligt sind und im Durchschnitt 42 Prozent der Masse des Mühlgrabenschlamm- s ausmachen, würde die Verwendung der AfS- Konzentration bei den Frachtberechnungen zu geringe Stoffeinträge anzeigen.

Da der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen aber einfacher als der Feststoffgehalt zu bestimmen ist, wurde dieser Wert bei den stichprobenartigen Abwasseruntersuchungen im Untersuchungsgebiet

benutzt. Aus dem Vergleich zu den Werten in Tab. 5.2.6 konnte dann eingeschätzt werden, ob die von Pecher angegebenen Größenordnungen auch unter den lokalen Verhältnissen gültig sind.

Je nach Kanalisationsart unterscheiden sich naturgemäß die Gehalte an organischer Substanz im Abwasser (Kap.5.2.2). Aus diesem Grunde müßte Schlamm, der durch verschiedene Abwassereinleitungen verursacht wird, auch verschieden große Gehalte an organischer Substanz aufweisen. Damit ist es möglich, über den Vergleich der Anteile an organischer Substanz in den Schlämmen mit denen der schlammbildenden Stoffe im Abwasser, auf die Herkunft der Schlämme zu schließen. Da im Abwasser durch die Flockenbildung sowohl gelöste als auch partikuläre organische Substanz in die Schlamm Bildung einbezogen wird (Kap. 5.1.4), ist es zweckmäßig den biochemischen Sauerstoffbedarf des Abwassers (BSB₅ - Gehalt) als Meßgröße für den Gehalt an organischer Substanz im Abwasser zu benutzen (HELLMANN 1975B). Er gibt an welche Masse an Sauerstoff pro Liter Abwasser durch Mikroorganismen benötigt wird, um die gelöste und partikuläre organische Substanz im Abwasser abzubauen und ist damit ein Summenparameter für die organische Belastung. Nach HEINTZ & REINHARDT (1991) werden ca. 50% der gelösten organischen Substanz im Abwasser über mikrobielle Abbauprozesse in Biomasse, also partikuläre Substanz, umgewandelt. Die mittleren BSB₅ - Konzentrationen für die einzelnen Abwasserarten und die sich daraus ergebenden auf den Feststoff bezogenen Anteile zeigt Tab. 5.2.7.

mittlere jährliche Stoffkonzentration [mg/l]	häusliches Rohabwasser	Abwasser aus der Mischkanalisation			Abwasser aus der Trennkana- lisation		
	MW	Min.	MW	Max.	Min.	MW	Max.
Feststoffe (FS)	1200	371	511	1741	434	1390	15322
BSB₅	400	64	94	389	7	40	609
BSB₅ [% FS]*	33,3	17,2	18,4	22,3	1,6	2,9	3,9

* v. A. berechnet

Tab. 5.2.7 zeigt, daß unter der Voraussetzung gleicher Sedimentationsanteile von FS und BSB₅ die Schlämme, die auf die Einleitungen der Mischkanalisation zurückzuführen sind einen organischen Anteil von ca. 18 m% aufweisen. Deutlich geringer organisch belastet sind dagegen Schlämme aus der Trennkana- lisation. Bei Einleitungen aus verschiedenen Quellen, wie an der Wilden Saale (Peißnitz), ergibt sich der resultierende Anteil organischer Substanz aus der gewichteten Berücksichtigung der Beiträge der verschiedenen Abwasserarten.

6. Abschätzung des sedimentbildenden Anteils vom Stoffeintrag

Aufgrund wechselnder hydraulischer Bedingungen, unterschiedlich starker Abwasservorbelastung etc. sind dazu kaum generalisierende Aussagen möglich. Lokal vorhandene Zusatzinformationen können jedoch Hinweise auf die Größenordnung dieses Anteils geben.

5.2.2.3 Anteil des kanalisationsgebundenen Stoffeintrages an der Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)

Zur Ermittlung des kanalisationsgebundenen Stoffeintrages wird im folgenden das oben dargestellte Berechnungsverfahren auf die konkreten Verhältnisse am Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) angewendet.

zu 1. Abgrenzung und Charakterisierung der Einzugsgebiete der Abwassereinleitungen

Die Lage der Einmündungen aus der Kanalisation am Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) zeigt Abb. 5.1.3. Die angeschlossenen Einzugsgebiete wurden entsprechend der Lage der Abwasserkanäle und den dazugehörigen Teileinzugsgebieten im Kanalisationsnetz von Halle (WALOSSEK 1990) abgegrenzt. Ihre Ausdehnung, Lage und dazugehörige Kanalisationsart zeigt Abb. 5.2.2. Sie werden im folgenden verkürzt als "Einzugsgebiet Mühlgraben" bzw. "Einzugsgebiet Wilde Saale (Peißnitz)" bezeichnet.

Einzugsgebiet Mühlgraben

Aus Abb. 5.2.2 ist ersichtlich, daß die Abwassereinleitungen in den Mühlgraben nahezu vollständig aus Teilen des sich östlich anschließenden Stadtgebietes stammen, das im wesentlichen im Mischverfahren entwässert wird. Das Einzugsgebiet der Regenüberläufe am Mühlgraben umfaßt mit dem gesamten Altstadt kern, dem Paulusviertel und Teilen der südlich anschließenden Wohngebiete im wesentlichen dichtbebaute Innenstadtbereiche mit hoher Bevölkerungsdichte, die allerdings auch Grünflächen und Parks aufweisen. Das Einzugsgebiet ist zum Vorfluter hin geneigt, so daß ein Großteil der Abwässer im Freispiegelgefälle dem Hauptsammler zufließt, der parallel zum Mühlgraben verläuft. Die Abwässer aus den Gebieten östlich der Wasserscheide die in Nord-Süd-Richtung am Hauptbahnhof verläuft, werden über ein Abwasserpumpwerk dem Hauptsammler zugeführt. Mit Höhendifferenzen von max. 42 m zwischen dem Bereich nördlich vom Riebeckplatz (116,9 m ü. NN) und dem ca. 1 km davon entfernten Mühlgraben, der in der Tallinie verläuft (74,7 m ü. NN), weist das Einzugsgebiet ein maximales Gefälle von 4,2% auf.

Einzugsgebiet Wilde Saale (Peißnitz)

Das Einzugsgebiet der Abwassereinleitungen an der Wilden Saale (Peißnitz) umfaßt das gesamte westlich des Flusses gelegene Gebiet von Halle - Neustadt einschließlich der Siedlung Nietleben und das Gebiet am Weinberg, mit der ehemaligen Heidekaserne, dem Universitätsgelände und dem Klinikum Kröllwitz. Davon werden der westliche Teil Halle-Neustadts (ab Zollrain) und das Unigelände am Weinberg im Trennverfahren entwässert. Die Siedlung Nietleben war bis 1993 nicht an eine zentrale Kläranlage angeschlossen und entsorgte ihr Abwasser aus den häuslichen Klärgruben und das anfallende Regenwasser über den verrohrten Sau- und Kolonistengraben in die Wilde Saale (Peißnitz) (Indirekteinleitung). Die übrigen Flächen im Einzugsgebiet der Regenüberläufe/-kanäle an der Wilden Saale (Peißnitz) werden über eine Mischkanalisation entwässert. Während die Siedlung Nietleben offene Einzelhausbebauung aufweist, handelt es sich bei dem flächenmäßig

dominierendem Halle - Neustadt um ein Neubaugebiet der 60er bzw. 70er Jahre mit relativ hohem Anteil von Grün- und Freiflächen (Abb. 5.2.4). Mit einer Höhendifferenz zwischen der Wilden Saale (Peißnitz) im Osten (73,9 m ü. NN) und dem westlichen Teil Halle Neustadts, der bereits außerhalb der ehemaligen Saaleaue auf dem oberen Buntsandstein liegt (92,0 m ü. NN) weist das Einzugsgebiet mit einer maximalen Höhendifferenz von 18 m auf 4 km ein Maximalgefälle von lediglich 0,42 % auf.

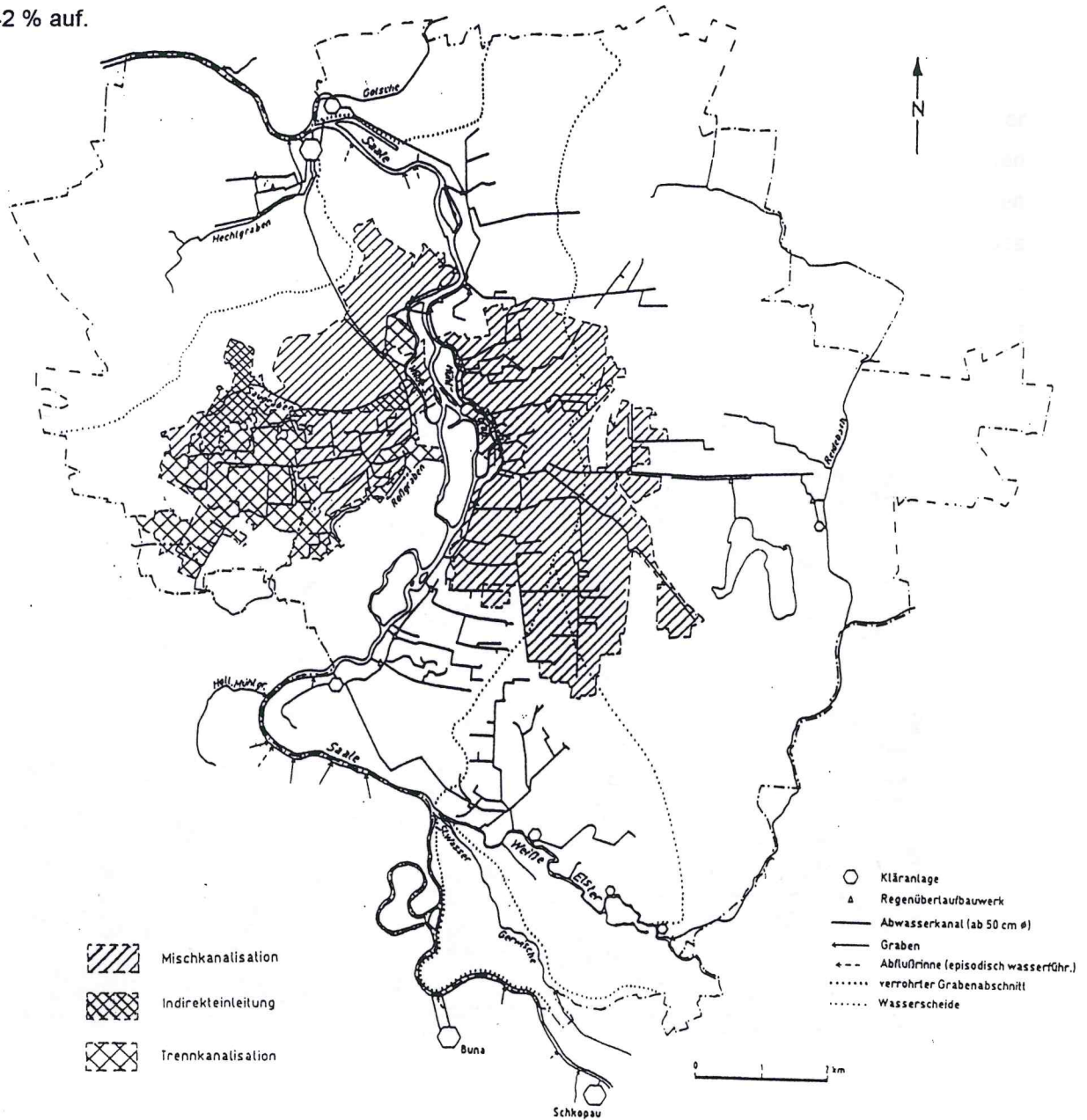


Abb. 5.2.2: Lage, Größe und vorherrschendes Entwässerungsverfahren der Einzugsgebiete von RÜ und Abwassereinleitern am Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) (Daten- u. Kartengrundlage: WALLOSEK 1990)

zu 2. Ermittlung der Regenspende in den Einzugsgebieten

Als Bezugsbasis für die Niederschlagsmengen im Stadtgebiet von Halle wird das langjährige Mittel des Jahresniederschlags der Meßstation Halle-Kröllwitz von rund 500 mm zugrunde gelegt. Das entspricht einer Regenspende von 5000 m³/ha a in den untersuchten Einzugsgebieten.

Die Verteilung der Niederschläge im Jahresverlauf zeigt, daß in den Sommermonaten nicht nur die höchsten Niederschlagsmengen fallen, sondern in diesem Zeitraum auch der Anteil der Starkniederschläge ($>10 \text{ mm/d}$) deutlich erhöht ist (Abb. 5.1.19). Diese Tatsache ist bei der Abschätzung des sedimentbildenden Anteils im Schritt 6 zu berücksichtigen.

zu 3. Ermittlung des in die Kanalisation fließenden Anteils der Niederschläge (Regenabflußspende)

Einzugsgebiet Mühlgraben

Für die hochverdichteten Kernbereiche und in den vorherrschenden Gebieten gründerzeitlicher Blockrandbebauung kann von einem Versiegelungsgrad zwischen 80 % und 100 % ausgegangen werden. Da aber auch Grünzäsuren und Parks existieren und das angeschlossene Gebiet im Osten von Halle lockerer bebaut ist, erscheint ein mittlerer Versiegelungsgrad im Einzugsgebiet des Mühlgrabens von 70 % (= Versiegelungsfaktor 0,7) im Sinne einer Minimalannahme als realistisch. Einen optischen Eindruck von der Bebauungs- und Versiegelungssituation vermittelt eine Luftbildschrägaufnahme (Abb. 5.2.3).



Abb. 5.2.3: Luftbildschrägaufnahme des Kernbereiches des Einzugsgebietes Mühlgraben
Foto: Scan Foto München, Verlag: Schöning & Co. + Gebr. Schmidt. Lübeck

Aufgrund des im Vergleich zum Einzugsgebiet der Wilden Saale (Peißnitz) deutlich größeren Maximalgefälles und der Tatsache, daß durchaus steilere Abflußflächen denkbar sind, wird der Neigungsfaktor 0,7 (mittelstarke Neigung) (Tab. 5.2.5) benutzt.

Damit weist das Einzugsgebiet einen Abflußbeiwert von 0,49 ($= 0,7 \times 0,7$) auf. D. h. es fließen 49 % des gefallenen Niederschlags in die Kanalisation. Das entspricht einer Abflußspende von $2450 \text{ m}^3/\text{ha a}$ ($= 5000 \text{ m}^3/\text{ha a} \times 0,49$).

Einzugsgebiet Wilde Saale (Peißnitz)

Aufgrund der flächenmäßigen Dominanz des Neubaugebiets von Halle Neustadt wird der für solche Bebauung vorgeschlagene Versiegelungsgrad von 50 % (= Versiegelungsfaktor 0,5) für das gesamte Einzugsgebiet angenommen (Tab. 5.2.5). Eine Übersicht über das Verhältnis von bebauter zu versiegelter Fläche vermittelt die Luftbildschrägaufnahme (Abb. 5.2.4)



Abb.5.2.4: Luftbildschrägaufnahme von Halle-Neustadt als wesentlichem Teil des Einzugsgebietes der Wilden Saale (Peißnitz)
Foto: Scan Foto München, Verlag: Schöning & Co. + Gebr. Schmidt. Lübeck

Die mittlere Neigung des Gebietes ist vor allem wegen der Lage großer Teile im ehemaligen Überflutungsgebiet der Saale sehr gering, wie auch das geringe Maximalgefälle zeigt. Entsprechend Tab. 5.2.5 ergibt sich bei geringer Neigung ein Neigungsfaktor von 0,6.

Damit weist das Einzugsgebiet einen Abflußbeiwert von $(0,5 \times 0,6 =) 0,30$ auf, d.h. es fließen nur 30 % des gefallenen Niederschlages in die Kanalisation. Das entspricht einer Abflußspende von $1500 \text{ m}^3/\text{ha} \times a (= 5000 \text{ m}^3/\text{ha} \times 0,30)$.

zu 4. Ermittlung der Abschlagwassermenge

Einzugsgebiet Mühlgraben

Da das gesamte Einzugsgebiet durch Mischkanalisation entwässert wird, führt nur der Anteil der ermittelten Regenspende zur Vorfluterbelastung, der über der kritischen Intensität liegt. Diese kritische Regenspende soll deshalb - als Voraussetzung zur Abschätzung dieses Anteils - anhand der Parameter des Hauptsammlers ermittelt werden:

Der Trockenwetterabfluß (Q_{twa}) im Hauptsammler zur Kläranlage Trotha beträgt im Jahresdurchschnitt $60.000 \text{ m}^3/\text{d}$, während bei Regen (Q_{r}) 160.000 bis $180.000 \text{ m}^3/\text{d}$ abgeführt werden.

Der max. mögliche Abfluß beträgt 220.000 m³/d (WALOSSEK 1991). Daraus ergeben sich folgende Mischverhältnisse (Tab. 5.2.8):

Tab. 5.2.8: Mischverhältnisse im Hauptsammler zur Kläranlage Trotha bei unterschiedlich starken Regenwasserzuflüssen			
Durchflußart	Durchfluß [m ³ /d]*	Differenz zu Q _{twa} [m ³ /d]	Mischverhältnis **
Q _{twa}	60 000	0	1 + 0
Q _{r min}	160 000	100 000	1 + 1,66
Q _r	180 000	120 000	1 + 2,0
Q _{r max.}	220 000	160 000	1 + 2,66

* nach WALOSSEK 1991; ** [1 Teil Abwasser + n Teile Regenwasser]

An den Mischverhältnissen ist zu ersehen, daß der schlammfreie Hauptsammler max. das 2,66fache des Trockenwetterabflusses zur Kläranlage weiterleiten kann. Demgegenüber wird bei dem angegebenen Regenabfluß von 160000 m³/d davon ausgegangen, daß bei dieser Menge die Schwellenhöhen der Regenüberläufe gerade erreicht, aber noch nicht überschritten werden. Damit können vom Einzugsgebiet zusätzlich zum Trockenwetterabfluß noch 100000 m³/d (= 4167 m³/h) zum Hauptsammler zufließen. Entsprechend der Fläche des Einzugsgebiets (1390 ha) entspricht diese Menge (bei 100 %igem Abfluß) einer Regenintensität von ($= 4167 \cdot 10^3 \text{ l/h} / 13900 \cdot 10^3 \text{ m}^2 =$) 0,3 l/m² h (= 0,3 mm/h). Da aber nur 49 % des Niederschlages zum Abfluß gelangen, liegt die kritische Regenintensität bei 0,61 mm/h (= 0,3 mm/h / 0,49). Aufgrund von Schlammablagerungen im Hauptsammler, die dessen Abführleistung verringern und damit schon bei schwächeren Niederschlägen zu Mischwasserabwürfen führen, wird dieser Wert auf 0,5 mm/h abgerundet. Um einschätzen zu können, welchen Anteil die Niederschläge über der kritischen Regenintensität von 0,5 mm/h an der Jahresniederschlagsmenge im Stadtgebiet von Halle einnehmen, wurde die Regenspendedauerlinie für das hallesche Stadtgebiet (DWD 1995) ausgewertet (Abb. 5.2.5).

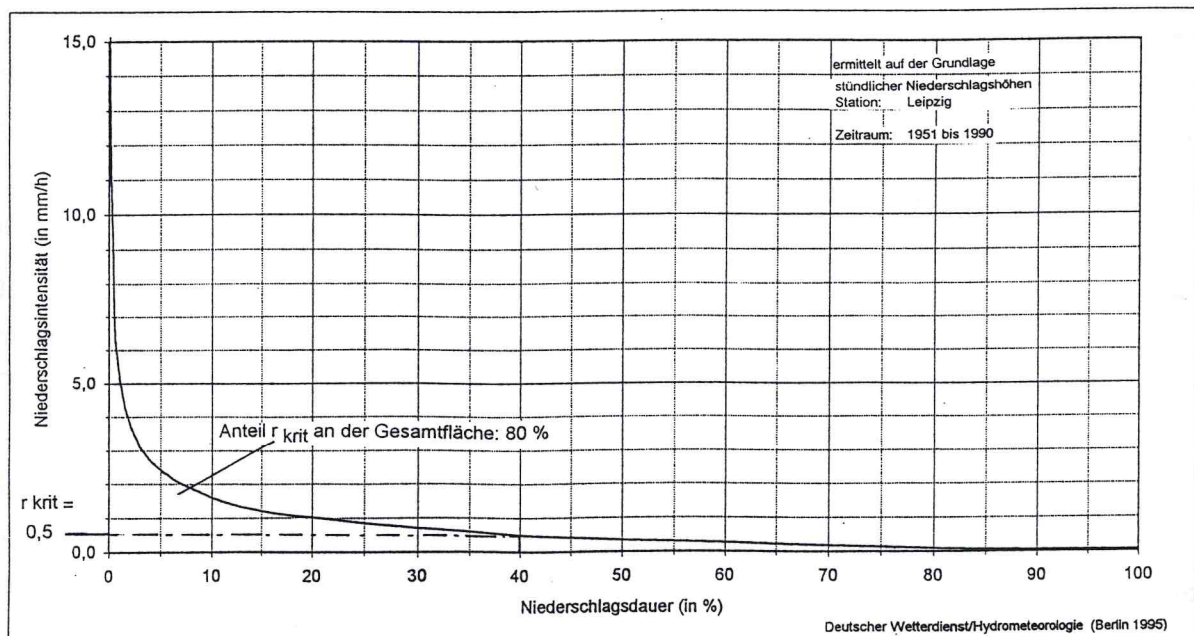


Abb. 5.2.5: Regenspendedauerlinie für das Untersuchungsgebiet mit dem Anteil der Niederschläge die die kritische Intensität erreichen oder überschreiten (DWD 1995)

Abb. 5.2.5 zeigt, daß ca. 40 % aller Niederschläge im halleschen Stadtgebiet oberhalb der kritischen Intensität von 0,5 mm/h fallen. Da aufgrund der höheren Intensitäten dieser kritischen Niederschläge bei gleicher Dauer höhere Mengen fallen, nehmen sie an der Jahresniederschlagsmenge einen Anteil über 40% ein. Die Höhe dieses Anteils entspricht dem Verhältnis der "kritischen" Fläche zur Gesamtfläche unter der Regenspendedauerlinie. Im vorliegenden Fall werden ca. 80 % der Fläche unter der Kurve durch die Niederschläge oberhalb der kritischen Regenspende eingenommen. D.h. 80 % der Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet des Mühlgrabens fallen mit Intensitäten oberhalb der kritischen Regenspende und werden deshalb über die Regenüberläufe in den Mühlgraben entlastet.

Bei einer Regenabflußspende von 2450 m³/ha a und einer Flächengröße von 1390 ha fließen 3,4 Mio. m³ Regenwasser pro Jahr dem Hauptsammler zu. Davon werden 80 % also 2,72 Mio. m³ Mischwasser/a (mit einem Mischverhältnis von 1+1,66) über die eingebauten Regenüberläufe in den Mühlgraben abgeschlagen.

Einzugsgebiet Wilde Saale (Peißnitz)

In diesem Einzugsgebiet wird die Abwasserbelastung getrennt nach Mischkanalisation, Trennkanalisation und Indirekteinleitungen erfaßt. Die Menge des abfließenden Regenwassers wird entsprechend der Fläche des jeweiligen Entwässerungsverfahrens im Einzugsgebiet berechnet.

Bei der Ermittlung der Abschlagwassermenge aus der Mischkanalisation wird die für das Einzugsgebiet des Mühlgrabens ermittelte kritische Regenspende verwendet und damit davon ausgegangen, daß ebenfalls 80% der Niederschläge im mischkanalisierten Gebiet dem Vorfluter zugeführt werden. Dabei wird überschlägig davon ausgegangen, daß sich die geringere Regenwasserabfuhrleistung des Hauptsammlers zur Kläranlage Nord durch das kleinere Einzugsgebiet und den geringeren Abflußbeiwert gegenseitig in etwa kompensieren. Angesichts des Verhältnisses von Trockenwetterabfluß (22 000 m³/d) zu Maximalabfluß (47 000 m³/d) und dem sich daraus ergebendem Mischverhältnis von lediglich 1 + 1,14, ist das als Mindestmenge an Abschlagwasser anzusehen (Tab. 5.2.8).

Bei einer Größe des mischkanalisierten Flächenanteils von 630 ha ergibt sich bei der errechneten Regenspende von 1500 m³/ha a - abzüglich der 20% des Regenwassers, die zur Kläranlage abgeführt werden - eine Abschlagwassermenge von 0,756 Mio. m³/a.

Bei der Trennkanalisation ist davon auszugehen, daß - unter Vernachlässigung eventuell vorhandener Speicherkapazitäten - der gesamte anfallende Regenabfluß in die Wilde Saale (Peißnitz) eingeleitet wird. Bei einer Größe des trennkanalisierten Flächenanteils von 430 ha ergibt sich bei der ermittelten Regenspende eine Abwassermenge von 0,645 Mio. m³ /a.

Die Abwassermenge aus der teilentsorgten Siedlung Nietleben (Indirekteinleitung), die über den Sau- und Kolonistengraben eingeleitet wird, ergibt sich aus dem permanent anfallenden Abwasser häuslicher Klärgruben und dem abfließenden Regenwasser. Die Menge häuslichen Abwassers berechnet sich aus dem Wasserverbrauch der Einwohner (150 l/EW d) (PECHER 1974, BUSCH 1988) und der Einwohnerdichte von 20 EW/ ha (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993). Bei einer Flächengröße

von 140 ha werden damit ca. 0,15 Mio. m³ Abwasser/a in die Wilde Saale (Peißnitz) eingeleitet. Zusätzlich ergibt sich ein Regenwasserbeitrag von 0,35 Mio. m³/a (= 1500 m³/ ha a x 140 ha).

zu 5. Ermittlung des abwassergebundenen Stoffeintrags

Die mit dem Abwasser dem Vorfluter jährlich zugeführte Stoffmenge entspricht dem Produkt aus dessen Volumen und seinem Feststoffgehalt.

Feststoffgehalt der lokalen Abwassereinleitungen

Wegen der zentralen Bedeutung des Feststoffgehaltes für die Schlamm Bilanzierung wurden Mischwassereinleitungen in den Mühlgraben stichprobenartig untersucht. Dabei wurde, wegen der unkomplizierten Bestimmung, der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen (AfS) gemessen und anhand der Verhältnisse in Tab. 5.2.6 auf den Feststoffgehalt geschlossen. Die Schwebstoffgehalte in Mischwassereinleitungen in den Mühlgraben zeigt Tab. 5.2.9.

Tab. 5.2.9: Schwebstoffgehalte (AfS) in Mischwassereinleitungen in den Mühlgraben						
Regenereignis		beprobter Regenüberlauf	n	AfS [mg/l]		
Datum	Uhrzeit			MW	Min	Max
24. 08. 1994	12.30 - 12.40	RÜ 12 - RÜ 16	5	220	180	320
	12.32	RÜ 11	1	400	400	400
15. 09. 1994	8. 55 - 8. 58	RÜ 12 - RÜ 16	2	97	94	100
	9. 08 - 9. 10	RÜ 9	2	58	53	60
12. 04. 1995	10. 10 - 10. 14	RÜ 11	2	568	545	590
30. 05. 1995	18. 00	RÜ 11 - 16	1	990	990	990
02. 06. 1995	12.35	RÜ 12 - RÜ 16	1	76	76	76
	12. 36	RÜ 11	1	142	142	142
Gesamt			15	319	53	990

Auffällig sind die großen Schwankungen der Schwebstoffgehalte im Mischwasser. Sie betragen zwischen dem Doppelten und dem Fünfhundertfachen der mittleren Schwebstoffkonzentration im Saalewasser (20 - 25 mg/l) (LAU 1992, 1993A, 1994, 1995A). Der aus den aufgeführten Mittelwerten errechnete durchschnittliche Gehalt an AfS von 319 mg/l stimmt aber - trotz der großen Schwankungen zwischen den Beprobungen - gut mit dem in Tab. 5.2.6 angegebenen Wert überein. Der bei unseren Untersuchungen gemessene Maximalgehalt an abfiltrierbaren Stoffen im Mischwasser von 990 mg/l, liegt sogar über dem in den Tab. 5.2.6 angegebenen Maximalwert für Untersuchungen in der gesamten BRD (alt) (PECHER 1974). Das könnte - unter Beachtung der eingeschränkten Aussagekraft stichpunktartiger Ereignisbeprobungen - auf eine überdurchschnittlich hohe Belastung der halleischen Vorfluter hindeuten. Da die in Tab. 5.2.6 aufgeführten Mittelwerte, aufgrund der größeren Grundgesamtheit von Messungen, die ihnen zugrunde liegt, eine größere zeitliche und räumliche Repräsentativität aufweisen, werden diese Werte zur weiteren Berechnung benutzt.

