

Hallesche Studien zur Geographie

Band 2

Frank Winde

Schlammablagerungen in städtischen Fließgewässern

- Ursachen, Schwermetallbelastung und Remobilisierbarkeit
untersucht an Nebenarmen der Saale im Stadtgebiet von Halle

Z

Martin-Luther-Universität
Zweigbibliothek der ULB
Geowissenschaften
Von Seckendorff-Platz 3-4
06120 Halle (Saale)

Halle (Saale) 1998

Die Halleschen Studien zur Geographie erscheinen in unregelmäßiger Folge.
In ihnen werden Forschungsergebnisse des Instituts für Geographie im
Fachbereich Geowissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
veröffentlicht.

Schriftleitung: W. E. Bruno Tauché

Hallesche Studien zur Geographie

Herausgeber:

K. Friedrich, M. Frühauf, C. Gläßer, W. Kühling, N. Protze,
K.-H. Schmidt, D. Scholz

Band 2

Frank Winde

Schlammablagerungen in städtischen Fließgewässern

- Ursachen, Schwermetallbelastung und Remobilisierbarkeit
untersucht an Nebenarmen der Saale im Stadtgebiet von Halle

mit 41 Abbildungen und 42 Tabellen

Selbstverlag des Instituts für Geographie der Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

Winde, Frank

Schlammablagerungen in städtischen Fließgewässern : Ursachen, Schwermetallbelastung und Remobilisierbarkeit untersucht an Nebenarmen der Saale im Stadtgebiet von Halle / Frank Winde. - Halle (Saale) : Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, 1998 (Hallesche Studien zur Geographie ; 2)
ISBN 3-86010-530-2

Umschlaggestaltung: spielhoff • design

Druckerei: Druck-Zuck GmbH Halle (/Saale)

Text und Abbildungen liegen in der Verantwortung des Autors.

Die vorliegende Publikation ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der Herausgeber und des Autors unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

© 1998 Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Anschrift der Herausgeber, der Schriftleitung und des Vertriebs:

Institut für Geographie
H.-u.-Th.-Mann-Straße 26
D-06108 Halle (Saale)
Tel. - 0345 5526010
Fax - 0345 5527175

Vorwort

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Stadtregion von Halle, einer der am stärksten ökologisch belasteten Städte im Chemiedreieck Mitteldeutschlands. Sie ist Bestandteil der Forschungsbemühungen des Instituts für Geographie an der Martin-Luther-Universität, regionale geoökologische Probleme anwendungsorientiert zu untersuchen. Damit sollen auch wissenschaftliche Voraussetzungen für eine nachhaltige Umweltentwicklung geschaffen werden.

Die von Herrn Winde untersuchten Schlammablagerungen in den städtischen Nebenarmen der Saale gehören sowohl aufgrund ihrer enormen Masse als auch wegen ihrer Schadstoffgehalte zu den brisantesten Umweltproblemen in der Stadt Halle. Durch die Anwendung eines breiten Spektrums von Feld- und Labormethoden, die der Spezifik der Untersuchungen angepaßt und zum Teil neu entwickelt wurden, konnte mit dieser Arbeit, der bisher vernachlässigte kommunale Einfluß auf die Genese sowie die Schadstoffbelastung der Flußschlämme nachgewiesen werden. Dazu wurden neben Fragen der fluvialen Sedimentationsdynamik auch die Tracerfunktion und die Massenbilanz der Schlammgenese modelliert. Darüber hinaus hatte der Autor die Möglichkeit das sogenannte Jahrhunderthochwasser vom April 1994 zur Abschätzung des Ausmaßes hochwassergebundener Prozesse der Schlammremobilisierung und -verlagerung zu nutzen.

Der Autor weist Zusammenhänge nach, die zwischen dem natürlichen Abflußregime der untersuchten Fließgewässer sowie kommunalen, industriellen und verkehrsbedingten Einträgen bestehen. Die Analyse der Schlämme als Altlasten läßt diese Wirkungsgefüge deutlich erkennen.

Die Arbeit hat für die kommunale Planungspraxis und den nachhaltigen Fließgewässerschutz Bedeutung. Darüber hinaus empfehle ich sie aufgrund des gewählten methodischen Herangehens als wichtigen Beitrag zur geoökologischen Stadtforschung.

Halle, am 11. April 1998

Prof. Dr. Manfred Frühauf

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Abbildungsverzeichnis	VIII
Tabellenverzeichnis.....	IX
Liste der Abkürzungen.....	XI
1 .Einleitung	1
2 Problemstellung und Untersuchungsziele.....	3
3 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	6
3.1 Lage, Abgrenzung und Größe.....	6
3.2 Genese und physisch-geographische Verhältnisse.....	6
3.2.1 Geologischer Aufbau	6
3.2.2 Glazialmorphologische Einflüsse	7
3.2.3 Klimatische Verhältnisse.....	7
3.2.4 Pedologische Verhältnisse.....	8
3.2.5 Hydrographische Verhältnisse.....	9
3.2.6 Hydrologische Verhältnisse	11
3.3 Flächennutzung	14
3.4 Belastung der Umweltmedien.....	15
3.4.1 Umweltbelastungen vor 1990	15
3.4.1.1 Luftbelastung	16
3.4.1.2 Wasserbelastung im Einzugsgebiet der Saale	16
3.4.1.3 Wasserbelastung im Untersuchungsgebiet.....	17
3.4.1.3.1 Quecksilberbelastung durch die Chemischen Werke Buna	17
3.4.1.3.2 Abwassersituation im Stadtgebiet von Halle	18
3.4.2 Umweltbelastungen nach 1990	21
3.4.2.1 Wasserbelastung	21
3.4.2.2 Schlammbelastung der Vorfluter	22
3.4.2.3 Bodenbelastung.....	23
4 Methoden	23
4.1 Ermittlung der Mächtigkeiten und Volumina der Schlammablagerungen	23
4.1.1 Peilungen der Schlammmächtigkeiten.....	23
4.1.2 Berechnung der Schlammvolumina.....	24
4.2 Ermittlung hydraulischer Parameter	25
4.2.1 Fließgeschwindigkeitsmessung.....	25
4.2.2 Morphometrische Parameter der Gerinnebetten.....	25
4.2.3 Durchflußberechnung.....	26
4.3 Probenentnahme.....	26
4.3.1 Schwebstoffproben	26
4.3.2 Schlammproben	27
4.4 Kartierung der Lage von Abwassereinleitern und Regenüberläufen	27
4.5 Laboranalysen	27
4.5.1 Schwebstoffgehalt.....	27
4.5.2 Korngrößenanalysen	28
4.5.3 Sedimentationsverhalten von Schwebstoffen.....	29
4.5.4 Resuspensionsverhalten von Schlamm	30
4.5.5 Gehalt an organischer Substanz.....	30
4.5.6 Naßdichte, Gehalt an Trockensubstanz und Wassergehalt der Schlämme.....	30
4.5.7 Schwermetallanalysen.....	31

5	Ergebnisse und Diskussion	33
5.1	Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Schlammablagerungen	33
5.1.1	Schlammbelastung, Fließgeschwindigkeiten und Einleitersituation der Vorfluter	33
5.1.2	Schlammverteilung in Beziehung zu den hydraulischen Verhältnissen	43
5.1.2.1	Hydraulische Verhältnisse in den Vorflutern	43
5.1.2.2	Schlammbelastung und Fließgeschwindigkeitsverhältnisse.....	44
5.1.2.3	Schlammbelastung und morphometrische Verhältnisse	45
5.1.3	Beziehungen der Schlammverteilung zur Lage von Regenüberläufen	46
5.1.4	Die Schlammverteilung im Mühlgraben und in der Wilden Saale (Peißnitz) als Folge abwasserspezifischer Sedimentationsmechanismen	51
5.1.4.1	Abwasserspezifische Sedimentationsmechanismen	51
5.1.4.2	Analyse der Schlammverteilung in Mühlgraben und Wilder Saale(Peißnitz).....	54
5.1.5	Fazit der lagebezogenen Untersuchungen	59
5.2	Bilanzierung der Masse der Schlammablagerungen	59
5.2.1	Schlamm Massen im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz)	59
5.2.2	Ermittlung des Umfangs kanalisationsgebundenen Stoffeintrags in die Vorfluter	62
5.2.2.1	Quellen und Wirkungsweise von Stoffeinträgen aus der Kanalisation	62
5.2.2.2	Verfahren zur Abschätzung des Stoffeintrags aus der Kanalisation	64
5.2.2.3	Anteil kanalisationsgebundener Stoffeinträge an der Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)	67
5.2.3	Fazit der massenbezogenen Untersuchungen	77
5.3	Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Schlammablagerungen	79
5.3.1	Schwermetallgehalte der Schlämme, Einflußfaktoren und zeitliche Veränderungen	79
5.3.1.1	Aktuelle Schwermetallbelastung der Schlämme	79
5.3.1.2	Schwermetallgehalte der Schlämme im Zeitraum 8/90 bis 11/92	82
5.3.1.3	Veränderung der Schwermetallbelastung der Schlämme nach 990	86
5.3.2	Schwermetallgehalte der Mischwasserschwebstoffe.....	88
5.3.3	Einfluß der Mischwasserabwürfe auf die Schwermetallbelastung der Schlämme	91
5.3.4	Fazit zur Schwermetallbelastung der Schlämme.....	94
5.4	Untersuchungen zur Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Verlagerung der Schlämme.....	95
5.4.1	Erosionspotential der hochwasserführenden Vorfluter im Stadtgebiet	95
5.4.2	Schwebstoffuntersuchungen zur Resuspension der Schlämme bei Hochwasser	96
5.4.3	Veränderungen im Schlammkörper des Mühlgrabens nach dem Hochwasser 4/94.....	99
5.4.4	Einflüsse der Konsistenz auf die Resuspendierbarkeit der Schlammablagerungen.....	100
5.4.5	Fazit zur hochwassergebundenen Schlammverlagerung	102
6	Schlußfolgerungen für die Praxis und Ausblick.....	103
7	Zusammenfassung.....	104
8	Literaturverzeichnis.....	108
	Summary	115

Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 3.1:	Lage und Hydrographie des Untersuchungsgebietes.....5
Abb. 3.2:	Mittlere Monatswerte der Niederschlagsmenge und -intensitäten an der Station Halle Kröllwitz im Zeitraum 1951-1990 (Daten aus DWD 1995)..... ..8
Abb. 3.3:	Mittlere monatliche Abflüsse der Saale am Unterpegel Trotha (1955 bis 1990) (nach Angaben des Bundeswasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Magdeburg, Außenstelle Merseburg 1995).....12
Abb. 3.4:	Kläranlagen und ihre Einzugsgebiete sowie die Gebiete ohne Kläranlagenanschluß im Kanalisationsnetz der Stadt Halle.....20
Abb. 5.1.1:	Lage der untersuchten Vorfluter im Stadtgebiet von Halle.....33
Abb. 5.1.2:	Schlammbelastung der Stromsaale bei Buna und der Wilden Saale (Rabeninsel)34
Abb. 5.1.3:	Farbe der Schlammablagerungen im Mühlgraben (11.05.1994)37
Abb. 5.1.4:	Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)38
Abb. 5.1.5:	Schlammablagerungen im Mühlgraben (Pfälzer Brücke, 12.05.1994)39
Abb. 5.1.6:	Ausgasungen bei Peilungen in der Steinmühlenerweiterung des Mühlgrabens (12.5.1994).....39
Abb. 5.1.7:	Schlammablagerungen in einer Nische der Gerberröhre (bis 1 m über MW-Spiegel).....40
Abb. 5.1.8:	Schlammablagerungen in der Gerberröhre mit auflagernden kanalisations-typischen Schwimmstoffen.....40
Abb. 5.1.9:	Zusammenhang zwischen mittlerer Fließgeschwindigkeit und sedimentierbarer Korngröße (Hjulström-Diagramm) (LESER u.a. 1992).....44
Abb. 5.1.10:	Schlammablagerungen im Hafen des STAU (Mühlgraben, re., 12.5.1994)45
Abb. 5.1.11:	Lage und Art der Abwassereinleitungen aus dem Kanalisationsnetz in Oberflächengewässer von Halle47
Abb. 5.1.12:	Abwassereinleitung aus einem Regenüberlauf an der Steinmühlenerweiterung des Mühlgrabens (RÜ 3) bei Trockenwetter (12.05.1994).....48
Abb. 5.1.13 :	Mündung des RÜ 11 (Bildmitte) und der Gerberröhre (rechter Brückenbogen) während eines Mischwasserabwurfes in den Mühlgraben.....48
Abb. 5.1.14:	Hauptsammler der Kanalisation im Einzugsgebiet Mühlgraben zur Kläranlage Trotha, Foto..... 49
Abb. 5.1.15:	Entwicklung der Schlammbelastung des Mühlgrabens im Zeitraum von 30 Monaten..... 50
Abb. 5.1.16:	Mündung des RÜ 16 (Gerberröhre)..... 51
Abb. 5.1.17:	Mündung des RÜ 14 (Gerberröhre)..... 52
Abb. 5.1.18:	Flockenbildung und Sinkgeschwindigkeiten von Schwebstoffen in einer Mischwasserprobe (Ausschnitt aus einer Videodokumentation).....53
Abb. 5.1.19:	Abflußgang der Saale am Unterpegel Trotha (1955 - 1990) im Verhältnis zur mittleren monatlichen Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet (1951 - 1990) 54
Abb. 5.1.20:	Hydraulische Wirkungen von Mischwassereinleitungen im Mühlgraben aus den Regenüberläufen 9 und 11 in den Mühlgraben.....55
Abb. 5.1.21:	Verwirbelung im Mündungsbereich des Regenüberlaufes 11 infolge einer Mischwassereinleitung.....56
Abb. 5.1.22:	Treibgutansammlung vor dem Regenüberlauf 11 infolge von Schlammakkumulation im Mündungsbereich.....57
Abb. 5.1.23 a:	Lage des Regenüberlaufes 1 (Mühlgraben).....58
Abb. 5.1.23 b:	Schlammakkumulation im Mündungsbereich des Regenüberlaufes 1.....58
Abb. 5.2.1:	Einflußfaktoren auf Menge und Verschmutzung des Regenwasserabflusses von städtischen Oberflächen als einer Ursache der Schlammbelastung urbaner Fließgewässer..... 63

Abb. 5.2.2:	Lage, Größe und vorherrschende Entwässerungsverfahren der Einzugsgebiete der Regenüberläufe und Abwassereinleitungen am Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz) (nach Walossek 1990).....	68
Abb. 5.2.3:	Luftbildschrägaufnahme des Kernbereichs des Einzugsgebietes Mühlgraben.....	70
Abb. 5.2.4:	Luftbildschrägaufnahme des Einzugsgebietes der Wilde Saale (Peißnitz)	70
Abb.: 5.2.5:	Regenspendedauerlinie für das Untersuchungsgebiet mit dem Anteil der Niederschläge, die die kritische Intensität erreichen oder überschreiten.....	72
Abb. 5.2.6:	Berechnungsschema zur Ermittlung der Belastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) mit schlammbildenden Stoffen aus der Kanalisation.....	75
Abb. 5.3.1:	Schwermetallanreicherungen in Schlämmen ausgewählter Vorfluter (0-20 cm) im Mai 1994.....	81
Abb. 5.3.2:	Schwermetallanreicherungen im Schlamm ausgewählter Vorfluter (0-20 cm) im Zeitraum 1990-1992.....	83
Abb. 5.3.3:	Vergleich der Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe, Mischwasserabsätze und der oberen Schlammschicht im Mühlgraben (1994/95)	93
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).....	99
Abb. 5.4.2	Veränderungen im Schlammkörper des Mühlgrabens nach dem Hochwasser der Saale vom April 1994.....	101
Abb. 7.1:	Ursachen der überdurchschnittlichen hohen Schlammbelastung der untersuchten Vorfluter.....	105
Fig. 1:	Causus for the exceeding sludge load in the Mühlgraben and the Wilde Saale (Peißnitz).....	116
Fig. 2:	Beziehungen zwischen der Schwermetallkonzentration in den Schlämmen und Gehalt an organischer Substanz bzw. den Anteilen der Kornfraktionen.....	118

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1:	Zeitraum, Dauer und maximaler Wasserstand von Hochwasserereignissen im Untersuchungsgebiet (Unterpegel Trotha, 1961 - 1994) (nach LAUER U.A. 1993).....	13
Tab. 3.2:	Anteil der Monate an der Gesamtdauer der Hochwassereignisse im Untersuchungsgebiet (Unterpegel Trotha, 1961 - 1990).....	13
Tab. 3.3:	Gewässerkundliche Hauptzahlen der untersuchten Vorfluter (nach FAS 1977).....	14
Tab. 3.4:	Feststoff- und Quecksilbergehalte im Abwasser der Buna AG in Stichproben vom April 1991.....	17
Tab. 3.5:	Flächengröße der teilentsorgten Gebiete der Stadt Halle und die von den Indirekteinleitungen betroffenen Vorfluter und Hauptvorfluter.....	19
Tab. 3.6:	Parameter der Kläranlagen im Stadtgebiet von Halle	19
Tab. 3.7:	Mittlere Schwermetallgehalte in Schlämmen ausgewählter Fließ- und Standgewässer im Stadtgebiet (zusammengestellt aus Untersuchungen im Zeitraum 1990 - 1994)	22
Tab. 4.1:	Analysierte Parameter in Schlamm,- Schwebstoff- und Hochwasserabsatzproben.....	28
Tab. 4.2:	Wiederfindungsraten der Schwermetallkonzentrationen im BCR-Standard 146	32
Tab. 4.3:	Ergebnisse des Laborvergleichs zur Qualität der Quecksilberanalytik	32
Tab. 5.1.1:	Schlammbelastung von Querprofilen der untersuchten Vorfluter.....	36/37
Tab. 5.1.2:	Gesamtvolumen und Konsistenzparameter der Schlammablagerungen	41
Tab. 5.1.3:	Entwicklung der Schlammbelastung im Mühlgraben im Zeitraum 10/91 bis 4/94.....	41