Zusätzlich zu den Regenentlastungen aus der Misch- bzw. Trennkanalisation flossen bis mindestens 1990 über den Sau- bzw. Kolonistengraben auch Abwässer aus häuslichen Klärgruben der Siedlung Nietleben in die Wilde Saale (Peißnitz). Zur Ermittlung des Schwebstoffgehaltes solcher Abwässer wurden in Ermangelung von Vergleichswerten aus der Literatur Stichprobenuntersuchungen im

Wasser des Sau- bzw. Kolonistengrabens durchgeführt. Die Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen zeigt Tab. 5.2.10.

Regenereignis		Abwassereinleiter	n	AfS [mg/l]		
Datum	Uhrzeit			MW	Min	Max
26. 01. 1995	14. 00	Sau- Kolon. Graben	1	191		
26. 01. 1995	15. 00	Sau- Kolon. Graben	1	684		
Gesamt			2	438	191	684

Im Vergleich zum Mischwasser zeigen sich ähnliche Größenordnungen der Schwebstoffkonzentration. Als Wert zur Frachtberechnung der Schwebstoffeinträge über die Indirekteinleitungen werden im Sinne einer konservativen Annahme 400 mg/l zugrunde gelegt. Da lt. Tab. 5.2.6 die Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen (AfS-Gehalte) ca. 50 m% der Feststoffgehalte (FS-Gehalte) betragen, wird bei den Abwässern der Indirekteinleitung ein Feststoffgehalt von 800 mg/l angenommen. Zur Berechnung der BSB₅ - Belastung wurde das nach Abflußanteilen (Rohabwasser über Saugraben: 1000 m³/ha x a, Regenwasser über Saugraben: 1500 m³/ha x a) gewichtete Mittel aus den BSB₅ - Werten für das Rohabwasser (400 mg/l) und das Regenwasser aus der Trennkanalisation (40 mg/l) gebildet. Die sich daraus ergebende Konzentration beträgt 200 mg/l BSB₅.

Feststoffeintrag in den Mühlgraben

Der gesamte Feststoffeintrag in den Mühlgraben geschieht über die Mischwasserabwürfe aus den Regenüberläufen des Hauptsammlers zur Kläranlage Trotha. Bei einer Feststoffkonzentration von 511 g/m³ (Tab. 5.2.6) und der in Schritt 4 ermittelten jährlichen Abschlagwassermenge (2,72 Mio. m³/a) ergibt sich eine Fracht von 1390 t Feststoffen/Jahr, die dem Mühlgraben aus der Mischkanalisation zugeführt wird. Damit verbunden ist ein Eintrag von 256 t BSB₅ pro Jahr, der einem Anteil organischer Substanz von 18,3 m% an der Feststofffracht entspricht.

Feststoffeintrag in die Wilde Saale (Peißnitz)

Der Feststoffeintrag in die Wilde Saale (Peißnitz) erfolgt durch Abwässer der Misch- und Trennkanalisation und der Indirekteinleitungen.

Für die Mischkanalisation ergibt sich bei einer Abschlagwassermenge von 0,756 Mio. m³/a und einem Feststoffgehalt von 511 g/m³ ein Feststoffeintrag von 307 t/a. Die BSB₅-Fracht beträgt 71 t/a.

Mit trennkanalisiertem Abwasser werden jährlich 896 t Feststoffe (= 1390 g FS/m³ x 0,645 Mio. m³/a) in die Wilde Saale eingetragen. Die BSB₅-Fracht beträgt 26 t/a.

Durch die permanent anfallenden häuslichen Abwässer der Siedlung Nietleben ergibt sich bei einem Abwasservolumen von 0,350 Mio. m³/a und dem angenommenen Feststoffgehalt von 800 g/m³ für die Wilde Saale (Peißnitz) eine Zufuhr von 280 t Feststoffen pro Jahr. Außerdem werden 70 t BSB₅/a eingetragen. Insgesamt werden der Wilden Saale (Peißnitz) durch die Einleitungen aus der

Kanalisation jährlich 1562 t Feststoffe und 167 t BSB₅ zugeführt. Der sich daraus ergebende Anteil an organischer Substanz entspricht 10,7 m% der Feststofffracht.

zu 6. Abschätzung des sedimentbildenden Anteils vom Stoffeintrag

Im folgenden soll abgeschätzt werden, welcher Anteil der ermittelten Feststoffeinträge sich im langjährigen Durchschnitt als Schlamm im Vorfluter ablagert.

Am Beispiel der Wilden Saale ist davon auszugehen, daß erst mit dem Bau von Halle-Neustadt vor 25 Jahren ein massiver kanalisationsgebundener Stoffeintrag in die Wilde Saale (Peißnitz) erfolgte. Bei dem sich daraus ergebenden Sedimentationszeitraum von 25 Jahren und der ermittelten Schlammmasse von 20143 t Trockensubstanz (Tab. 5.2.3), ergibt sich eine Sedimentationsrate von ca. 806 t/a. Unter der Annahme, daß nur die abwasserbürtigen Schwebstoffe den Schlamm bilden und keine Ausräumung durch Hochwässer erfolgt, würden von den über Abwassereinleitungen eingebrachten 1562 t Feststoffen/a, also rund 51 m% sedimentiert werden. Die Berechtigung der Annahme, daß Hochflutereignisse nicht wesentlich zur Ausräumung der Schlämme beitragen, wird durch die Vergleichsmessungen im Mühlgraben nach dem Hochwasser vom April 1994 belegt (Tab. 5.1.3 und Abb. 5.1.15). Dort konnte trotz des starken Frühjahrshochwassers zwischen Oktober 1990 und Mai 1994 (30 Monate) eine Zunahme des Schlammvolumens um fast 5000 m³ (= 1997 t Trockensubstanz; Tab. 5.2.3) gemessen werden, woraus sich ein jährlicher Schlammzuwachs von 799 t Trockensubstanz ergibt. Da sich diese Zunahme vor allem auf die Mündungsbereiche der Regenüberläufe konzentrierte, kann - unter Berücksichtigung der dort wirkenden Sedimentationsmechanismen - der Schlammzuwachs im wesentlichen auf den Feststoffeintrag durch Mischwassereinleitungen zurückgeführt werden. Diese 799 t/a entsprechen 57,5 % des berechneten Feststoffeintrages aus der Kanalisation in den Mühlgraben (1390 t/a) (Tab. 5.2.11).

Prinzipiell ist aber - auch aufgrund der Quecksilberbelastung der Schlämme - von einem gewissen Anteil an Saaleschwebstoffen auszugehen, der zur Schlammbildung beiträgt. Unter Annahme homogener Ablagerungsbedingungen für die Saaleschwebstoffe im Mühlgraben, läßt sich dieser Anteil abschätzen, indem das Schlammvolumen in dem Teil des Mühlgrabens erfaßt wird, der von direkten Abwassereinleitungen unbeeinflusst ist (Tab. 5.1.1; Profile 2725 bis 2061). Aus diesem Bereich wurde 1970 im Zuge von Baumaßnahmen das gesamte Sediment entfernt, so daß aus dem zwischen 1970 und 1994 akkumuliertem Schlammvolumen eine jährliche Akkumulationsrate errechnet werden kann. Aus Tab. 5.1.1 ergibt sich, daß in 25 a 1175 m³ Schlamm (484 kg Trockensubstanz) in dem 689 m langem Teilstück abgelagert wurden. Extrapoliert auf die gesamte Länge des Mühlgrabens (2765 m) wären das 4715 m³ (1985 t TS) in 25 a bzw. 79,4 t pro Jahr. Das entspricht ca. 10 % des abwassergebundenen Stoffinputs (799 t/a). Berücksichtigt man den Beitrag der Saaleschwebstoffe (79 t/a) an der Schlammmasse, so reduziert sich damit der Anteil der abwasserbürtigen Feststoffe an der gemessenen Schlammzunahme auf 720 t/a (799 t/a - 79 t/a). Das sind 51 m% des abwassergebundenen Feststoffeintrages. Eine Zusammenfassung der verwendeten Daten, sowie die Zwischenergebnisse und Berechnungsschritte des vorgestellten Berechnungsverfahrens zeigen Abb. 5.2.6 und Tab. 5.1.10.

Tab. 5.2.11: Zusammenfassung der Berechnungsschritte 2 - 5 zur Ermittlung der Belastung des Mülhgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) mit schlamm bildenden Stoffen aus der Kanalisation

	Einzugsgebiet Mülhgraben	Einzugsgebiet Wilde Saale (Peißnitz)
2. Gebietsniederschlag (N) [mm/a] = Regenspende [m³/ ha a]	500 5000	500 5000
3. Regenabflußspende (Qa) 3.2 Anteil des Niederschlags (N), der auf versiegelte Flächen fällt und abfließt: Stadtrand : 25 %* Neubaugebiete : 50 %* Kernstadt : 100 %* 3.3 Anteil der abfließenden Niederschläge, der je nach Neigung der befestigten Flächen, zur Kanalisation gelangt stark geneigt: 80 %* schwach geneigt: 60 %* 3.4 Anteil des Niederschlags der zur Kanalisation abfließt (Abflußbeiwert; Bw) 15 % ebener Stadtrandbereich bis 80 % steiler Innenstadtbereich Abflußspende/ ha Einzugsgebiet (Qa) $Qa = N \times Bw$	überwiegend Kernbereich mit Parks: 70 % N = 0,7 N mittlere Neigung: 70 % von 0,7 N => 0,7 x 0,7 N 0,7 x 0,7 N = 0,49 N => 49 % des Gebietsniederschlags 5000 m³/ha a x 0,49 = 2450 m³/ha a	Neubaugebiet: 50 % N = 0,5 N schwache Neigung: 60 % von 0,5 N => 0,6 x 0,5 N 0,6 x 0,5 N = 0,3 N => 30 % des Gebietsniederschlags 5000 m³/ha a x 0,3 = 1500 m³/ha a
4 Ermittlung der Abschlagwassermenge (Qvor) (Anteil des Abflusses, der in den Vorfluter überläuft) 3.1 Fläche der Kanalisationsarten - Gesamteinzugsgebiet (Ag) - Mischverfahren (Am) - Trennverfahren (At) - Indirekteinleitung (Ai) 3.2 Abschlagwassermenge(Qvor) = Mischverfahren (ohne Speicher) $Qvor = Am \times Qa \times (N > r \text{ krit})$ (r krit = kritische Regenspende) Trennverfahren (ohne Speicher) $Qvor = At \times Qa$ Indirekteinleitung $Qvor = Ai \times (Qa + Qaw)$ $Qaw = EV\text{-Dichte} \times \text{Wasserverbr.} / EW$	- 1390 ha - 1390 ha - nicht vorhanden - nicht vorhanden r krit. ca. 0,5 mm/a**=> 80 % N** 1390 ha x 2450 m³/ha a x 0,8 = 2,724 Mio. m³/a - nicht vorhanden - nicht vorhanden	- 1200 ha - 630 ha - 430 ha - 140 ha r krit. ca. 0,5 mm/a**=> 80 % N** 630 ha x 1500 m³/ha a x 0,8 = 0,756 Mio. m³/a 430 ha x 1500 m³/ha a = 0,645 Mio. m³/a $Qaw = 20 E/ha \times 150 I/E \times d = 1000 m³/ha a^{**}$ $Qvor = 140 ha (1500 + 1000) (m³/ha a)$ = 0,35 Mio. m³/a
5. Ermittlung der Stofffrachten/Jahr (abfiltrierbare Stoffe (AFS) bzw. biol. Sauerstoffbed. (BSB 5) pro Jahr) = mittlere Stoffkonzentration im Abschlagswasser (Cfs/bsb) x Qvor - im Mischwasser Feststoffgehalt (Cfs)= 511 mg/l BSB 5 (Cbsb)= 94 mg/l -im Regenwasser der Trennkanalisation Cfs= 1390 mg/l Cbsb= 40 mg/l. - im Wasser aus Indirekteinleitung Cfs = 800 mg/l Cbsb=200 mg/l (Abfluß-gew. Mittel aus Rohabwasser: 400mg/l und Trennkanal. Regenwasser: 40 mg/l) Gesamteintrag in den Vorfluter - an Feststoffen (FS) - davon BSB 5 (oS)	: FS= 2,724 Mio m³/a x 511 mg/l = 1390 t/a BSB 5= 256 t/a (=> 18,3 % oS i. Sed.) - - 1390 t/a 256 t/a (=> 18,3 % oS i. Sed.)	FS= 0,756 Mio m³/a x 511 mg/l = 307 t/a BSB 5= 71 t/a (=> 18,3 % oS i. Sed.) FS= 0,645 Mio m³/a x 1390 mg/l = 896 t/a BSB 5= 26 t/a (=> 3 % oS i. Sed.) FS= 0,35 Mio m³/a x 800 mg/l = 280 t/a BSB 5= 70 t/a (=> 25 % oS i. Sed.) 1562 t/a 167 t/a (=> 10,7 % oS i. Sed.)

* Daten nach PECHER (1974)

5.2.3 Fazit der massenbezogenen Untersuchungen

1. In Auswertung der ermittelten Feststofffrachten aus der Kanalisation zeigt sich, daß sie im Vergleich zur quasinatürlichen Schwebstofffracht aus der Stromsaale deutlich geringer sind. Bei einer mittleren, jährlichen Schwebstoffkonzentration (AfS) von 20 g/m³ im Saalewasser (LAU), ergeben sich für den Mühlgraben ca. 4400 t AfS/a und für die Wilde Saale (Peißnitz) 7000 t/a. Damit entsprechen die kanalisationsgebundenen Feststoffeinträge im Mühlgraben ca. einem Viertel der Gesamtstofffracht (5790 t/a = 4400 t AfS/a + 1390 t FS/a) und in der Wilden Saale (Peißnitz) ca. einem Fünftel. Daß sie trotz dieses relativ geringen Anteils an der Gesamtschwebstofffracht dennoch die Hauptursache für die Schlamm Bildung darstellen, ist vor allem durch die spezifische Flockungs- und Koagulationsneigung der Abwasserschwebstoffe bedingt (Kap. 5.1.4).
2. Von den für den Mühlgraben und die Wilde Saale (Peißnitz) ermittelten Feststoffeinträgen aus der Kanalisation reichen bereits rd. 50 m% der jährlich zugeführten Feststoffe aus, um die in den Vorflutern gemessenen Schlamm Massen entsprechend der jahrzehntelangen Dauer der Abwassereinleitungen zu verursachen. Dabei spricht die Tatsache, daß dieser Sedimentationsanteil sowohl für die Wilde Saale (Peißnitz) als auch - auf abweichendem methodischem Weg - für den Mühlgraben ermittelt wurde, für die Realitätsnähe der Berechnungen.
3. Die Wilde Saale (Peißnitz) erhält, trotz etwas geringerer Fläche und kleinerem Abflußbeiwert des Einzugsgebietes, einen ca. 15 m% höheren Stoffeintrag als der Mühlgraben. Das ist vor allem auf den über Jahre erfolgten permanenten Abwassereintrag aus der teilentsorgten Siedlung Nietleben und das schwebstoffreiche Regenwasser aus der Trennkanalisation von Teilen Halle-Neustadts zurückzuführen. Da sich je nach Herkunft der Abwässer deren Gehalte an organischer Substanz deutlich unterscheiden, kann anhand der organischen Anteile in den Schlämmen auf die verursachende Abwasserart geschlossen werden. Zur Überprüfung, ob die von uns im Berechnungsverfahren zugrunde gelegten Annahmen über Umfang und Anteil der einzelnen Abwasserarten richtig waren, wurde der Gehalt an organischer Substanz in den Schlämmen mit dem zu erwartenden Anteil verglichen. (Tab. 5.2.11):

Tab. 5.2.12: Vergleich der berechneten mit den gemessenen Anteilen organischer Substanz im Abwasser bzw. Schlamm		
Gehalt an organischer Substanz (oS)	Mühlgraben	Wilde Saale (Peißnitz)
Abwasser (BSB ₅) [m% Feststoff]	18,3 *	10,7 *
Schlamm [m% Schlamm] (d. A.)	15,2 (n=4)	10,3 (n=3)
(Fremddaten)	18,5 (n=24) (ITW 1992A)	9,2 (n=2) (GFE 1993)
*(entspr. Berechnungsschritt 5), (alle Angaben bezogen auf die Trockensubstanz)		

Die überraschend hohe Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen Werten zeigt, daß die zugrunde gelegten Anteile der einzelnen Abwasserarten, den realen Verhältnissen weitgehend entsprechen. Da der organische Anteil in den Schlämmen der Stromsaale deutlich niedriger ist (ca. 7 m%, n = 7), sind die hohen Gehalte an organischer

Substanz in den Schlämmen gleichzeitig auch ein sicherer Indikator für den Abwassereinfluß auf die Schlamm Bildung.

4. Außerdem hätten bei einem hohen Anteil der Saaleschwebstoffe an der Schlamm Bildung (entsprechend der bisher gültigen These), wegen der damit verbundenen Verdünnungswirkung, sehr viel geringere organische Anteile im Schlamm von Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) gemessen werden müssen. Die gemessenen Werte zeigen dagegen, daß der Anteil der Saaleschwebstoffe an der Bildung der Sinkstoffablagerungen nur marginal sein kann, was die unter Punkt 6 ermittelten 10% an der Gesamtschlamm Belastung bestätigt. Als Ursache für die Akkumulation in den Vorflutern ist neben rein hydraulisch bedingter Ablagerung in den Uferbereichen, vor allem deren Einbeziehung in Flockungs- und Koagulationsvorgänge bei Abwassereinleitungen wahrscheinlich, wie die Beobachtung der Flockungsprozesse im in vitro-Versuch zeigte.
5. Werden die kanalisationsgebundenen Feststoffeinträge auf die Fläche der Einzugsgebiete bezogen, so ergeben sich für das Einzugsgebiet des Mühlgrabens etwa 1000 kg Feststoff und für das Einzugsgebiet der Wilden Saale (Peißnitz) 1340 kg Feststoff pro Hektar, die jährlich in die Vorfluter eingeleitet werden. Diese Größenordnung entspricht ungefähr der Depositionsstaubbelastung von Städten (UBA 1985) die im Untersuchungsgebiet mit ca. 1600 kg/ha a errechnet wurde (Kap. 3.4.1.3.2). Da es nicht zu sichtbaren Staubakkumulationen auf den versiegelten Flächen kommt, ist es angesichts der episodischen Abspülungen durch den Regenabfluß plausibel, daß der kanalisationsgebundene Feststoffeintrag eine zur Staubbelastung vergleichbare Größenordnung aufweist.
6. Für die untersuchten Fließgewässer führen nach der Auswertung der vorgestellten Berechnungen vor allem folgende Besonderheiten im Einzugsgebiet der einmündenden Abwassereinleiter zu einem überdurchschnittlich hohen Stoffeintrag aus der Kanalisation:
 - Der **hohe Versiegelungsgrad** der Innenstadtbereiche im Einzugsgebiet Mühlgraben führt dazu, daß ein Großteil der fallenden Niederschläge der Kanalisation und damit auch dem Vorfluter zufließt. Durch die relativ **große Neigung** weiter Teile des Einzugsgebietes wird dieser Anteil durch Verdunstungsverluste kaum verringert.
 - Aufgrund der **Dimensionierung des Hauptsammlers** der Mischkanalisation im Altstadtbereich, der für Verhältnisse um die Jahrhundertwende gebaut wurde (kleinere Anzahl angeschlossener Haushalte am Kanalisationsnetz, geringerer Wasserverbrauch pro Kopf, geringere Bevölkerungsdichte, geringerer Versiegelungsgrad etc.) ist er unter gegenwärtigen Verhältnissen schon während der Trockenwetterzeiten relativ hoch ausgelastet. Dabei ist zu berücksichtigen, daß der Wasserverbrauch pro Kopf der Bevölkerung unter den Preisbedingungen der DDR zwei- bis dreimal höher als gegenwärtig war (BUSCH 1988). Durch die hohe Vorbelastung mit Abwasser und den hohen Anteil abfließenden Regenwassers führen schon relativ gering intensive Niederschläge im Einzugsgebiet des Hauptsammlers zur Überschreitung seiner Kapazität und damit zu Mischwasserabschlägen über die Regenüberläufe. In diesem

Zusammenhang hat die permanente Beräumung der Trockenwetterablagerungen im Hauptsammler eine hohe gewässerökologische Bedeutung, da es ansonsten im Extremfall auch ohne Regenereignisse zur Abwassereinleitung über die Regenüberläufe kommen kann, wie eigene Beobachtungen zeigten (Abb. 5.1.12).

- Neben der großen Abwassermenge, die den Vorflutern zugeführt wird, ist vor allem der damit verbundene Feststoffeintrag ein entscheidender Faktor für deren Verschlammung. In diesem Zusammenhang kann für die Zeit vor 1990 von einer weit überdurchschnittlichen Belastung des Stadtgebietes ausgegangen werden, da die **Sedimentationsstaubbelastung** z. T. extreme Ausmaße erreichte. Das war sowohl durch die in der Nähe liegenden Industriebetriebe als auch die vorherrschende Einzelhaus-Kohlefeuerung bedingt. Durch die seit 1990 forcierten Baumaßnahmen im Stadtgebiet ist auch der Eintrag von Abrißstäuben, Erdaushub etc. in die Kanalisation als Stoffquelle für die Schlamm Bildung zu beachten.
7. Unter Berücksichtigung des hohen Anteils von eingetragenen Feststoffen, der durch die in Kap. 5.1 geschilderten Besonderheiten in den untersuchten Nebenarmen verbleibt, kann zusammenfassend festgestellt werden, daß vor allem die niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen aus der Kanalisation zur massiven Verschlammung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) führen.

5.3 Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Schlammablagerungen

Im folgenden wird der Einfluß der niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen auf die Schwermetallbelastung der Schlämme untersucht und überprüft, inwieweit sich auch auf diesem Wege, der Anteil der städtischen Kanalisation an der Schlammbelastung der Vorfluter nachweisen läßt. Dazu werden die stichprobenartig ermittelten Schwermetallkonzentrationen in Mischwasserschwebstoffen mit den Schwermetallkonzentrationen in den von uns untersuchten Schlämmen verglichen. Da sich die Schwermetallbelastung, im Vergleich zu Untersuchungen unmittelbar nach der Wende, deutlich verringert hatte, wurden auch diese Veränderungen analysiert. Aus diesem Vorgehen ergeben sich die folgenden Untersuchungsschritte:

1. Untersuchung der Schwermetallbelastung der Schlämme vor und nach dem Rückgang der industriellen Abwasserbelastung um 1990 und Analyse der eingetretenen Veränderungen
2. Erfassung und Analyse der Schwermetallgehalte von Mischwasserschwebstoffen
3. Vergleich der Schwermetallbelastungsmuster von Schlamm und Mischwasserschwebstoffen

5.3.1 Schwermetallgehalte der Flußschlämme, Einflußfaktoren und zeitliche Veränderungen

Die Schwermetallkonzentrationen in den Schlammproben aus dem Mühlgraben, der Wilden Saale (Peißnitz) und Stromsaale, die durch uns 1994 gemessen wurden, lagen zum größten Teil deutlich unter den Werten, die in diversen Gutachten und Untersuchungen aus dem Zeitraum 1990 bis 1992 angegeben wurden (Kap. 3.4.2.2). Durch die Zusammenfassung dieser Werte ergab sich die Möglichkeit, die Veränderungen in der Schwermetallführung der Flußschlämme im Zeitraum 1990 bis 1994 zu erfassen. Damit konnten die Auswirkungen der drastischen Verringerungen der industriellen Abwassereinleitungen, die vorwiegend aufgrund von Betriebsstillegungen unmittelbar nach 1990 einsetzten, auf die Schwermetallführung der Flußschlämme erfaßt werden. Da sich im Vergleich zur massiven Reduzierung der industriellen Abwasserlast der Umfang kommunaler Einleitungen im gleichen Zeitraum kaum verringerte, erschien es durch die Analyse der eingetretenen Belastungsveränderungen auch möglich, den kommunalen Anteil an der Schwermetallbelastung der untersuchten Flußschlämme zu quantifizieren.

Nachfolgend werden die aktuellen Schwermetallkonzentrationen der Schlämme nach Vorflutern getrennt dargestellt und die Einflüsse schlamminterner Parameter auf die Schwermetallgehalte untersucht. Im Anschluß daran werden die analytisch vergleichbaren Daten aus verschiedenen Gutachten und wissenschaftlichen Arbeiten statistisch zusammengefaßt und nach Vorflutern getrennt dargestellt. Anhand des Vergleichs der so erhaltenen mittleren Schwermetallkonzentrationen der Schlämme in den einzelnen Vorflutern, werden die aufgetretenen Veränderungen erfaßt und ausgewertet.

5.3.1.1 Aktuelle Schwermetallbelastung der Schlämme

Die in Tab. 5.3.1 angegebenen Schwermetallgehalte in den Schlämmen der einzelnen Vorfluter wurden in Proben gemessen, die im Zeitraum 5 - 6/94 jeweils aus dem oberen Schlammbereich (0 - 30cm) entnommen wurden.

Vorfluter		n	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]*							oS [m%]	Körnung [m%]			
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn		Summe	T	U	S
Tongesteinsstandard (TGS)			0,3	90	45	0,4	68	20	95	502				
Stromsaale (bei Buna)	MW	6	1,8	39	50	1,0	35	49	326	502	6,9	2	24	74
Profile: D, E	Min.		0,8	15	29	0,1	21	21	98		3	1		53
	Max.		2,5	54	69	3,2	48	76	470		9,7	5		92
	RSD		35%	37%	38%	110%	35%	47%	43%		49%	75		23
	AF		6	0,4	1,1	2,5	0,5	2,4	3,4	1				
Wilde Saale (Rabeninsel)	MW	1	1,3	12	18	3,4	18	21	87	161	1,6	1	2	97
Profil 910	AF		4,3	0,1	0,4	8,5	0,3	1	0,9	0,3				
Mühlgraben														
vor Einmdg. RÜ (Profil 2600)	MW	1	2,3	33	66	3,2	44	68	335	552	6,8	1	23	76
	AF		7,6	0,4	1,5	8	0,6	3,4	3,5	1,1				
nach Einmdg. RÜ	MW	5	4,2	83	100	4,9	63	108	718	1081	15,0	2	27	61
Profile: 2036; 1500; 1463; 625; 396	Min.		3,9	70	84	2	58	97	685		14,0	1		60
	Max.		4,5	113	137	8,8	66	119	801		16,4	3		62
	RSD		7%	25%	25%	60%	6%	10%	8%		7%	33		2
	AF		14	0,9	2,2	12,2	0,9	5,4	7,6	2,2				
Wilde Saale (Peißnitz)	MW	3	4,4	76	101	4,8	71	111	813	1181	10,3	23	45	22
Profile: 1620; 1250; 310	Min.		4	47	82	3,5	49	96	767		9,1	20		18
	Max.		4,7	94	111	5,5	91	119	879		11,0	26		26
	RSD		8%	33%	16%	23%	30%	12%	7%		10%	13		20
	AF		14,7	0,84	2,2	12	1	5,6	8,6	2,4				

* königswasserlösliche Gesamtgehalte in der Fraktion < 2 mm;
 Profile: Flußquerprofile an den die Schlammproben entnommen wurden (Lage der Profile vgl. Abb. 5.1.2 und Abb. 5.1.3)
 AF - Anreicherungsfaktor = MW / TGS (Verhältnis der mittleren Schwermetallkonzentr. zum Tongesteinsstandard) TGS aus FÖRSTNER/MÜLLER 1974

Zur Interpretation auftretender Konzentrationsunterschiede wurde die Abhängigkeit der Schwermetallbelastung von den Parametern des Schlammes untersucht. Dazu wurden entsprechend der Literatur vor allem die Einflüsse der Gehalte an Ton und organischer Substanz im Schlamm mittels linearer Einfachregression überprüft.

5.3.1.1.1 Einflüsse des Gehaltes an organischer Substanz

Für die summierten Schwermetallkonzentrationen wurde die bekannte starke Abhängigkeit von den Gehalten an organischer Substanz gefunden, die sich in einem Korrelationskoeffizient von $R = 0,904$ dokumentiert (Abb. 5.3.1). Er widerspiegelt die hohe Austauschkapazität der organischen Substanz, die noch über der von dreischichtigen Tonmineralien liegt und damit von allen Feststoffen im aquatischen Milieu die größte Bindungsfähigkeit für Kationen aufweist (FÖRSTNER & MÜLLER 1974, FÖRSTNER & WITTMANN 1983, FÖRSTNER & PATCHINEELAM 1976, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989, SÄCHS. ADW 1995). Demzufolge können Schlämme mit hohen organischen Anteilen im Wasser befindliche Schwermetalle binden und damit immobilisieren. Durch diese Senkenfunktion erhöht sich

allerdings auch der Kontaminationsgrad der Schlämme, so daß daraus auch die höhere Schwermetallbelastung der Schlämme von Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) erklärbar ist.

Zu klären bleibt aber die Herkunft der Schwermetalle, da sowohl eine "primäre" als auch eine "sekundäre Kontamination" der Schlämme denkbar ist. Dabei soll unter "primärer Kontamination" die Schwermetallanreicherung verstanden werden, die vor der Ablagerung der Schwebstoffe als Schlamm stattfindet. Sie ist z. B. durch den Prozeß der spezifischen Koagulation möglich, bei dem die positiv geladenen Schwermetallionen zur Entstabilisierung der Kolloide und damit zur Flockenbildung führen. Aber auch Vorgänge der Einschluß-Flockung und Flockulation fördern eine primäre Schwermetallanreicherung. Solche Prozesse treten sowohl im unverdünntem Mischwasser als auch nach dessen Einleitung im Wasser der untersuchten Vorfluter auf.

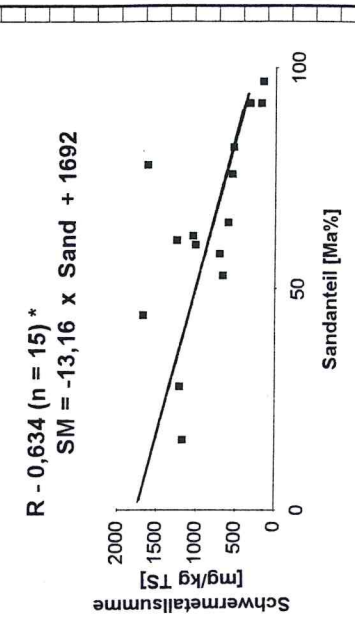
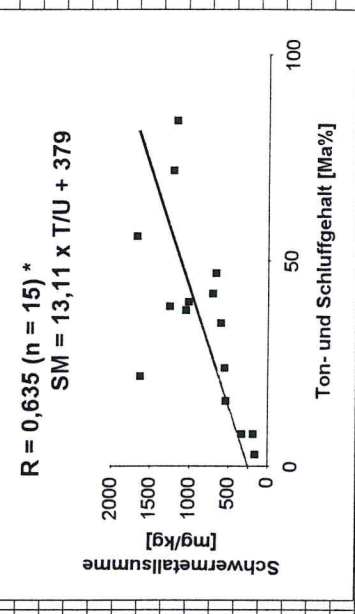
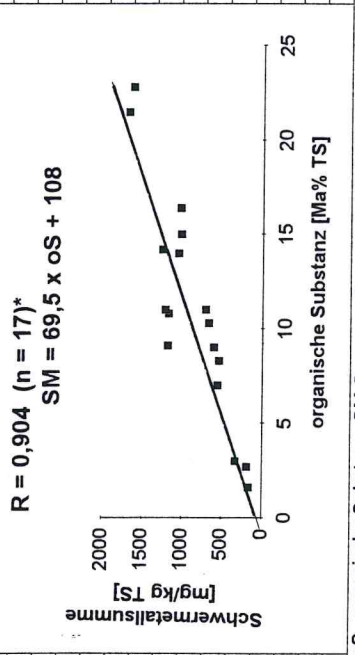
Unter "sekundärer Kontamination" soll hier die Schwermetallanlagerung verstanden werden, die nach der Ablagerung der Schwebstoffe eintritt. Dabei wird angenommen, daß durch die hohe Sorptionskraft der organischen Substanz insbesondere die gelöst im Saalewasser transportierten Schwermetalle nachträglich an den Schlamm angelagert werden. In diesem Fall würden die Mischwasserschwebstoffe lediglich die Trägersubstanz stellen, eine Schwermetalltransfer über die Kanalisation in den Vorfluter würde jedoch nicht erfolgen. Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Schwebstoffen im Mischwasser von Regenüberläufen sollen deshalb vor allem klären, inwieweit die Schwebstoffe der Abschlagswässer bereits mit Schwermetallen belastet sind, um damit den Anteil der Saale an der Kontamination der Schlämme quantifizieren zu können.

5.3.1.1.2 Korngrößenabhängige Einflüsse

Die Zunahme der Schwermetallbelastung mit zunehmendem Anteil der Ton- und Feinschluffraktion (ACKERMANN 1980) beruht auf der großen spezifischen Oberfläche dieser Partikel, an der aufgrund der dort befindlichen negativen Ladungen verstärkt die positiv geladenen Schwermetallionen angelagert werden können. Dieser Zusammenhang wurde durch lineare Einfachregression zwischen dem Ton- und Schluffanteil und der Summe der Schwermetallkonzentrationen in den Schlämmen überprüft (Abb. 5.3.1). Es zeigt sich, daß mit einem Korrelationskoeffizient von $R = 0,635$ nur eine relativ lose Beziehung zwischen diesen Größen besteht. Das wird auch durch die geringe negative Korrelation zwischen dem Sandanteil und der Schwermetallkonzentrationssumme bestätigt (Abb. 5.3.1). Dabei ist der Zusammenhang der summierten Ton- und Schluffraktion zur Schwermetallbelastung enger als der, den beide Fraktionen einzeln zur Schwermetallkonzentration aufweisen (Ton: $R = 0,48$; Schluff: $R = 0,61$).

Für diesen nur sehr losen bis überhaupt nicht vorhandenen Zusammenhang zwischen dem Anteil der jeweiligen Feinfraktionen und der Schwermetallbelastung sind vor allem Besonderheiten der Faulschlämme verantwortlich. So überdeckt vor allem die sorptionsstarke organische Substanz - angesichts ihrer hohen Gehalte in den Faulschlämmen - einen möglichen Korngrößeneffekt. Außerdem können organische Überzüge (organic coatings), die bevorzugt auf Partikeln der Schluff- und Feinsandfraktion auftreten (KARI & HERRMANN 1989) den Effekt der großen spezifischen

Vorfluter	Proben-nummer	Profil	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]											Körnung (incl. oS) [Ma%]				
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	SM-Summe	oS	SM-Summe	T	U	T + U	SM-Summe	Sand	SM-Summe
Stromsaale (Probennahme: 26.5.1994)	26/5/1	li.B (Fl.km 107,8)	1,7	46	69	0,9	50	64	367	598,6	9	598,6	4	31	35	598,6	65	598,6
	26/5/3	li.C (Fl.km 107,5)	1,6	39	29	0,3	21	21	219	330,9	3	330,9	1	7	8	330,9	92	330,9
	26/5/4	re. D (Fl.km 107,1)	2,4	54	67	0,7	45	76	459	704,1	11	704,1	2	40	42	704,1	58	704,1
	26/5/5	(26/5/10) re. E (Fl.km 106,9)	0,8	12	25	0,1	20	23	100	180,9	2,7	180,9	1	7	8	180,9	92	180,9
	26/5/6	re. (Fl.km 106)	2,5	38	55	0,9	39	65	459	659,4	10,3	659,4	5	42	47	659,4	53	659,4
Wilde Saale/ Rabeninsel (Probennahme: 24.6.1994)	26/5/7	(26/5/11) re. (Fl.km 103,2)	1,6	43	57	3,2	35	46	350	535,8	8,3	535,8	1	15	16	535,8	82	535,8
	24/6/1	re. 910	1,3	12	18	3,4	18	21	84	157,7	1,6	157,7	1	2	3	157,7	97	157,7
Mühlgraben (Probennahme: 11.5.1994) 12.05.1994	11/5/1	(26/5/12) re. 2725	2,3	33	66	3,2	44	68	335	551,5	7	551,5	1	23	24	551,5	76	551,5
	11/5/2	re. 2036	3,9	70	87	2	61	102	685	1010,9	15	1010,9	2	38	40	1010,9	60	1010,9
	2/12/1+2	li. 1500	4,5	70	84	3,6	65	115	700	1042,1	14	1042,1	2	36	38	1042,1	62	1042,1
Wilde Saale/ Peißnitz (Probennahme: 24.6.1994)	12/5/2	li. 1463	4,4	77	92	5	58	97	685	1018,4	16,4	1018,4						
	12/5/3	re. 625	4	113	137	8,8	66	119	801	1248,8	14,2	1248,8	3	36	39	1248,8	61	1248,8
	24/6/2	re. 1450	4,4	47	82	5,5	49	96	879	1162,9	10,8	1162,9						
	Schwanenbr.		4	94	111	5,4	74	117	767	1172,4	9,1	1172,4	24	60	84	1172,4	16	1172,4
Weiße Elster Genwische.	Talstr.		4,7	87	109	3,5	91	119	793	1207,2	11	1207,2	21	51	72	1207,2	28	1207,2
	26/5/8 re.		8,6	134	117	0,6	93	95	1225	1673,2	21,5	1673,2	20	36	56	1673,2	44	1673,2
	26/5/9 re.		8,7	140	127	0,7	94	114	1138	1622,4	22,8	1622,4	2	20	22	1622,4	78	1622,4



oS - organische Substanz, SM-Summe - Summe der Schwermetallkonzentr., n - Anzahl der korrelierten Wertepaare

* Korrelationskoeffizient nach Berechnungen zur linearen Einfachregression (95% - Niveau)(verw. Software: Microcal Origin)

Abb. 5.3.1: Beziehungen zwischen der summarischen Schwermetallkonzentration und dem Gehalt organischer Substanz bzw. den Anteilen der Kornfraktionen im Schlamm

Oberfläche der Tonminerale ausgleichen und damit die Wirkung der Feinkornanteile verschleiern. Solche organische Überzüge an den Schluffpartikeln würden auch den höheren Korrelationskoeffizient dieser Fraktion gegenüber dem Tongehalt erklären.

Außerdem erfolgt während der Flockungsprozesse bei der Schlamm-Bildung im Zuge der Entstabilisierungsprozesse eine Anlagerung von Schwermetallen (Kap. 5.1.4.1), die nicht ausschließlich an die Feinkornfraktion gebunden ist. So kann auch die Aggregatbildung zusammen mit den Dispergierungsproblemen bei der Korngrößenanalyse (Kap. 4.5.2) zur Verwischung von Korngrößeneffekten führen. Aber auch die Bindung von Schwermetallen an Sesquioxide und amorphe Fällungsprodukte stört das Auftreten eines klaren Zusammenhangs zwischen Tongehalt und Schwermetallkonzentration.

Aus diesen Gründen ist es bei der Schwermetallanalyse von Faulschlämmen nicht sinnvoll nur die Feinkornfraktionen zu untersuchen, da in ihr - im Gegensatz zu "normalen" fluvialen Sedimenten - nicht unbedingt die Maxima der Schwermetallkonzentrationen auftreten. Deshalb werden auch die in der Klärschlammverordnung (BUNDESGESETZBLATT 1982) angegebenen Schwermetallkonzentrationen auf die Gehalte der gesamten Fraktion unter 2 mm bezogen. Diese Fraktion wurde auch in den vorliegenden Untersuchungen analysiert.

5.3.1.1.3 Vergleich der Vorfluter

Die mittlere Schwermetallbelastung der Schlämme (Tab. 5.3.1) in den untersuchten Vorflutern unterscheidet sich deutlich voneinander. So sind die Schlämme des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) aufgrund ihres hohen organischen Anteils in der Summe ca. doppelt so hoch belastet wie die Schlämme der Stromsaale. Der hohe mineralische Sandanteil und der sehr geringe Gehalt an organischer Substanz, läßt für die Probe aus der Wilden Saale (Rabeninsel) kaum noch die Bezeichnung Schlamm zu. Entsprechend unterdurchschnittlich sind dann auch die Schwermetallgehalte dieser Probe.

Betrachtet man den Tongesteinsstandard als die Größenordnung der geogen bedingten Schwermetallkonzentrationen (FÖRSTNER & MÜLLER 1974, MERIAN 1984) im Schlamm, so kann durch den Bezug auf die gemessenen Schwermetallgehalte der anthropogene Anteil quantifiziert werden (Anreicherungsfaktor, Tab. 5.3.1). Dabei zeigt sich, daß im Schlamm der Stromsaale vor allem Kadmium (6fach) und Zink (3,4fach), sowie Blei und Quecksilber (je 2,5fach) angereichert sind, während Chrom, Nickel und Kupfer im Bereich geogener Konzentrationen liegen. In den Schlämmen des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) liegen die Anreicherungsfaktoren zwischen 14,7 (Kadmium in der Wilden Saale/Peißnitz) und 2,0 (Blei im Mühlgraben). Mit zehnfacher Anreicherung ist Quecksilber im Schlamm beider Vorfluter deutlich stärker als im Stromsaalenschlamm akkumuliert. Chrom und Nickel sind in allen Vorflutern nur in geogen bedingten Konzentrationen vorhanden (Abb.5.3.2).

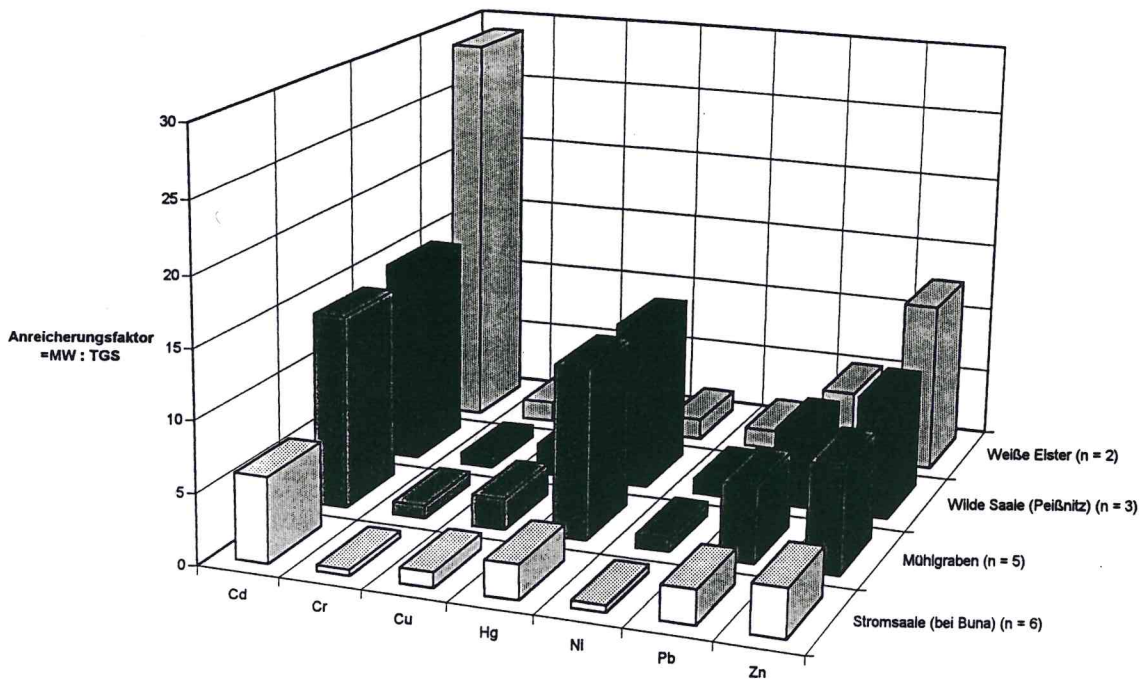


Abb. 5.3.2: Schwermetallanreicherungen in Schlämmen verschiedener Vorfluter (0-20 cm; 5/94)

Der Vergleich der Anteile der einzelnen Elemente an der Summe der Schwermetallkonzentrationen (Schwermetallspektrum) zeigt kaum signifikante Unterschiede zwischen den Schlämmen der Vorfluter. Nur Quecksilber erreicht im Schlamm des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) einen etwa doppelt so hohen Anteil wie im Schlamm der Stromsaale.

Die Schlämme des Mühlgrabens, die oberhalb der ersten Regenüberlaufmündungen lagern, entsprechen sowohl in der Höhe als auch im Spektrum der Schwermetallbelastung und der Konsistenz weitgehend den Schlämmen der Stromsaale (Tab. 5.3.1). Da sie nicht durch Mischwasserabwürfe beeinflusst werden, wurden sie bei der Mittelwertbildung für den Schlamm des Mühlgrabens nicht berücksichtigt.

5.3.1.2 Schwermetallgehalte der Schlämme im Zeitraum 8/90 bis 11/92

Tab. 5.3.2 zeigt die Mittelwerte verschiedener Einzeluntersuchungen der Flußschlämme des Mühlgrabens, der Wilden Saale (Peißnitz) und der Stromsaale, die im Zeitraum 8/90 bis 11/92 durchgeführt wurden. Aufgrund dieses relativ kurzen Zeitraums nach der Wende, kann davon ausgegangen werden, daß bei durchschnittlichen Beprobungstiefen von 30 - 50 cm hauptsächlich Schlamm beprobt wurde, der sich vor 1990 abgelagerte und damit noch den Einfluß der starken industriellen Abwassereinleitungen widerspiegelt. Insgesamt liegen den angegebenen mittleren Schwermetallkonzentrationen 231 Einzelangaben zur Schwermetallkonzentration aus 33 Beprobungsstandorten zugrunde. Die Mittelwerte der Einzeluntersuchungen wurden - nachdem ihre analytische Vergleichbarkeit (analytisierte Korngrößenfraktion, Aufschlußverfahren, Beprobungstiefe)

überprüft wurde - entsprechend der ihnen zugrunde liegenden Probenanzahl gewichtet und nach Vorflutern getrennt zusammengefaßt.

Da nicht in jedem Fall der Gehalt an organischer Substanz der Proben in den Untersuchungen angegeben wurde, ist besonders bei geringer Anzahl von Proben nur eine eingeschränkte Vergleichbarkeit möglich. Mit zunehmender Probenanzahl wird dieser Einfluß nivelliert, da die Gehalte der organischen Substanz in den Schlämmen der einzelnen Vorfluter relativ homogen sind. Außerdem führen Unterschiede im Sedimentations- und Erosionsverhalten der Vorfluter, sowie unterschiedliche Beprobungstiefen bei der Entnahme zu verschiedenen großen Anteilen von Schlamm, der nach 1990 abgelagert wurde, im Probengut. Da sich dennoch die erhobenen Werte weitgehend gegenseitig bestätigen, erschien die Verwendung der Daten zu Vergleichszwecken gerechtfertigt.

Tab. 5.3.2: Schwermetallgehalte der oberen Schicht der Schlammablagerungen 1990/92 (ermittelt aus Fremddaten)										
Vorfluter	Quelle	n*	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]**							
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe
	TGS		0,3	90	45	0,4	68	20	95	501
Mühlgraben	ZINKE 8/90	?	11	170	195	46,8	147	183	1625	
	ITW 3/92	10	8,1	227	294	86,3	167	220	1344	
	FIEN.5/ 92	2	10	175	183	9,1	125	193	1750	
	GFE 11/92	1	11	326	412	26	124	276	1510	
	gew. Mittel	14	8,8	222	280	68,1	157	218	1434	2388
	AF		29,3	2,5	6,2	170,3	2,3	10,9	71,7	4,8
Wilde Saale (Peißnitz)	WEßL. 3/92	12	7,2	167	254	29,4	74	114	885	
	GFE 11/92	2	3,4	233	274	39,8	124	186	1550	
	gew. Mittel	14	6,7	176	257	30,9	81	124	980	1656
	AF		22,3	2	5,7	77,3	1,2	6,2	49	3,3
Wilde Saale (Rabeninsel)	GFE 11/92	2	1,2	172	200	50	75	181	1135	
	FIEN. 5/92	1	1,8	39	52	4,6	56	53	236	
	gew. Mittel	3	1,4	94	151	34,9	69	138	835	1323
	AF		4,7	1	3,4	87,3	1	6,9	41,8	2,6
Stromsaale (bei Buna)	GFE 11/92	2	1,7	115	160	26	87	130	675	1195
	AF		5,7	1,3	3,6	65	1,3	6,5	33,8	2,4
Weißer Elster (Mündung)	GFE 11/92	2	4,3	499	251	2,0	169	195	1850	2970
	AF		14,3	5,5	5,6	5,0	2,5	9,8	19,5	5,9

*n- Anzahl der zugrundeliegenden Schlammproben aus verschiedenen Standorten); ** in allen Untersuchungen bestimmt nach DIN 38 414-S7;TGS - Tongesteinsstandard ; AF = gew. Mittel / TGS (Anreicherungsfaktor)

5.3.1.2.1 Vergleich der Vorfluter

Entgegen den Erwartungen waren auch unter den Bedingungen der massiven Einleitung industrieller Abwässer in die Stromsaale, deren Schlämme geringer belastet als die im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz). So ist z.B. Quecksilber aus den Abwässern der Aldehydproduktion und Chloralkalielektrolyse Bunas, nicht im Schlamm der Stromsaale unmittelbar unterhalb Bunas am stärksten angereichert, sondern in den Schlämmen des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz), also 11 -13 Fluß-km von der Einleitung entfernt. Dort erreicht es mittlere Konzentrationen von 68,1 ppm, die ca. dem Achtfachen des AbfklärV-Grenzwerts (8 ppm) entsprechen und zur

Klassifizierung der Schlämme als Sondermüll führten (ORGA LAB 1991, ITW 1992A-B, BUNDESGESETZBLATT 1992) (Tab. 5.3.2; Abb. 5.3.3).

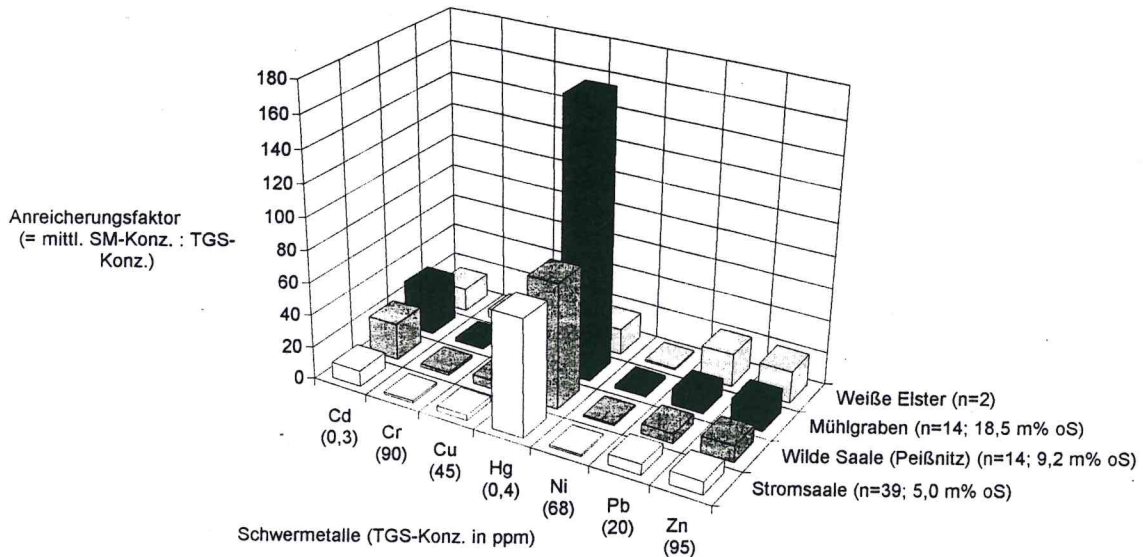


Abb. 5.3.3: Schwermetallanreicherungen im Schlamm ausgewählter Vorfluter (0-20 cm) im Zeitraum 1990-1992

Außerdem weisen die Schlämme im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) durch die hohen organischen Anteile auch bei allen anderen Schwermetallen höhere Konzentrationen als in der Stromsaale auf. So ist im Vergleich zur Stromsaale neben Quecksilber (2,6fach) vor allem Kadmium (5,1fach) und Zink (2,1fach) im Mühlgrabenschlamm angereichert. Die Gesamtgehalte (Summe der Konzentration aller untersuchten Schwermetalle) betragen in den Schlämmen von Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) jeweils ca. das Doppelte der Schwermetallgehalte des Schlammes der Stromsaale.

Aufgrund dieser Schwermetallkonzentrationen, die alle deutlich über dem Tongesteinsstandard - als grobem Hinweis auf die geogene Grundbelastung - liegen (Anreicherungs-faktoren; Tab. 5.3.2), kann prinzipiell davon ausgegangen werden, daß die Schlämme nicht während auftretender Hochwässer abgelagert werden konnten. Wegen des erhöhten Anteils unbelasteter Schwebstoffe aus Bodenabspülung und Ufererosion und des erhöhten Durchflusses ist nämlich bei Hochwasserschwebstoffen mit einer starken Verdünnung anthropogener Schwermetalleinträge zu rechnen (HELLMANN 1986). So erreichen die Zinkgehalte - die durch ihre Herkunft aus Fäkalien und Rücklösungserscheinungen aus verzinkten Wasserleitungen als Indikatoren für kommunale Abwässer gelten (HELLMANN & GRIFFATONG 1972, BLICKWEDEL, P. 1986, MERIAN 1984) - fast die Zinkkonzentrationen von kommunalen Klärschlämmen. Damit muß der Schlamm vorwiegend bei Mittel- bzw. Niedrigwasser abgelagert worden sein, da es so gut wie keine Verdünnung durch unbelastete Schwebstoffe gegeben haben kann. Damit weisen auch die hohen Schwermetallgehalte auf Niedrigwasserverhältnisse bei der Ablagerung der Schlämme hin und bestätigen damit die oben dargestellten Schlußfolgerungen aus den Flockungsmechanismen.

5.3.1.2.2 Tiefentendenzen der Schwermetallbelastung der Schlämme

Ausgehend von der Fähigkeit von Sedimenten, die dem Vorfluter zugeführten Schwermetalle zu akkumulieren und unter Vernachlässigung eventueller Rücklösungs- und intrasedimentärer Transportvorgänge, kann bei ungestörter Lagerung der Schlämme aus der Tiefenverteilung der Schwermetallgehalte auf die zeitliche Entwicklung der Vorfluterbelastung geschlossen werden (KLÖS & SCHOCH 1993). Gleichzeitig ist es beim Auftreten stark erhöhter Quecksilbergehalte möglich, das Mindestalter des darüber abgelagerten Schlammes zu bestimmen, da der Beginn der Quecksilbereinleitung in die Saale bekannt ist. Mit einer intrasedimentären Verlagerung des Quecksilbers ist angesichts der dominant herrschenden reduzierenden Bedingungen in den Schlämmen der untersuchten Vorfluter nicht zu rechnen, da hier aufgrund der vorherrschenden sulfidischen Bindungen der Schwermetalle eine stark verringerte Löslichkeit und damit eine weitgehende Immobilisierung vorliegen (FÖRSTNER & WITTMANN 1983; MERZ & BRÜHL 1992). Untersuchungen zur sequentiellen Extraktion (ITW 1992c) ergaben insbesondere für das stark angereicherte "Indikatorelement" Quecksilber eine nahezu 100%ige Festlegung in der residualen, also nur königswasserlöslichen Fraktion. Die Quecksilbergehalte im Porenwasser waren trotz der Extremkonzentration von über 300 ppm Quecksilber im Schlamm unterhalb der Nachweisgrenze (IWU 1991).

Angaben zur tiefendifferenzierten Schwermetallbelastung des Schlammkörpers liegen nur für die Schlämme im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) vor. Die Ergebnisse der Schwermetallbelastung der Schlämme in den beprobten Tiefenstufen zeigen Tab. 5.3.3 und Tab. 5.3.4.