Tab. 5.1.4:	Hydraulische Parameter der untersuchten Vorfluter	42
Tab. 5.1.5:	Verhältnis der Durchflüsse von Nebenarmen zur Stromsaale bei unterschiedlichen Durchflußmengen	43
Tab. 5.1.6:	Schlammbelastung von Querprofilen des Mühlgrabens in Beziehung zu hydraulischen Parametern des unbelasteten Gerinnebetts.....	46
Tab. 5.2.1:	Feststoff-, Trockensubstanz-, und Wassergehalt der oberen Schicht der Schlammablagerungen des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz).....	60
Tab. 5.2.2:	Feststoff- und Wassergehalt im Schlamm des Mühlgrabens in verschiedenen Tiefen (nach ITW 1992A).....	61
Tab. 5.2.3:	Trockenmasse der Schlammablagerungen im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz).....	61
Tab. 5.2.4:	Versiegelungsgrad und Versiegelungsfaktoren.....	65
Tab. 5.2.5:	Neigung von Einzugsgebieten und Neigungsfaktoren.....	65
Tab. 5.2.6:	Konzentrationen schlammbildender Inhaltsstoffe in Abwässern verschiedener Herkunft (nach Pecher 1974).....	66
Tab. 5.2.7:	Anteile organischer Substanz im Abwasser verschiedener Herkunft (nach Pecher 1974).....	67
Tab. 5.2.8:	Mischverhältnisse im Hauptsammler zur Kläranlage Trotha bei unterschiedlich starken Regenwasserzuflüssen.....	71
Tab. 5.2.9:	Schwebstoffgehalte in Mischwassereinleitungen in den Mühlgraben.....	72
Tab. 5.2.10:	Schwebstoffgehalte von Indirekteinleitungen in die Wilde Saale (Peißnitz).....	73
Tab. 5.2.11:	Zusammenfassung der Berechnungsschritte 2 bis 5 zur Ermittlung der Belastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) mit schlammbildenden Stoffen aus der Kanalisation.....	76
Tab. 5.2.12:	Vergleich der berechneten mit den gemessenen Anteilen organischer Substanz im Abwasser bzw. Schlamm.....	77
Tab. 5.3.1:	Schwermetallgehalte der oberen Schicht der Schlammablagerungen 1994.....	80
Tab. 5.3.2:	Schwermetallgehalte der oberen Schicht der Schlammablagerungen 1990/92 (aus Fremddaten).....	82
Tab. 5.3.3:	Schwermetallgehalte in verschiedenen Tiefen der Schlammablagerungen des Mühlgrabens (1992).....	84
Tab. 5.3.4:	Schwermetallgehalte in verschiedenen Tiefen der Schlammablagerungen der Wilden Saale (Peißnitz).....	85
Tab. 5.3.5:	Entwicklung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm der Kläranlage Halle-Lettin (KA Nord) zwischen 1984 und 1994.....	85
Tab. 5.3.6:	Vergleich der Schwermetallgehalte in der oberen schlammigen Schicht der untersuchten Vorfluter von 1992 mit denen von 1994	86
Tab. 5.3.7:	Vergleich der Schwermetallgehalte in der oberen Schicht der Schlammablagerungen des Mühlgrabens von 1992 mit denen von 1994	87
Tab. 5.3.8:	Konzentrationen und Schwermetallgehalte von Schwebstoffen in niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen	88
Tab. 5.3.9:	Schwermetallgehalte, Gehalte an organischer Substanz und Korngrößenverteilung in Mischwasserabsätzen	89
Tab. 5.3.10:	Schwermetallgehalte im Klärschlamm halleischer Kläranlagen 1992 - 1994.....	90
Tab. 5.3.11:	Vergleich der Schwermetallgehalte in der oberen Schlammigen Schicht des Mühlgrabens (1994) mit denen in Mischwasserschwebstoffen und Mischwasserabsätzen	92
Tab. 5.4.1:	Schwebstoffkonzentrationen und Fließgeschwindigkeiten in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß.....	96
Tab. 5.4.2:	Quecksilbergehalte der Schwebstoffe in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß.....	97
Tab. 5.4.3:	Anteil resuspendierter Schlammteilchen an der Schwebstoffführung (m_2) in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß in der Wilden Saale (Peißnitz)	98

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr/-e
AAS	Atomabsorptionspektrometer
Abb.	Abbildung
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AF	Anreicherungsfaktor (gemessene Schwermetallkonzentration in Bezug zum TGS)
A _{fließ}	Fläche des Fließquerschnitts im Flußquerprofil
AfS	abfiltrierbare Stoffe
A _{ges}	Gesamtfläche des Flußquerprofils
A _{sed}	Fläche der Sedimentfüllung im Flußquerprofil
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 _{f s}	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)

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 wurde. Ziel dieses Forschungsprojektes war es, den wassergebundenen Schadstofftransfer in der Saale 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 Saale durchgeföhrt wurden, zählt dieser Raum heute zu den am besten untersuchten Gebieten Mitteldeutschlands.

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 deuten verschiedene Anhaltspunkte auf einen nicht unerheblichen Anteil der städtischen Kanalisationsabwässer an der Schlamm- bildung 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- belastung 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.

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. Günter 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 möchte ich den Herren Friedrich, Weise und 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 Saaleschlämmen. Herrn Nitsche danke ich für die ausführlichen Informationen zur Abwassersituation der Buna-Werke.

Den Herausgebern der „Halleschen Studien zur Geographie“ danke ich für die Aufnahme der Arbeit in die Schriftenreihe.

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 MühlSaale 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 Gefährdungspotential ergibt sich vor allem aus der Möglichkeit ihrer hochwassergebundenen Verlagerung auf die im Auenbereich konzentrierten Freizeit- und Erholungsflächen, wo insbesondere die Schwermetalle entlang verschiedener 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 Radien 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 Schlammablagung 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 % aller Einwohner der alten Bundesländer im Mischverfahren entsorgt (GEIGER 1993).

Bei der Mehrzahl der 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 kann. Als Schwebstoffquellen für den abfließenden Regen sind vor allem die Partikel aus Staubbiederschlägen 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 organischer Abwassersubstanzen und durch hydraulische Wirkungen (Spülstöße), werden insbesondere in kleineren Fließgewässern außerdem auch aquatische Biozöosen 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, den Einfluß der städtischen Kanalisation auf die Schlammbelastung der Vorfluter zu quantifizieren, um darauf aufbauend die Entwicklung nachhaltiger Sanierungskonzepte zu ermöglichen.

Dazu wurde in einem ersten Untersuchungsschritt die Schlammverteilung in charakteristischen Vorflutern des Stadtgebiets erfaßt und untersucht, inwieweit die Schlammbelastung mit den Fließgeschwindigkeitsverhältnissen, hydraulischen Parameter bzw. den einmündenden Regenüberläufen korrespondiert. Im zweiten Untersuchungsschritt wurde die Größenordnung der kanalisationsgebundenen Stoffeinträge in den Mühlgraben und die Wilde Saale (Peißnitz) mit Hilfe eines Modells abgeschätzt und ermittelt, welchen Anteil sie an der Schlammbelastung der betroffenen Fließgewässer haben.

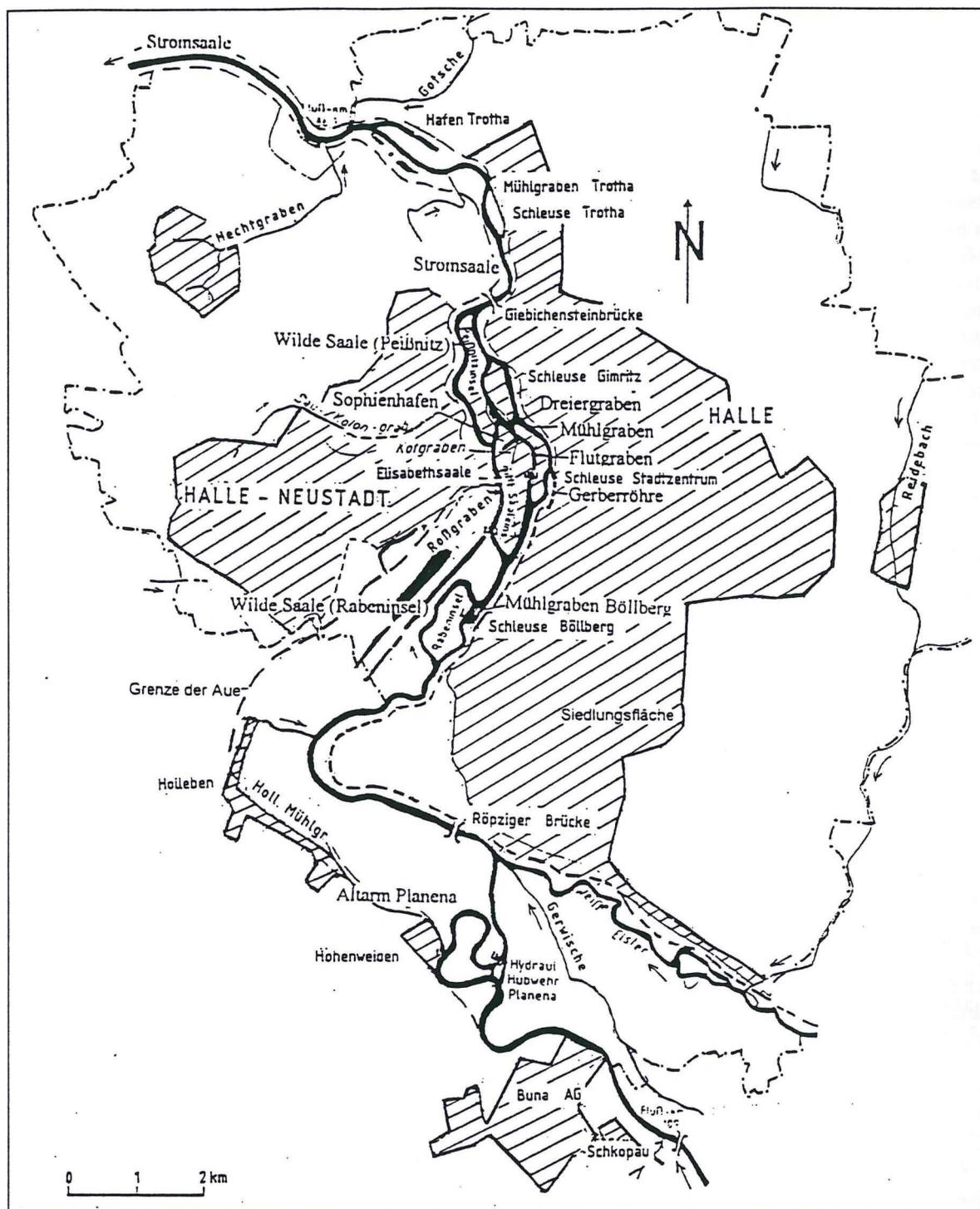


Abb. 3.1: Lage und Hydrographie des Untersuchungsgebietes

Im dritten Teil der Untersuchungen wurde durch vergleichende Analysen der Schwermetallgehalte von Schlämmen und Mischwasserschwebstoffen untersucht, 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 der Ermittlung spezifischer Belastungsmuster der Schlämme, Schwebstoffe und Schwebstoffabsätze (Schwermetallspektren) möglich, 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 zugrunde liegt und damit entscheidend für die Plausibilität der Bilanzierungsrechnungen ist.

3 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

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 gehörte (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. Die Aue 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 km und 2,5 km breiten Bereich, der eine Fläche von ca. 20 km² einnimmt (Abb. 3.1).

3.2 Genese und physisch geographische Verhältnisse

3.2.1 Geologischer Aufbau

Der geologische Untergrund der Saaleaue wird durch die herzynisch verlaufende hallesche Markt- platzverwerfung 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 Porphyirkomplex des Molassestadiums im Norden (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974).

Im *südlichen Teil* lagern 7 m-11 m mächtige quartäre Lockersedimente, die sich aus 6 m-10 m mächtigen frühweichselzeitlichen und holozänen (7500 - 6500 a. b. p.) Niederterrassenschottern und 1 - 3 m mächtigem Auelehm aufbauen. Der Schotterkörper der Niederterrasse, der vor der Ausräumung eine ca. 3 m - 5 m über gegenwärtigem Talniveau liegende morphologische Stufe bildete, besteht aus einer unteren 4 m - 7 m mächtigen Kiesfolge mit strenger Horizontalschichtung und einer mittleren 3 m - 4 m mächtigen Sandfolge mit Kryoturbationserscheinungen, die von holozänen Talschottern überdeckt sind.

Die petrographische Zusammensetzung der Niederterrasse zeigt vorwiegend Quarze und Kiesel-schiefer des Thüringischen Schiefergebirges, Buntsandstein und Muschelkalk des Thüringer Bekkens sowie nordisches Kristallin, Feuerstein und halleschen Porphyir, 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 mächtigen 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 Porphyirkomplexes 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 Markt- platzverwerfung zutage. Eine Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit der Fließgewässer, als Folge hoher rezenter Chlorid- bzw. Sulfateinträge an der Verwerfung, konnte bei Messungen im Längs- profil des Mühlgrabens allerdings 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 Saale-niederung (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 Porphyryriegel 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 Saaletal 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 Überführung des Untersuchungsgebietes durch das mehrere hundert Meter mächtige Inlandeis während der Elster- und Saalekaltzeit veränderten mehrfach dessen Hydrographie. Nachdem die frühlsterzeitliche Saale ca. 14 km östlich ihres heutigen Laufes floß, verlief das frühsaalezeitliche Bett über das heutige Reidetal in Richtung Zörbig. Damit fehlen die saalezeitlichen Hauptterrassenschotter in der Saaleaue.

Das rezente Gewässernetz im Untersuchungsraum wurde im Saalespätglazial (ca. 200.000 a b. p.) angelegt, dessen Gletscher mit der Petersberger Rاندlage nur noch das heutige 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 auf (Station Kröllwitz, 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 stärkerer Niederschläge (> 10 mm/d) (DWD 1995) (Abb. 3.2). Durch die 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. Damit nimmt die Saale bei Halle fast den Charakter eines Fremdlingsflusses an (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 im Bereich der Weißen Elster deutlich wärmebegünstigt.

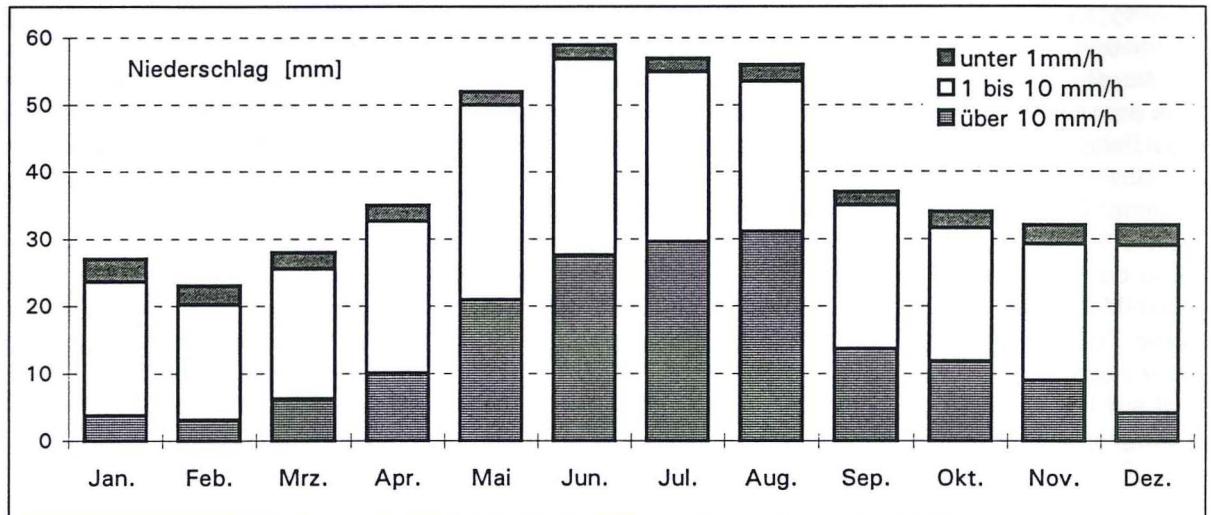


Abb. 3.2: Mittlere Monatswerte der Niederschlagsmenge und -intensitäten an der Station Halle-Kröllwitz im Zeitraum 1951-1990 (Daten aus DWD 1995)

Die mittlere Häufigkeit der Windrichtung wird durch großräumige und stabile Westwindwetterlagen bestimmt, die zur Bevorzugung von Südwestwinden führen, welche 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), entlang derer zufließende Kaltluft aus dem wenig bebautem südwestlichen Umland bis ins Stadtzentrum gelangen kann. Damit erfüllt der städtische Auenbereich eine für urbane Lebensqualität wichtige ökologische Ausgleichsfunktion. Die von FIENEMANN (1994) angenommene mesoklimatisch bedingte erhöhte Immissionsneigung der Saaleaue 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 der geogene Schwermetallgehalt des Ausgangsmaterials, der pH - Wert, der Gehalt an sorptionsbestimmenden Substanzen (Humus, Ton, Sesquioxide und Salz) sowie das Redoxpotential und das Sickerwasserregime der Böden auf (DVWK 1988, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1988, MERZ & BRÜHL 1993).

Das Ausgangssubstrat der Auenböden 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 Korngrößen-sortierung 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 eine relativ große Bindungsfähigkeit für zugeführte Schwermetalle und damit eine nur geringe Anfälligkeit für den Austrag mit dem Sickerwasser 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 Wasserspeicherfähigkeit 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 zusätzlich 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. 19.700 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. Die Gerwische wird im wesentlichen durch die Weiße Elster gespeist. Kleinere Saalezuflüsse sind die Laucha im Süden - die die Sickerwässer der Bunahalde aufnimmt - und die Götsche 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 Rabeninsel (2020 m) | |
| ⇒ Elisabethsaale (2000 m) | |
| ⇒ Mühlgraben Böllberg (100 m) | |
| ⇒ Mühlgraben Halle (2725 m) mit: | |
| | übertunneltem Teil Gerbersaale (500 m) |
| | Dreiergraben (100 m) |
| | Flutgraben / Hochwasserentlaster (250m) |
| | im südl. Teil 500 m verrohrt seit 1987 |
| ⇒ Kotgraben (750 m) | |
| ⇒ Wilde Saale westlich der Peißnitz (2525 m) | |
| ⇒ Mühlgraben Trotha (900) | |
| ⇒ Wasserbaul. Flußlaufstrecken (zus.4020 m) | davon Schleußengräben (zus.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 permanent durchflossene Gewässer 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 Länge 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 1:10.000 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, Mühl durchlässen, Regulierungsstrecken, Wehr-, Schleusen- und Brückenbauten verändert. Eine detaillierte Aufstellung darüber gibt ZINKE 1995. Im folgenden sollen entsprechend der Problemstellung insbesondere Flußlaufverlegungen und Maßnahmen des Gerinnebettausbaus der untersuchten Vorfluter dargestellt werden.

♦ 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 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 1 m mächtigem, stellenweise trittfestem Schlamm gefüllt. Aufsandungen bis 1m über Wasserspiegelhöhe, die nach erst nach dem Verschuß um 1970 auftraten (IWU 1991), sind vor allem im Bereich der hinteren Regenüberläufe zu finden.

◆ 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.

◆ Die Wilde Saale (Peißnitz) zweigte ca. 300 m oberhalb ihrer heutigen Verbindung zur Elisabethsaale linksseitig ab. Dieser Abzweig wurde jedoch um 1970 ebenfalls im Zuge der Errichtung der Hochstraße 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

◆ 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 Südharrzrandbereich (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 das Grundgebirgsstockwerk nur oberhalb der Schwarzamündung und im Bereich zwischen Dornburg und der Ilmmündung das Tafelstockwerk, während auf ca. zwei Dritteln 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 aus dem angeschnittenen geologischen Untergrund, wären aufgrund der Diabase des Kristallins erhöhte Chrom- und Nickelgehalte (Chrom 317 ppm; Nickel 240 ppm) und der 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 triassischer Ton- und Mergelsteine im Einzugsgebiet ebenfalls erhöhte Chrom- und Nিকেleinträge in die Saale denkbar (HINDEL & FLEIGE 1991). Die Konzentrationen von Chrom (103 ppm) und Nickel (60 ppm) 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 ist der geogene Anteil an der Schwermetallbelastung der Sedimente im Untersuchungsgebiet marginal.

• 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. 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).