Tab. 5.3.3 : Schwermetallgehalte in verschiedenen Tiefen der Schlammablagerungen des Mühlgrabens (errechnet aus : ITW 1992A)

Entnahmetiefe		n	Schwermetallkonzentration [mg/ kg TS]*							Summe
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
0- 35 cm	MW	10	8,1	227	294	86,3	167	220	1344	2346
	Min.		3,2	227	106	6,6	23	76	761	
	Max.		17	52	568	356	761	449	2530	
	RSD		62%	41%	53%	130%	128%	45%	42%	
30- 70 cm	MW	8	11,9	198	286	88	90	253	1418	2345
	Min.		2,1	27	140	7,7	24	181	702	
	Max.		24	347	497	389	177	448	2110	
	RSD		71%	62%	49%	140%	60%	40%	33%	
60- 100 cm	MW	5	8,1	126	186	28,1	56	267	885	1556
	Min.		1,2	17	33	2	24	99	223	
	Max.		23	366	421	85	130	351	1880	
	RSD	5	120%	111%	80%	121%	77%	36%	72%	

*bestimmt nach DIN 38 414-S7; n - Anzahl der beprobten Standorte

Tab. 5.3.4 : Schwermetallgehalte in verschiedenen Tiefen der Schlammablagerungen in der Wilden Saale (Peißnitz) (errechnet aus: WEßLING 1992)

Entnahmetiefe		n	Schwermetallkonzentration [mg/ kg TS]*							Summe
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
0 - 50 cm	MW	12	7,2	167	254	29,4	74	114	885	1531
	Min.		0,6	26	358	2,4	39	76	640	
	Max.		14	341	122	119	129	223	1950	
50 - 100 cm		1	20	341	358	27,2	139	146	1600	2631
100 -150 cm		1	2	47	122	15	38	56	297	577

*bestimmt nach DIN 38 414-S7; n - Anzahl der beprobten Standorte

Sowohl in den Schlämmen des Mühlgrabens als auch in denen der Wilden Saale (Peißnitz) treten nach Tab. 5.3.3. und Tab. 5.3.4 in allen Beprobungstiefen deutlich über den Tongesteinsstandard erhöhte Quecksilbergehalte auf. Um eine mögliche kommunale Herkunft ausschließen zu können, wurden die Quecksilbergehalte von Klärschlämmen der Stadt Halle über einen Zeitraum von 10 Jahren (Tab. 5.3.5) mit den aufgetretenen Werten verglichen.

Tab. 5.3.5: Entwicklung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm der Kläranlage Halle-Lettin (KA Nord) zwischen 1984 - 1994

Jahr	n	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]							Summe
		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
1984	2	6,8	40	205	3,4	25	150	1950	2380
1987	3	12,3	83	250	4,7	47	225	2547	3169
1988	2	10,1	81	255	3,8	47	190	2400	2987
1989	1	5,0	72	210	2,3	30	180	2400	2899
1990	3	6,4	56	196	4,2	56	143	1917	2379
1991	3	5,9	75	227	5,1	53	141	1390	1897
1992	8	3,7	112	185	6,0	39	137	1145	1628
1993	2	3,6	90	164	6,2	35	89	1080	1468
1994	2	3,3	75	178	7,3	32	75	1078	1449
1984-1994	26	6,1	87	204	5,1	42	151	1663	2158

errechnet aus HWA GMBH 1993; n - Anzahl der untersuchten Stichproben

Dabei ist festzustellen, daß in den Schlämmen beider Vorfluter auch die geringsten mittleren Quecksilbergehalte deutlich über denen im Klärschlamm liegen, so daß die Quecksilberkontamination in der gemessenen Höhe hauptsächlich auf den Einfluß der Buna-Abwässer zurückzuführen ist. Da die mittlere Schlammtiefe im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) bei ca. 1 m liegt, kann davon ausgegangen werden, daß der überwiegende Teil der Schlämme nach dem Beginn der Produktion in Buna, also später als 1938 abgelagert wurde. Für die Schlämme der Wilden Saale (Peißnitz) wurde dieser Umstand wegen des Zeitpunktes der Gründung von Halle-Neustadt ohnehin angenommen. Da die Regenüberläufe am Mühlgraben 1928 angelegt wurden (ZINKE 1991), bestätigt sich im wesentlichen auch hier das Alter der Schlämme. Dabei zeigen die aufgetretenen Minima von 2 ppm Quecksilber in der Tiefe unter 60 cm, daß hier durchaus schon fast unbelastete Schlämme aus den ersten zehn Jahren der Existenz der Regenüberläufe am Mühlgraben mitbeprob worden sein können.

5.3.1.3 Veränderung der Schwermetallbelastung der Schlämme nach 1990

In Tab. 5.3.6 sind die Mittelwerte der 1994 gemessenen Schwermetallkonzentrationen der Schlämme den Mittelwerten aus Daten des Zeitraums 1990 - 1992 gegenübergestellt. Zum Vergleich werden die mittleren Schwermetallkonzentrationen von 1994 in Prozent der Mittelwerte des Zeitraums 1990 bis 1992 angegeben. Die Spalte "Vorfluter-Verhältnis" zeigt das Verhältnis der summierten Schwermetallkonzentrationen der Schlämme des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) zur Schwermetallsumme der Stromsaalenschlämme jeweils für 1990/92 und 1994.

Bei der vergleichenden Beurteilung der Meßwerte ist prinzipiell davon auszugehen, daß die Veränderung der Schwermetallgehalte im Schlamm vor allem durch die Ablagerung weiterer Sinkstoffe auf den belasteten Schlammkörper erfolgt. Dabei hängt die Deutlichkeit der Konzentrationsänderungen im Schlamm bei späteren Beprobungen neben dem Schwermetallgehalt der dazukommenden Sinkstoffe, zum einen von der Mächtigkeit der "neuen" Schlammschicht und zum anderen von der Beprobungstiefe ab, da diese über den Anteil des "alten" Schlammes in der Probe entscheidet. Aufgrund der sich daraus ergebenden Abweichungen, sind weniger die absoluten Werte als vielmehr deren semiquantitative Tendenzen, zu interpretieren. Neben der Auflagerung neuer Sinkstoffe besteht auch noch die Möglichkeit der vollständigen Ausräumung und Wiederauffüllung der oberen Schlammschicht, wodurch die Unterschiede klarer zu Tage treten können. Während nach unseren Beobachtungen die erste Art der Konzentrationsänderung vor allem für die mächtigen und verfestigten Schlämme in Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) zutrifft, könnten besonders geringmächtige, kaum verfestigte Schlammablagerungen der Stromsaale durchaus weitgehend ausgeräumt und wieder aufgefüllt werden.

Tab. 5.3.6: Vergleich der Schwermetallgehalte in der oberen Schicht der Schlammablagerungen der untersuchten Vorfluter von 1992 mit denen von 1994

Vorfluter	Beprobg.-zeitpkt.	n	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]*								Vorfluter-Verhältnis
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe	
Stromsaale	MW 92*	2	1,7	115	160	26	87	130	675	1195	1
	MW 94	6	1,8	39	50	1,0	35	49	326	501	1
	MW 94 [% 92]		94%	34%	31%	4%	40%	38%	48%	42%	
Wilde Saale (Peißnitz)	MW 92*	14	6,7	176	257	30,9	81	124	980	1656	1,4
	MW 94	3	4,4	76	101	4,8	71	111	813	1181	2,3
	MW 94 [% MW 92]		66%	43%	39%	16%	88%	90%	83%	71%	
Mühlgraben	MW 92*	14	8,8	222	280	68,1	157	218	1434	2388	2
	MW 94	5	4,2	83	100	4,9	63	108	718	1080	2,2
	MW 94 [% MW 92]		48%	37%	36%	7%	40%	50%	50%	45%	

* Quellen siehe Tab. 5.3.2 ; *bestimmt nach DIN 38 414-S7

Insgesamt fällt auf, daß die Gesamtbelastung mit Schwermetallen (Summe der Schwermetallkonzentrationen) in den Schlämmen aller Vorfluter im Durchschnitt auf ca. die Hälfte der ursprünglichen Belastung zurückgegangen ist. Dabei ist die Verringerung auf 42% des Ausgangswertes in den Schlämmen der Stromsaale am größten. Die Konzentrationsverringerungen der einzelnen Schwermetalle sind unterschiedlich stark. Die stärksten Konzentrationsabnahmen in allen Vorfluterschlämmen weist mit deutlichem Abstand das Quecksilber auf. Es liegt 1994 - auch bezüglich der gemessenen Maximalwerte - in allen Vorfluterschlämmen unterhalb der Grenzwerte der Klärschlammverordnung. Das ist vor allem auf die seit 1990 erfolgte drastische Verringerung der

Quecksilberemission durch die Buna AG, von 10 t Quecksilber pro Jahr vor 1990 auf ca. 0,1 t/a ab 1991, zurückzuführen (Kap. 3..4.1.3.1).

Während starke Konzentrationsverringerungen eindeutig auf einen nachlassenden anthropogenen Eintrag hinweisen, kann die weitgehende zeitliche Konstanz von Schwermetallkonzentrationen zwei Gründe haben. Sie kann sowohl durch gleichbleibend hohe Schwermetalleinträge als auch durch ein niedriges Ausgangsniveau bedingt sein, das auch durch verringerte Einleitungen nicht zu unterschreiten ist. Zur Interpretation geringer Schwermetallkonzentrationsabnahmen ist also auch der Vergleich der absoluten Konzentrationen im Schlamm mit anderen bekannten Gehalten (z. B. in unbelasteten Tongesteinen, in Klärschlämmen, industriellen Einleitungen etc.) erforderlich.

Die größte Konstanz der Konzentration im Schlamm weisen Kadmium in den Schlämmen der Stromsaale und Blei, Nickel und Zink im Schlamm der Wilden Saale (Peißnitz) auf. Sie liegen deutlich über den mittleren Konzentrationsabnahmen und erreichen 1994 noch über 80% der Ausgangsgehalte. Dabei trifft nur auf Nickel der Fall zu, daß sich dessen Konzentrationen lediglich im Bereich des Tongesteinsstandards bewegen, so daß eine Konzentrationsverringerung auch durch verringerte Abwassereinleitungen nicht möglich ist. Mit 5 bis 20facher Anreicherung gegenüber dem Tongesteinsstandard (1994) ist bei Kadmium, Zink und Blei im Schlamm der Wilden Saale (Peißnitz) davon auszugehen, daß sich die Abwasserbelastungen, die zum Eintrag dieser Elemente in die Wilde Saale (Peißnitz) führen, seit 1990 kaum verringert haben. Alle drei Elemente sind typisch für kommunale Abwasserbelastung, wie der Vergleich mit den Schwermetallgehalten des Klärschlamm (Tab. 5.3.5) zeigt. Damit wird auch die gegenwärtige Schwermetallbelastung der Schlämme der Stromsaale vorwiegend durch kommunale Quellen hervorgerufen.

Setzt man die Summe der Schwermetallkonzentrationen der Stromsaalensedimente jeweils gleich eins, so zeigen die Werte in der letzten Spalte von Tab. 5.3.6 das Wievielfache dieser summierten Konzentrationen in den Schlämmen von Mühlgraben und Wilden Saale (Peißnitz) enthalten ist. Dabei ist zu sehen, daß sich der Schwermetalleintrag in diese Nebenarme der Saale nicht im gleichen Umfang reduziert hat wie in der Stromsaale. Abgesehen von den ohnehin doppelt so hohen Schwermetallgehalten ist das ein zusätzlicher Hinweis darauf, daß der Schwermetalleintrag in diese Vorfluter auch vor 1990 nicht ausschließlich über die Saale erfolgt sein kann. Damit bleiben angesichts der dargestellten Einleitersituation an Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) (Abb. 5.1.7) nur noch die niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen als mögliche Schwermetallquelle übrig.

Im folgenden soll am Beispiel des Mühlgrabens die zeitliche Entwicklung der Schwermetallgehalte des Schlammes und deren Aussagekraft bezüglich der Einflüsse von Regenüberläufen auf den Vorfluter dargestellt werden. Dabei wird zur Wahrung der Homogenität der Daten nur auf eine - in sich geschlossene - Beprobung der Mühlgrabenschlämme vom März 1992 zurückgegriffen, so daß sich die in Tab. 5.3.7 angegebenen mittleren Schwermetallkonzentrationen für das Jahr 1992 geringfügig von denen in Tab. 5.3.2 unterscheiden.

Tab. 5.3.7: Vergleich der Schwermetallgehalte in der oberen Schicht der Schlammablagerungen des Mühlgrabens von 1992 mit denen von 1994

Beprob.- zeitpkt.		n	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]*							
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe
3/92	MW	10	8,1	227	294	86,3	167	220	1344	2346
(ITW 1992A)	Min.		3,2	52	106	6,6	23	76	761	1028
	Max.		17	335	568	356	761	449	2530	6044
	RSD		62%	41%	53%	130%	128%	45%	42%	72%
5/94	MW	5	4,2	83	100	4,9	63	108	718	1081
	Min.		3,9	70	84	2	58	97	685	1000
	Max.		4,5	113	137	8,8	66	119	801	1249
	RSD		7%	25%	25%	60%	6%	10%	8%	20%
5/94 [% von 3/92]	MW	15	52%	36%	34%	6%	38%	49%	53%	46%
	Min.		122%	135%	79%	30%	252%	128%	90%	97%
	Max.		26%	34%	24%	2%	9%	26%	32%	21%
	RSD		-55%	-16%	-28%	-70%	-122 %	-35%	-34%	-52%

n - Anzahl beprobter Standorte; Entnahmetiefe 0 - 30 cm unter Schlammoberfläche; RSD - relative Standardabweichung
*bestimmt nach DIN 38 414-S7

Tab. 5.3.7 zeigt, daß sich die mittleren Schwermetallkonzentrationen bei allen untersuchten Elementen um mindestens 50% reduziert haben. Noch stärker haben sich die gemessenen Maximalgehalte verringert, die im Durchschnitt aller Schwermetalle nur noch 21% der Maximalkonzentrationen von 1992 erreichen. Erwartungsgemäß sind die Minima der Schwermetallgehalte im Durchschnitt der Elemente weitgehend konstant geblieben (97% der Ausgangsgehalte).

Außerdem ist trotz der verringerten Probenanzahl bei gleichem Beprobungsareal eine deutliche Reduzierung der relativen Standardabweichungen (RSD) festzustellen. Da sich die RSD auf die Abweichung der Einzelwerte vom Mittelwert bezieht und die Einzelwerte jeweils verschiedene Standorte innerhalb des Mühlgrabens repräsentieren, kann sie als Maß für räumliche Schwankungen der Schwermetallbelastung im Mühlgraben benutzt werden. Demnach haben sich die extremen räumlichen Schwankungen der Schwermetallkonzentrationen des Mühlgrabenschlammes seit 1990 z. T. stark verringert (Tab. 5.3.7). Auffällig ist dabei, daß besonders Quecksilber, das die stärkste Konzentrationsabnahme von allen Schwermetallen aufweist (auf 6%; Tab. 5.3.7) sowohl 1992 als auch 1994 die größte räumliche Variabilität im Flußverlauf aufweist. Der allgemeine Rückgang der starken räumlichen Konzentrationsunterschiede im Schlamm kann angesichts der hohen Schwermetallgehalte aber noch nicht auf das geogene Grundrauschen zurückgeführt werden. Es deutet vielmehr das Wirken räumlich diffuser Schwermetalleinträge in den Mühlgraben an. Solche Einträge sind besonders durch die zahlreich am Mühlgraben verteilten Regenüberläufe möglich, die weitgehend identisch zusammengesetztes Mischwasser aus dem parallel verlaufenden Abwasserhauptsammler in den Mühlgraben abschlagen, so daß eine relativ homogene Belastung des Mühlgrabens erfolgt.

Insgesamt zeigen die untersuchten Veränderungen, daß die Schwermetallbelastung der Schlämme in den Nebenarmen nicht in gleichem Umfang zurückging, wie die Schwermetallbelastung der Stromsaale, wobei vor allem Indikatorelemente für kommunale Abwasserbeeinflussung relativ

konstant blieben. Zusammen mit den geringer werdenden räumlichen Konzentrationsschwankungen deuteten diese Umstände auf den Einfluß von Mischwassereinleitungen aus den an den Vorflutern verteilten Regenüberläufen. Dieser Einfluß wurde durch Schwermetallanalysen von Mischwasserbeprobungen untersucht. Die Ergebnisse werden im folgenden dargestellt.

5.3.2 Schwermetallgehalte der Mischwasserschwebstoffe

Die in Stichprobenuntersuchungen ermittelte Schwermetallbelastung der Schwebstoffe in niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen zeigt Tab. 5.3.8. Dabei repräsentieren die Werte der Gerbersaale die Mischwasserabwürfe der Regenüberläufe 12 - 16, die in die 500 m lange übertunnelte Gerbersaale abschlagen, während die Schwebstoffe im Wasser des Sau- u. Kolonistengrabens vor allem die häuslichen Abwässer der teilentsorgten Gebiete nördlich von Halle-Neustadt aufnehmen (Abb. 5.1.3). Da die schlammbildenden Abwasserflocken über die verschiedenen Flockungsmechanismen in der Lage sind, auch gelöst transportierte Schwermetalle in die Schlammflockung einzubeziehen, erscheint eine Beschränkung auf die Erfassung der partikelgebundenen Schwermetalle berechtigt.

Tab. 5.3.8: Konzentrationen und Schwermetallgehalte der Schwebstoffe in niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen											
Ort	Zeitpunkt	AfS [mg/l]	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]								oS [m%]
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe	
Gerbersaale	24.08.94/ 12:30	320	11,7	59	271	16,8	70	436	1418	2224	22,2
RÜ 11	24.08.94/ 12:32	400	7,0	49	180	29,4	58	342	1199	1815	15,6
RÜ 11	12.04.95/ 10:00	590	5,5	54	229	1,4	56	301	1351	1998	17,4
Mittelwert	Mischw.-AfS	437	8,1	54	227	15,9	61	360	1323	2049	18,4
Kolon. graben	26.01.95 14:00	191	6,8	48	127	0,7	54	147	787	1170	19,3

Mischw. -AfS - abfiltrierbare Stoffe im Mischwasser; oS - Gehalt organ. Substanz in der Trockensubstanz des Schwebstoffs

Da die Schwermetallbelastung der Mischwässer im Verlauf des Regenereignisses u. a. in Abhängigkeit der Dauer und Intensität des Niederschlages variieren, wurden von uns unmittelbar nach dem Überlaufereignis auch die "Mischwasserabsätze" beprobt. Darunter werden im folgenden Ablagerungen verstanden, die sich unmittelbar am Mündungsbereich der Regenüberläufe bzw. in der überbauten Gerbersaale aus Mischwasserschwebstoffen gebildet haben und so sedimentiert wurden, daß sie vor ihrer Beprobung noch keinen Kontakt mit dem Vorfluter hatten. Sie bilden sich vor allem bei nachlassenden Fließgeschwindigkeiten gegen Ende des Überlaufereignisses und repräsentieren die Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe über ein größeres Zeitintervall als die Momentanbeprobungen des ausströmenden Mischwassers. Deshalb werden auch diese Werte zur Charakterisierung der Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe herangezogen (Tab. 5.3.8).

Da außerdem die überwiegende Masse des Schlammes durch Mischwasserschwebstoffe gebildet wurde, die weit vor unseren Beprobungen abgelagert wurden, sollte auch deren

Schwermetallbelastung abgeschätzt werden. Dazu wurde das in der Gerberröhre abgelagerte Sediment beprobt, das im wesentlichen auf den Einfluß der fünf einmündenden Regenüberläufe zurückzuführen ist (Kap. 5.1.1). Aufgrund der Mächtigkeit der abgelagerten Schlämme kann davon ausgegangen werden, daß diese Sedimente ein Integral über die Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe im Zeitraum ihrer Ablagerung darstellen. Da sie z. T. über dem Mittelwasserspiegel der Gerberröhre lagern und bei Mittel- und Niedrigwasserverhältnissen kein Wasser aus dem Mühlgraben einströmen kann, ist eine Beeinflussung durch Schwebstoffe aus der Saale nur bei Hochwasser möglich. Der Eintrag weitgehend unbelasteter Hochwasserschwebstoffe ist aber nur während der relativ kurzen Anstiegsphase des Wasserspiegels möglich und erreicht wegen der extrem geringen Fließgeschwindigkeit des "Auffüllwassers" nach unseren Beobachtungen keinen nennenswerten Umfang. Stärker als eine mögliche Beeinflussung durch die Saaleschwebstoffe wirken sich möglicherweise die unterdurchschnittlich niedrigen Gehalte an organischer Substanz in den Proben der Gerberröhre aus. So wurde in dem unter Luftzutritt abgelagerten Schlamm auf den Treppen die organische Substanz offensichtlich durch mikrobiellen Abbau verringert. In der oberflächlich entnommenen Probe aus dem wasserüberdeckten Sediment, in der Nähe der Regenüberlaufmündungen, führen dagegen die hohen Fließgeschwindigkeiten des einschließenden Mischwassers dazu, daß sich lediglich die mineralische Sandfraktion ablageren kann und es kaum zur Ablagerung der organischer Schwebstoffanteile kommt. Da aber beide Vorgänge auch Teile des Mühlgrabenschlammes betreffen erscheint eine Einbeziehung dieser Proben in die Mittelwertbildung zur Charakterisierung der Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe sinnvoll (Tab. 5.3.9).

Tab.: 5.3.9: Schwermetallkonzentrationen, Gehalte an organischer Substanz und Korngrößenverteilung in Mischwasserabsätzen

Entnahmeort	Datum	Mächtigkeit/ Zustand	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]									org. S. [m%]	Körnung [m%]***		
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe	T		U	S	
Regenüberlauf 11 (Schußrinne)	30.06.94	1 - 3 cm feucht	5	67	129	4,8	79	175	952	1412	13	2	67	31	
Regenüberlauf 11 (Schußrinne)	29.06.95	1 - 3 cm feucht	5,9	97	116	3,1	123	119	967	1432	13,7	5	80	15	
Regenüberlauf 11	MW		5,4	82	122	4	100	147	960	1420	13,4	4	74	22	
Gerberröhre (in Treppennische)	10.11.94	50 cm * trocken	5,7	75	136	34	55	283	755	1344	7,8	3	79	18	
Gerberröhre (400 m vor Mündung)	10.11.94	100 cm** naß	1,7	13	104	0,2	10	224	200	553	4,4	4	2	94	
Gerberröhre	MW		3,7	44	120	17,1	33	254	478	950	6,2	4	40	56	
Mischwasserabsätze	MW		4,6	63	121	10,5	67	200	719	1185	9,7	4	57	39	

*Mischprobe aus 5, 25 und 50 cm Tiefe; **aus 0 - 20 cm Tiefe; org. S.- Gehalt organische Substanz; ***letzte Stelle gerundet

Die Mischwasserabsätze aus der Schußrinne des Regenüberlaufs 11 (Abb. 5.1.3, Mühlgraben) wurden unmittelbar im Anschluß an Mischwasserabwürfe entnommen und repräsentieren stichprobenartig die aktuelle Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe. Obwohl zwischen beiden Beprobungen fast ein Jahr liegt und die auslösenden Niederschlagsereignisse unterschiedliche Charakteristika aufwiesen (Länge der vorausgegangen Trockenwetterdauer, Regenintensität, etc.), zeigen sie bezüglich der Schwermetallkonzentrationen und der Korngrößenverteilung und der

organischen Anteile der abfiltrierbaren Schwebstoffe sehr ähnliche Werte. Durch diese gute Übereinstimmung, scheint es - trotz der theoretisch großen Anzahl modifizierend wirkender Einflüsse auf die Höhe der Schwermetallbelastung - dennoch möglich, anhand von Stichprobenuntersuchungen die Größenordnung des aktuellen schwebstoffgebundenen Schwermetalleintrags zu erfassen.

Beim Vergleich der mittleren Schwermetallgehalte der Mischwasserschwebstoffe (Tab. 5.3.8) mit denen der Mischwasserabsätze (Tab. 5.3.9) zeigt sich, daß die Schwebstoffe sowohl in der Summe als auch bei der Mehrzahl der untersuchten Elemente höhere Konzentrationen aufweisen. Das Verhältnis der Konzentrationen zueinander liegt im Bereich um 1:1,7. Ausnahmen bilden jedoch die Elemente Chrom und Nickel, die in etwa gleichen Konzentrationen in den Schwebstoffen und den Absätzen enthalten sind. Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Schwermetallen liegen deren Konzentrationen jeweils im Bereich des Tongesteinsstandards (Tab. 5.3.1) und lassen damit keine anthropogene Anreicherung erkennen.

Herkunft der Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe

Da es aufgrund des damit verbundenen Aufwandes nicht möglich ist, die Schwermetallbelastung der Gesamtheit der eingeleiteten Mischwasserschwebstoffe zu erfassen, wurde die Plausibilität der gemessenen Schwermetallkonzentrationen durch Vergleiche mit den Schwermetallgehalten kommunaler Klärschlämme überprüft. Die Gehalte der Klärschlämme spiegeln die Schwermetallbelastung der Rohabwasserschwebstoffe wider, die bei der mechanischen Abwasserklärung ausflocken. Da das Mischwasser zu großen Teilen aus diesem Rohabwasser besteht (vgl. Mischverhältnis Tab. 5.2.8) läßt sich aus der Schwermetallbelastung der Klärschlämme der Beitrag des Rohabwassers an der Schwermetallkontamination des Mischwassers abschätzen.

Zum Vergleich der Schwermetallkonzentrationen wurden Klärschlämme aus den Kläranlagen untersucht, in die die jeweiligen Hauptsammler münden, die über Regenüberläufe Mischwasser in die beiden Vorfluter abschlagen. Im Fall des Mühlgrabens werden daher die Klärschlämme der Kläranlage Trotha analysiert, während der Hauptsammler der in die Wilde Saale (Peißnitz) entlastet, zur Kläranlage Lettin führt (Abb. 5.1.11). Angesichts der Tatsache, daß im Stadtgebiet insgesamt 1600 abwasserelevante Betriebe (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993) existieren, besteht das Rohabwasser der Hauptsammler, neben den Haushaltsabwässern, auch aus gewerblichen Abwässern. Tab. 5.3.10 zeigt die Schwermetallkonzentrationen in den Klärschlämmen der größten Kläranlagen der Stadt Halle.

Tab. 5.3.10: Schwermetallgehalte im Klärschlamm hallescher Kläranlagen (1992 - 1994)											
Kläranlage		n	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]*								oS [m%]
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe	
Trotha	MW	6	3,2	34	140	4,1	42	137	1191	1551	48
(12/92- 1/94)	Min.		2,1	25	105	0	31	115	923		
	Max.		5,2	38	164	10,0	58	164	1373		
Lettin	MW	12	3,7	108	180	6,1	38	127	1132	1595	
(92-94)	Min.		2,5	23	113	2,0	17	70	650		
	Max.		13,8	153	290	9,1	95	311	2660		
Wörmlitz	MW	9	3,3	31	142	2,2	30	138	1470	1817	46
(4/92-1/94)	Min.		1,4	22	49	0	19	39	501		
	Max.		4,4	44	192	7,1	35	226	2373		
Gesamt	MW	27	3,3	64	226	65	39	128	1213	1738	47
	Min.		1,4	22	49	0	19	39	501		
	Max.		13,8	153	290	10	95	226	2660		

errechnet aus Angaben der HWA GmbH Halle (HWA 1995); * bestimmt n. DIN 38 414-S7

Bei den häuslichen Abwässern treten insbesondere Blei, Zink und Kupfer verstärkt auf, da sie in Materialien des Wasserleitungsnetzes in Abhängigkeit vom pH-Wert und Härtegrad des Wassers gelöst werden können. Dabei sind die unterschiedlichen Anteile der Materialien am Wasserleitungsnetz zu beachten, die insbesondere vom Sanierungsgrad der Haushalte abhängen. Eng mit dem Zink ist das Auftreten von Kadmium verbunden, da es als Spurenbestandteil im Hüttenzink enthalten ist (BLICKWEDEL, P. 1988). Außerdem wird Zink vom Menschen ausgeschieden gilt daher als Fäkalindikator (HELLMANN 1972).

Durch Hinzukommen der gewerblichen Abwässer aus dem Stadtgebiet kann sich das Schwermetallspektrum im Rohabwasser erheblich verändern. Eine diesbezügliche Abschätzung ist kaum möglich, da der Stadtverwaltung lediglich von einem Viertel der abwasserrelevanten Betriebe Angaben zur Abwassergüte vorliegen (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993).

Insbesondere die hohe Quecksilberbelastung der Mischwasserschwebstoffe und -absätze ist vermutlich auf die Lokalisation von insgesamt fünf stomatologischen Fachkliniken (Amalgamverarbeitung) und 11 weiteren Krankenhäusern (Meßgeräte, u. ä.) im Einzugsgebiet der Regenüberläufe des Mühlgrabens zurückzuführen. Damit ist neben den Abwassereinleitungen aus Buna auch ein kommunaler Anteil an der Quecksilberkontamination der Schlämme zu beachten. Der Vergleich mit den Quecksilbergehalten der Klärschlämme zeigt aber, daß die von uns in den Beprobungen gefundenen Quecksilberkonzentrationen in den Mischwasserschwebstoffen deutlich über dem langjährigen Mittelwert liegen. Ein zusätzlicher Quecksilbereintrag durch das abfließende Regenwasser von den versiegelten Stadtoberflächen ist aufgrund fehlender Quellen weitgehend auszuschließen, so daß die Ursache der hohen Quecksilberwerte unklar bleibt. Ein Einfluß der schon erwähnten medizinischen Einrichtungen ist jedoch denkbar.