Diese Ganglinie ist typisch für ein durch Mittelgebirge geprägtes Einzugsgebiet, bei dem durch die plötzliche Freisetzung der als Schnee in den Höhenlagen akkumulierten Winterniederschläge

(Schneesmelze) eine Hochwassergefährdung im Frühjahr entsteht. Demgegenüber kommt es trotz der erhöhten Niederschlagsmenge im Sommer, infolge des gestiegenen vegetationsbedingten Wasserbedarfs und erhöhter Verdunstungsverluste, vor allem über die Verringerung des Basisabflusses, zu den sommerlichen Abflußminima (MARCINEK & ROSENKRANZ 1988).

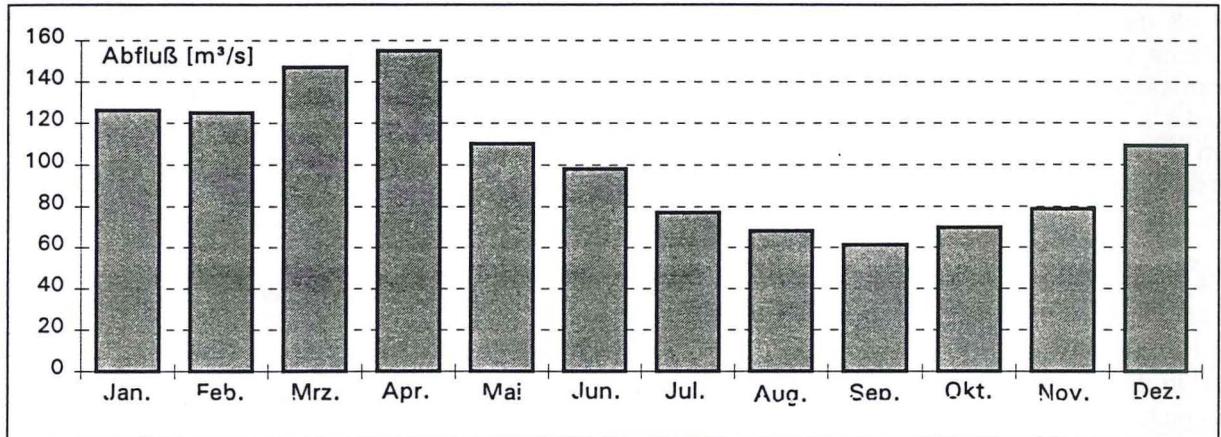


Abb. 3.3: Mittlere monatliche Abflüsse der Saale am Unterpegel Trotha (1955 - 1990) (nach Angaben des Bundeswasserstraßen- und Schiffsamtes Magdeburg, Außenstelle Merseburg 1995)

Niederschlagsbedingte Hochwässer treten im Untersuchungsgebiet vor allem dann auf, wenn Stauniederschläge aus Südwestwetterlagen an den Randhöhen des Thüringer Beckens fast gleichzeitig in den drei Teileinzugsgebieten von Saale, Unstrut und Weißer Elster fallen 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 dann auch sommerliche Hochwasserereignisse möglich. Die Schaffung von 44 Mio. m³ Speicherraum für das 1665 km² große Saaleinzugsgebiet 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 (verzögerte Abgabe des Stauinhalts) (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 ausfuhrt (LAU 1995c) (Tab. 3.1).

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.

- 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 (FAS 1977). 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)

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

Tab. 3.2: Anteil der Monate an der Gesamtdauer der Hochwasserereignisse im Untersgebiet (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

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 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.

Beim Vergleich der prozentualen Anteile der Vorfluter am Durchfluß der Saale zu Mittel- und Niedrigwasserverhältnissen fällt bei allen Nebenarmen ein Rückgang dieser Anteile mit abnehmendem Wasserstand auf. Damit sind die Nebenarme von Durchflußverringerungen besonders stark betroffen.

Tab. 3.3: Gewässerkundliche Hauptzahlen der untersuchten Vorfluter [m^3/s] (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 $340 \text{ m}^3/\text{s}$ wird bei einem Wasserstand am UP Trotha von 464 cm erreicht. Ab einem Wasserstand von 410 cm (ca. $320 \text{ m}^3/\text{s}$) kommt es im Untersuchungsgebiet zur Ausuferung.

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. (Ausweisung von Vogelschutzgebieten und Feuchtbiotopen in der Saaleaue vgl. MAGISTRAT DER STADT HALLE 1993). Die Nutzung des städtischen Auebereiches als sozialökologischen Ausgleichsraum dokumentiert sich in der Häufung von Anlagen zu Erholungszwecken, unter 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).

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. Durch

die erhöhte Wahrscheinlichkeit bei diesen Aktivitäten Schadstoffe inhalativ (z. B. Staub auf Bolzplätzen, Waldwegen) bzw. orale oder kutan (Kleinkinder auf Spielplätzen, Nahrungsmittelerzeugung in Kleingärten) aufzunehmen, bergen Kontaminationen solcher Flächen ein besonderes Gefährdungspotential.

- **Natur- und Biotopschutz:** Solche Bereiche sind aufgrund ihrer Habitatsfunktion für bedrohte Arten ebenfalls in besonderem Maße durch mögliche Schadstoffeinträge bei Hochwässern 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 Auengebiet (KRUMBIEGEL & SCHWAB 1974). Die permanent notwendige Absenkung des Grundwasserspiegels im Baugrund Halle-Neustadts um 0,6 - 1,5 m erfolgt seit 1965 durch eine 3 km lange Brunnengalerie mit 145 Brunnen. Dies führte zur Umkehrung der ehemals zur Saale hin gerichteten Grundwasserfließrichtung (TÜV 1993). Die täglich 10.000 m³ gehobenen Grundwassers (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 würden 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 aber relativ gering und beschränkt sich im wesentlichen auf die mittlere Saaleinsel im Gebiet Holzplatz (WALOSSEK 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 (WALOSSEK 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 angeereicherten Grundwassers erfolgt, ist diese Nutzung eng mit dem fluvialen Schadstoffhaushalt verknüpft. So wird das zur Grundwasseranreicherung benutzte Saalewasser wegen möglicher Güteprobleme nicht vor Ort entnommen, sondern noch oberhalb der Einleitungen Bunas bei Meuscha über Pumpen aus der Saale entnommen und auf die Versickerungsbecken geleitet.

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 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) bzw. 3,68 Mio. EGW (1989) war die Saale der Hauptschadstofflieferant für die Elbe (ZINKE 1993).

Die besondere Belastung der Saaleaue ergibt sich aus der Tatsache, daß die hohen Schadstoffeinträge sowohl fluvial als auch atmosphärisch erfolgten. Da sich diese Schadstoffeinträge in Böden und Sedimenten 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 Einzelhauskohlheizungen im Stadtgebiet von Halle, als zu gering zu werten ist. Meßstellen der Chemischen Werke Buna 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 Staubbiederschlag 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 Schwarzsa), die Papier und Zellstoffindustrie (Merseburg, Blankenstein) und die Textil- und Lederindustrie (Hirschberg, Weißenfels) sowie die kommunalen Kläranlagen der größeren Anreinerstädte Merseburg, Weißenfels, Naumburg und 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 weichem Wasser aus den Saalealsperren 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

3.4.1.3.1 Quecksilberbelastung durch die Chemischen Werke Buna

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 haleschen Saaleaue lagern, werden Art und Umfang der Quecksilberemission durch die Chemischen Werke Buna und die Abwassersituation im Stadtgebiet von Halle näher dargestellt.

- **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. Quecksilber wird sowohl durch Anlagenverschleiß (Leckagen) und 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, Gewässerschutzbeauftragter 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 1995).

Tab. 3.4: Feststoff- und Quecksilbergehalte im Abwasser der Buna AG (April 1991)

Datum	Feststoff [mg/l]	Quecksilber [μ 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 1995; *in der homogenisierten Gesamtprobe		

- **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. 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 insgesamt eingeleitete Quecksilbermenge aufgrund der früher fehlenden Analysetechnik nicht verfügbar sind, wird für die Ermittlung der seit Produktionsbeginn 1937 emittierten Gesamtmenge ein Ausstoß von 10 t/a zur Grundlage genommen. Dies erscheint insofern gerechtfertigt, da zum einen dieser Wert der Jahre 1987-1989 kein Maximum darstellt, denn der maximale Produktionsumfang wurde bereits in den siebziger Jahren erreicht (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 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 über 2200 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 Verbrauch von 367 l/EW d ergeben.

Da aber von einem Realverbrauch von ca. 150 l/EW d ausgegangen werden kann (mdl. Mitt. Leiter Wasserwerk Beesen) muß die verbleibende Restmenge von 65.100 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. Davon ist mit 251 km Kanalstrecke, also über ein Drittel, zwischen 60 und 90 Jahre alt und umfaßt damit noch das ursprüngliche Kanalisationsnetz, das um die Jahrhundertwende im Kernstadtbereich Halles angelegt worden war. Hierzu gehört 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.

Tab. 3.5: Flächengröße der teilentsorgten Gebiete der Stadt Halle und die von den Indirekteinleitungen betroffenen Fließgewässer

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 ermittelt nach Walossek (1990)		

Tab. 3.6: Parameter der Kläranlagen im Stadtgebiet von Halle

Kläranlage	Baujahr	Reinigung	Einzugsgebiet			Abwasseranfall		Vorflut
			Fläche [ha]	EGW	Anteil* [%]	mittl. [m³/d]	max. [m³/d]	
Trotha	1913	mechan.	2.400	85.000	30,6	46.680	60.720	Saale
Lettin	1970	mechan.	600	120.000	45,7	62.472	81.216	Saale
Wörmlitz	1975	mech./biol	800	70.000	20,2	27.600	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: Walossek (1991); Magistrat der Stadt Halle (1993)								

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 teilentsorgten Gebieten anfallenden Abwässer werden direkt oder über

das Kanalisationsnetz unbehandelt zur Vorflut gebracht (Indirekteinleitungen) (Tab. 3.5). 83 % der Fläche entwässern in die 7 Kläranlagen im Stadtgebiet (Abb. 3.4, Tab. 3.6).

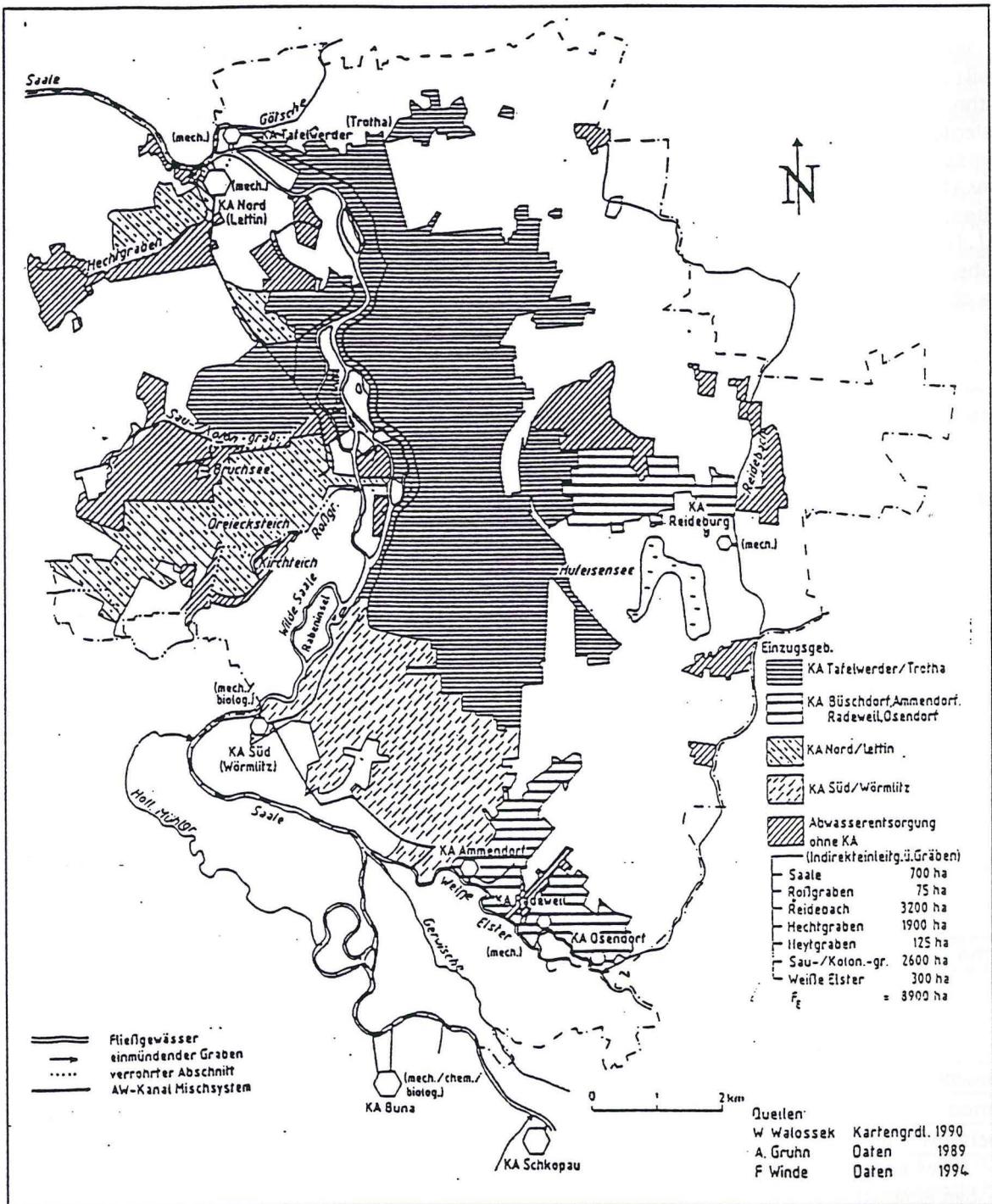


Abb. 3.4: Kläranlagen und ihre Einzugsgebiete sowie die Gebiete ohne Kläranlagenschluß im Stadtgebiet von Halle (Kartengrundlage und Abgrenzung der Einzugsgebiete nach WALOSSEK 1990)

• **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 Kleinklä-

anlagen 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 durch Regenabfluß bedingten 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 in den betroffenen Vorflutern 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 Staubbentwicklung in die Kanalisation gelangen dürfte. Wenn schon nur 1% der anfallenden Straßenaufbruch- und Bodenaushubmassen in die Kanalisation gelangen (rd. 900 t im gesamten Stadtgebiet), so ergäbe 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 ca. 6 m% des berechneten Feststoffabtrages durch Regenabspülung von den versiegelten Stadtoberflächen (1600 kg/ha a). Allerdings wird durch die Straßenreinigung kaum der Schadstoffeintrag in die Kanalisation verhindert, da insbesondere die problematischen 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 Staubbbelastung (hoher Anteil Einzelhauskohleheizung, Industrie) und bei deutlich geringerer Bautätigkeit von einer ähnlichen oder noch höheren Größenordnung des Stoffeintrags in die Kanalisation ausgegangen werden.

3.4.2 Umweltbelastung nach 1990

3.4.2.1 Wasserbelastung

Aufgrund massiver Betriebsstilllegungen (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).

3.4.2.2 Schlammbelastung der Vorfluter

• Ursachen und Gefahrenpotential: 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 braunkohlegebundenen 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

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

Vorfluter	Quelle	Prob.	n	Schwermetallkonzentration [mg/kg]						
				entn.	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb
Mühlgraben	Zinke 91	8/90	?	11	170	195	46,8	147	183	1625
	ITW92 a	3/92	10	8,1	227	294	86,3	167	220	1344
	Fiene.94	5/92	2	10	175	183	9,1	125	193	1750
	GFE 93	11/92	1	11	326	412	26,0	124	276	1510
Wilde Saale (Peißnitz)	Weßl.92	3/92	12	7,2	167	254	29,4	74	114	885
	GFE 93	11/92	2	3,4	233	274	39,8	124	186	1550
Wilde Saale (Rabeninsel)	GFE 93	11/92	2	1,2	172	200	50,0	75	181	1135
	Fiene.94	5/92	1	1,8	39	52	4,6	56	53	236
Stromsaale (Buna)	GFE 93	11/92	2	1,7	115	160	26,0	87	130	675
Weiße Elster	GFE 93	11/92	2	4,2	500	400	6,2	84	400	1850
Roßgraben	CLU 94	10/94	3	0,79	49	46	0,5	28	62	235
Hollebener Mühlgraben	Jost 94	10/94	1	2,6	86	149	21,1	71	143	710
Altarm Planena	GFE 93	11/92	1	2	148	350	84,4	131	166	850
	Jost 94	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

(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.

Im Vergleich zu den Schwermetallgehalten unbelasteter Tongesteine (Tongesteinsstandard) (FÖRSTNER & MÜLLER 1974, MERIAN 1984) sind besonders Quecksilber (über 200fach) und Kadmi- um (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. Teilweise 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 stark abnehmen, was ebenfalls für hochwassergebundene Einträge spricht.

4 Methoden

4.1 Ermittlung der Mächtigkeiten und Volumina der Schlammablagerungen in den Vorflutern

4.1.1 Peilungen der Schlammmächtigkeiten

- **Methode und Material:** Die Schlammmächtigkeiten wurden mittels Peilungen, die entlang der 45 Flußquerprofile 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. Quer zur Fließrichtung wurden - von einem am Seil geführten Schlauchboot aus - an 5 bis 8 Meßpunkten je Flußquerprofil über Peilstangen die Wassertiefe und die Mächtigkeit der im Flußbett lagernden Schlämme erfaßt. Die Entfernung der Meßpunkte vom Ufer wurde mittels Maß-

band 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) erfüllt 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 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 1:10.000 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 unmittelbar 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 Profilverfestlegung 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 betreffenden Zeitraum (Oktober 1991 bis Mai 1994) möglich.

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

- Fehlerbetrachtung: Doppelbeprobungen ergaben Abweichungen der Tiefenpeilungen von durchschnittlich 5 cm 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 (in Tab. 5.1.1 als Profiltüchtigkeitslänge bezeichnet) multipliziert. Das Produkt ist das Schlammvolumen [m^3] je Vorfluterabschnitt welches durch das verwendete Querprofil repräsentiert wird. Die Summe der Einzelvolumina ergibt das Gesamtvolumen der Schlämme je Vorfluter. 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 Planime-

ter betragen max. $\pm 3\%$ 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

4.2.1 Fließgeschwindigkeitsmessungen

Während der Aufnahme der Flußquerprofile wurden an ausgewählten Meßpunkten auch Fließgeschwindigkeitsmessungen durchgeführt. Gleichzeitig erfolgte durch Aufnahme von Wassertiefe, Flußbreite und Sohlverlauf im Querprofil auch die Erfassung der Gerinnebettform. Mit Hilfe der ermittelten Fließquerschnittsflächen und den gemessenen Fließgeschwindigkeiten wurde der Durchfluß zum Zeitpunkt der Profilaufnahme bestimmt.

- **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 des Durchflusses 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** der untersuchten Vorfluter (**L**) 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** der Vorfluter (**w**) 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 Profiltüchtigkeitslänge gewichtete Mittel aus diesen Messungen.

Die **mittlere maximale Tiefe** im Vorfluter (**d**) ist der nach Profiltüchtigkeitslänge gewichtete Mittelwert der maximalen Wassertiefe in den einzelnen Flußquerprofilen. Die maximale Wassertiefe in den Flußquerprofilen gibt den Abstand 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 Profiltüchtigkeitslänge gewichtete Mittel aus diesen Messungen.

Das **Gerinnebettvolumen** der Vorfluter (**V**) ist das Produkt aus ihrem mittleren Gerinnebettquerschnitt (**A_{ges}**) (Tab. 5.1.1) und der Gesamtlänge (**L**). Der **mittlere Gerinnebettquerschnitt** (**A_{ges}**) 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: $R = d \times w / 2d + w$ (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** im Vorfluter bei Mittelwasserhältnissen ($A_{\text{fließ}}$). 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 DIN 38402-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 2 l-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 Entnahmegerate 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 beschränkte sich die Entnahme der Sammelproben fast ausschließlich auf den ufernahen Bereich. Der Abstand der jeweils 2 - 3 Entnahmepunkte je Standort lag zwischen 0,5 m und 4 m. Von den wasserüberdeckten Schlämmen wurde ca. 1 kg Material aus einer Tiefe von 0 cm - 30 cm von der Schlammoberkante mittels Kunststoffschaufeln entnommen und in Gefriertüten eingefüllt. Dabei wurde darauf geachtet, möglichst feinkörniges Material zu entnehmen, das nach Farbe und Geruch typische Schlammereigenschaften aufwies und das abgelagerte Sediment repräsentierte. Das Probengut wurde organoleptisch angesprochen und bis zur Analyse bei -18 °C gelagert.

- **Fehlerbetrachtung:** Durch die technisch bedingte Vernachlässigung der Beprobung flußmittig lagernder 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 beobachteten Wasserspiegelschwankungen und der Berücksichtigung möglicher Uferabbrüche wurde dieser Fehler minimiert.

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. Danach wurde die Kartierung unter Benutzung von Wathosen fortgesetzt. Die Abmaße der Einleitungsrohre 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 Regenüberlaufmündungen und starke Verkräutung ist es möglich, daß nicht alle Einleiter erfaßt wurden, da sie auch in den entsprechenden Unterlagen nicht immer vollständig angegeben 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

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. Dazu wurden aschefreie mittelharte Blauband-Papierfilter (Porengröße < 2 µm, 160 mm Durchmesser) verwendet, die nachfolgende Schwermetallanalysen nicht störten.

Tab. 4.1: Analyzierte Parameter in Schlamm- und Schwebstoffproben

Analyzierte Parameter	Schlamm	Schwebstoff
Korngrößenverteilung	X	X
Gehalt an Trockensubstanz	X	
Wassergehalt	X	
Naßdichte	X	
Konzentration im Wasser		X
Sedimentationsverhalten		X
Resuspensionsverhalten	X	
Gehalt an organischer Substanz	X	X
Schwermetallkonzentration	X	X
X - analysierte Parameter		

- 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 $< 2 \mu\text{m}$ 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 Körnungsanalysen der abfiltrierten Stoffe zeigten. Dennoch ist davon auszugehen, daß der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen nicht die Gesamtheit der im Wasser schwebenden Feststoffe 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 md 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 m% 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 $2,65 \text{ g/cm}^3$,
- 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 Köhnzylinders mit zunehmendem

Absinken der Schwebstoffe in diesen Bereich und der deswegen dort ansteigende Auftrieb wird vernachlässigt.

Von diesen 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 das 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 i. a. durch 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. Das bedeutet, daß mit steigendem Salzgehalt, tendenziell eine Verschiebung des Korngrößenspektrums in Richtung höherer Feinanteile erfolgen wird.

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 Messer 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 Horizontalschüttel 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.

- **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.

4.5.5 Gehalt an organischer Substanz

- **Methode/Material:** Der Gehalt an organischer Substanz wurde als Glühverlust bestimmt 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 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) bedingen durch Bindung von Luftsauerstoff im entstehenden Oxid dagegen einen Massezuwachs (Minderbefund). Solche Proben sind bei hohen Eisengehalten durch eine deutliche Rotfärbung zu erkennen. Angesichts der Spezifik des untersuchten Probenmaterials ist 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 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 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- und Schlammproben nach DIN 38414-S7 als königswasserlösliche Gesamtgehalte in der Trockensubstanz < 2 mm aufgeschlossen und atomabsorptionsspektrometrisch bestimmt. Dieses Vorgehen wurde vor allem gewählt, um die Vergleichbarkeit unserer Meßergebnisse mit den bereits erhobenen Daten und den Grenzwerten der Klärschlammverordnung zu gewährleisten, die ebenfalls auf der DIN-gerechten Analysen basieren. Auf die selektive Untersuchung der Ton- bzw. Feinschluffraktion (ACKERMANN 1980) wurde aufgrund von 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 Grobfractionen (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 Fraktion < 2 mm bezogen. Gleichzeitig ist damit 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 nur 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) angegeben. Bei Abweichungen von über 50% vom Mittelwert wird die Messung wiederholt. Die Werte für Kadmium und Quecksilber werden auf 0,1 ppm und für die anderen Schwermetalle auf 1 ppm gerundet angegeben.

Zur Beurteilung der 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 der Richtigkeit der 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.).

Damit 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" hin

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	769,0	10,3	13	667	13,7	86,7
Cu	921,0	5,1	32	800	20,9	86,9
Ni	269,0	6,3	18	234	19,7	87,0
Pb	1255,0	3,3	23	1167	12,7	93,0
Zn	4002,0	7,4	18	4275	12,3	107,0
Mn	555,0	5,8	10	526	2,3	94,8
Summe	7847,5			7743		98,7

n - Anzahl der Messungen; RSD - relative Standardabweichung

sichtlich der Konsistenz und den zu erwartenden Konzentrationen den untersuchten Proben am nächsten kam (BCR 1992). Tab. 4.2. zeigt die Mittelwerte der gemessenen Schwermetallkonzentration im BCR - No. 146 - Standard im Vergleich zu den angegebenen königswasserlöslichen Gehalten und die daraus abgeleiteten Wiederfindungsraten.

Die Ergebnisse belegen, daß tendenziell geringere Chrom-, Kupfer- und Nickelkonzentrationen und höhere Zinkgehalte bestimmt wurden, während die Kadmium- und Bleigehalte sehr gut übereinstimmen. Da aber alle Standardabweichungen größer als diese 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 aber dieses Element eine zentrale Rolle in den Untersuchungen einnimmt, wurden die eigenen Messungen (Geoökologisches Labor) durch Überkreuzvergleiche mit dem Labor des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU-Labor) überprüft. Dabei wurde trotz unterschiedlicher Aufschlußverfahren eine gute Übereinstimmung erzielt (Tab. 4.3).

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.

Tab. 4.3: Ergebnisse des Laborvergleichs zur Qualität der Quecksilberanalytik

Probe	Aufschluß	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	3,0
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

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

5.1.1 Schlammbelastung, Fließgeschwindigkeiten und Einleitorsituation der Vorfluter

Einen wesentlichen Teil des Gefährdungspotentials der Schlämme stellt die Möglichkeit ihrer hochwassergebundenen Verlagerung in die stark frequentierten städtischen Auenbereiche dar. Die damit verbundene Ausräumung aus den Gerinnebetten würde neben der Schadstoffbelastung der betroffenen Auenbereiche allerdings gleichzeitig zu einer quasinatürlichen Lösung der Schlammproblematik führen. Zur Abschätzung der Verlagerbarkeit der Schlämme durch Hochwasserereignisse wurden unmittelbar nach Rückgang des sogenannten Jahrhunderthochwassers vom April 1994 die im Überflutungsbereich 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 Saalenebenen gemessen, um eventuelle Ausräumungen nachzuweisen und gleichzeitig das noch vorhandene Schadstoffpotential abzuschätzen. Letzteres gilt vor allem für die Stromsaale im Bereich der Buna-Werke, wo insbesondere Quecksilberreservoirs im Sediment vermutet wurden. Die Lage der untersuchten Vorfluter im Stadtgebiet zeigt Abb. 5.1.1.

Die in diesem Zusammenhang durchgeführten Peilungen der Schlammmächtigkeiten bilden die Grundlage für die folgende Darstellung der räumlichen Verteilung der Schlammbelastung in den Vorflutern des Stadtgebietes.

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 („Mühlgraben“) und die Wilde Saale westlich der Peißnitzinsel („Wilde Saale/Peißnitz“) sowie der Bereich der Stromsaale ober- und unterhalb der Chemischen Werke 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.

Durch erneutes Vermessen von Flußquerprofilen im Mühlgraben, die erstmals im Oktober 1991 aufgenommen wurden, war es außerdem möglich, die im dazwischenliegenden Zeitraum von 30

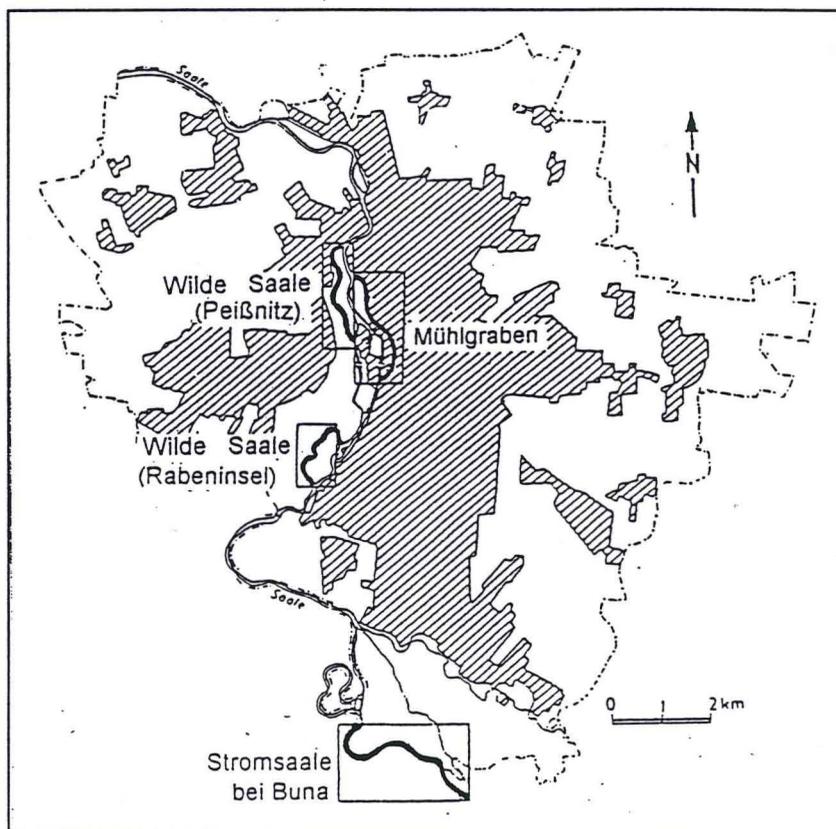


Abb. 5.1.1: Lage der untersuchten Vorfluter im Stadtgebiet von Halle

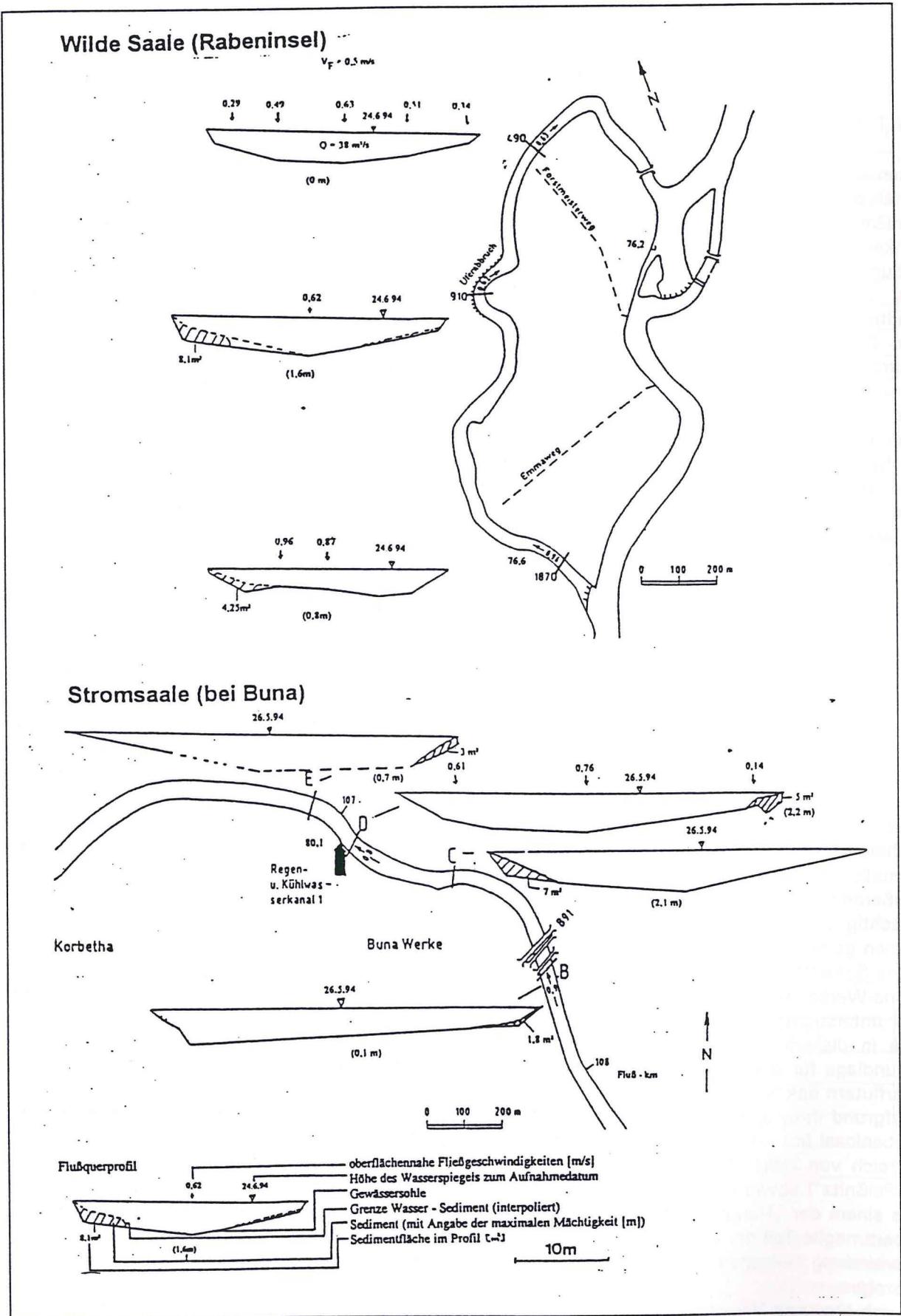


Abb. 5.1.2: Schlammbelastung der Stromsaale bei Buna und der Wilden Saale (Rabeninsel)

Monaten aufgetretenen Veränderungen des Schlammvolumens zu quantifizieren.

Unter „Schlammbelastung“ wird in diesem Zusammenhang die Verringerung des Fließquerschnittes des Vorfluters verstanden, die infolge von Schlammablagerungen in dessen Gerinnebett eintritt. Sie wird als prozentualer Flächenanteil des Schlammes (Ased) am Profilquerschnitt des Vorfluters bei Mittelwasser (Ages) quantifiziert. Zur Charakterisierung der mittleren Schlammbelastung der einzelnen Vorfluter wird der Volumenanteil des Schlammes am Gerinnebettvolumen 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).

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:

A) 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 Gerinnebettquerschnittes 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, Faulgasgeruch) kaum als Schlämme anzusprechen. Der mittlere Gehalt an organischer Substanz 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 Schlämme betrug für die Stromsaale 81 m% (n=4) und die Wilde Saale/ Rabeninsel 97 m% (n=1). Stichprobenuntersuchungen ergaben, daß die bei Buna 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 in 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.

B) 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 nur 10 - 20 cm mächtigen Schlammablagerungen beschränken sich auf die Uferbereiche oder fehlen 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 Gerinnebettquerschnittes aus (Tab.5.1.1, Profil 1346 bzw. 1620). Abschnitte mit schlammfreier Sohle treten in diesen Bereichen nicht mehr auf. Die Mächtigkeit des Schlammes steigt 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 zeigen insbesondere beim Eintrei-

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

Vorfluter	Profil	Lage	Ages	Ased	Ased	max. Mächt.	PGL	Vsed
			[m ²]	[m ²]	[% Ages]	[m]	[m]	[m ³]
Mühlgraben	2725	Abzweig Saale	25,9	2,54	9,8	1,2	18,5	47
(aufg.:	2688		17,5	2,1	12,0	0,3	62	130
11.05.94)	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.:	1596	u. Burgbrücke	32	16,5	51,6	1,25	120	1980
12.05.94)	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
	Mittelw.		23,6	9,0	38,4	1,0		
Dreiergraben	42	Mündg. in Saale	43,4	31,3	72,1	0,7	20	626
(aufg.:	90	u. Dreierbrücke	16,7	9,01	54,0	1,2	50	451
12.05.94)	138	Abzweig Mühlgr.	18,9	3,8	20,1	2,6	30	114
	Summe						100	1191
	Mittelw.		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	2450	Abzw. Saale	29,2	2	6,8	0,8	80	160
(Peißnitz)	2330		10,9	1,5	13,8	0,7	125	187,5
(aufg.:	2200		36,5	7,3	20,0	0,9	315	2299,5
24.06.94)	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
	Mittelw.		42,9	15,3	35,7	1,3		

Tab. 5.1.1:
Fortsetzung

Vorfluter	Profil	Lage	Ages	Ased	Ased	max. Mächt.	PGL	Vsed
			[m ²]	[m ²]	[% Ages]	[m]	[m]	[m ³]
Wilde Saale	1870	Abzw. v. Saale	51,3	4,2	8,2	1,2	630	2646
(Rabeninsel)	910	Uferabbruch	87	8,1	9,3	1,6	690	5589
(aufg.: 24.6.94)	490	o. Mündg. i. Saale	76	0	0,0	0	700	0
	Summe						2020	8235
	Mittelw.		71,4	4,1	5,7	0,9		
Stromsaale	A (109 km)	Lauchamündg.	162	0	0,0	0	550	0
(bei Buna)	B	B 91	110	1,8	1,6	0,1	720	1296
(aufg.: 26.05.94)	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
	Mittelw.		122,5	3,2	2,6	1,0		

aufg. - Datum der Profilaufnahme

Ages - Gesamtfläche je Querprofil (Gerinnebettquerschnitt)

Ased - Schlammfläche je Querprofil

PGL - Profulgütlängslänge (Summe der halben Entfernung des Profils zum vorangegangenen bzw. folgenden Profil)

max. Mächtgk. - größte Mächtigkeit des Schlammes im Profil

Vsed- Sedimentvolumen (= Ased. * PGL)

o. - kurz oberhalb

u. - kurz unterhalb

treiben der Peilstangen, wahrnehmbare Ausgasungen von Schwefelwasserstoff (Abb. 5.1.5) und damit reduzierende Bedingungen. 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. Diese befinden sich im Mühlgraben auf Höhe Pfälzer Brücke und Steinmühlenbrücke und in der Wilden Saale (Peißnitz) unterhalb der Neuen Brücke bzw. kurz vor der Mündung in die Stromsaale.