Durch den Regenabfluß werden vor allem von Straßen Schwermetalle abgespült, die aus verkehrsbedingten Emissionen stammen. Dazu zählen insbesondere das Blei aus Verbrennungsabgasen bleihaltigen Kraftstoffs (MERIAN 1984, TERYTZE 1993), das Kadmium aus dem Reifenabrieb (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989) sowie Chrom und Zink aus der Korrosion von Kraftfahrzeugen (GUNKEL

1993). Außerdem kann auch der Dachabfluß durch die Materialien der Regenentwässerungen (Dachrinnen, etc.) mit Zink und in zunehmendem Maß auch mit Kupfer angereichert sein (FÖRSTNER & WITTMANN 1983, GUNKEL 1993, STRIEBEL 1994). Diesen Einfluß des Regenwasserabflusses zeigt auch der Vergleich der Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe (Tab. 5.3.8) mit denen der Klärschlämme (Tab. 5.3.10).

Es ist festzustellen, daß die Mischwasserschwebstoffe durchgängig höhere Schwermetallkonzentrationen aufweisen als die Klärschlämme, was auf den zusätzlichen Eintrag von Schwermetallen durch das abfließende Regenwasser zurückzuführen ist. Dabei spiegeln insbesondere die hohe Blei- (Benzin) und Kadmiumbelastung (Reifenabrieb) gut den hohen Anteil von Verkehrsflächen im Einzugsgebiet des Hauptsammlers wider. Der zusätzliche Eintrag von Zink durch das Regenwasser ist im Vergleich zu den Gehalten im Rohabwasser erwartungsgemäß gering, u. a. auch weil die mögliche Kontaminationsquelle Dachabfluß zum großen Teil in die Hausanschlüsse der Kanalisation geführt wird oder versickert.

5.3.3 Einfluß der Mischwasserabwürfe auf die Schwermetallbelastung der Schlämme

Ein möglicher Einfluß der Regenüberläufe auf die Schwermetallbelastung des Schlammes soll im folgenden durch den Vergleich des Belastungsmusters der Mischwasserschwebstoffe mit denen des Schlammes im Mühlgraben überprüft werden.

Dabei werden zur Charakterisierung der Schlammbelastung die 1994 in den obersten 30 cm festgestellten Schwermetallkonzentrationen verwendet, weil dieser Teil des Schlammes bereits Sediment darstellt, daß nach den massiven industriellen Belastungen bis 1990 gebildet wurde und mögliche Einflüsse der Regenüberläufe damit nicht mehr durch die industriellen Abwassereinleitungen zugedeckt werden. Damit werden sowohl die Schwermetallkonzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe im Mischwasser als auch die Gehalte der Mischwasserabsätze verglichen (Tab. 5.3.11).

Tab. 5.3.11: Vergleich der Schwermetallgehalte der oberen Schlammschicht des Mühlgrabens (1994) mit denen in Mischwasserschwebstoffen und Mischwasserabsätzen

Medium		n	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]							
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe
Schlamm (1994; 0 - 30 cm)	MW	5	4,2	83	100	4,9	63	108	718	1081
	Min.		3,9	70	84	2,0	58	97	685	
	Max.		4,5	113	137	8,8	66	119	801	
Mischwasser-Schwebstoffe*	MW	3	8,1	54	227	15,9	61	360	1323	2049
	Min.		5,5	49	180	1,4	56	301	1199	
	Max.		11,7	59	271	29,4	670	436	1418	
Mischwasser-Absätze	MW	4	4,6	63	121	10,5	67	200	719	1185
	Min.		1,7	13	104	0,2	10	119	200	
	Max.		5,9	97	136	43	123	283	967	

* bestimmt an abfiltrierbaren Stoffen des Mischwassers;

Unter der Annahme, daß die Schlamm Bildung im wesentlichen auf den Schwebstoffeintrag der Regenüberläufe zurückzuführen ist, müßten die Schwermetallkonzentrationen der Schwebstoffe mit

denen der obersten Schlammschicht im Mühlgraben weitgehend übereinstimmen. Wie aus Tab. 5.3.11 hervorgeht, weisen die Schwebstoffe des Mischwassers mit summierten Schwermetallkonzentrationen um 2000 ppm ca. das Doppelte der Schwermetallbelastung des Schlammes auf. Da die Schwebstoffe des Mischwassers im Mittel also deutlich höhere Schwermetallkonzentrationen als der Schlamm aufweisen, können sie nicht in ihrer Gesamtheit abgelagert werden und den Schlamm bilden. Vielmehr sinken durch die schon beschriebenen spezifischen Flockungsvorgänge (Kap. 5.1.4.1) nach Eintrag in den Vorfluter nur bestimmte Anteile der Feststoffe des Mischwassers aus (ca. 50%; Kap. 5.2.2.3) und bilden den Schlamm. Teile dieses absinkenden Anteils stellen die beprobten Mischwasserabsätze dar. Damit ist auch nur deren Schwermetallkonzentration maßgeblich für die Schwermetallkontamination der Mühlgrabenschlämme durch Mischwassereinleitungen. Der Vergleich der Höhe der Konzentrationen und der Anteile der Schwermetalle an der Summe zeigt, daß das Belastungsmuster der Mischwasserabsätze sehr gut mit dem des Mühlgrabenschlammes übereinstimmt (Abb. 5.3.4).

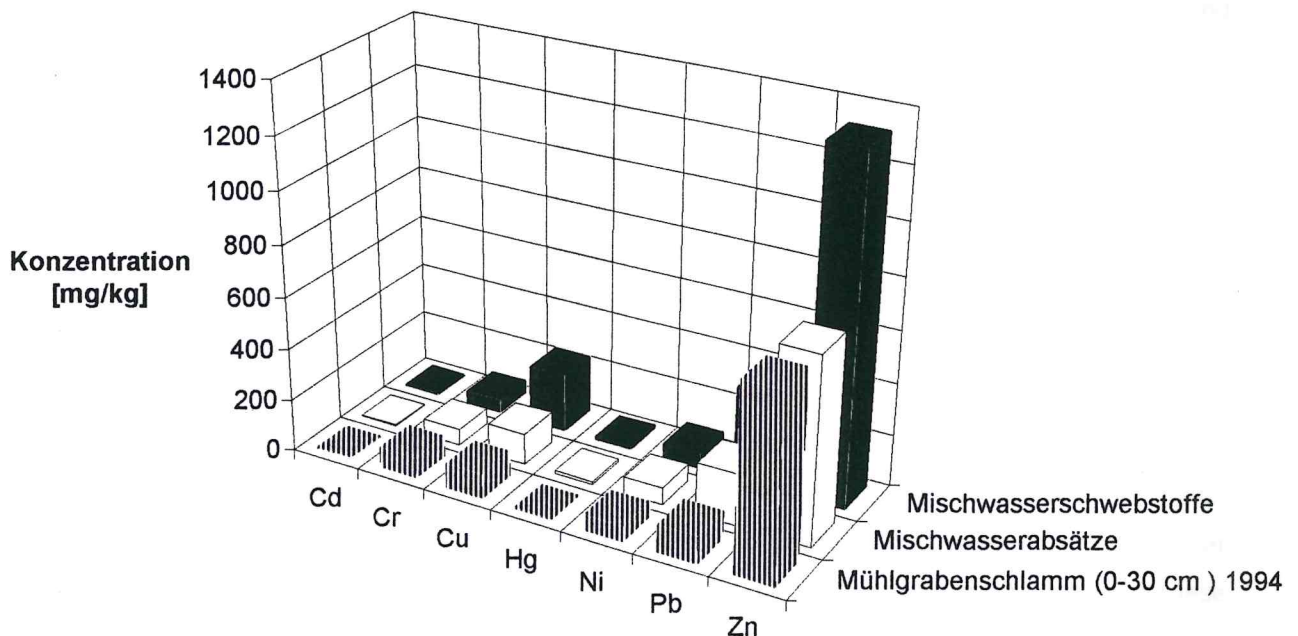


Abb. 5.3.4: Vergleich der Schwermetallbelastung von Mischwasserschwebstoffen und Mischwasserabsätzen mit der oberen Schlammschicht im Mühlgraben 5/94

Damit scheinen die Schwebstoffe, die sich auch unter den Bedingungen des Mühlgrabens ablagern können, geringer schwermetallbelastet zu sein, als die kleineren - noch in Schwebelag befindlichen - Flocken. Eine mögliche Erklärung liegt in der Verdünnungswirkung mineralischer Schwebstoffpartikel, die zusammen mit den absetzbaren Makroflocken, nur aufgrund ihrer hohen Dichte, ausfallen. Da an diese mineralischen Partikel kaum Schwermetalle während des Absinkvorgangs angelagert werden, weisen sie nur die geogen bedingten Gehalte auf und führen damit zur Verringerung der Schwermetallkonzentration in den beprobten Mischwasserabsätzen. Die Feinstpartikel und organischen Substanzen, die die größte Bindungsfähigkeit für Schwermetalle aufweisen und deshalb hochbelastet sind, bleiben jedoch in Schwebelag und werden aus dem Vorfluter heraustransportiert. Da diese Anteile aber bei der Filtration des Mischwassers zwangsläufig miterfaßt werden, ist der

gemessene Schwermetallgehalt in den abfiltrierten Mischwasserschwebstoffen größer als der Mischwasserabsätze, also der abgelagerten Schwebstoffe.

Kontaminationsmechanismen

Wenn damit der sedimentierende Anteil der Mischwasserschwebstoffe im wesentlichen die Schwermetallbelastung der Mühlgrabenschlämme erklärt, so bleibt dennoch die Frage, wie die deutlich höheren Schwermetallgehalte im Schlamm entstanden sind, der vor 1990 abgelagert wurde.

Dabei ist davon auszugehen, daß sich mit Einstellung der massiven industriellen Abwassereinleitungen (Betriebsstillegungen, Modernisierungen, etc.) und der Verbesserung der kommunalen Klärtechnik (erhöhter Anschlußgrad, verbesserte Reinigungsleistung der Kläranlagen) die Schwermetallbelastung der Saale aus diesen Quellen, nach 1990 deutlich verringert hat. Demgegenüber dürfte die Verringerung des Schwermetalleintrags aus Quellen urbaner Einzugsbereiche von Regenüberläufen (Oberflächenabfluß von städtischen Oberflächen, Haushaltsabwässer, etc.) nach der Wende, vergleichsweise unbedeutend geblieben sein. Aufgrund des damit als annähernd konstant anzusehenden kommunalen Schwermetalleintrags, kann mit Hilfe der Veränderungen der Schwermetallbelastung der Schlämme (zwischen 1990 und 1994) auf den vorwiegend industriell bedingten Belastungsanteil geschlossen werden. Aus dem Vergleich der Schwermetallkonzentrationen des Schlammes zwischen 1990/92 und 1994 (Tab. 5.3.6) ergibt sich, daß ca. 50% der im "alten" Schlamm des Mühlgrabens gefundenen Gesamtbelastung (Summe aller Schwermetallkonzentrationen) nicht auf die Regenüberläufe zurückzuführen sind, sondern mit dem Wasser der Saale in den Mühlgraben kamen. Die stärkste industriell bedingte Kontamination der Schlämme erfolgte mit Quecksilber, das ca. das 14fache seiner heutigen Konzentration im Mühlgrabenschlamm erreichte (68,1 ppm zu 4,9 ppm). Demgegenüber lag der industrielle Anteil bei Kadmium und Zink unter 50 % der Gesamtbelastung (Tab. 5.3.7). Da besonders die hohen Quecksilbergehalte auf einen erheblichen Anteil von industriebürtigen Saaleschwebstoffen an der Belastung der Nebenarme mit Schlamm deuten, soll im folgenden überprüft werden, inwieweit diese Konzentrationen erklärt werden können.

Prinzipiell ist eine Belastung der Schlämme sowohl durch die Ablagerung belasteter Schwebstoffe, als auch durch die Adsorption von Schwermetalle aus der gelösten Phase an die sedimentierenden Mischwasserschwebstoffe und/oder die Oberflächen der Schlammablagerungen möglich.

Angesichts der hohen Feststoffaffinität von Quecksilber im aquatischen Milieu (FÖRSTNER & WITTMANN 1983) ist es wahrscheinlich, daß der überwiegende Teil des Quecksilbers, das mit dem Abwasser der Buna-Werke in die Saale gelangte, am Schwebstoff adsorbiert war. Dafür spricht z. B. der enge Zusammenhang zwischen dem Feststoffgehalt und der Quecksilberkonzentration in homogenisierten Abwasserproben (Tab. 3.4). Geht man von den erlaubten mittleren Quecksilbergehalten im Buna-Abwasser von 0,3 mg/l aus (WWD 1973), so ergeben sich bei einem angenommenen Schwebstoffgehalt von 600 mg/l (in Ermangelung von nicht verfügbaren Originaldaten der Schwebstoffkonzentration im Buna-Abwasser vor 1990 wird behelfsmäßig der Wert für kommunales

Rohabwasser zugrunde gelegt) und unter der Voraussetzung, daß das gesamte Quecksilber am Schwebstoff gebunden ist, eine Quecksilberkonzentration des Schwebstoffes von 500 mg/kg. Unter Beachtung möglicher Schwankungen des Feststoffgehaltes ergeben sich Quecksilberkonzentrationen zwischen 300 ppm (bei 1000 mg FS/l) bis 1200 ppm (bei 250 mg FS/l). Bei solchen Quecksilberkonzentrationen am Schwebstoff ist schon durch die Einbeziehung von relativ geringen Mengen belasteter Partikel in Sedimentationsprozesse, eine hohe Quecksilberanreicherung im Schlamm des Mühlgrabens möglich. So ergeben sich aus der 1992 gemessenen mittleren Quecksilberkonzentration von 68 mg/kg (Tab. 5.3.2) für die 11 573 kg Trockensubstanz Schlamm im Mühlgraben (Tab. 5.2.3) insgesamt 787 kg reines Quecksilber. Das ist ca. ein Tausendstel der Gesamtmenge an Quecksilber, die durch Buna zwischen 1938 und 1990 in die Saale geleitet wurde (10 t/a). Selbst bei Annahme von nur 500 ppm als mittlerem Quecksilbergehalt der Abwasserschwebstoffe, reichen bereits rund 1000 t TS dieser Schwebstoffe aus, um die Masse an Quecksilber zu transportieren, die sich im Mühlgrabenschlamm befindet (rd. 800 kg). Verteilt auf die 52 Jahre Produktionszeit (1938 - 1990) ergeben sich - unter der Voraussetzung, daß das Quecksilber ausschließlich partikulär transportiert wurde - maximal 19 t hochkontaminierter Schwebstoffe pro Jahr, die sich im Mühlgraben ablagerten. Das sind rund zwei Prozent der Schlammmenge, die jährlich durch Mischwassereinleitungen entsteht. Da die Schlammbildung überwiegend während der Niedrigwasserphasen erfolgt (vgl. Abschnitt 2.3) - und damit zu einer Zeit, in der die Vorfluter i. d. R. die geringste Schwebstoffführung aufweisen (HELLMANN 1986) - werden auch nur verhältnismäßig geringe Mengen der übrigen Saaleschwebstoffe mitabgelagert, so daß deren Anteil an der Schlammbildung gering und vermutlich deutlich unter 10 Prozent bleibt. Als Orientierung zur Größenordnung der Schwebstoffkonzentration in solchen Niedrigwassersituationen können die Werte der Saale am Pegel Planena (kurz unterhalb der Buna-Werke) dienen, die in den Jahren 1991 - 1993 zwischen 0 und 10 mg/l (LAU 1991 - 1993) lagen.

Diese Sedimentation der belasteten Saaleschwebstoffe in den Saalenebenarmen erfolgte dabei wahrscheinlich auch durch rein hydraulisch bedingte Ablagerung der Saaleschwebstoffe in den strömungsberuhigten Uferrandbereichen. Da aber bei ausschließlichem Wirken dieser Art der Sedimentation die hohen Schwermetallgehalte der in Flußmitte lagernden Schlämme nicht erklärbar wären, müssen auch noch andere Kontaminationsmechanismen gewirkt haben. In diesem Zusammenhang erscheint es plausibel, daß es auch bei den Mischwassereinleitungen zur Einbeziehung von Saaleschwebstoffen in die abwasserspezifischen Sedimentationsprozesse (Kap. 5.1.4.1) gekommen ist. Dabei ist die Schwebstoffablagerung sowohl als Folge der hydraulischen Wirkungen der Mischwasserentlastungen, als auch durch die Einbeziehung in die Flockungs- und Koagulationsprozesse denkbar. Da die Mischwassereinleitungen punktuell erfolgen, kommt es bei der Einbeziehung der linear herangeführten Saaleschwebstoffe zu räumlich stark variierenden Sedimentationsraten (resp. Schwermetallbelastungen) im Gerinnebett. Das könnte eine Erklärung dafür sein, daß Quecksilber, das fast ausschließlich über die Saale in die Nebenarme gelangte, die höchsten räumlichen Konzentrationsschwankungen in den Flußschlämmen aufweist. Demgegenüber

sind die Schwermetalle, die zu großen Teilen auch im Mischwasser enthalten sind, deutlich homogener verteilt (vgl. RSD in Tab. 5.3.1).

Insbesondere durch die spezifische Koagulation, ist dabei eine bevorzugte Einbeziehung der stark schwermetallhaltigen - und damit positiv geladenen Partikel - in die Flockenbildung möglich. Damit würde nicht die Gesamtheit der Saaleschwebstoffe, sondern vorwiegend die stärker belasteten Partikel abgelagert werden.

Neben der feststoffgebundenen Verlagerung, ist aber prinzipiell auch eine Kontamination der Schlämme durch gelöst transportiertes Quecksilber denkbar, das sich bevorzugt an organischen Oberflächen anlagert (MEISCH U. A. 1977, SYMADER 1979, FÖRSTNER & WITTMANN 1983, RICKING 1992). Dabei würden insbesondere die hohen Anteile der sorptionstarken organischen Substanz des Mühlgrabenschlammes eine überdurchschnittlich starke Adsorption des gelösten Quecksilbers aus dem Saalewasser ermöglichen. Sollte das Quecksilber auch über die gelöste Phase - trotz seiner hohen Feststoffaffinität im aquatischen Milieu - von Buna bis in den Mühlgraben transportiert worden sein, so wäre der Anteil der Saaleschwebstoffe an der Verschlammung des Mühlgrabens - je nach Umfang des Lösungstransportes - natürlich noch geringer als oben angenommen.

5.3.4 Fazit zur Schwermetallbelastung der Schlämme

1. Die Untersuchungen zur Schwermetallbelastung, daß die Schlämme des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) sowohl in der Vergangenheit als auch gegenwärtig durchschnittlich doppelt so hohe Schwermetallgehalte aufweisen, wie die Schlämme der Stromsaale bzw.- der Wilden Saale (Rabeninsel). Das ist vor allem auf deren hohe Gehalte an organischer Substanz zurückzuführen, die im engen Zusammenhang zur Schwermetallbelastung stehen. Ursache dieser hohen organischen Anteile im Schlamm sind vor allem die niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen aus der Mischkanalisation, deren Einfluß auf den organischen Gehalt der Schlämme anhand der Untersuchungen zum kanalisationsgebundenen Stoffeintrag quantifiziert werden konnte (Kap. 5.2.2.3).
2. Diese Einleitungen enthalten Schwermetalle, die sowohl aus dem häuslichen und gewerblichen Rohabwasser stammen, als auch durch das von städtischen Oberflächen abfließende Regenwasser bedingt sind. Im Verlauf von Flockungsprozessen kommt es durch die spezifische Koagulation und Flockulation zur Schwermetallanreicherung in den sich bildenden Schwebstoffaggregationen, die zu Konzentrationen führen, die über denen des Mühlgrabenschlammes liegen. Von der Gesamtheit der eingetragenen Feststoffe können sich jedoch nur ca. 50% im Vorfluter ablagern. Da insbesondere die hochbelasteten Feinstpartikel und organischen Substanzen in Schwebelagung bleiben, kommt es zur Verringerung der Schwermetallkonzentration im sedimentierten Anteil der Schwebstoffe. Dessen Schwermetallbelastung entspricht sowohl in Höhe als auch im Spektrum dem Belastungsmuster der obersten Schlammschicht im Mühlgraben, wie sie 1994 beprobt wurde.

3. Im Durchschnitt der untersuchten Schwermetalle weist diese Schlammschicht nur noch ca. 50 % der Konzentrationen auf, die kurz nach 1990 - also unter den Bedingungen massiver industrieller Abwassereinleitungen - gemessen wurden. Besonders stark wirkte sich die drastische Reduzierung der Abwassereinleitungen Bunas auf den Quecksilbergehalt der Schlämme aus. Die ehemals höhere Schwermetallbelastung der Schlämme im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) ist damit auf die Zufuhr von hochkontaminierten Schwebstoffen aus der Saale zurückzuführen, die vorwiegend aus industriellen Abwassereinleitungen stammten. Sie wurden sowohl durch hydraulisch bedingte Sedimentation als auch durch Einbeziehung in Flockungsprozesse bei Mischwassereinleitungen im Schlamm festgelegt. Eine Anlagerung aus der gelösten Phase ist aufgrund der hohen Sorptionskapazität der in hohen Anteilen enthaltenen organischen Substanz ebenfalls wahrscheinlich. Dabei zeigt die Höhe der Schwermetallkonzentrationen, daß die Schlammbildung an Mittel- und Niedrigwasserphasen gebunden ist, was auch in den Untersuchungen zu den Flockungserscheinungen festgestellt wurde. Anhand der Quecksilberbelastung konnte die Größenordnung des Anteils der Saaleschwebstoffe an der Masse der abgelagerten Schlämme bestimmt werden.
4. Da das Schwermetallspektrum der Saaleschlämme dem der oberen Schlammschicht des Mühlgrabens 1994 und damit auch weitgehend dem der Mischwasserabsätze entspricht, kann davon ausgegangen werden, daß die gegenwärtige Schwermetallbelastung der Saale hauptsächlich aus kommunalen Quellen erfolgt.
5. Insgesamt bestätigen die Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Schlämme, daß die Mischwassereinleitungen sowohl für die Masse der abgelagerten Schlämme als auch für deren gegenwärtige Schwermetallbelastung verantwortlich sind. Durch Einbeziehung kontaminierter Schwebstoffe aus industriellen Abwassereinleitungen in die Flockungsprozesse und Schlammbildung und die hohe Sorptionsfähigkeit der eingetragenen Anteile an organischer Substanz, führten die Mischwassereinleitungen in der Vergangenheit zur überdurchschnittlichen Schwermetallkontamination der Schlämme.

5.4 Untersuchungen zur Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Verlagerung der Schlämme

Eine wesentliche Voraussetzung für die Akkumulation der Schlammengen und damit der Plausibilität der vorgestellten Massenbilanzierungen, ist die weitgehende Resistenz der abgelagerten Sinkstoffe gegenüber hochwasserbedingter Ausräumung. Da der schwermetallbelastete Schlamm im Falle einer Verlagerung außerdem Schutzgüter der angrenzenden Nutzungen gefährdet, erschien die Abschätzung der Remobilisierbarkeit der Schlämme auch unter diesem Aspekt notwendig. Zur Abschätzung der Remobilisierbarkeit der Schlämme durch Hochwasser wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

1. Untersuchungen zum Erosionspotential von Hochwasserabflüssen in den Vorflutern des Stadtgebiets
2. Untersuchungen zur Sedimentresuspension bei Hochwasserführung der Vorfluter
3. Quantifizierung von Veränderungen im Volumen des Schlammkörpers im Mühlgraben nach dem Hochwasser vom April 1994
4. Untersuchungen zu Einflüssen der Schlammkonsistenz auf die Resuspendierbarkeit

5.4.1 Erosionspotential der hochwasserführenden Vorfluter im Stadtgebiet

Unter Erosionspotential soll die Fähigkeit des fließenden Wassers verstanden werden, in Folge seiner kinetischen Energie die abgelagerten Schlämme zu resuspendieren und als Schwebstoff vom Ablagerungsort wegzutransportieren. Es ist von der Fließgeschwindigkeit des Wassers und der Resuspensionsfähigkeit der Schlämme abhängig. Unter Annahme homogener Schlammkonsistenz spiegeln die im Untersuchungsgebiet gemessenen Fließgeschwindigkeiten also die räumliche Verteilung des Erosionspotentials in den hochwasserführenden Vorflutern wider.

Die höchsten Stromstrichgeschwindigkeiten traten während des Hochwasserscheitels mit ca. 2 m/s jeweils vor und nach der Aufgliederung der Stromsaale in ihre Nebenarme (Röpziger bzw. Kröllwitzer Brücke) auf. Sie lagen damit mehr als doppelt so hoch wie zu Mittelwasserverhältnissen. Zwischen den Furkationen wurden in der Saale dagegen nur Stromstrichgeschwindigkeiten zwischen 1,3 und 1,7 m/s gemessen, was angesichts gleichbleibender Gerinnebettmorphometrie auf die geringere Durchflußmenge zurückgeführt werden kann.

Im Mühlgraben wurden nur die Fließgeschwindigkeiten im schlammbelasteten Teil erfaßt. Diese lagen im Bereich der Klausbrücke mit 0,83 m/s deutlich unter denen des Saalestromstrichs und wiesen gegenüber der Mittelwasser-Fließgeschwindigkeit von 0,51 m/s auch eine geringere Steigerung auf. Im Bereich der Pfälzer Brücke kam es mit 0,2 m/s sogar zu einer erheblichen Unterschreitung der Mittelwassergeschwindigkeit des Stromstrichs (0,61m/s), weil offensichtlich der sich links anschließende Überflutungsbereich Würfelwiese mit seinem geringen hydraulischen Radius ein Abbremsen der fließenden Welle verursachte (Abb. 5.4.1). Da bis zum Verlassen des Gerinnebetts die steigende Durchflußmenge auch zur Erhöhung der Fließgeschwindigkeit führt, wird das Maximum der fluvialen Transportkraft im Mühlgraben bei bordvollem Abfluß erreicht. Darüber

hinausgehende Abflüsse führen, durch die mit der Ausuferung verbundene Abbremsung des Wasserkörpers, zu deren Verringerung.

Da die im Stromstrich gemessene Fließgeschwindigkeit reibungsbedingt zur Sedimentoberfläche hin abnimmt, kann zur Beurteilung auftretender Schubspannungen, nur die an der Grenzschicht Wasser - Sediment herrschende Fließgeschwindigkeit herangezogen werden. Bei bordvollem Abfluß (25.01.95; Wasserstand Unterpegel Trotha 423 cm) wurde im Mühlgraben (Schwarze Brücke) eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit von 0,68 m/s im Stromstrich kurz unter der Wasseroberfläche auf 0,14 m/s in 15 cm Entfernung von der Sohle gemessen. In der Wilden Saale/Peißnitz (Neue Brücke) nahm die Fließgeschwindigkeit - ebenfalls bei bordvollem Abfluß - von max. 0,97 m/s in 1 m Wassertiefe, auf 0,17 m/s unmittelbar über der Schlammoberfläche (2,9 m Tiefe), ab (Tab.5.4.1). Da bei bordvollem Abfluß in den untersuchten Vorflutern die größten Fließgeschwindigkeiten herrschen, kann davon ausgegangen werden, daß die sohnah gemessenen Fließgeschwindigkeiten Maximalwerte für diesen Bereich darstellen.

Diese reichen lt. Hjulström-Diagramm - angesichts des hohen Feinkornanteils der Schlämme (75 % aus Ton und Schluff) - allerdings kaum zur Erosion der Schlammablagerungen aus. Da in diesem Diagramm aber die Vorgänge in turbulenten Grenzschichten und die Konsistenz des Schlammes (Wassersättigung, Kompaktion, Reifezustand, usw.) unberücksichtigt bleiben, kann eine Remobilisierung des Sediments nur aufgrund des Hjulström-Diagramms nicht ausgeschlossen werden. Aus diesem Grunde wurde untersucht, inwieweit sich aus der Analyse des Schwebstoffes Hinweise auf die Resuspension der Schlämme ableiten lassen.