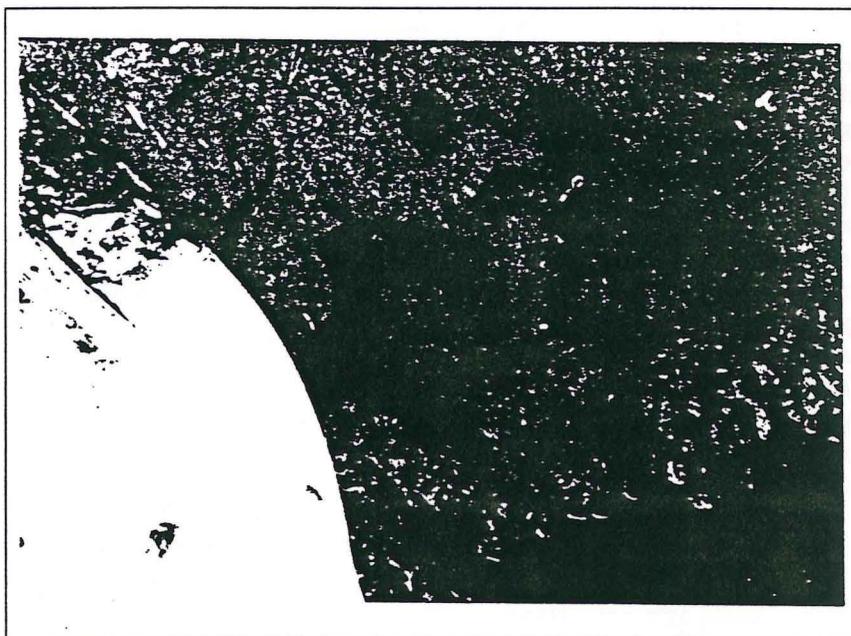


Abb. 5.1.3: Farbe der Schlammablagerungen (Mühlgraben, 11.5.94)

Abgesehen von einzelnen Ausnahmen weist der Schlamm die größten Mächtigkeiten in Ufer-

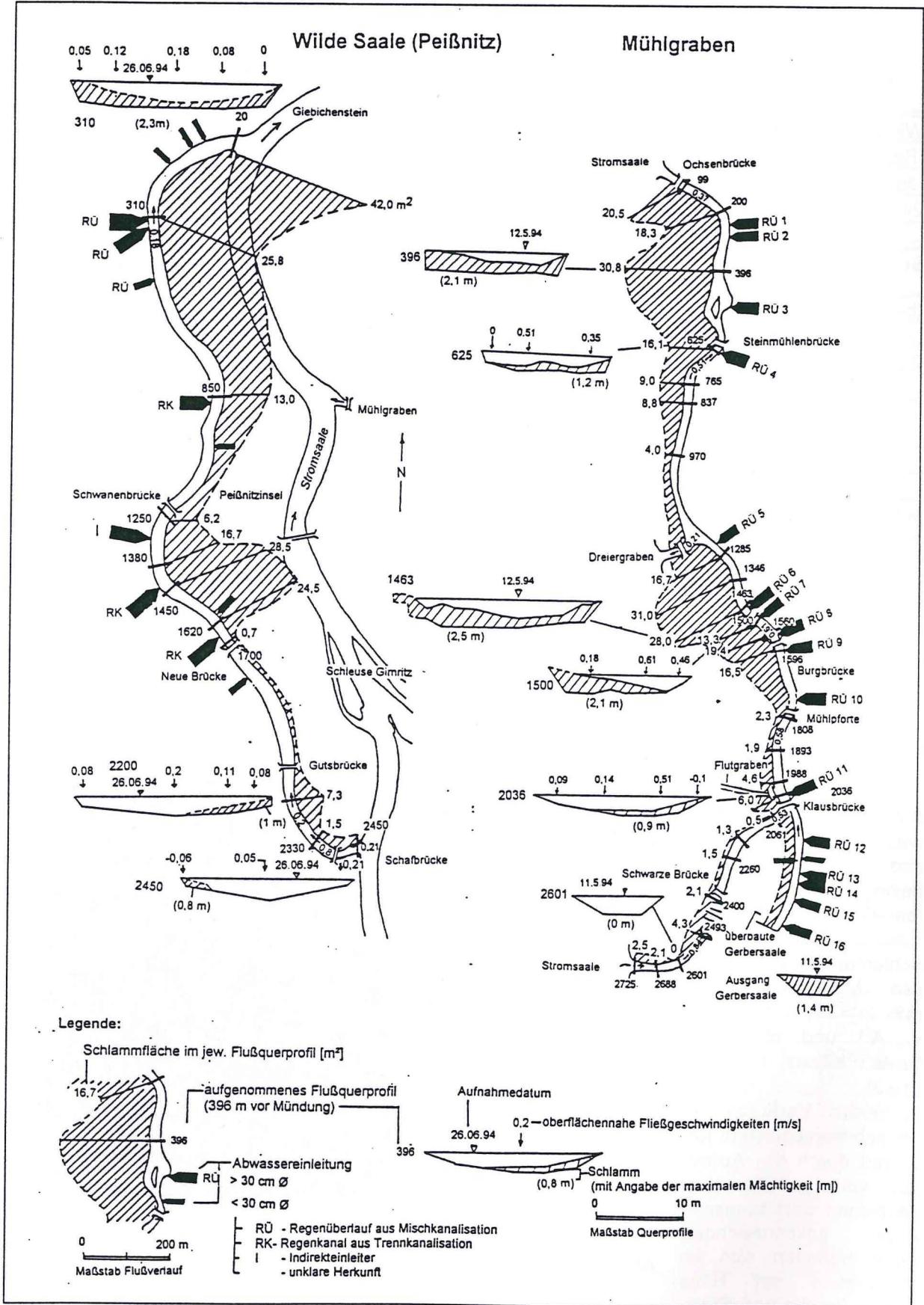


Abb. 5.1.4: Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz)

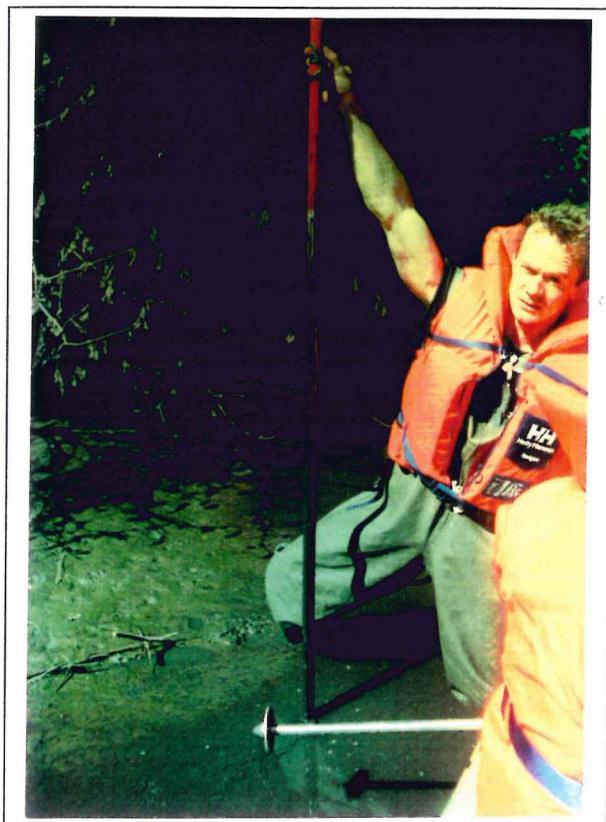


Abb. 5.1.5: Schlammablagerungen im Mühlgraben (Höhe Pfälzer Brücke, linkes Ufer, 12.5.94)

nähe auf und dünnt zur Flußmitte hin aus (Abb. 5.1.4).

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

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 überbauten Gerbersaale genannt werden, da sie in enger hydraulischer Beziehung mit dem Mühlgraben stehen und Teile seiner Sedimentfracht aufnehmen.

C) 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 vorhandener Seitennischen, die ca.

1m über Mittelwasserspiegel liegen, Schlammablagerungen 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 von Abwasserpilzen beobachtet.



Abb. 5.1.6: Ausgasungen beim Eintreiben der Peilstangen in die Schlammablagerungen der Steinmühlenerweiterung (12.5.94)

Während der trockene Schlamm in den Seitennischen eine braune Färbung hatte, wies das subaquatische Sediment eine tiefe Schwarzfärbung auf, die 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 Schlämme am Ausgang der Gerbersaale (15 m%). Das ist vermutlich auf den durch Luftsauerstoff forcierten mikrobiellen Abbau der organischen Bestandteile des Schlammes zurückzuführen. Unterdurchschnittlich war auch der organische Anteil im trittfesten, sehr sandigen Teil der Sedimente (87 m% Sand und 11 m% Kies) mit 4,4 m%.

Ohne Berücksichtigung der Verbreiterung des Tunnelgewölbes auf Höhe der Larßen-Spundwand (Kap. 3.2.5) und der über Mittelwasserspiegel angehäuften Sedimente, kann von ca. 1.700 m³ Schlamm ausgegangen werden. Der durchschnittliche Schlammanteil am Mittelwasserprofil der Gerbersaale beträgt durchgängig fast 100%.

D) Dreiergraben

Der Dreiergraben zweigt ca. nach der Hälfte der Fließstrecke des Mühlgrabens zur Stromsaale hin ab. Seine Fließrichtung kann in Abhängigkeit von wehrgesteuerten Wasserstandsänderungen (hydraulisches Hubwehr Pulver-

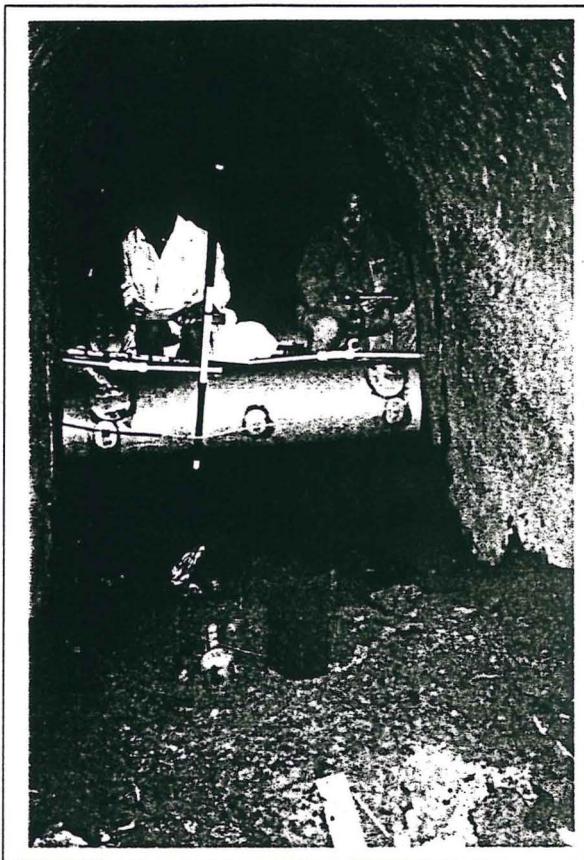


Abb. 5.1.7: Schlammablagerungen in einer Nische der Gerberröhre (11/94)

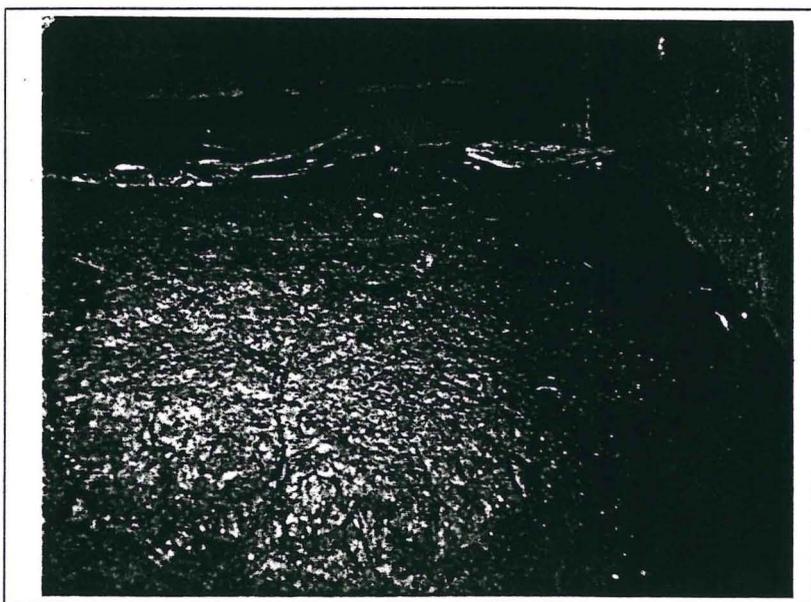


Abb. 5.1.8: Schlammablagerungen in der Gerberröhre mit auflagernden kanalisationstypischen Schwimmstoffen (11/94)

weiden, Kap. 3.2.5) umkehren. Aufgrund des geringen Gefälles zur Stromsaale herrschen hier im Durchschnitt deutlich geringere Fließgeschwindigkeiten als im Mühlgraben. Auf 100 m lagern ca. 1200 m³ Schlamm, dessen Mächtigkeit in Richtung auf die Stromsaale von 0,7 m bis 2,6 m ansteigt. Das Maximum befindet sich abweichend von der üblichen Lage hier 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 74.000 m³. Zu-

sammen mit den Schlämmen in der Stromsaale des Stadtgebietes (rd. 61.800 m³) ergibt sich ein Volumen von rd. 136.000 m³ im Untersuchungsgebiet, wobei die ebenfalls schlammbelasteten Schleusengräben und Zuflüsse (Weiße Elster, Reide, diverse Gräben) (Kap. 3) des Untersu-

chungsgebiets noch nicht berücksichtigt sind. Bei einer mittleren Naßdichte von 1,3 t/m³ (n=6) entspricht dieses Volumen einer Masse von ca. 177.000 t Schlamm. Dies ist deutlich weniger als bisher für das Untersuchungsgebiet angenommen wurde (bis zu 680.000 t).

Tab. 5.1.2: Gesamtvolumen und Konsistenzparameter der Schlammablagerungen

	Parameter	Stromsaale	W.S. Rabeninsel	Mühlgraben	W.S. Peißnitz
1	Schlammvolumen	7 111 m ³	8 235 m ³	25 888 m ³	36 624 m ³
2	Gerinnebettvolumens [1 in %]	2,1 Vol%	5,7 Vol%	39,6 Vol%	33,7 Vol%
3	Naßgewicht	9 244 t	10 705 t	33 654 t	47 635 t
4	organ. Subst. [m%]	5,2 (n=8) */**	3,8 (n=3) */**	18,5 (n=24) */***	10,1 (n=3) *
5	Ton [m%]	2 (n=4)*	1 (n=1)*	41 (n=26) */***	23 (n=3) *
6	Schluff [m%]	17	2	33	56
7	Sand [m%]	81	97	25	21

* Autor / **GFE 1993/*** ITW 1992 (W. S. = Wilde Saale)

Tab. 5.1.3: Entwicklung der Schlammbelastung im Mühlgraben im Zeitraum 10/91 bis 4/94

Profilbezeichnung	Lage	Okt 1991		Mai 1994		Differenz 91-94	
			Vsed [m ³]	Ased [m ²]	Vsed [m ³]	Ased [m ²]	Vsed [m ³]
2725	Abzweigung v.d. 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 m ³ /a	
o. = oberhalb, u. = unterhalb							

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.

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

Die Ergebnisse der Schlammbelastung des Mühlgrabens, die entlang von 25 Querprofilen ermittelt wurden, sind in der Tabelle 5.1.3. aufgeführt. Sie wurden bereits im Oktober 1991 aufgenommen (ITW 1991A) und unmittelbar nach dem Hochwasser vom April 1994 erneut vermessen. Die sich ergebende Differenz der Schlammbelastung zeigt bei positiven Werten ein Überwiegen der Schlammakkumulation und bei negativen Werten ein Überwiegen der Schlammerosion im jeweiligen Profil an.

In der Summe ist festzustellen, daß die Schlammakkumulation im fraglichen Zeitraum von 30 Monaten mit + 4874 m³ Schlamm (= 1939 m³/a) überwog. Diese Zunahme konzentriert sich vor allem auf die unterhalb befindlichen Bereiche von Mühlpforte bis Pfälzer Brücke und Steinmühlenbrücke (Profil 396). Größere Ausräumungsbereiche befinden sich jeweils kurz vor den Mühldurchlässen und auf Höhe der Pfälzer Brücke (Profile 1808, 625).

Da alle vermessenen Schlämme in der Tiefe verfestigt waren, kann die theoretische Möglichkeit einer vollständigen Ausräumung und Wiederauffüllung während des Hochwassers 1994 ausgeschlossen werden.

Tab. 5.1.4: Hydraulische Parameter der untersuchten Vorfluter

Hydraulische Parameter der Vorfluter	Stromsaale (bei Buna)	Wilde Saale (Rabeninsel)	Mühlgraben	W.S. (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 d. 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 = 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 = L x Ages) (m ³)	338 100	143 400	65 400	108 600
mittl. hydraul. Radius (R)	3,4 m	3,0 m	1,2 m	1,9 m
mittl. Wasserspiegelgefälle (Promille)	0,1	0,6	0,4	0,15
Fließgeschwindigkeit im Stromstrich: Mittelwert (v _{fs}) (n = 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 = A_{fließ} x v_f)	84 m³/s	39 m³/s	7 m³/s	11 m³/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

5.1.2 Schlammverteilung in Beziehung zu den hydraulischen Verhältnissen

5.1.2.1 Hydraulische Verhältnisse in den Vorflutern

Die bisherigen Erklärungen zur Entstehung der Schlämme gehen davon aus, daß es aufgrund der nachlassenden Fließgeschwindigkeiten in den Nebenarmen der Saale zur Sedimentation von Schwebstoffen aus der stark belasteten Saale 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 Korngrößenverteilung und Konzentration der Schwebstoffe in den untersuchten Vorflutern homogen ist. Somit wird der Anteil der Schwebstoffe, der sich in den Nebenarmen ablagern kann im wesentlichen von den jeweils herrschenden Fließgeschwindigkeitsverhältnissen bestimmt: ähnliche Fließgeschwindigkeitsverhältnisse bedingen ähnliche Schlammbelastung.

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.

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 hier festgestellten Fließgeschwindigkeiten und Durchflüsse im Vergleich mit den anderen Vorflutern zu gering sind.

Tab. 5.1.5: Verhältnis der Durchflüsse von Nebenarmen zur Stromsaale bei unterschiedlichen Durchflußmengen

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)

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). Beim Vergleich der MQ-Werte (Tab. 5.1.5) mit unseren Messungen (Tab. 5.1.4) fällt auf, daß der Mühlgraben nur noch knapp ein Drittel und die Wilde Saale (Peißnitz) sogar 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 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. jahreszeitlich bedingte Abflußverringerungen führen in den Nebenarmen zu stärkeren Durchflußreduzierungen als in der Stromsaale.

5.1.2.2 Schlammbelastung und Fließgeschwindigkeitsverhältnisse

Alle untersuchten Vorfluter sind ständig fließende Gewässer. Die Vorfluter mit den größten hydraulischen Radien und Durchflüssen weisen auch die größten Fließgeschwindigkeiten auf. Das größere Sohlgefälle der Nebenarme im Vergleich zur Stromsaale scheint sich aufgrund der zwischengelagerten Sohlstürze und Wehre kaum beschleunigend auszuwirken. Die Fließgeschwindigkeit wird im wesentlichen von den Durchflußmengen beeinflusst. Da die Messungen in der Wilden Saale (Peißnitz) 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 im Mühlgraben.

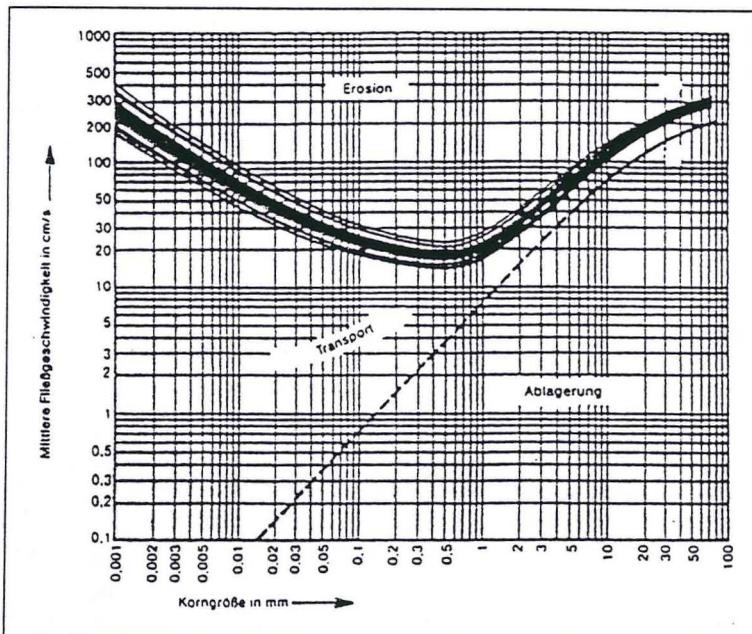


Abb. 5.1.9: Zusammenhang zwischen Fließgeschwindigkeit und sedimentierbarer Korngröße im Hjulström-Diagramm (aus LESER U. A. 1992)

(<0,002 mm Durchmesser) nicht möglich ist (Abb. 5.1.6). Dem widerspricht aber der hohe Tonanteil der in den Schlämmen von Mühlgraben (43 m%) und Wilder Saale (Peißnitz) (23 m% Ton) 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 in beiden Fließgewässern Bereiche existieren in denen das gesamte Querprofil massiv verschlammte 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

Schwebstoffe können sich dann in einem Vorfluter ablagern, wenn sie mit ihrer Sinkgeschwindigkeit innerhalb der Durchflußzeit die Gewässersohle erreichen. Dabei wird die Sinkgeschwindigkeit maßgeblich vom Dichteunterschied zwischen den Partikeln und dem Transportmedium sowie dessen Fließgeschwindigkeit beeinflusst. Für Partikel mit der Dichte von ca. 2,65 g/cm³ 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).

Die festgestellten mittleren Fließgeschwindigkeiten liegen mit einem Minimum von 0,38 m/s demnach noch in Bereichen in denen eine Ablagerung von Tonpartikeln

Profile 910 und 490 in Wilde Saale/ Rabeninsel mit Abb. 5.1.4 Profile 1500 und 1463 im Mühlgraben). Im Mühlgraben ist damit sogar ein Bereich besonders stark belastet, in dem mit 0,61 m/s ein Maximum der Stromstrichgeschwindigkeit 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 Mühl-durchlässe 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

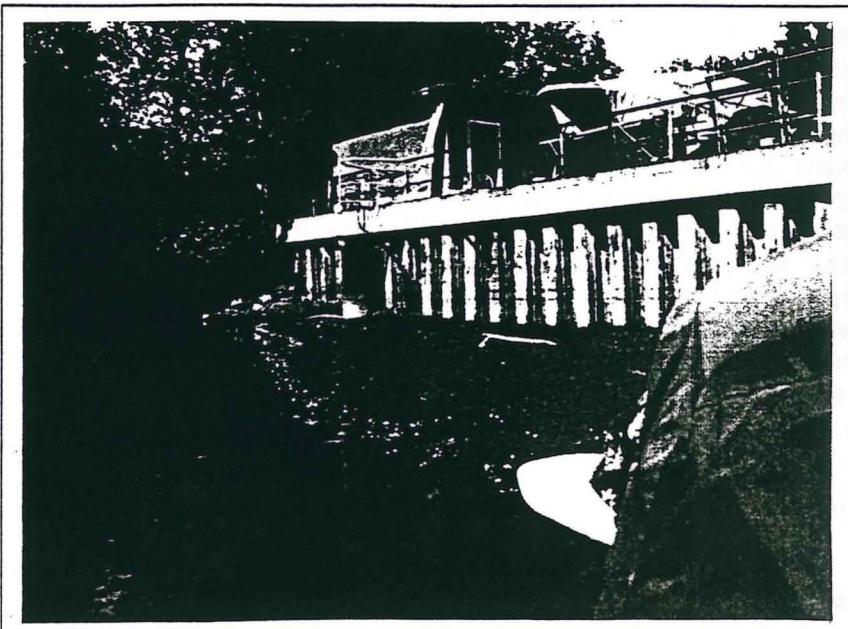


Abb. 5.1.10: Schlammablagerungen im Hafen des STAU (Mühlgraben, re., 12.5.94)

und nehmen im weiteren Verlauf noch an Mächtigkeit zu (Abb. 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. 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 Strömungsschattenbereichen zeigen (z. B. Hafen des Staatlichen Amtes für Umweltschutz (STAU) am Mühlgraben, Abb. 5.1.10).

5.1.2.3 Die Schlammbelastung und morphometrische Verhältnisse

Aufgrund der rezenten Schlammbelastung ist bereits eine Modifikation der hydraulischen Verhältnisse eingetreten, so daß die festgestellten Fließgeschwindigkeiten mehr Hinweise auf die hydraulischen Folgen der Verschlammung als auf deren Ursachen liefern. Weil die Fließgeschwindigkeitsverhältnisse in den ursprünglich schlammfreien Gerinnen nicht mehr meßbar sind, wird zur Beurteilung der Neigung zur Sedimentakkumulation das Verhältnis von Flußbreite (w) zu Flußtiefe (d) herangezogen.

Dabei deuten abnehmende Breiten / Tiefen -Verhältnisse auf eine zunehmende Erosionsneigung im Gerinnebett (GREGORY & WALLING 1973). Im Falle hydraulisch bedingter Schlammakkumulation müßten die Gerinnebetten der stark verschlammten Saalenebenarme deshalb deutlich größere w/d -Werte aufweisen, als die von nicht belasteten. Dies ist aber nicht der Fall, wie der Vergleich von Mühlgraben mit Stromsaale und Wilder Saale (Rabeninsel) zeigt (Tab. 5.1.4). Auch innerhalb des Mühlgrabens besteht keine Beziehung zwischen dem w/d -Verhältnis des Gerinnes und seiner Schlammbelastung (Tab. 5.1.6).

Neben dem w/d -Verhältnis ist aber auch mit Hilfe des hydraulischen Radius (Quotient aus Fließquerschnittsfläche und benetztem Umfang) eine indirekte Beurteilung der Akkumulationsneigung von Gerinnebetten möglich. Bei abnehmenden Radien wird der Anteil der Wandreibung im

Gerinnebett prozentual größer wodurch die die mittlere Fließgeschwindigkeit sinkt. Aus diesem Grunde könnten die kleineren hydraulischen Radien der schlammbelasteten Nebenarmen als ein Hinweis auf hydraulisch determinierte Schlammakkumulation gedeutet werden. Dem widerspricht aber die Analyse von Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz), die keinen Zusammenhang zwischen hydraulischem Radius und Schlammbelastung zeigen (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 zudem von weitgehend identischem Sohlshottermaterial ausgegangen werden, so daß auch extreme Unterschiede der Rauigkeitsbeiwerte der Gerinnebetten nicht als primäre Ursache der Schlammbelastung in Frage kommen.

Insgesamt ist eine morphometrisch-hydraulisch bedingte Neigung der ehemals unbelasteten Gerinnebetten von Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) zur Verschlammung nicht nachzuweisen. 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.

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

Profil	Lage	Ased [% Ages]	max.Tiefe(d) [m]	Breite(w) [m]	w/d (F) [m]	hydr. Radius (R)
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. Schwarze 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	2,0	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	3,0	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	2,0	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

5.1.3 Beziehungen der Schlammverteilung zur Lage von Regenüberläufen

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

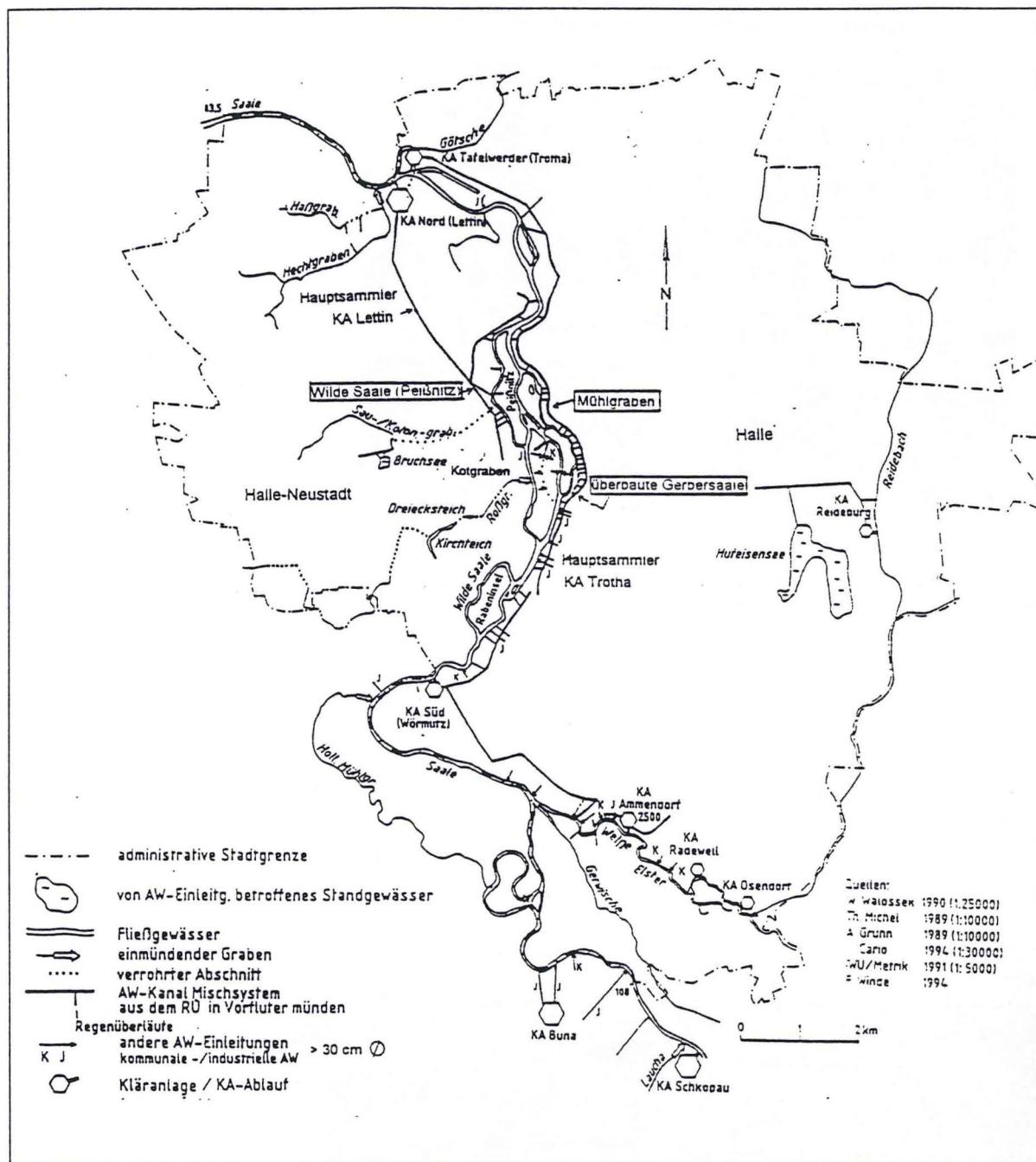


Abb. 5.1.11: Lage und Art der Abwassereinleitungen aus dem Kanalisationsnetz in Oberflächengewässer von Halle

Abb. 5.1.11 zeigt, daß ein Großteil der einmündenden Abwassereinleiter Regenüberläufe aus der Mischkanalisation sind. Nicht dargestellt sind die zahlreichen Hof- und Straßentwässerungskanäle mit Rohrdurchmessern unter 10 cm, die besonders bei Kartierungen an der Wilden Saale (Peißnitz) und der über-tunnelten Gerbersaale häufig vorgefunden wurden.

Zusätzlich zu den Regenüberläufen 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 Mündung und Stadtgrenze Abwässer aus mehreren Kläranlagen, sowie aus Industriebetrieben und Regenkanälen der Trennkanalisation des Neubauge-

gebiets Silberhöhe. Zusätzlich wird sie durch die Reide belastet, die die Abwässer der Kläranlage Büschdorf und mehrere Indirekteinleitungen aufnimmt (Abb.5.1.11).

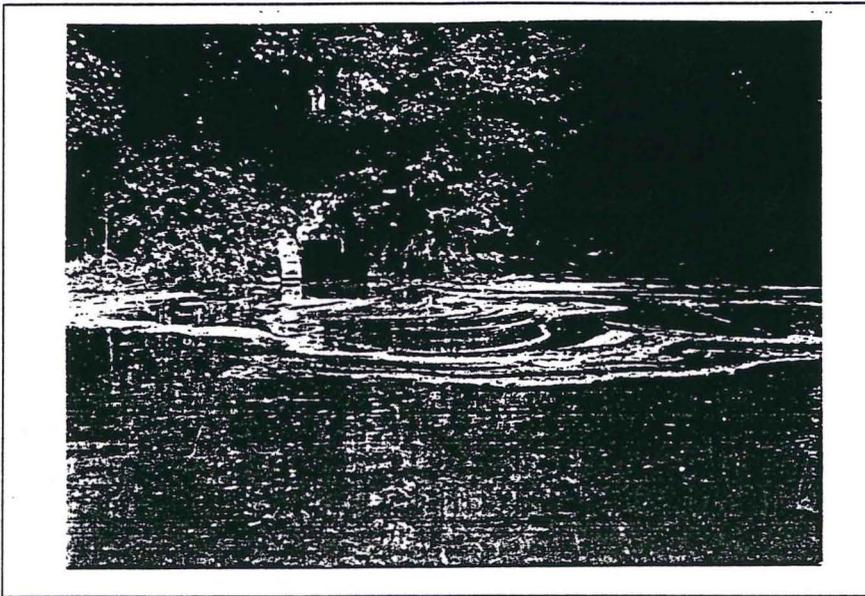


Abb. 5.1.12: Abwassereinleitung aus dem RÜ 3 (Steinmühlenerweiterung des Mühlgrabens) bei Trockenwetter (12.5.94)

Sowohl die Reide als auch die Weiße Elster weisen unterhalb dieser Einleitungen z. T. extreme Belastungen mit Faulschlamm auf. Auch im Kotgraben, in den auf 200 m Fließstrecke vier Abwasserleitungen münden sind bis 2,60m mächtige Schlammablagerungen gefunden wurden (ZINKE 1991).

Insgesamt zeigt sich, daß besonders die Saalebenenarme, Bäche und Gräben die Abwassereinleitungen aufnehmen müssen mit Faulschlamm belastet sind. Dagegen ist die Wilde Saale (Rabeninsel), in die keine Einleitungen 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 der Regenüberläufe aufweisen. Von den 30 Regenüberläufen am 40 km langen Saalesystem im Stadtgebiet befinden sich 21 an der insgesamt ca. 5 km langen Fließstrecke von Mühlgraben und der Wilder Saale (Peißnitz).

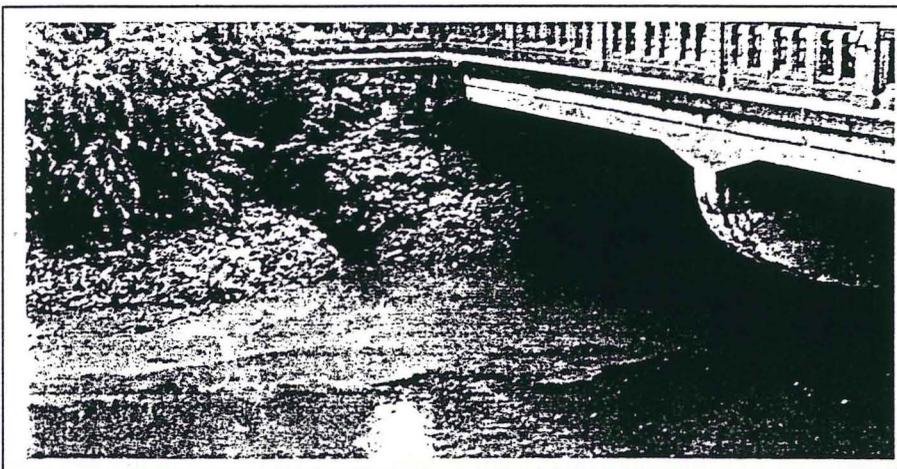


Abb. 5.1.13: Mündung des RÜ 11 (Bild Mitte) und der Gerberröhre (re.) während eines Mischwasserabwurfes (29.5.94)

Die restlichen 9 Regenüberläufe des Stadtgebiets verteilen sich dagegen auf ca. 35 km Fließlänge an der Saale (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 Häufung von Regenüberläufen an den besonders verschlammten Vorflutern deutet auf einen kausalen Zusammenhang zwi-

schon Mischwassereinleitung und Schlammbelastung hin.

Sehr deutlich lassen sich die räumlichen Beziehungen zwischen der Schlammbelastung und der Lage der Regenüberläufe am Mühlgraben demonstrieren. In ihn münden auf ca. 2 km Fließstrecke (Klausbrücke bis Mündung) insgesamt 11 Regenüberläufe ein (Abb. 5.1.12). Zusätzlich nimmt er bei Regen auch noch das extrem schwebstoffhaltige Wasser aus der etwa 500 m langen, über-

tunnelten Gerbersaale (Abb. 5.1.13) auf. In diese schlagen wiederum weitere fünf RÜ (Abb. 5.1.15) Mischwasser ab. 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 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 Gerberröhre und dem Mühlgraben bis zur Kläranlage Tafelwerder (Trotha) verläuft (Abb. 5.1.14).