5.4.2 Schwebstoffuntersuchungen zur Resuspension der Schlämme bei Hochwasser

Ausgehend von der oben begründeten Annahme, daß Hochwasser mit bordvollen Abflüssen im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) erosiver als solche mit ausgedehnten Überschwemmungsbereichen sind, wurde zur Abschätzung maximal möglicher Schlammresuspension der bordvolle Abfluß zum Hochwasser 1/95 untersucht. Dieses Hochwasser wies mit einem Durchfluß in der Stromsaale von ca. 330 m³/s (Wasserstand am UP Trotha: 410 cm) eine Wiederholungszeitspanne von 2 a auf (LAU 1995c).

Da im Falle des Auftretens von Resuspensionserscheinungen die Schlammoberfläche als Schwebstoffquelle fungiert, wurde untersucht, inwieweit sich Tiefengradienten in der Schwebstoffverteilung im Wasserkörper nachweisen lassen (vgl. auch Vorgehen von KOZERSKI u. A. 1992). Dazu wurden im Mühlgraben (am Profil der Schwarzen Brücke) und der Wilden Saale/Peißnitz (Profil Neue Brücke) Wasserproben aus definierten Tiefen im Stromstrich entnommen und gleichzeitig die jeweilige Fließgeschwindigkeit erfaßt.

Im Mühlgraben wurde damit ein Profil untersucht, das noch oberhalb der einmündenden Regenüberläufe liegt und nur in den Randbereichen Schlammablagerungen aufweist. Diese

Ablagerungen sind aufgrund des Fehlens von Regenüberläufen in unmittelbarer Nähe vorwiegend hydraulisch bedingt und weisen ähnliche Konsistenzparameter wie die Schlämme der Stromsaale auf.

Im Gegensatz dazu wurde in der Wilden Saale (Peißnitz) Schlamm untersucht, der bereits unterhalb einmündender Regenüberläufe abgelagert war und die typischen Faulschlammerkmale aufwies. Aus technischen Gründen war es leider nicht möglich, direkt über den stark mächtigen Schlammablagerungen zu messen (keine Brücke), so daß wir auf das weniger belastete Profil an der Neuen Brücke ausweichen mußten. In beiden Profilen lag der Stromstrich über einer ca. 10 cm mächtigen Schlammschicht. Die Meßergebnisse zeigt Tab. 5.4.1.

Tab. 5.4.1: Schwebstoffkonzentrationen und Fließgeschwindigkeiten in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß			
Vorfluter	Wassertiefe [cm]	Schwebstoffgehalt* [mg/l]	Fließgeschwindigkeit [m/s]
Wilde Saale (Peißnitz)	15	384	0,91
(Neue Brücke; 26.01.95	100	359	0,97
Gesamttiefe: 305 cm)	150	366	0,90
	250	406	0,33
	290	436	0,17
Mühlgraben	15	498	0,68
(Schwarze Brücke; 25.01.95	150	392	0,68
Gesamttiefe: 265 cm);	250	454	0,14

* als abfiltrierbare Stoffe bestimmt

Tab. 5.4.1 zeigt, daß nach einem hohen Schwebstoffgehalt kurz unter der Wasseroberfläche die Schwebstoffkonzentrationen mit zunehmender Tiefe, also abnehmender Entfernung zur Schlammoberfläche steigen und unmittelbar über dem Schlamm Maximalwerte erreichen. Das deutet auf Resuspensionsvorgänge hin, bei denen aus der obersten Schlammschicht Partikel aufgenommen werden, die im Wasser unmittelbar über der Schlammobergrenze, zu den hohen Schwebstoffdichten führen. Da die absolute Fließgeschwindigkeit in diesem Grenzschichtbereich lt. Hjulström auch schon ohne Berücksichtigung von möglichen Verkittungen im Schlamm nicht zur Erosion ausreicht, sind vermutlich vor allem auftretende Turbulenzen an der Schlammgrenze, für die Herauslösung von Teilchen aus der Schlammoberfläche verantwortlich (RICKING 1992). Dabei deuten die höheren sohnahen Schwebstoffgehalte im Mühlgraben, die trotz - der im Vergleich zur Wilden Saale (Peißnitz) - geringeren Fließgeschwindigkeiten erreicht werden, darauf hin, daß die Resuspension der rein hydraulisch bedingten Schlammablagerungen (Saaleschwebstoffe) größere Ausmaße erreicht, als die der Faulschlämme aus der Kanalisation. Das ist angesichts der deutlich geringeren Gehalte an organischer Substanz in den Saaleschlämmen und der damit verringerten Verkittung der Partikel untereinander, auch zu erwarten gewesen.

Zum zweifelsfreien Nachweis des Auftretens von Resuspensionsvorgängen ist es allerdings erforderlich, die Herkunft der Schwebstoffe aus dem Schlamm zu belegen. Zu diesem Zweck wurde der Quecksilbergehalt der Schwebstoffe bestimmt. Quecksilber ist aufgrund der Mischwassereinleitungen auch in den nach 1990 abgelagerten Faulschlämmen bis auf Konzentrationen von ca. 5 ppm angereichert. Demgegenüber ist es im Schwebstoff der hochwasserführenden Saale (bei Eintritt ins Stadtgebiet) nur im Bereich geogener Konzentrationen anzutreffen,

wie Untersuchungen zum Hochwasser vom April 1994 zeigten. Sollten also, die mit der Wassertiefe zunehmenden Schwebstoffkonzentrationen (Tab. 5.4.1), auf resuspendierte Partikel aus den Schlammablagerungen zurückzuführen sein, so müßten die entnommenen Schwebstoffe auch erhöhte Quecksilbergehalte aufweisen. Die Ergebnisse der Quecksilberanalyse der Schwebstoffe zeigt Tab. 5.4.2.

Vorfluter	Wassertiefe [cm]	Schwebstoffgehalt* [mg/l]	Quecksilberkonzentration [mg/kg TS]
Wilde Saale (Peißnitz)	15	384	0,99
(Neue Brücke; 26.01.95,	100	359	0,99
Gesamtiefe: 305 cm)	150	366	1,06
	250	406	1,30
	290	436	3,89
Mühlgraben	15	498	0,87
(Schwarze Brücke; 25.01.95	150	392	0,94
Gesamtiefe: 265 cm);	250	454	1,04

Da das Wasser am Meßpunkt im Mühlgraben noch nicht die quecksilberbelasteten Schlammablagerungen passiert hat, können die Quecksilbergehalte der dort entnommenen Schwebstoffe, zur Kennzeichnung des städtischen Hintergrundwertes benutzt werden. Diese Schwebstoffe weisen eine Hintergrundbelastung von ca. 1 ppm Quecksilber auf.

Die Ergebnisse für die Wilde Saale (Peißnitz) zeigen, daß mit zunehmender Annäherung an die Schlammoberfläche (also größer werdender Wassertiefe), nicht nur die Schwebstoffgehalte im Wasser, sondern auch die Quecksilberkonzentration der Schwebstoffe steigen (Tab. 5.4.2). Das spricht eindeutig für das Auftreten von Resuspensionsprozessen an der Schlammoberfläche. Mit Hilfe der Quecksilberkonzentrationen ist es nun möglich, zu bestimmen, welchen Anteil resuspendierte Schlammpartikel an der Schwebstoffführung des Vorfluters in den verschiedenen Tiefen haben. Zu diesem Zweck wird die Masse an kontaminierten Schlammpartikeln ermittelt, die nötig ist, um zusammen mit den unbelasteten Hochwasserschwebstoffen, die Quecksilbergehalte in den tiefendifferenzierten Schwebstoffproben zu erreichen. Dazu werden die Quecksilberkonzentration des Schlammes der Wilden Saale (Peißnitz), sowie die der unbelasteten Hochwasserschwebstoffe und der entnommenen Schwebstoffproben in folgende Formel eingesetzt:

$$(a): (m_1 \times c_1) + (m_2 \times c_2) = m_3 \times c_3$$

Dabei bedeuten:

- m_1 - Masse der Schwebstoffe (AfS) vor Passieren des kontaminierten Schlammes (gleich 1kg gesetzt)
- c_1 - Quecksilbergehalt der Hochwasserschwebstoffe (städtische Hintergrundkonzentration : 0,95 ppm)
- m_2 - Masse der resuspendierten Schlammpartikel (gesucht)
- c_2 - Quecksilbergehalt der resuspendierten Schlammpartikel
(= Quecksilbergehalt des Schlammes der Wilden Saale (Peißnitz)= 4,8 ppm, Min.:3,5; Max.: 5,5; n=3)
- m_3 - Masse der kontaminierten Schwebstoffe (= entnommene Schwebstoffprobe)
- c_3 - Quecksilbergehalt der kontaminierten Schwebstoffe (siehe Tab. 5.4.2)

Da sich die Masse der entnommenen Schwebstoffproben (m_3) aus der Masse des unbelasteten Schwebstoffes (m_1) und der des resuspendierten Schlammes (m_2) ergibt, gilt:

$$(b): m_3 = m_1 + m_2$$

Nach Einsetzen von Formel (b) in Formel (a) und Umstellen nach m_2 (gesuchte Masse an resuspendiertem Schlamm) ergibt sich Formel (c) zu deren Berechnung:

$$(c): m_2 = m_1(c_3 - c_1) / (c_2 - c_3)$$

Die Werte für die Quecksilberkonzentrationen der Schwebstoffe und des Schlammes zeigt Tab. 5.4.2. Da in unseren Untersuchungen keine Abhängigkeit der Schwermetallbelastung von der Korngröße gefunden wurde, sind die auftretenden Körnungsunterschiede zwischen den Schwebstoffen aus den einzelnen Tiefen und dem Schlamm bezüglich ihres Einflusses auf die Quecksilberbelastung vernachlässigbar. Tab. 5.4.3 zeigt die nach Formel (c) errechneten Massen und den Anteil resuspendierter Schlammpartikel am Schwebstoff der einzelnen Tiefen:

Tab. 5.4.3: Anteil resuspendierter Schlammpartikel an der Schwebstoffführung (m_2) in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß in der Wilden Saale (Peißnitz)

Wassertiefe	Entf. v. Schlammoberfl.	AfS	c_3	m_2^*	m_3^*	Resusp. Schlamm (m_2)	
[cm]	[cm]	[mg/l]	[mg/kg]	[g]	[kg]	[m% m_3]*	[mg/l]
15	290	384	0,99	10	1,010	1,0%	4
100	205	359	0,99	10	1,010	1,0%	4
150	155	366	1,06	24	1,024	2,4%	9
250	55	406	1,3	100	1,100	9,1%	37
290	15	436	3,89	3200	4,200	76,2%	332

* $m_3 = m_2 + 1 \text{ kg}$;

0,97 - Fließgeschwindigkeit [m/s]
 384 mg/l - Schwebstoffgehalt
 76 % - Anteil resuspendierter Schlammpartikel am Schwebstoff

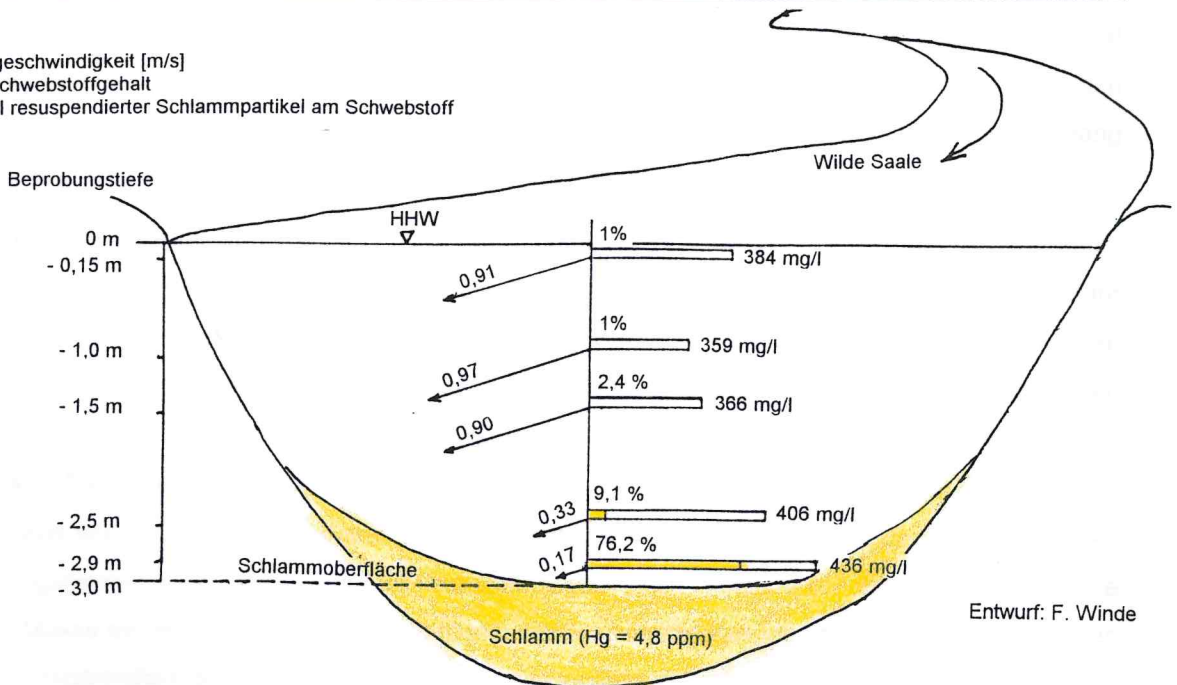


Abb. 5.4.1: Schwebstoffkonzentration und Anteile resuspendierter Schlammpartikel in Abhängigkeit von ihrem Abstand zur Schlammoberfläche (bei bordvollem Abfluß in der Wilden Saale/Peißnitz 1/95)

Die Ergebnisse aus Tab. 5.4.3 zeigen, daß rund drei Viertel des Schwebstoffes, der bei Hochwasser kurz über der Schlammoberfläche entnommen wurde, aus resuspendierten Schlammpartikeln besteht. Mit zunehmender Entfernung von der Schlammoberfläche nimmt dieser Anteil erwartungsgemäß deutlich ab. Allerdings ist diese Abnahme nicht linear. Rein rechnerisch betragen die Anteile von resuspendierten Schlammpartikeln am Schwebstoff in den Wassertiefen von 0,15 m bis 1,50 m noch 1 - 2 m%. Aufgrund der Analyseungenauigkeiten müssen Differenzierungen in dieser Größenordnung sehr vorsichtig interpretiert werden. Dennoch zeigen sie, daß mit zunehmender Entfernung von der Schlammoberfläche, der Anteil aufgewirbelter Schlammpartikel an der Schwebstoffführung des hochwasserführenden Vorfluters, exponentiell abnimmt (Abb. 5.4.1). Die Untersuchung von Hochwasserabsätzen, die im Überflutungsbereich des Mühlgrabens während des Hochwassers vom April 1994 abgelagert wurden, erbrachten Quecksilbergehalte zwischen 2 und 8 ppm. Demgegenüber wiesen die Hochwasserabsätze der Stromsaale im Bereich der Röpziger Brücke, also vor Passieren des Stadtgebiets (Abb. 3.1) mit Gehalten von unter 1 ppm Quecksilber, deutlich geringere Belastungen auf. Damit deutet auch die Zunahme der Quecksilbergehalte in den Hochwasserabsätzen der an und unterhalb der stark verschlammten städtischen Saalenebenarme auf die Resuspension und Verlagerung von Schlammpartikeln.

5.4.3 Veränderungen im Schlammkörper des Mühlgrabens nach dem Hochwasser vom April 1994

Zur Quantifizierung der beschriebenen Remobilisierungsprozesse wurde die Schlammbelastung des Mühlgrabens vor und nach dem Durchgang des Hochwassers 4/94 untersucht. Grundlage dafür bildeten Peilungen der Mächtigkeit der Schlämme im Gerinnebett, die entlang von 30 Querprofilen - sowohl im Oktober 1991, als auch unmittelbar nach dem Hochwassers vom April 1994 - durchgeführt wurden (Kap. 5.1.1). Dabei erschien die große Zeitspanne zwischen Erstaufnahme der Profile und dem Hochwasser angesichts zwischenzeitlich fehlender Hochwasser akzeptabel. Aus den aufgetretenen Veränderungen im Volumen des Schlammkörpers, sollte dann auf den Umfang hochwasserbedingter Sedimentremobilisierung geschlossen werden.

Der Vergleich der Gesamtvolumina vor und nach dem Hochwasser ergab jedoch einen Schlammzuwachs von fast 5000 m³ (Tab. 5.1.5). Da diese Schlammzunahme von 1939 m³ pro Jahr auch dem errechneten Stoffinput aus der Kanalisation entsprach, kann davon ausgegangen werden, daß es durch das Hochwasser nur zu unwesentlichen Schlammausräumungen aus dem Mühlgraben gekommen ist. Da aber trotz der generellen Akkumulation auch Erosionsbereiche festgestellt wurden (Abb. 5.4.1; Profil 1285, 1560), muß der Großteil des remobilisierten Schlammes noch innerhalb des Mühlgrabens wieder abgelagert worden sein. Der Anteil des remobilisierten Schlammes, der in den Überflutungsbereich verfrachtet wurde, ist vernachlässigbar klein. Selbst unter der Annahme, daß die gesamte Masse der im Mittel ca. 2 mm mächtigen Hochwasserabsätze innerhalb des ca. 6 ha großen Überflutungsbereiches des Mühlgrabens durch resuspendierten Schlamm des Mühlgrabens gebildet wurde, ergibt sich weniger als ein halbes Prozent des Gesamtvolumens der abgelagerten Schlämme.

Die angenommene Umlagerung ist vor allem durch die bei Hochwasser stark variierende Fließgeschwindigkeit im Mühlgraben (Abb. 5.4.1) bedingt. Diese führt dazu, daß das erodierte Material aus Bereichen hoher Fließgeschwindigkeit in den durch Verflachung oder Ausuferung gebremsten Fließabschnitten wieder sedimentiert. Hohe Fließgeschwindigkeiten entstehen dagegen infolge steigender Durchflüsse überall dort, wo der Vorfluter das Gerinnebett nicht verlassen kann (z. B. Klausbrücke), während sie besonders im Uferbereich sowie vor und auf Höhe von Überflutungsbereichen z. T. stark zurückgeht (z. B. Pfälzer Brücke). Folgerichtig finden sich im Bereich der Pfälzer Brücke, der kurz unterhalb der überfluteten Würfelwiese liegt, dann auch maximale Akkumulationsraten (Abb. 5.4.1). Die stärksten Ausräumungen dagegen sind oberhalb der Steinmühlenbrücke festzustellen, wo der Mühlgraben - trotz des Hochwassers - nicht sein Bett verlassen kann (vgl. links ausgebildete Hochwasserinsel in Abb. 5.4.1) und es, durch die gedrängt abfließenden Wassermassen, zu einer Art Düseneffekt kommt.

Da der Schlamm vor seiner Umlagerung bereits Faulungsprozessen unterlag, weist er trotz der relativ frischen Ablagerung, die bei der Peilung festgestellten Merkmale reduzierender Bedingungen auf.

Die Ausräumungsbereiche im Schlammkörper korrespondieren häufig mit der Lage des Stromstrichs und sind im Durchschnitt ca. 20 - 30 cm (max. 50 cm) mächtig. Dabei tritt in mehreren Profilen neben der stromstrichnahen Erosion auch ufernahe Akkumulation auf. Bei Überwiegen der Erosionsanteile je Profil ergeben sich negative Volumendifferenzen (Tab.5.1.5). Die Summe dieser Differenzen kennzeichnet damit den Mindestumfang verlagerten Schlammes. Er betrug mit ca. 1900 m³ Schlamm ca. 7 m% der abgelagerten Schlämme. Bei gleichmäßiger Verteilung im Gerinnebett des Mühlgrabens würde dieser Menge eine Schlammschicht von lediglich 6 cm Mächtigkeit entsprechen.

5.4.4 Einflüsse der Schlammkonsistenz auf die Resuspendierbarkeit

Der geringe Umfang der Ausräumung des Schlammes durch Hochwasser, ist neben den hydraulischen Besonderheiten, vor allem auf die Konsistenz der Schlämme zurückzuführen.

So neigen die Schlämme aufgrund ihres hohen organischen Anteils und ihrer auf Koagulation und Flockung beruhenden Genese zur Verkittung. Außerdem führen die schwerkraftbedingte Selbstentwässerung und der Prozeß der sogenannten Reifung (infolge mikrobieller Abbautätigkeit) sowie die in größeren Tiefen verstärkte Auflast des überlagernden Sediments, zur Verfestigung des Schlammes (BUSCH 1988, RICKING 1992). Zusätzlich kann auch der festgestellte Karbonatgehalt von ca. 5 m% - insbesondere bei Austrocknung der Schlämme - zu einer Verkittung der Teilchen untereinander führen. Nach Beobachtungen an getrockneten Proben erreichen die Schlämme durch die Wasserabgabe eine erstaunliche Härte bei relativ großer Porösität (Ausgasung).



Fliegerkreuz
Schiffbau
1994

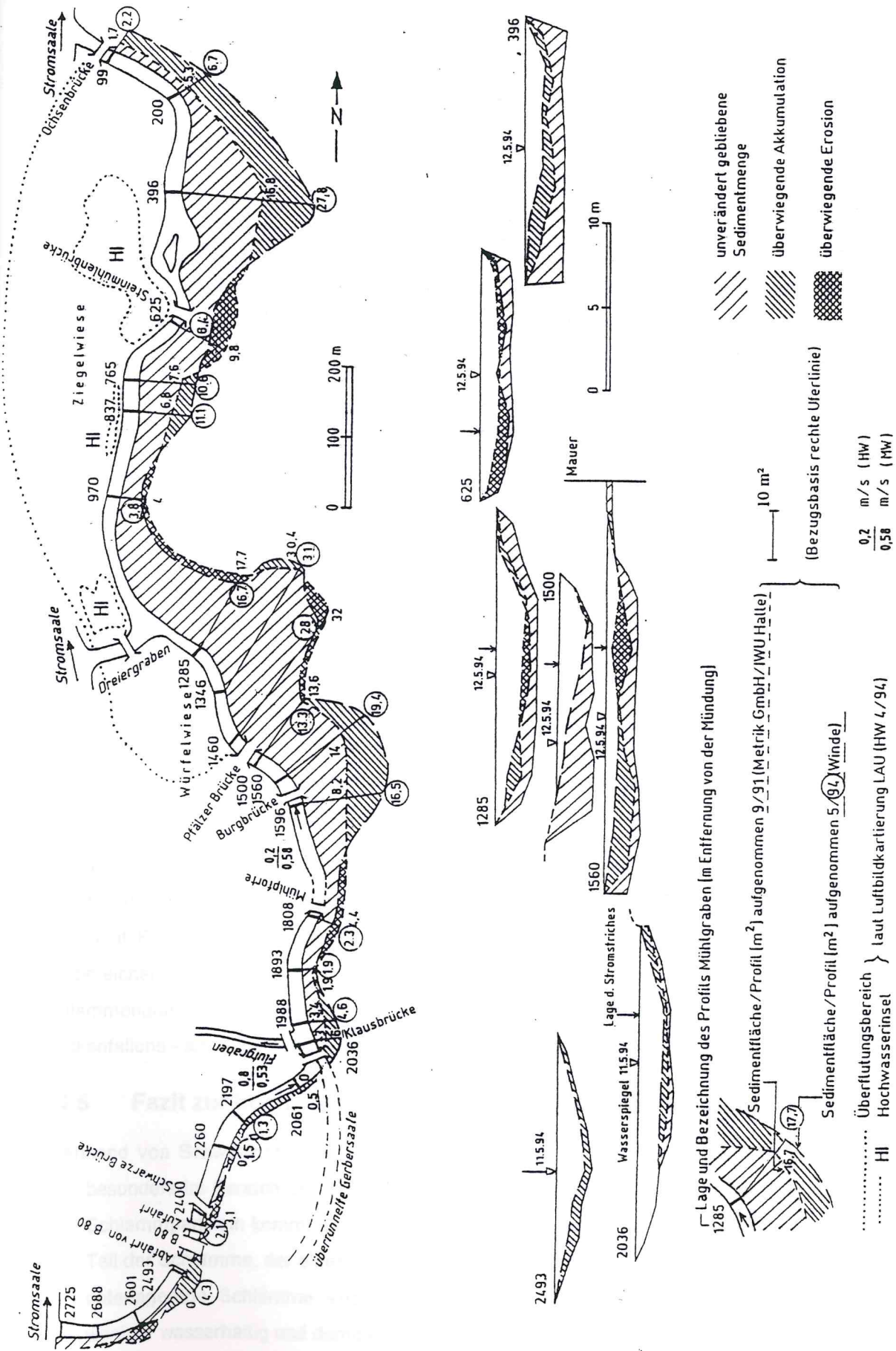


Abb. 5.4.2 Fließgeschwindigkeiten, Überflutungsbereiche und Veränderungen im Schlammkörper des Mühlgrabens während bzw. nach dem Hochwasser vom April 1994

Kartentwurf: F. Winde

Zur Abschätzung der Resuspensionsfähigkeit trockengefallener Schlämme wurden luftgetrocknete, zylindrische Schlammproben (4 cm Durchmesser; 10 cm Höhe) 48 Stunden lang in Wasser, das aus dem Mühlgraben entnommen wurde, geschüttelt (Kap. 4.5.4). Die Heftigkeit der dabei im Schüttelgefäß auftretenden Wasserbewegungen lag deutlich über der, die unter natürlichen Verhältnissen im Mühlgraben zu erwarten ist. Durch Benutzung von Mühlgrabenwasser sollte auch die Wirkung eventuell gelöster, dispergierungsfördernder Salze berücksichtigt werden.

Im Ergebnis des Schüttelversuchs war festzustellen, daß die zylindrische Schlammprobe - trotz des zweitägigen Schüttelns mit 200 Horizontalbewegungen pro Minute - fast unverändert ihre Form behielt. Sie hatte gleichzeitig, durch die Aufnahme von Wasser, eine erhöhte Elastizität erreicht. Somit kann einmal vollständig trockengefallener Schlamm zwar wieder Wasser aufnehmen, aber er kann durch fließendes Wasser nicht mehr in größerem Umfang resuspendiert werden.

Damit erreichen insbesondere die Schlämme in den Uferbereichen der Vorfluter, die bei Niedrigwasserverhältnissen trockenfallen, eine Konsistenz, die weitgehend vor der Ausräumung bei Hochwasser schützt. Demgegenüber wird der ständig wasserbedeckte Schlamm in Flußmitte nur durch Setzungserscheinungen und die Auflast des nachfolgend sedimentierten Materials allmählich diagenetisch verfestigt, was sich auch an der Abnahme der Wassergehalte im Schlamm mit zunehmender Tiefe (Tab. 5.2.2) zeigt.

Er ist aber, wie auch die Untersuchungen zu den Volumenänderungen im Schlammkörper des Mühlgrabens zeigten (Kap. 5.4.3) insgesamt erodierbarer als der periodisch trockenfallende Schlamm der Uferbereiche. Diese Unterschiede im Grad der Verfestigung der Schlämme, waren auch durch den erhöhten Widerstand beim Eintreiben der Peilstangen in den Schlammkörper spürbar.

Aufgrund der diagenetischen Prozesse der Setzung, Reifung und Selbstentwässerung führen lange zeitliche Abständen zwischen Hochwassereignissen zu einer immer stärker werdenden Verfestigung und damit Erosionswiderständigkeit der Schlammablagerungen. Die Schlammakkumulation in den Uferbereichen der Vorfluter ist besonders stark, da dort zum einen, reibungsbedingt die höchsten Schlammengen abgelagert werden und zum anderen diese Schlämme - aufgrund des häufigeren Trockenfallens - am widerständigsten gegen die hochwasserbedingte Ausräumung sind.

5.4.5 Fazit zur hochwassergebundenen Schlammverlagerung

1. Anhand von Schwebstoffuntersuchungen konnte nachgewiesen werden, daß es bei Hochwasser besonders im Bereich der Grenzschicht Schlamm - Wasser zur turbulenten Resuspension von Schlammpartikeln kommt. Davon betroffen ist i. d. R. jedoch nur der obere 10 - 30 cm mächtige Teil der Schlämme, der einen hohen Wasseranteil aufweist und dadurch kaum verfestigt ist. Die unterlagernde Schlämme sind durch die Auflast und durch Setzungserscheinungen bereits weniger wasserhaltig und damit erosionswiderständiger.
2. Schlämme im Uferbereich, die aufgrund der Wasserstandsschwankungen häufig trockenfallen, weisen durch die damit verbundene Selbstentwässerung und Kompaktion einen hohen

Verfestigungsgrad auf. Da i. a. auch die hydraulische Beanspruchung der Uferbereiche geringer ist, werden die dort lagernden Schlämme kaum durch Hochwasser ausgeräumt.