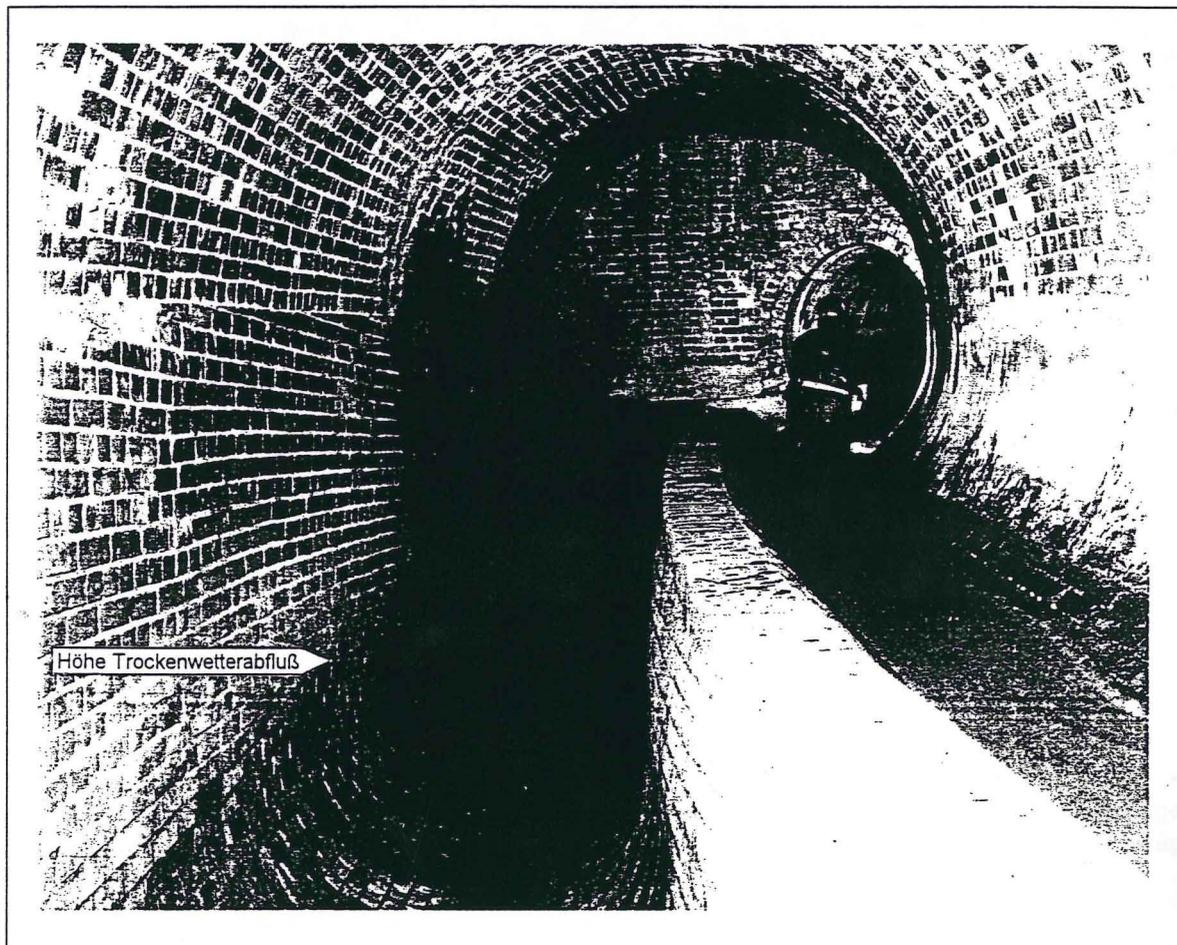


Abb. 5.1.14: Hauptsammler der Kanalisation im Einzugsgebiet Mühlgraben (zur Kläranlage Trotha) (Foto aus HWA-GmbH 1994)

Der Vergleich der Flußquerprofile im Mühlgraben zwischen Oktober 1991 und Mai 1994 zeigt, daß die Sedimentakkumulation in diesem Zeitraum überwogen hat (Tab. 5.1.3). Abb. 5.1.15 läßt erkennen, daß sich die Schlammzunahme aber nicht gleichmäßig auf das 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 deren Wirkung zurückzuführen ist.

Als besonders bedeutsam für den Nachweis des Zusammenhangs zwischen Abwassereinleitung und Schlammbelastung erscheint die Tatsache, daß die Verschlammung sowohl in der Wilden Saale (Peißnitz) als auch im Mühlgraben erst unterhalb der Einmündung von Abwassereinleitern beginnt, während die „einleitungs-freien“ Strecken im ersten Drittel beider Vorfluter nahezu schlammfrei sind. Neben diesen Indizien für eine abwasserbeeinflusste Schlammgenese ist der wohl deutlichste Hinweis auf den Ursprung der Schlämme der Zustand der 1894 übertunnelten



Abb. 5.1.16: Mündung des RÜ 16 (Gerberröhre)

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 Fließge-

schwindigkeit im Tunnel bei Trockenwetter gleich Null ist. Außerdem übersteigen die im Sediment nachgewiesenen Kies Korngrößen (vorwiegend in Form kaum zugerundeter Ziegelsteinbruchstücke) die Kompetenz 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 Gerberröhre 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 ist angesichts des im Vergleich zum Mühlgraben gleich großen Gefälles (0,33 Promille) (IWU 1991) und deutlich geringerer Sohlenrauigkeit (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

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 Durchmesser 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 Koagulantien 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 brückenbildende Polymere (Flockulantien).

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 perikineticen Phase der Transportvorgänge, sind die sich bildenden Mikrofloken 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 Flokenwachstum 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. Flockungsexperimente in modifizierten Viskometern zeigten, daß die für die Flockung nötige Zeit mit dem Partikeldurchmesser steigt und ein maximaler Flockendurchmesser 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 Floken. Auch hohe Elektrolytgehalte fördern die Teilchenaggregationen. Die Phase, in der die nicht sichtbaren Mikrofloken in absetzbare Makrofloken übergehen wird als orthokinetic Phase bezeichnet (BUSCH 1988).

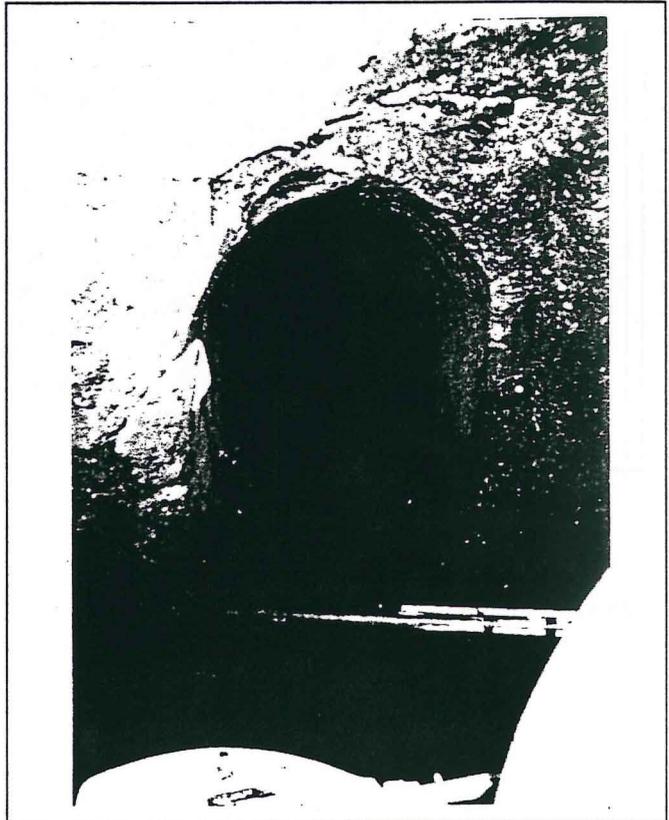


Abb. 5.1.17: Mündung des RÜ 14 (Gerberöhre)

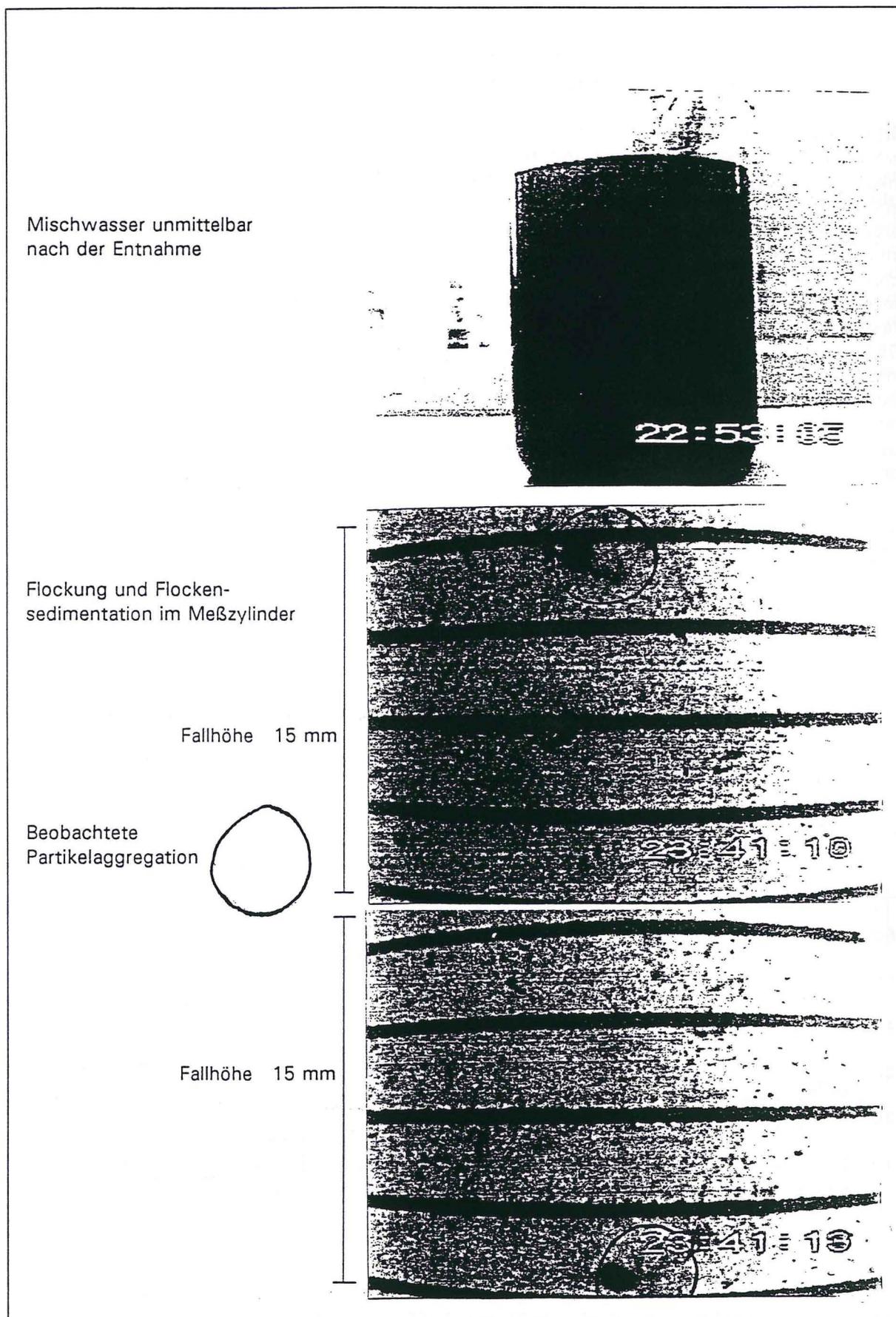


Abb. 5.1.18: Flockenbildung und Sinkgeschwindigkeiten von Schwebstoffen in einer Mischwasserprobe (Ausschnitt aus einer Videodokumentation)

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

Mittels Videoaufnahmen von Flockungsprozessen in Mischwasserproben konnte von uns in vitro nachgewiesen werden, daß die aus Ton- und Schluffkorngrößen gebildeten Flocken Äquivalenz sinkgeschwindigkeiten der Sandfraktion erreichen (max. 5 mm/s) (Abb. 5.1.18). Damit sind sie in der Lage - auch unter den in der Wilden Saale (Peißnitz) und im Mühlgraben herrschenden Fließgeschwindigkeiten - in der Durchflußzeit auf deren 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 flockungsfördernden Substanzen im Wasser und je intensiver der Teilchenkontakt der Schwebstoffe untereinander ist (SIGG & STUMM 1991). Im Mischwasser der Regenüberläufe wird die Anwesenheit von Flockulanten und Koagulantien vor allem durch hohe Gehalte an gelöster und partikulärer organischer Substanz aus den Haushaltsabwässern (Fäkalien) gewährleistet. 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.

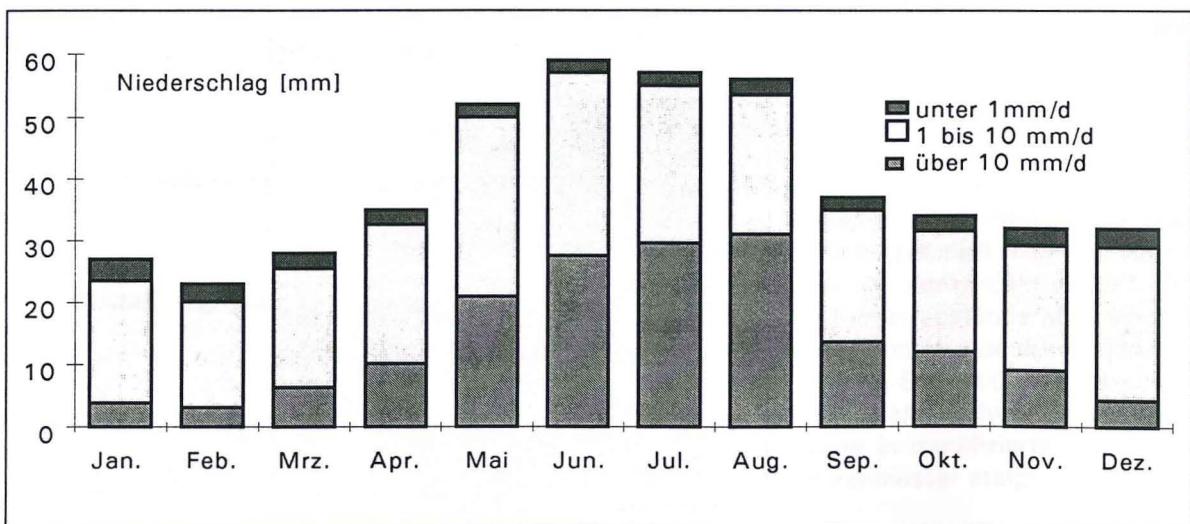
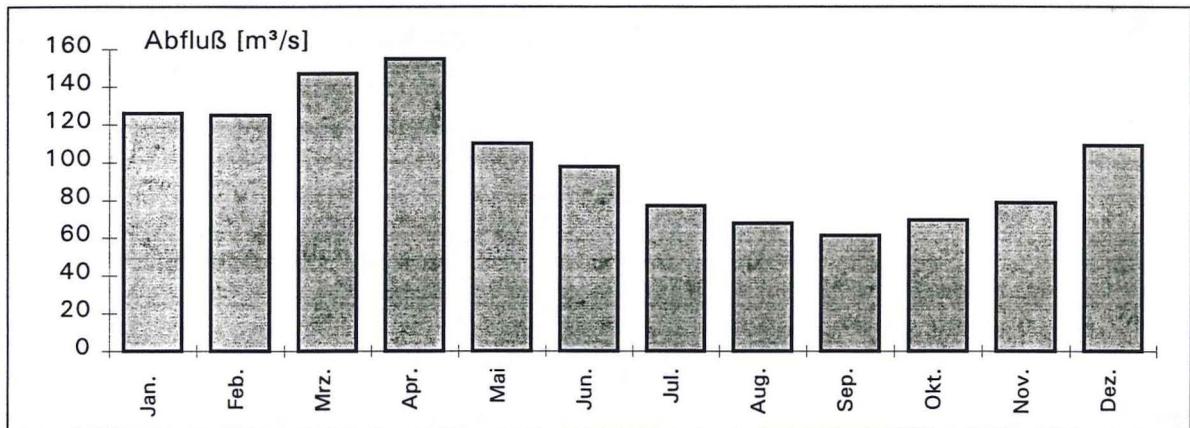


Abb. 5.1.19: Abflußgang der Saale (UP Throta; 1955 - 1990) im Verhältnis zur Niederschlagsverteilung, Station Halle-Kröllwitz, 1951 - 1990 (vgl. Abb. 3.2 u. 3.3)

In diesem Zusammenhang wirkt sich auch die hohe Salzlast der Saale - die sowohl durch geogene Einflüsse als auch durch die Einleitungen von Laugen der Kaliindustrie aus dem Südharz bedingt ist - über den steigenden Elektrolytgehalt fördernd auf die Flockung 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 sedimentierbarer Schwebstoffe.

Da aber sowohl der Mühlgraben als auch die Wilde Saale (Peißnitz) durchflußschwache Nebenarme sind, ist ihre Fähigkeit zur Abwasserverdünnung entsprechend gering. Gleichzeitig werden sie aber durch die Vielzahl der einmündenden Regenüberläufe überdurchschnittlich stark mit Abwasser belastet. Daher ist 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).

Diese Konvektionsniederschläge führen sowohl zur Erhöhung der Menge der Abschlagwässer aus der Kanalisation als auch zu verstärktem Sedimenteintrag durch Ausspüleffekte. Dabei werden Schlammablagerungen, die sich in längeren Trockenwetterperioden im Kanalnetz bilden, durch die hohen Regenabflüsse aufgenommen und in den Vorfluter eingetragen (first flush-Effekt).

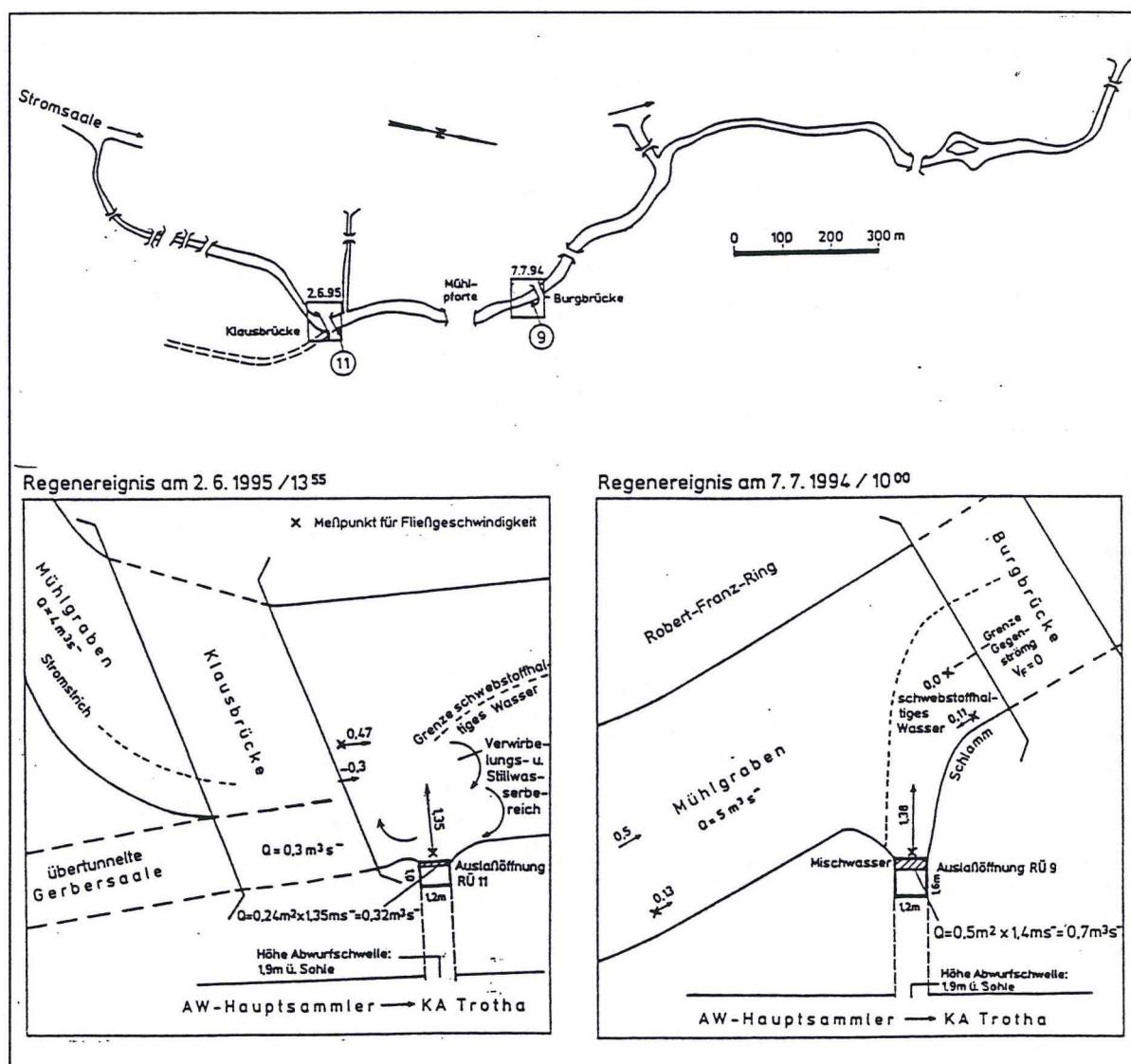


Abb. 5.1.20: Hydraulische Wirkungen von Mischwassereinleitungen aus den Regenüberläufen 9 und 11 in den Mühlgraben

Die Lage der absinkenden Schwebstoffflocken im Vorfluter wird neben der Flockungsintensität auch von der Wassertiefe sowie dem Verlauf 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 zu. 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.