3. Diese konzentrieren sich im wesentlichen auf die in Profilmitte lagernden Schlämme, wie die Auswertung der Profilaufnahmen nach dem Hochwasser vom April 1994 zeigte. Allerdings werden die resuspendierten Schlammpartikel häufig nur innerhalb des Vorfluters umgelagert, da insbesondere auftretende Überflutungsbereiche zur Abbremsung des Vorfluters und damit zur Ablagerung der resuspendierten Schlammpartikel führen.
4. Neben der starken Adhäsion der Ton- und Schluffpartikel führt insbesondere der hohe Gehalt an organischer Substanz zur Erhöhung der Erosionswiderständigkeit der Schlämme. Durch die organische Verkittung der Teilchen, die z. T. schon während der Flockung eintritt, und die Vorgänge der mikrobiellen Reifung erreichen die Schlämme eine Konsistenz, die sie weitgehend vor hochwassergebundener Ausräumung schützt.
5. Insgesamt weisen die kanalisationsbürtigen Schlämme durch verschiedene Besonderheiten eine deutlich höhere Erosionswiderständigkeit auf als die Sedimente in der Stromsaale. Diese hohe Widerständigkeit gegen fluviale Ausräumung ist neben dem hohen Stoffeintrag aus der Kanalisation die Ursache für die extremen Schlammakkumulationen im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz).

6 Schlußfolgerungen für die Praxis und Ausblick

Die Untersuchungen zur Schlammverteilung haben gezeigt, daß die Schlammbelastung der Wilden Saale (Rabeninsel) und der Stromsaale nur sehr gering ist und keine Beräumungsmaßnahmen erfordert. Damit ist die Gesamtmenge an Schlamm in den Vorflutern des halleischen Stadtgebiets deutlich geringer als bisher angenommen, was für die Berechnung von Kosten künftiger Sanierungsmaßnahmen von Bedeutung ist. Desweiteren konnte nachgewiesen werden, daß in der Stromsaale bei Buna keine quecksilberbelasteten Schlammvorräte größeren Ausmaßes existieren, die bei Hochwasser remobilisiert werden könnten. Eine dadurch bedingte Gefährdung der unterhalb gelegenen Auengebiete und Vorfluter ist damit auszuschließen.

In geringem Umfang werden die Schlammablagerungen in den Nebenarmen der Saale bei Hochwasser remobilisiert und in die überfluteten Auenbereiche verlagert. Davon ist aber nur die oberste, noch nicht verfestigte Schlammschicht betroffen. Da diese aber bereits nahezu vollständig durch die Mischwassereinleitungen aus dem städtischen Kanalisationsnetz bedingt ist, sind ihre Schwermetallgehalte deutlich geringer als die des unterlagernden Schlammes, der vor 1990 abgelagert wurde. Sie entsprechen in etwa denen des kommunalen Klärschlammes. Da es bei der Resuspension durch Hochwasser zu einer Vermischung mit den weitgehend unbelasteten Schwebstoffen aus dem Einzugsgebiet der Saale kommt, werden die ohnehin stark verringerten Schwermetallgehalte der obersten Schlammschicht weiter verdünnt. Aus diesen Gründen kann eine massive Schwermetallkontamination der städtischen Auengebiete durch die Verlagerung von Schlamm aus dem Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) durch künftige Hochwassereignisse ausgeschlossen werden. Außerdem wird durch die bereits eingetretene Fließquerschnittsverringering das Ausufer der Vorfluter verstärkt. Da aber solche Ausuferungen die Fließgeschwindigkeit des Vorfluter verringern, nimmt mit zunehmender Schlammbelastung die erosive Wirkung der Hochwässer ab. Damit ist auch in Zukunft nicht mit einer quasinatürlichen Lösung der Schlammproblematik zu rechnen.

Es ist im Gegenteil - bei Anhalten der bisherigen Mischwasserbelastung - sogar von einer tendenziellen Zunahme der Verschlammung auszugehen, da durch die Schlammablagerungen auch die Mittel- und Niedrigwasserdurchflüsse verringert werden. Dies führt - durch die geringere Verdünnung des Abwassers im Vorfluter, die geringere Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe - zu einem immer größer werdenden Anteil sedimentierender Abwasserschwebstoffe. Da diese wiederum den Fließquerschnitt weiter verringern funktioniert die Schlammablagerung bereits selbstverstärkend. D. h. es werden in immer kürzeren Zeitabständen immer größere Schlammengen abgelagert. Aus diesem Grund führt weiteres Abwarten zur Verschärfung der Problematik.

Für eine nachhaltige und ursachenorientierte Sanierung der Vorfluter müssen also vor allem Möglichkeiten zur Reduzierung der Abwasser- und Schadstoffbelastung der betroffenen Saalenebenarme gefunden werden. Dabei sollten Maßnahmen zur Verringerung der Menge und Verschmutzung des abfließenden Regenwassers mit den abwassertechnischen Möglichkeiten zur Minimierung der Entlastungsmengen kombiniert werden.

So ist eine Reduzierung der Menge des abfließenden Regenwassers z. B. durch das kleinräumige Schließen des Wasserkreislauf durch die Entsiegelung städtischer Oberflächen oder das Verrieselung von unbelasteten Dachabflüssen möglich. Das würde neben einer Verringerung der Abwasserlast auch zu einer höheren Grundwasserneubildungsrate führen, die die Wasserqualität infiltrierender städtischer Vorfluter verbessern könnte. Allerdings sind nach GEIGER 1993 i. d. R. nicht mehr als 5 % der Stadtoberflächen entsiegelbar.

Für Halle ist durch die nach 1990 zunehmende bauliche Verdichtung z. B. in Halle-Neustadt mit einer Vergrößerung des abfließenden Regenwassermengen zu rechnen. Allerdings hat sich aufgrund des Rückganges der industriell und heizungsbedingten Sedimentationsstaubbelastung die Verschmutzung des Regenabflusses reduziert. Zu berücksichtigen bleibt aber der Eintrag von Bauschutt und Abrißstäuben in die Kanalisation, der aufgrund der gestiegenen Bautätigkeit gegenwärtig verstärkt wird. Außerdem erhöht sich durch die höhere Verkehrsbelastung der Stadt nach 1990 auch der Eintrag von Schadstoffen aus verkehrsbedingten Emissionen in die Kanalisation bzw. Vorfluter.

Positiv auf die Vorfluterbelastung wirkt sich dagegen der preisbedingte Rückgang des Wasserverbrauchs pro Kopf der Bevölkerung aus, da dadurch auch die Abwasservorbelastung des Hauptsammlers reduziert wird. Außerdem führen auch die begonnen Kanalnetzsanierungen und eine fast permanente Sedimentberäumung des Hauptsammlers zur Verringerung der Entlastungshäufigkeit. Zusätzlich wären auch Maßnahmen der belastungsabhängigen Kanalnetzsteuerung (HAHN & BEICHERT, 1992), des Einbaus von Regenrückhaltebecken (GARBRUCHT & MERTENS 1992) oder die Anwendung automatischer Hebewehe an den Regenauslaßbauwerken (FÜHRBÖTER & MITTELSTÄDT 1992) denkbar. In den Kosten-Nutzen-Analysen für solche Maßnahmen sollten auch die Entsorgungskosten und ökologischen Folgen der Schlammablagerungen berücksichtigt werden, die bisher durch die Kanalisation verursacht wurden. Mit der Fertigstellung der 1993 begonnen Neuerarbeitung des Generalentwässerungsplan für die Stadt Halle, in dem u. a. auch die Schwellenhöhen aller Regenüberläufe im Stadtgebiet neu vermessen werden (MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993, HWA 1994), wären in absehbarer Zeit dann auch die erforderlichen Planungsgrundlagen für solche Maßnahmen verfügbar.

7 Zusammenfassung

Ziel der vorgestellten Untersuchungen war es, den Einfluß von kommunalen Abwassereinleitungen auf die Schlammbelastung der städtischen Vorfluter zu überprüfen und ggf. zu quantifizieren, da diese Möglichkeit in den zahlreichen Untersuchungen zur Schlammbelastung der halleschen Vorfluter nicht berücksichtigt wurde. Bisher wurden die massiven Schlammablagerungen in den städtischen Nebenarmen der Saale als Folge der enormen industriellen Abwasserbelastung der Saale vor 1990 angesehen, die vor allem durch die chemische Großindustrie und die Papier- und Zellstoffindustrie des Raumes Halle-Merseburg sowie durch die Braunkohlenförderung und -folgeindustrie im Raum Leipzig bedingt war. Diese Industriebetriebe wurden als "Hauptschlammverursacher" (GFE 1993) bezeichnet.

Es gelang mit der vorliegenden Arbeit auf verschiedenen methodischen Wegen der Nachweis, daß die schwermetallbelasteten Schlammablagerungen in den Nebenarmen der Saale im Stadtgebiet in erster Linie auf die niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen aus dem städtischen Kanalisationsnetz und den damit verbundenen Stoffeintrag zurückzuführen sind. Damit verbunden ist bereits eine erhebliche Schwermetallbelastung, die vor 1990 durch industrielle Abwassereinleitungen in die Saale außerhalb der Stadt verstärkt wurde, wie insbesondere die Quecksilberbelastung der Schlämme zeigt.

Der Nachweis "urbanogener" Schlammablagerungen erschien um so dringender, als diese Möglichkeit in der Erarbeitung von Sanierungskonzepten bisher nicht berücksichtigt wurde (ITW 1991c). Für eine nachhaltige ursachenbezogene Sanierung ist die Berücksichtigung dieses Einflusses jedoch unerlässlich. Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die Verteilung der Schlämme in den Vorflutern des Stadtgebiets läßt sich weder durch die gegenwärtigen Fließgeschwindigkeitsverhältnisse noch durch die Neigung der ehemals unbelasteten Gerinnebetten zur Verschlammung ausreichend erklären. Bezüglich der Korngröße und Menge steht sie z. T. sogar im Widerspruch zu den hydraulischen Bedingungen. Die Gesamtmenge der abgelagerten Schlämme im Stadtgebiet ist deutlich geringer als bisher angenommen wurde.
2. Sehr gut korrespondiert die Schlammverteilung dagegen mit der Lage von einmündenden Regenüberläufen. Über diese Regenüberläufe wird bei Regen Mischwasser aus der städtischen Kanalisation in die Vorfluter entlastet. Unter Laborbedingungen konnte beobachtet werden, daß die im Mischwasser enthaltenen Feststoffe zu Flocken aggregieren, die die Sinkgeschwindigkeit mineralischer Sandpartikel erreichen. Durch diese Teilchenkoagulation sind sie im Gegensatz zu den Schwebstoffen aus der Saale in der Lage, sich trotz der herrschenden Fließgeschwindigkeiten in den Vorflutern abzulagern. Mit Hilfe dieser Flockungsprozesse lassen sich unter Beachtung von Besonderheiten der Gerinnebettmorphologie, der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeiten in den Vorflutern und der hydraulischen Wirkungen von Mischwassereinleitungen auch die Widersprüche der Schlammverteilung zu den rezenten Fließgeschwindigkeitsverhältnissen erklären.

3. Da eine geringe Verdünnung der Mischwassereinleitungen den Anteil absetzbarer Makroflocken im Vorfluter erhöht, ergibt sich aus der Tatsache, daß sich über 70 % aller Regenüberläufe des städtischen Kanalisationsnetzes am Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) befinden, eine besondere Belastung dieser Nebenarme. Da beide Vorfluter lediglich 5 - 10 Prozent der Durchflußmenge der Stromsaale aufweisen, ist ihre Fähigkeit zur Verdünnung der Abwassereinleitungen stark herabgesetzt. Sie wird durch die Vorbelastung des Saalewassers mit kommunalen Einleitungen aus vier Kläranlagen oberhalb im Stadtgebiet weiter herabgesetzt. Außerdem wirkte sich auch der erhöhte Salzgehalt der Saale infolge der jahrzehntelangen Einleitungen der Kaliindustrie fördernd auf die Ausflockung der Abwasserschwebstoffe aus.
4. Verschärft wird diese Situation in sommerlichen Niedrigwasserperioden, in denen aufgrund der größeren Niederschlagsmenge und des erhöhten Anteils von Starkniederschlägen, ein besonders großer Stoffeintrag durch Mischwassereinleitungen aus der Kanalisation erfolgt. Gleichzeitig sind die Vorfluter aufgrund des geringen Durchflusses - der bei Niedrigwasser in den Nebenarmen stärker zurückgeht als in der Stromsaale - kaum noch in der Lage, das Abwasser zu verdünnen. Damit erreicht die Schlamm Bildung in solchen Perioden maximale Ausmaße. Da sich im Laufe der Zeit die Fließquerschnitte in den betroffenen Vorflutern schon bis um 70% verringert haben, werden die zur Verdünnung notwendigen Durchflußmengen kaum noch erreicht. Damit funktioniert die Verschlammung der Vorfluter z.T. schon selbstverstärkend.
5. Die Berechnungen zum Ausmaß des kanalisationsgebundenen Stoffeintrags haben mit ca. 1000 t Feststoff pro Jahr für beide Vorfluter eine Größenordnung ergeben die ausreicht, die Menge der abgelagerten Schlämme zu erklären. Durch Bezug dieses Stoffeintrags auf die Dauer der Abwasserbelastungen wurde am Beispiel der Wilden Saale (Peißnitz) ein Sedimentationsanteil von ca. 50 % der im Mischwasser enthaltenen Feststoffe ermittelt. Dieser Sedimentationsanteil wurde durch Messungen zur Veränderung des Schlammvolumens im Mühlgraben bestätigt.
6. Bezogen auf die Flächengröße der Einzugsgebiete ergeben sich aus den berechneten Feststofffrachten über Mischwassereinleitungen rund 1000 bzw. 1300 kg/ha a. Das entspricht nach Untersuchungen des Umweltbundesamtes in etwa auch dem jährlichen Staubbiederschlag über Städten, der die Hauptquelle für die Verschmutzung des abfließenden Regenwassers darstellt. Unter den Bedingungen der Lage im industriellen Ballungsgebiet und dem großen Anteil der Einzelhaus-Kohlefeuerung war Halle diesbezüglich besonders stark belastet. Es wurden bis zum Fünffachen der Sedimentationsstaubbelastung erreicht, die als monatlicher Maximalwert für altbundesdeutsche Ballungszentren angegeben wurde (UBA 1985). Angesichts der hohen Versiegelung insbesondere im Bereich der Innenstadt wird ein hoher Teil der sedimentierten Stäube vom abfließenden Regenwasser in die Kanalisation und über die Regenüberläufe in die Vorfluter gespült.

7. Außerdem führen bereits relativ gering intensive Niederschläge zu Regenwasserentlastungen aus dem Hauptsammler, da dieser für die Verhältnisse um die Jahrhundertwende gebaut wurde. Die seit dem vergrößerte Fläche kanalisierter Gebiete, die gewachsene Bevölkerung und der höhere Wasserverbrauch pro Kopf führen, insbesondere im dichtbesiedelten Stadtzentrum, zu einer permanent hohen Vorbelastung des Hauptsammlers. Damit ist er bei Regen kaum noch in der Lage das abfließende Regenwasser zur Kläranlage abzuführen, ohne daß Teile des Mischwassers über die Wehrkronen der Regenüberlaufschwelle in die Vorfluter fließen. Unter den Bedingungen längerer Trockenwetterperioden kann es aufgrund von Schlammablagerungen auf der Sohle des Hauptsammlers sogar dazu kommen, daß das Rohabwasser die Schwellen der Regenüberläufe erreicht und in die Vorfluter fließt. Da solche Trockenwetterperioden vor allem im Sommer auftreten, verschärft dieser Umstand das Problem der zeitlichen Überlagerung hoher Sommerniederschläge mit geringer Wasserführung der Vorfluter (Abb.7.1).

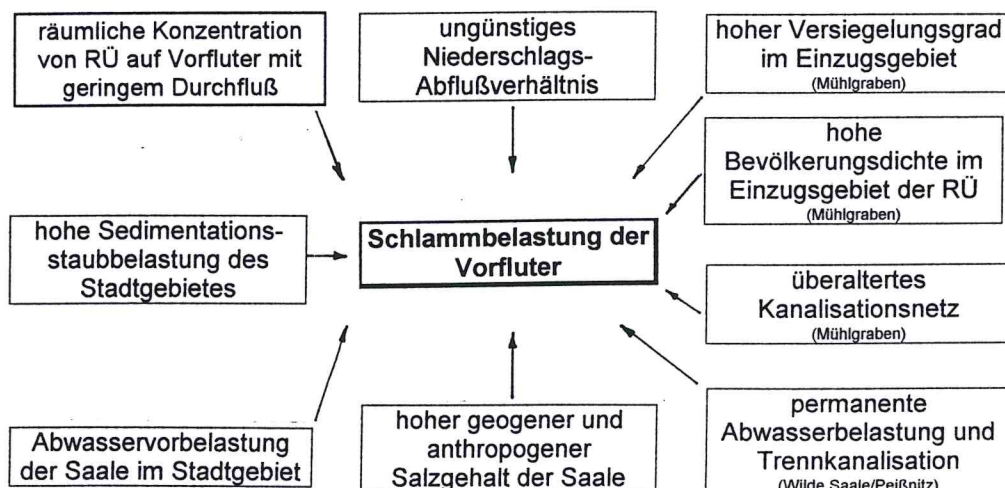


Abb. 7.1: Ursachen der überdurchschnittlich hohen Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)

8. Die Schwermetallkonzentrationen in den Schwebstoffen des eingeleiteten Mischwasser liegen deutlich über denen, die im Klärschlamm der Stadt Halle gemessen wurden. Das ist auf den Beitrag des abfließenden Regenwassers zurückzuführen, das besonders durch Abspülung von Straßen die verkehrsbedingten Schwermetalle wie Blei und Kadmium in den Mischwasserschwebstoffen anreichert. Nach dem Eintrag in die Vorfluter verbleiben aber Teile der hochbelasteten organischen Substanz und der Feinstfraktion in Schweb- und werden nicht für die Schlamm­bildung wirksam. Der Teil der Schwebstoffe jedoch, der zur Ablagerung kommt entspricht in seiner Schwermetallbelastung weitgehend dem gegenwärtigen Belastungsmuster der oberen Schlammschicht des Mühlgrabens.
9. Diese ist im Mittel aller Schwermetalle nur noch halb so hoch belastet, wie die unterlagernden Schlämme, die vor dem Rückgang der massiven industriellen Abwassereinleitungen um 1990 abgelagert wurden. Der Einfluß der industriellen Abwässer

auf die Kontamination der Schlämme läßt sich besonders deutlich am starken Rückgang der Quecksilberkonzentration darstellen. Die beträgt im Schlamm des Mühlgrabens nach der drastischen Reduzierung der Einleitungsmenge in Buna nur noch 4 % der Konzentration vor 1990 und überschreitet damit nicht einmal mehr die Grenzwerte der Klärschlammverordnung.

10. Die Kontamination der Schlämme des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) erfolgte vor allem durch die Einbeziehung der hochbelasteten Saaleschwebstoffe in die Flockungsprozesse bei Mischwasserabwürfen. Durch ihre hohen Metallgehalte wurden sie bevorzugt in Vorgänge der spezifischen Koagulation einbezogen und mit den entstandenen Schwebstoffflocken abgelagert. Dabei stehen aufgrund der hohen Anteile gelöster und partikulärer organischer Substanz im Mischwasser genügend Bindungsmöglichkeiten für die Schwermetalle zur Verfügung. Das führte zu Schwermetallkonzentrationen in den Schlämmen des Mühlgrabens die in der Summe ca. doppelt so hoch wie in den Schlämmen der Stromsaale waren. Besonders stark war der industrielle bedingte Anteil an der Quecksilberbelastung der Schlämme.
11. Dieses Belastungsverhältnis ist nach Rückgang der industriellen Abwassereinleitungen im wesentlichen konstant geblieben, wenn auch die Reduzierung der Schwermetallkonzentrationen in den Schlämmen der Wilden Saale (Peißnitz) und des Mühlgrabens geringer als in der Stromsaale war. Das ist auf den Anteil kommunaler Abwässer an der Schwermetallbelastung zurückzuführen, der an der Schwermetallbelastung der Schlämme in den Nebenarmen ein größeren Anteil hatte als an der Belastung der Stromsaalenschlämme. Da gegenwärtig das Spektrum der Schwermetalle in den Stromsaaleschlämmen weitgehend dem der Schlämme der Nebenarme ähnelt, kann davon ausgegangen werden, daß die derzeitige Schwermetallbelastung der Saale vorwiegend durch kommunale Quellen erfolgt.
12. Eine massive Ausräumung der Schlämme durch Hochwasserabflüsse in den Vorflutern erfolgt nicht. Aufgrund des starken adhäsiven Zusammenhalts der ton- und schluffreichen Schlämme genügen die bei Hochwasser im Stadtgebiet auftretenden Fließgeschwindigkeiten nach Hjulström nicht, um die abgelagerten Schlämme zu erodieren. Allerdings kommt es trotzdem zu Resuspensionserscheinungen an der Schlammoberfläche wie in Messungen in der Wilden Saale (Peißnitz) nachgewiesen wurde. Diese Resuspensionserscheinungen betreffen aber offensichtlich nur die oberste stark wassergesättigte Schlammschicht. Darunterlagernde Schlämme weisen durch die Auflast und durch Setzungserscheinungen Formen der diagenetischen Verfestigung auf, die sie weitgehend vor der hochwassergebundenen Verlagerung schützen.
13. Außerdem verringert sich die Fließgeschwindigkeit des hochwasserführenden Vorfluters im Bereich von Ausuferungen wodurch es zur Wiederablagerung der resuspendierten Schlammpartikel im Vorfluter kommt. Damit werden auch die resuspendierten Schlammpartikel im wesentlichen nur innerhalb des Vorfluters verlagert und kaum

heraus transportiert. Dabei führt die Verringerung der Fließquerschnitte infolge der abgelagerten Schlämme immer häufiger und früher zu solchen bremsend wirkenden Ausuferungen.

14. Kaum resuspendierbar sind dagegen die Schlämme in den Uferbereichen, weil sie sich durch das periodische Trockenfallen infolge der Wasserspiegelschwankungen unter dem Einfluß der Schwerkraft selbst entwässern und dadurch kompaktiert werden. Außerdem führt mikrobieller Abbau zu einer Konsistenz, die sie weitgehend vor hochwassergebundener Verlagerung schützt. Dadurch neigen abwasserbürtige Faulschlämme stärker als die feinkörnigen Sedimente in der Stromsaale zur Akkumulation. Die geringe Erodierbarkeit von Faulschlämmen ist damit eine wesentliche Ursache für die starke Verschlammung der Vorfluter.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß die ungünstige Überlagerung von urbanen Besonderheiten mit natürlichen Schwankungen des Wasserhaushalts und spezifischen Bedingungen der Stadt Halle bzw. der Saale zu einer überdurchschnittlichen Verschlammung und Schwermetallbelastung der untersuchten Vorfluter führt. Ähnliche Wirkungsgefüge sind jedoch auch in anderen Städten zu erwarten. Das betrifft vor allem die stadttypisch hohe Versiegelung und Bevölkerungskonzentration, die zu einem kaum beherrschbaren Schmutzwasseranfall führen. Insbesondere das abfließende Regenwasser ist durch den hohen Verkehrsflächenanteil in Städten i. d. R. erheblich mit Schadstoffen belastet. Außerdem führen überalterte Kanalisationssysteme, besonders in Städten auf dem Gebiet der ehemaligen DDR, zu überdurchschnittlich großen Entlastungsmengen. Dabei sind gerade die stark verbauten urbanen Vorfluter, die ohnehin in ihrem Selbstreinigungsvermögen beeinträchtigt sind, kaum in der Lage, die stoßartig und konzentriert erfolgenden Schmutzwassereinleitungen abzupuffern. Der hohe Gehalt an sorptionsstarker organischer Substanz im Abwasser führt in den Schlämmen zur zusätzlichen Anlagerung von Schwermetallen aus dem Vorfluter. Bei starker industrieller Abwassereinleitung sind dadurch extreme Schwermetallakkumulationen möglich. Außerdem bewirkt er aufgrund der Verkittung der Schlammteilchen eine hohe Widerständigkeit gegenüber hochwassergebundener Verlagerung. Dies ist insbesondere für die Abschätzung des Schlamm- bzw. Schadstofftransfers in die Aue durch künftig auftretende Hochwassereignisse von Bedeutung. Eine quasinatürliche Lösung der Problematik durch Ausräumung und fluvialen Abtransport der Schlämme durch Hochflutereignisse kann ausgeschlossen werden.

8 Literaturverzeichnis

- ACKERMANN, F. (1980): A Procedure for Correcting the Grain Size Effect in Heavy Metal Analyses of Estuarine and Coastal Sediments. BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE [Hrsg.] (1983). Koblenz.
- ARBEITSGRUPPE HALLESCHER WISSENSCHAFTLER (ARGE) (1991): Pilotprojekt Mühlgraben. Teilvorhaben I: Fallbeispiel Umweltverträglichkeitsstudie Saale/Mühlgraben. Halle (unveröff.).
- ARNOLD, A. U. A. (1994): Bestandsaufnahme der Schwermetallsituation im Gewässersystem der Weißen Elster und im Bitterfelder Muldestausee. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG, WISSENSCHAFT, FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE [Hrsg.] (1994): Die Belastung der Elbe-Nebenflüsse mit Schadstoffen. Erste Ergebnisse.(= Statusberichte 1994).
- ATV (1977): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen. Arbeitsblatt A 128. St. Augustin.
- BARSCH, H., K. BILLWITZ UND E. SCHOLZ (1984): Labormethoden in der physischen Geographie. Gotha.
- BECKER, M., W. BISCHOFBERGER, J. BRUMMER, W. F. GEIGER (1992): Vergleich des Abflußverhaltens bei verschiedenen Oberflächen- und Kanalnetzstrukturen und bei belastungsabhängigen Steuerungsmaßnahmen. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: ZIELKE, G. W., W. F. GEIGER, U. DE HAAR, B. HOFFMANN UND H. B. KLEEBERG [Hrsg.] (1992): Steuerung in der Wasserwirtschaft. Weinheim, 63 - 81.
- BIBLIOGRAPHISCHES INSTITUT LEIPZIG (1970): Kleine Enzyklopädie Technik. Leipzig.
- BLICKWEDEL, P. (1988): Der Einfluß von Hausinstallationen auf die Schwermetallbelastung von Abwasser und Klärschlämmen. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Abbau der Schwermetallbelastung aus Wasserversorgungsleitungen. Bleibericht. Berlin. (= UBA-Texte 11/88).
- BORCHARDT, D. (1993): Experimentelle Untersuchungen zur Auswirkung von Mischwassereinleitungen auf Makroinvertebraten. In: SCHUHMACHER, H. UND B. THIESMEIER [Hrsg.] (1993): Urbane Gewässer. Berlin, 223 - 231 (= Reihe Ökologie 4).
- BRUNNER, P. G. (1977): Straßen als Ursache der Verschmutzung von Regenwasserabflüssen - Ein Überblick über den Stand der Forschung. Wasserwirtschaft, 67, 98 - 101.
- BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE [Hrsg.] (1993): Schadstoffe in Sedimenten und Schwebstoffen der Elbe. 1. Zwischenbericht. Berlin. (BfG 1993).
- BUNDESGESETZBLATT (1982): Klärschlammverordnung - AbfKlärV. - Bundesgesetzblatt, Teil I, 734 - 736 vom 15.4.1992. Berlin.
- BUSCH, K.F. [Hrsg.] (1988): BI-Taschenlexikon Wasser. Leipzig.
- BUTZ, A., H. DIRKS UND K. LANGE (1991): Schwermetallbelastung der Saaleaue im Stadtgebiet von Halle. Projekt im Hauptstudium. TU Berlin, Fachbereich Geowiss. (unveröff.).
- CHEMISCHES LABOR FÜR UMWELTANALYTIK HALLE (SAALE) (CLU) (1994): Projekt Roßgraben. Untersuchungsbericht 410/250. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten (unveröff.). (CLU 1994).
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, COMMUNITY BUREAU OF REFERENCE (1992): The certification of the contents of Cd, Cu, Pb, Mo, Ni and Zn in sea water. CRM 403. Brussels. (BCR 1992).
- DEUTSCHER WETTERDIENST, ZENTRALSTELLE FÜR HYDROMETEOROLOGISCHE ENTWICKLUNGEN UND ANWENDUNGEN (1995): Anteil stündlicher Niederschlagshöhen an der mittleren jährlichen Anzahl von Stunden mit Niederschlag und Jahresgang der mittleren monatlichen Niederschlagshöhen im Raum Halle/Saale. Univ. Halle, Inst. f. Geogr., Gutachten (unveröff.). (DWD 1995).
- DUSNY, H. R. UND T. STRIEBEL (1993): Transport und Rückhaltungsmöglichkeiten von Schwermetallen in der Misch- und Trennkanalisation bei Regenwasserabfluß. In: Water and Air Pollution, Heft 6, 380 - 384.

- DVWK (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Merkblätter zur Wasserwirtsch. 121.
- FIENEMANN, K. (1994): Schwermetallbelastungen von Böden in der Saaleaue bei Halle. Diplomarbeit, Univ. Köln, Inst. f. Geogr. (unveröff.).
- FÖRSTNER, U. (1993): Organische Substanzen in Porenlösungen von Sedimenten - Einfluß auf den Schadstofftransfer in aquatischen Systemen. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: FRIMMEL, F. H. UND G. ABBT-BRAUN [Hrsg.]: Refraktäre organische Säuren in Gewässern. Weinheim, 119 - 132.
- FÖRSTNER, U. UND G. MÜLLER (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Berlin/Heidelberg.
- FÖRSTNER, U. UND G. T. W. WITTMANN (1983): Metal Pollution in the Aquatic Environment. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- FÖRSTNER, U. UND S. R. PATCHINEELAM (1976): Bindung und Mobilisation von Schwermetallen in fluviatilen Sedimenten. Chemikerzeitung, 100, 2, 49 - 57.
- FORSCHUNGSANSTALT FÜR SCHIFFFAHRT, WASSER- UND GRUNDBAU BERLIN (1977): Dokumentation zum Modellversuch "Hochwasserschutz Halle". 2 Teilberichte. Staatliches Amt für Umweltschutz, Gutachten (unveröff.). (FAS 1977).
- FRÜHAUF, M. (1992): Zur Problematik und Methodik der Getrenntfassung geogener und anthropogener Schwermetallgehalte in Böden. Geoökodynamik, XIII, 2, 97 - 120.
- FRÜHAUF, M. UND K. DIABY (1993): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Saaleaue zwischen Weißenfels und Salzmünde. Berliner Geograph. Schriften, 78, 95 - 114.
- FÜHRBÖTER, A. UND M. MITTELSTÄDT (1992): Entwicklung eines Heberwehres zur automatischen Abflußsteuerung bei Regenauslaßbauwerken in Kanalisationssystemen. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: ZIELKE, G. W., W. F. GEIGER, U. DE HAAR, B. HOFFMANN UND H. B. KLEEBERG [Hrsg.] (1992): Steuerung in der Wasserwirtschaft. Weinheim, 82 - 99.
- GARBRECHT, G. UND W. MERTENS (1992): Kreisförmige Regenüberlaufbecken als Steuerungselemente für den Klärwerkszufluß aus Kanalisationsnetzen. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: ZIELKE, G. W.; W. F. GEIGER, U. DE HAAR, B. HOFFMANN UND H. B. KLEEBERG [Hrsg.] (1992): Steuerung in der Wasserwirtschaft. Weinheim, 63 - 81.
- GEIGER, W. F. (1993): Siedlungswasserwirtschaftliche Voraussetzungen für die Ökologie von Stadtbächen. In: SCHUHMACHER, H. UND B. THIESMEIER [Hrsg.] (1993): Urbane Gewässer. Berlin, 328 - 346 (=Reihe Ökologie; 4).
- GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG GFE GMBH (1992): Modellhafte Untersuchung einer durch industrielle Abwässer kontaminierten Flußaue mit dem Ziel einer ökologisch verträglichen Sanierung - Spittelwasser-Mulde aue-Bitterfeld-Dessau. Bericht über Ergebnisse zu methodischen Grundlagen. unveröff. (GFE 1992a).
- GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG GFE GMBH (1992): Untersuchung diffuser Bodenkontaminationen in den neuen Bundesländern - Untersuchungsgebiet Bitterfeld. Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, Gutachten (unveröff.). (GFE 1992b).
- GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG GFE GMBH (1993): Untersuchung und ökologische Bewertung der Bodenkontamination in der Saaleaue der Stadt Halle. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten (unveröff.). (GFE 1993).
- GILBERT, O.L. (1994): Städtische Ökosysteme. Weinheim.
- GREGORY, K. J. UND D. E. WALLING (1973): Drainage Basin Form and Process. London.
- GRUNEWALD, A. (1972): Die Belastung der Vorfluter mit organischen Abfallstoffen. Korrespondenz Abwasser, 19, 289 - 291.

- GRUHN, A. (1989): Komplexe hydrographisch-hydrologische Gebietskennzeichnung von Ausschnitten der engeren Stadtregion Halle/Saale durch Datenspeicherung mittels thematischer Karten. Diplomarbeit, Univ. Halle, Inst. f. Geogr. (unveröff.).
- GUNKEL, G. (1993): Die gewässerökologische Situation in einer urbanen Großsiedlung (Märkisches Viertel, Berlin). In: Schuhmacher, H. und B. Thiesmeier [Hrsg.] (1993): Urbane Gewässer. Berlin, 122 - 140 (=Reihe Ökologie; 4).
- HALLESCHER WASSER- UND ABWASSER GMBH (HWA) (1993): Vergleich der Schwermetalle in Klärschlammproben KA Halle-Nord 1984 - 1993. Laboranalysen (unveröff.). (HWA -GmbH 1993).
- HALLESCHER WASSER- UND ABWASSER GMBH (HWA) (1994): VON DER ABLEITUNG ZUR KLÄRUNG. GENERALWÄSSERUNGSPLAN FÜR HALLE. NETZWERK 9/94. HALLE.
- HAHN, H. UND J. BEICHERT (1992): Modelltechnische Grundlagen zur Steuerung von Wassermengen und Schmutzfrachten in Kanalisationsnetzen. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: ZIELKE, G. W., W. F. GEIGER, U. DE HAAR, B. HOFFMANN UND H. B. KLEEGERG [Hrsg.] (1992): Steuerung in der Wasserwirtschaft. Weinheim, 51 - 63.
- HANSCHMANN, G. UND C. OPP (1993): Schwermetallgehalte in Wald-, Wiesen- und Ackerböden bei Bitterfeld (Sachsen-Anhalt). Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellsch., 72, 365 - 368.
- HEINTZ, A. UND G. REINHARDT (1991): Chemie und Umwelt. Braunschweig.
- HELLMANN, H. (1972): Herkunft der Sinkstoffablagerungen in Gewässern. 2. Mitt.: Überlegungen und Ergebnisse aus der Sicht der Abwassertechnik. Dt. Gewässerkd. Mitt., 16, 5, 137 - 141.
- HELLMANN, H. (1975): Untersuchungen über den Beitrag von Abwässern an der Schlammabfuhr in Bundeswasserstraßen. Z. f. Binnenschifffahrt und Wasserstraßen, 11, 427 - 431.
- HELLMANN, H. (1975): Anhaltspunkte für die Berechnung der Belastung von Vorflutern durch absetzbare Stoffe aus Kanalisationen. Dt. Gewässerkd. Mitt., 19, 2, 51 - 54.
- HELLMANN, H. (1986): Analytik von Oberflächengewässern. Stuttgart.
- HELLMANN, H. UND A. GRIFFATONG (1972): Herkunft der Sinkstoffablagerungen in Gewässern. 1. Mitt.: Chemische Untersuchungen der Schwermetalle. Dt. Gewässerkd. Mitt., 16, 1, 14 - 18.
- HILLE, J., R. RUSKE., R. W. SCHOLZ UND F. WALKOW [Hrsg.] (1993): Bitterfeld. Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion - Beiträge der 1. Bitterfelder Umweltkonferenz. Schadstoffe und Umwelt. Bitterfeld.
- HINDEL, R. U. H. FLEIGE (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland - geogene und anthropogene Anteile. Berlin. (=UBA Texte 10/91).
- HUSCHKA, B., H. KÖHLER UND M. RAMM (1994): Zur Schwermetallbelastung in den Sedimenten der Saaletalsperren. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG, WISSENSCHAFT, FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE [Hrsg.] (1994): Die Belastung der Elbe-Nebenflüsse mit Schadstoffen. Erste Ergebnisse. Berlin (= Statusberichte 1994).
- HOPPE, D. UND G. SEIDEL (1969): Geologische Karte von Thüringen im Maßstab 1 : 500 000. Gotha, Leipzig.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (1993): Bericht über Stand der Durchführung der im "Ersten Aktionsprogramm (Sofortprogramm) zur Reduzierung der Schadstofffracht in der Elbe und ihrem Einzugsgebiet" enthaltenen Maßnahmen. Magdeburg. (IKSE 1993).
- INGENIEURBÜRO WASSER- UND UMWELTECHNIK GMBH HALLE (IWU) (1991): Sanierung des Mühlgrabens. Grundlagenermittlung, Vorplanung. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten (unveröff.). (IWU 1991).
- INSTITUT DR. JOST UMWELTANALYTIK GMBH (1994): Untersuchungsbericht 61/94. Unterhaltungsverband "Untere Saale", Halle, Gutachten (unveröff.). (JOST 1994).
- ITW-INGENIEURBERATUNG GMBH ISELOHN (1992): Ökologische Sanierung Mühlgraben Halle. Projektstudie Teil I: Grundlagenermittlung. Staatliches Amt für Umweltschutz Halle, Gutachten (unveröff.). (ITW 1992A).

- ITW-INGENIEURBERATUNG GMBH ISERLOHN (1992): Ökologische Sanierung Mühlgraben Halle. Teil II: Entwurf des technologischen Konzepts. Staatliches Amt für Umweltschutz Halle, Gutachten (unveröff.). (ITW 1992B).
- ITW-INGENIEURBERATUNG GMBH ISERLOHN (1992): Sanierung Mühlgraben Halle (Saale). Weiterführende Untersuchungen zur Projekt- und Planungsvorbereitung. Staatliches Amt für Umweltschutz Halle, Gutachten (unveröff.). (ITW 1992c).
- KARI, F. G. UND R. HERRMANN (1989): Abspülung von organischen Spurenschadstoffen und Schwermetallen aus einem städtischen Einzugsgebiet: Ganglinienanalyse, Korngrößenzuordnung und Metallspeziesauftrennung. Dt. Gewässerkd. Mitt., 33, 5/6, 173 - 183.
- KIEFER, W. (1959): Über Schlammablagerungen im Vorfluter infolge Regenwassereinleitungen. Neue DELIWA - Zeitschr., 3, 71.
- KLÖS, H. UND C. SCHOCH (1993): Historische Entwicklung einer Sedimentbelastung: Gedächtnis einer Industrieregion. Acta hydrochimica et hydrobiologica, Weinheim, 21, 1, 32 - 37.
- KOFOD, M., A. GRÖNGRÖFT UND G. MIEHLICH (1991): Prognose der Re-Suspension von anaeroben Böden und Sedimenten mobilisierbarer Schwermetallmengen: Methodische Überlegungen. Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellsch., 66, 971 - 974.
- KOZERSKI, H. P. U.A. (1992): Zur Begutachtung der Wirkung von Altarmen in der Spree als Ablagerungsräume und Pufferökosysteme. Ergebnisbericht zum Gutachtenkomplex "Wirkung von Altarmen". Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. Berlin.
- KRAUTH, K. (1970): Der Abfluß und die Verschmutzung des Abflusses in Mischkanalisationen bei Regen. In: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 45. München.
- KRAUTH, K. H. U. G. STOTZ (1992): Belastung der Gewässer durch Kläranlagenabläufe und Regenwasserbehandlungsanlagen der Mischkanalisation. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: ZIELKE, G. W., W. F. GEIGER, U. DE HAAR, B. HOFFMANN UND H. B. KLEEBERG [Hrsg.] (1992): Steuerung in der Wasserwirtschaft. Weinheim, 100 - 109.
- KREBS, F. (1992): Über die Notwendigkeit ökotoxikologischer Untersuchungen an Sedimenten. Dt. Gewässerkd. Mitt., 36, 5/6, 165 - 168.
- KRÜGER, A. , B. SCHNEIDER, H. NEUMEISTER UND H. KUPSCH (1995): Akkumulation und Transport von Schwermetallen in Böden des Bitterfelder Industriegebietes. Geoökodynamik, Bensheim, 16, 25 - 56.
- KRUMBIEGEL, G. UND M. SCHWAB (1974): Saalestadt Halle und Umgebung. Ein geologischer Führer. 2 Bde. Halle.
- LAHMANN, E. UND K. JANDER [Hrsg.] (1987): Schwermetalle in der Umwelt. Stuttgart.
- LANDESAMT FÜR LANDESVERMESSUNG UND DATENVERARBEITUNG SACHSEN-ANHALT [Hrsg.] (1992): Topographische Karte 1 : 10 000.
- Blatt: M - 32 - 24 - B - d - 3 (Halle/Saale NW).
- Blatt: M - 32 - 24 - D - b - 1 (Halle - Neustadt).
- Blatt: M - 32 - 24 - D - b - 3 (Holleben).
- Blatt: M - 32 - 24 - D - d - 4 (Schkopau).
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (LAU) [Hrsg.]:
- Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1991. Halle.(LAU 1992).
- Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1992. Halle. (LAU 1993A).
- Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1993. Halle. (LAU 1994).
- Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1994. Halle. (LAU 1995A).
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (LAU) [Hrsg.] (1993): Klärschlammverwertung im Landschaftsbau. Halle (= Berichte 7). (LAU 1993B).

- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (LAU) [Hrsg.] (1993): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und Ausbau der Fließgewässer im Land Sachsen-Anhalt. Halle. (LAU 1993c).
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (LAU) [Hrsg.] (1995): Das Frühjahrshochwasser vom April 1994. Halle (= Berichte 15). (LAU 1995B).
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (LAU) [Hrsg.] (1995): Haupttabellen der Durchflüsse der Saale am Unterpegel Trotha 1986 bis 1990 und Überschreitungswahrscheinlichkeiten für Hochwasserereignisse für die Jahresreihe 1958 bis 1987. (unveröff.). (LAU 1995c).
- LAUER, D., P. SEIDEL UND A. ALBRECHT (1993): Kollenbey. Umweltstudie des Naturraumes Kollenbey in der Chemieregion Buna/Schkopau. Schkopau.
- LAUTRICH, R. (1980): Die Schmutzwasserbelastung des Vorfluters (SBV) durch Regenüberläufe (RÜ) mit und ohne Zwischenschaltung von Regenüberlaufbecken (RÜB). Wasser und Boden, 19, 8, 234 - 235.
- LESCHBER, R. UND PERNAK, K. P. (1992): Verhalten und Verbleib von Schadstoffen bei der Versickerung von Niederschlagswasser. Abwassertechnik, Heft 6, 17-19.
- LESER, H., H. D. HAAS, T. MOSIMANN UND R. PAESLER (1992): Wörterbuch der Allgemeinen Geographie. 2 Bde., Braunschweig.
- LIEBSCH, H., A. WEDEMEYER UND J. SCHOLLE (1993): Die Situation der Fischfauna im mischwasserbelasteten Gewässersystem des Bremer Blocklandes. In: SCHUMACHER, H. UND B. THIESMEIER [Hrsg.]: Urbane Gewässer. Berlin, 203 - 204 (= Reihe Ökologie 4).
- MAGISTRAT DER STADT HALLE, DEZERNAT FÜR UMWELT- UND NATURSCHUTZ [Hrsg.] (1993): Erster Umweltbericht der Stadt Halle. Halle.
- MARCINEK, J. UND E. ROSENKRANZ (1988): Das Wasser der Erde. Gotha.
- MARTENS, J. (1992): Steuerung von Regenwassereinleitungen auf der Grundlage kurzfristiger Gewässergütevorhersagen. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: Zielke, G. W., W. F. Geiger, U. de Haar, B. Hoffmann und H. B. Kleeberg [Hrsg.] (1992): Steuerung in der Wasserwirtschaft. Weinheim, 121 - 132.
- MARTENS, A. (1995): Die räumliche Verteilung von Schwebstoffen im Querprofil voralpiner Fließgewässer. Diplomarb., FU Berlin. Fachbereich Geowissenschaften, (unveröff.).
- MEISCH, H. U., W. REINLE UND H. J. BIELIG (1977): Schwermetallgehalte in Wässern und Schwebstoffen der Saar. Dt. Gewässerkdl. Mitt., 21, 2, 27 - 33.
- MERIAN, E. [Hrsg.] (1984): Metalle in der Umwelt. Weinheim.
- MERZ, C. UND H. BRÜHL (1993): Mobilitätsuntersuchungen mit Cd, Zn, Fe, Mn unter wechselnden Milieubedingungen mit Hilfe radioaktiver Tracer. Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellsch., 72, 405 - 408.
- MEUSER, H., F. BAILLY, S. KEINWORT, N. WOLF UND M. WÜSTEFELD (1993): Unterschiedliche Ursachen für erhöhte Schwermetallgehalte in einigen industriebeeinflussten Auenböden. Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellsch., 72, 409 - 412.
- MITTELDEUTSCHE WASSER- UND ABWASSER GMBH (MIDEWA) (1994): Ergebnisprotokolle von Klärschlammanalysen der Kläranlagen Halle-Trotha, Halle-Süd im Zeitraum 1992 bis 1994. Hallesche Wasser und Abwasser GmbH, Laboranalysen (unveröff.). (MIDEWA 1994).
- MITTELDEUTSCHE ZEITUNG (1994): Entwarnung für die Saaleaue. Bodenbelastung hält sich in Grenzen. 3.5.1994. (MZ 1994).
- MIEHLICH, G. (1983): Schwermetallanreicherung in Böden und Pflanzen der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). In: Abh. naturwiss. Ver. Hamburg, (NF 25), 75 - 89.
- NEULAND, H., E. SCHRIMPF UND R. HERRMANN (1978): Zur Änderung der Spurenmetallgehalte im fließenden Wasserkörper und in den Sedimenten entlang eines Flußabschnittes des Roten Mains in Abhängigkeit von Redoxpotential, pH und anderen Einflußgrößen. Catena, Braunschweig, 5, 19 - 31.

- NORMENAUSSCHUß WASSERWESEN (NAW) IM DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung:
- DIN 38402-A11. Probennahme von Abwasser (1985).
- DIN 38402-A15. Probennahme aus Fließgewässern (1986)
- DIN 38 414-S1. Probennahme von Schlämmen (1986).
- DIN 38 414-S11. Probennahme von Sedimenten (1987).
- DIN 38 409-H1. Bestimmung des Gesamttrockenrückstandes, des Filtratrockenrückstandes und des Glührückstandes (1987).
- DIN 38 414-S2. Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz (1985).
- DIN 38 414-S3. Bestimmung des Glührückstandes und des Glühverlustes der Trockenmasse eines Schlammes (1985).
- DIN 38 414-S7. Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen (1983).
- ORGA LAB GMBH ZIRNDORF (ORGA LAB) (1991): Projekt Mühlgraben Halle. Gefährdungsbeurteilung, Gefährdungsabschätzung, Sanierungskonzept. 2 Bde. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten (unveröff.).
- OVERBECK, J. UND U. MÜNSTER (1993): Um- und Abbau organischer Substanzen in Oberflächengewässern. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: FRIMMEL, F. H. UND G. ABBT-BRAUN [Hrsg.]: Refraktäre organische Säuren in Gewässern. Weinheim, 139 - 162.
- PECHER, R. (1974): Der jährliche Regenwasserabfluß von bebauten Gebieten und seine Verschmutzung. Korrespondenz Abwasser, 21, 5, 113 - 120.
- PIETSCH, J. UND H. KAMIETH (1991): Stadtböden. Taunusstein.
- PODRAZA, P. (1993): Der Einfluß von Mischwasserabschlägen aus einem Regenüberlauf auf die Makrozoobenthoszönose eines Stadtbaches. Erste Ergebnisse. In: Schuhmacher, H. und B. Thiesmeier [Hrsg.] (1993): Urbane Gewässer. Berlin, 175 - 182 (=Reihe Ökologie; 4).
- RICKING, M. (1992): Stoffliche Belastung, Klassifikation und geoökosystemare Bedeutung subhydrischer Böden. Berlin. (= UBA-Texte 29/92).
- RÖBER, H. M. UND M. HÖLLWARTH (1984): Schwermetallbelastung durch Regenüberläufe, Haustechnik - Bauphysik - Umwelttechnik - Gesundheits-Ing. 105, 44 - 49.
- RUMP, H. H. UND H. KRIST (1992): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden. Weinheim, New York, Basel, Cambridge.
- SÄCHSISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN ZU LEIPZIG (1995): Bestandsaufnahme der Schwermetallsituation in den Gewässersystemen von Mulde und Weißer Elster im Hinblick auf die zukünftige Gewässergüte. Teilprojekt 1: Weiße Elster und Pleiße sowie Bitterfelder Muldestausee. Abschlußbericht. Leipzig. (SÄCHS. ADW 1995).
- SAGER, M. UND W. VOGEL (1993): Schwermetallbelastung des Sediments der Gurk in Kärnten - Vorzüge und Einschränkungen sequentieller Löseverfahren. Acta hydrochimica et hydrobiologica, Weinheim, 21, 1, 21 - 32.
- SCHAEFFER, F. UND H. P. SCHACHTSCHABEL (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart.
- SCHILLING, W. UND F. SIEKER (1992): Vorhersage der Abflußbildung in urbanen Entwässerungssystemen anhand örtlich differenzierter Niederschlagsvorhersage. In: Forschungsber. Dt. Forschungsgemeinschaft: ZIELKE, G. W.; W. F. GEIGER, U. DE HAAR, B. HOFFMANN UND H. B. KLEEBERG [Hrsg.] (1992): Steuerung in der Wasserwirtschaft. Weinheim, 37 - 51.
- SCHMIDT, K. H. (1984): Der Fluß und sein Einzugsgebiet. Wiesbaden.

- SCHUHMACHER, H. (1993): Limnologische Vorgaben und Bewertungskriterien zur ökologischen Verbesserung urbaner Fließgewässer. In: SCHUHMACHER, H. UND B. THIESMEIER [Hrsg.] (1993): Urbane Gewässer. Berlin, 16 - 27 (= Reihe Ökologie 4).
- SIGG, L. UND W. STUMM (1991): Aquatische Chemie. Stuttgart.
- STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE (STAU) (1993): Sanierung stadtgebundener Fließgewässer (Bsp. Gerbersaale/Mühlgraben). Poster zur Umweltausstellung Saaleauen 1993, Halle.
- STRIEBEL, T. (1994): Konzentrationen und physikochemisches Verhalten von Schwermetallen und Hauptionen in Regenabflüssen städtischer Straßen. Diss., Bayreuth.
- SUKOPP, H. UND R. WITTIG [Hrsg.] (1992): Stadtökologie. Jena.
- SYMADER, W. UND R. HERRMANN (1979): Schwermetalle in Lösung - eine Untersuchung über ihr zeitliches Verhalten in Fließgewässern. Catena, Braunschweig, 6, 1 - 21.
- TAUCHERT, K. (1992): Die Wasserbeschaffenheit der Saale und deren ökologische Folgen. Teil 1: Untersuchung chemischer und physikalischer Güteparameter für den Zeitraum 1971 bis 1991. Halle.
- TERYTZE, K. (1993): Anreicherung und Verteilung von Schwermetallen und anderen Elementen in Oberflächensedimenten der Berliner Gewässer und ihres Umlandes. Acta hydrochimica et hydrobiologica, Weinheim, 21, 1, 8 - 20.
- TÜV OSTDEUTSCHLAND SICHERHEIT UND UMWELTSCHUTZ GMBH (1993): Nutzungsbezogene Gefährdungsanalyse Mittlere Saaleinsel im Stadtgebiet Halle. Bericht. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten (unveröff.).
- TRUCKENBRODT, D., O. KAMPE UND J. EINAX (1994): Zur aktuellen Belastungssituation der Saale, Ilm und Unstrut. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG, WISSENSCHAFT, FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE [Hrsg.] (1994): Die Belastung der Elbe-Nebenflüsse mit Schadstoffen. Erste Ergebnisse. (= Statusberichte 1994).
- UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1985): Deposition von Luftverunreinigungen in der BRD - Erste Bestandsaufnahme Stand Mitte 1984. Berlin. (= UBA-Berichte 4).
- UTKE, A. U.A. (1993): Schadstoffbelastung in Aueböden im Stadtgebiet von Halle. TU Berlin, Sonderforschungsbereich 69, (unveröff.).
- WAGENBRETH, O. UND W. STEINER (1989): Geologische Streifzüge. Leipzig.
- WALOSSEK, W. (1990): Halle/Saale - Gewässer und Entwässerung. Karte 1 : 25 000. Univ. Halle, Inst. f. Geogr. (unveröff.).
- WALOSSEK, W. (1991): Studie zur Saalesanierung. Saale von der Luppemündung bis zur Göttschemündung. Die wirtschaftsgeographischen Verhältnisse. Univ. Halle, Inst. f. Geogr. (unveröff.).
- WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION UNTERE SAALE (1973): Wasserrechtliche Nutzungsgenehmigung für die Chemischen Werke Buna, gültig bis zum 01.01.1976. Reg.- Nr.:V/567/327/7/72; Akz.: 813 + 576 / Sch./ Str. Buna AG (unveröff.). (WWD 1973).
- WESTRICH, B. (1986): Hydromechanic aspects of contaminated sediment transport in fluvial systems. In: Sediment and water interactions. Sley [Hrsg.] (1986), 63 - 68.
- DR. WEßLING GMBH & Co.KG (WEßLING GMBH) (1992): Projekt Wilde Saale. Abschlußbericht. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten (unveröff.).
- WINDE, F. (1994): Erster Zwischenbericht zum Forschungsprojekt: Schadstoffe und Schadstofftransfer im Verbund Wasser-Boden in der Saaleaue des Halleschen Stadtgebiets. Ein Beitrag zum Boden- und Gewässerschutz. Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig. (unveröff.).
- XANTHOPOULOS, C. UND H. H. HAHN (1992): Schadstoffe im Regenabfluß in städtischen Gebieten. Korrespondenz Abwasser, 39, 9, 1282 - 1304.

- ZINKE, G (1991): Studie zur Saalesanierung. Saale von der Luppemündung bis zur Götschemündung. Die natürlichen Verhältnisse. Univ. Halle, Inst. f. Geogr. (unveröff.).
- ZINKE, G. (1993): Ökologische Probleme von Fließ- und Standgewässern in der Stadtregion Halle. Ber. z. dt. Landeskunde, 67, 1, 101 - 114.
- ZINKE, G. (1995): Anthropogene Veränderungen der hydrographischen Verhältnisse der Saale im Stadtgebiet von Halle unter besonderer Berücksichtigung der Hochwasserproblematik. Univ. Halle, Inst. f. Geogr. (unveröff.).

Erklärung

Ich versichere, daß ich die vorliegende Dissertation selbständig verfaßt und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt habe. Den angegebenen Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommene Stellen wurden als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen.

Halle, im Januar 1996

Frank Winde

Lebenslauf

Persönliche Daten:

Name: Winde
Vorname: Frank
Geburtsort: Quedlinburg
Nationalität: deutsch
Wohnort: Neustädter Str. 40 ; 06502 Thale
Familienstand: ledig

Ausbildungsweg:

1970 - 1974 Polytechnische Oberschule Thale (Grundschule)
1974 - 1981 Kinder- und Jugendsportschule Halle (Turnen)
1981 - 1984 Berufsausbildung zum Elektromonteur mit Abitur
1984 - 1988 Wehrdienst
9/88 - 4/93 Studium der Geographie (Diplom) - an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg mit den Nebenfächern Umweltchemie, Soziologie und Geologie
8/91 Sprachkursstipendium des DAAD (Großbritannien)
10/92 - 3/94 Aufenthalt am Institut für Geographie II der Universität Karlsruhe im Rahmen eines Forschungsprojekts der Volkswagen-Stiftung und Anfertigung der Diplomarbeit ("Darstellung eines formalisierten Verfahrens zur Beurteilung der Wohnqualität am Beispiel eines Teilgebietes der Stadt Karlsruhe"; Prädikat "sehr gut")
4/93 - 1/96 wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Geographie der Universität Halle (Lehrstuhl Geoökologie) und Bearbeiter des Forschungsprojekts des Umweltforschungszentrums Halle-Leipzig "Schadstoffe und Schadstofftransfer in der Saaleaue des Halleschen Stadtgebiets" (Projektleiter Prof. Dr. M. Frühauf)

Halle, im Januar 1996