Die Bildung von Schlammablagerungen im Vorfluter erreicht also vor allem während der sommerlichen Niedrigwasserverhältnisse maximale Ausmaße, da dann über die gehäuft auftretenden konvektiven Starkniederschläge ein überdurchschnittlich hoher Stoffeintrag aus der Kanalisation erfolgt. Gleichzeitig ist die Fähigkeit der niedrigwasserführenden Vorfluter zur Abwasserverdünnung stark herabgesetzt, so daß besonders viele absetzbare Makroflocken entstehen. Von diesen kann sich aufgrund der herabgesetzten Fließgeschwindigkeit und geringen Wassertiefe auch ein besonders großer Anteil auf der Gewässersohle ablagern. Die Verdünnungsfähigkeit der Vorfluter wird durch die Vorbelastung der Saale durch mehrere Kläranlagenabläufe oberhalb der Nebenarmabzweigungen zusätzlich verringert (Abb. 5.1.11).



Abb. 5.1.21: Verwirbelung im Mündungsbereich des RÜ 11 infolge einer Mischwassereinleitung

Auf die Wirkung abnehmender Abwasserverdünnung kann vermutlich 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 könnte durch die Additionswirkung der hintereinander liegenden Regenüberläufe bedingt sein, die bei Regen dazu führt, daß mit zunehmender Lauflänge der Anteil des eingeleiteten Abwassers und damit der sedimentierende Schwebstoffanteil wächst. Auch hier wirkt

sich die permanente Vorbelastung der Wilden Saale (Peißnitz) mit dem Abwasser aus der Siedlung Nietleben über den Sau- und Kolonistengraben flockungs- und damit verschlammungsfördernd aus.

Eine Besonderheit der Verteilung der Schlämme im Mühlgraben ist, daß sich die Maxima der Schlammbelastung entgegen den Erwartungen unterhalb statt oberhalb der stauenden Mühl-durchlässe 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. Diese lagern sich dann unterhalb der Mühlpforte und der Steinmühlenbrücke (Abb.5.1.4) ab.

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 erreicht er nur ca. ein Drittel der Stromstrichgeschwindigkeit des Mühlgrabens) extrem mächtige Schlammablagerungen (bis 2,6 m) gefunden.

Als ein weiterer Hinweis auf die Notwendigkeit erhöhter Teilchenkontakte 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. Dies wird auf das weitgehende Fehlen turbulenter Durchmischung in diesem Fließabschnitt zurückgeführt, das sich am nahezu ungestört fließenden „Schwebstoffband“ in Abb. 5.1.13 dokumentiert.

Die starke Sedimentbelastung der Gerberröhre - in der ebenfalls keine turbulenzfördernden Sohlstürze vorhanden sind - 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 Bereiche, 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. Vom Zentrum der RÜ-Ballung 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 Schlammmaximum verursachen, eine mittlere Absinkgeschwindigkeit von ca. 0,5 mm/s für die Flocken. Dieser Wert wurde im in vitro-Versuch durch ein Großteil der Schwebstoffflocken überschritten. Für diese Annahme spricht auch, daß das zweite Maximum der Schlammbelastung im Mühlgraben (unterhalb Steinmühlenbrücke) wiederum ca. 1000 m von der 2. Ballung der Regenüberläufe (Höhe Pfälzer Brücke) entfernt ist.

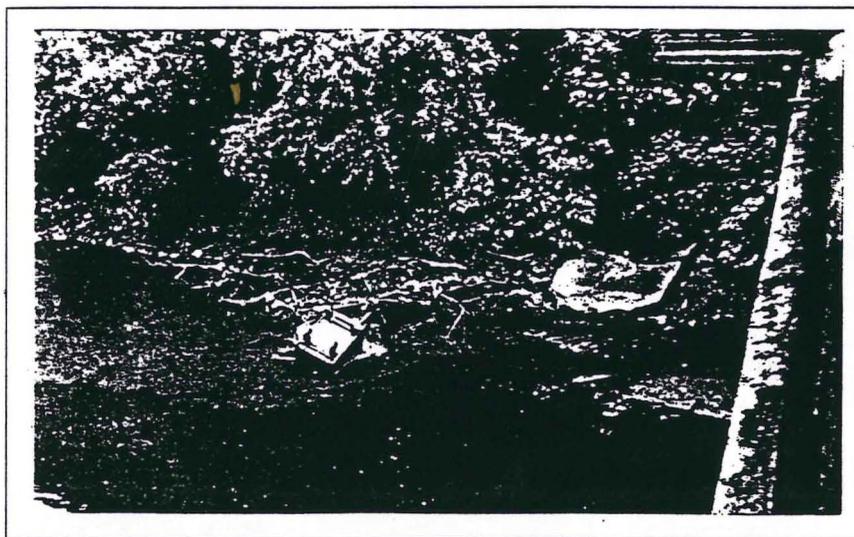


Abb. 5.1.22: Treibgut im Mündungsbereich des RÜ 11 (Mühlgraben) infolge der Schlammakkumulation (5/95)

Das Schlammmaximum im sehr viel näheren Dreiergraben läßt sich dagegen ausschließlich auf die dort gefällebedingte, deutlich geringere Fließgeschwindigkeit zurückführen. Aufgrund derer können die Schwebstoffe schneller (steilere Absinkresultierende) und über einen längeren Zeitraum (Durchflußzeit) als im Mühlgraben die Gewässersohle erreichen können.

Neben dieser Absinkbewegung ist jedoch auch zu berücksichtigen, daß die Abschlagwässer aufgrund ihrer hohen Fließgeschwindigkeiten auch

mineralische Sand- und Kiespartikel eintragen, die unmittelbar im Mündungsbereich der Regenüberläufe Schlammmaxima hervorrufen. Neben der Verflachung der Mündungsbereiche durch den ausgespülten Sand sind aber auch die hydraulischen Wirkungen der Mischwasserabschläge zu beachten. So führt das mit vergleichsweise hoher Geschwindigkeit in den Mühlgraben einschie-

Bende Abschlagswasser zu Verwirbelungen, Strömungsumkehr und Stillwasserzonen im Mündungsbereich, die dann als Sedimentfalle wirken.

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). In solchen Verwirbelungsbereichen (Abb. 5.1.21) begünstigt die turbulente Durchmischung außerdem das Flockenwachstum.

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 Regenüberlaufmündungen führen (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).

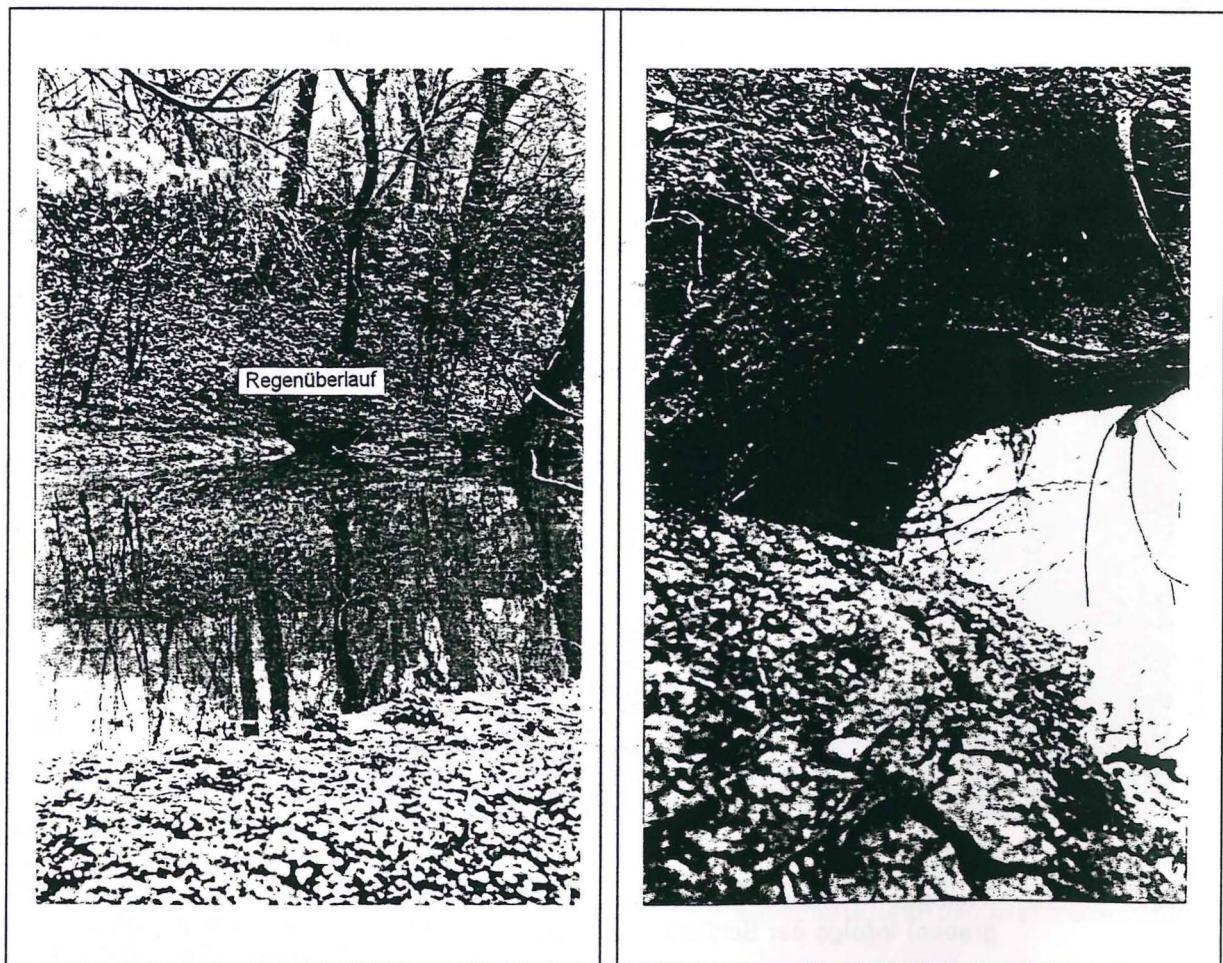


Abb. 5.1.23a: Lage des RÜ 1 (Mühlgraben)

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 abgelagert, 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 abgelagert, 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

5.2.1 Schlamm Massen in Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz)

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. Dies erscheint insbesondere angesichts der nur episodisch erfolgenden Mischwassereinleitungen und der Lage des UG im niederschlagsarmen mitteldeutschen Trockengebiet von wesentlicher Bedeutung für die Plausibilität der vorgestellten Annahmen.

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.

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) wird zuerst die Masse der Schlämme ermittelt. 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 dessen Masse an *Trockensubstanz* (Feststoffe) und nicht seine Gesamtmasse (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. 5.1.2; Profile: 2036, 1500, 1346, 396) und der Wilden Saale (Peißnitz) (3 Standorte, 5.1.2; 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 t	Gehalt an Trok- kenschubstanz (Feststoffgehalt)	Feststoffgehalt [% des Naßge- wichts]	Wassergehalt [% des Naßge- wichts]
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 vorhandene Fremddaten ausgewertet (Tab. 5.2.2; Daten aus ITW 1992A).

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).

In Tab. 5.2.2 ist ersichtlich, 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) bestätigt diese Tendenz und zeigt, daß 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 Schlammstiefen berücksichtigt.

So werden für die obersten (unverfestigten) 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 gebun-

denen Schwermetalle darstellen ist bei der Ermittlung der absoluten Metallgehalte im Schlamm auch nur dieser Feststoffanteil des Schlammes zu berücksichtigen.)

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

Entnahmetiefe [cm unter Oberfläche]		Anzahl beprob- ter 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

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 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 abgelagert 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.

Tab. 5.2.3: Trockenmasse der Schlammablagerungen im Mühlgraben und der Wilden Saale (Peißnitz)

Schlammbelastung	Mühlgrabe n 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 Gesamtumfanges des Stoffinputs aus der städtischen Kanalisation in den Vorfluter müssen diese Größen sowohl für die permanent erfolgenden Indirekteinleitungen als auch für die episodischen Regenentlastungen aus der Misch- und Trennkanalisation abgeschätzt werden.

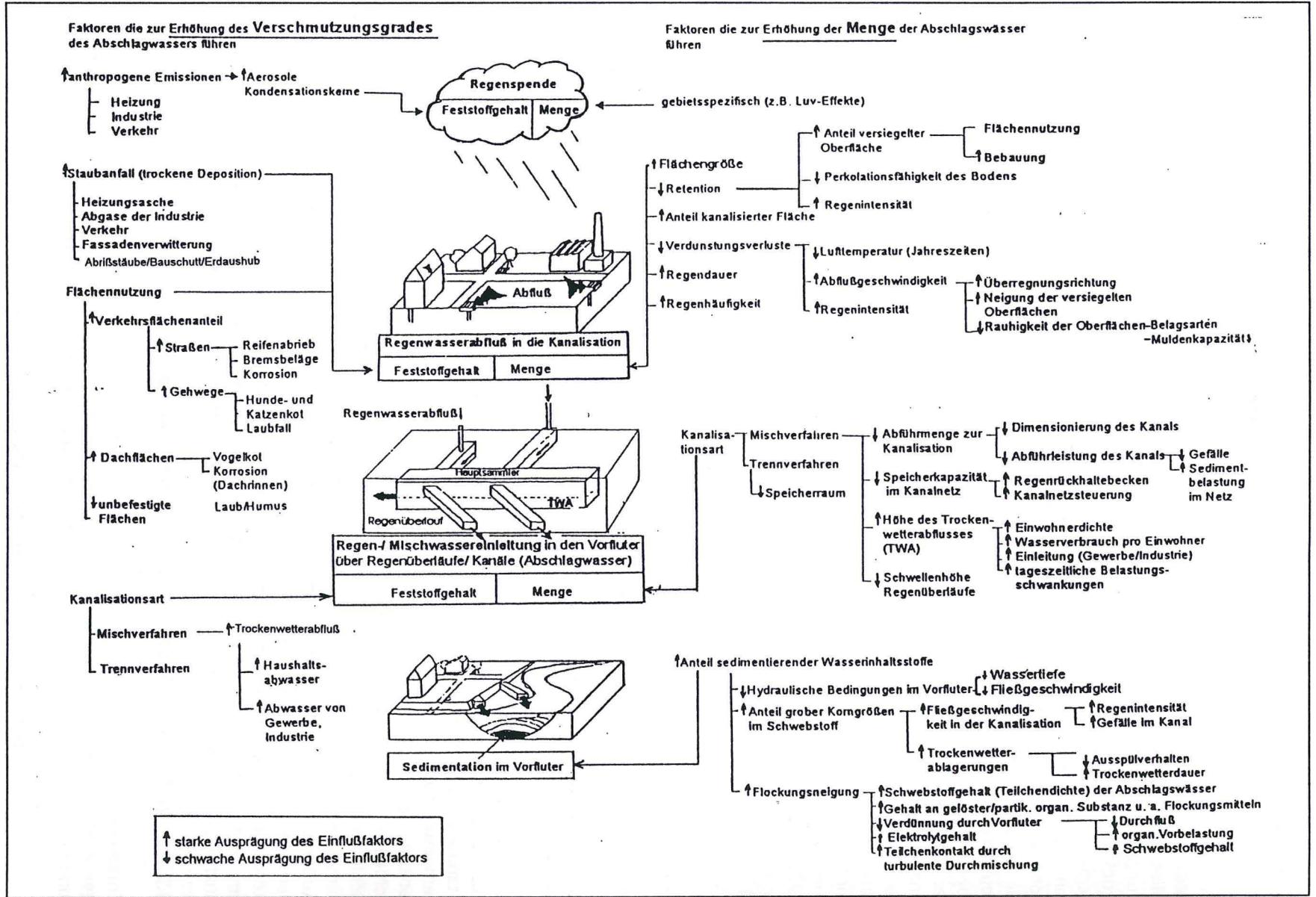
Dabei wird davon ausgegangen, daß sich das Volumen der Indirekteinleitungen teilentsorgter Gebiete relativ einfach aus dem mittleren Wasserverbrauch der Einwohner und der Einwohnerdichte dieser Gebiete abschätzen läßt. Zur Beurteilung der Verschmutzung dieser Abwässer wird auf Angaben aus dem Bereich 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. Dazu zählen u. a. die Charakteristik des Niederschlagesgeschehens, Art, Aufbau und Zustand der Entwässerungsanlagen sowie die Oberflächeneigenschaften des Abflußgebietes. Eine Zusammenstellung der in der Literatur erwähnten Einflußfaktoren zeigt Abb. 5.2.1.

Die Menge des Regenwassers die über die Kanalisation in die Vorfluter gelangt, wird 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 500kg und 2200kg Sedimentationsstaub pro Hektar und Jahr, wobei die mittlere Belastung (Mannheim 1976 - 1984) bei ca. 730 kg/ha a (200 mg/m² 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 mg/m² 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, Bremsbelagsstäube, 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 steigenden 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).

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



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 aufzunehmende 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** ($r_{\text{krit.}}$ [mm/h]) bezeichnet. Mit zunehmender Regenintensität wächst 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, Vögeln etc. 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 längerer Trockenwetterphasen gebildet haben, stoßartig remobilisiert und in die Vorfluter eingespült. Die Intensität dieser Spülstöße wächst mit der Sedimentbelastung im Kanalnetz und Stärke des Niederschlages. Deshalb führen insbesondere sommerliche Trockenperioden, in denen sich verstärkt Schlammablagerungen im Kanalnetz bilden, in Verbindung mit kurzen heftigen Niederschlägen (Gewittern) zu besonders starker Gewässerbelastung.

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 Abwasserabschläge 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 benutzt:

(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 Versiegelungs-

grades ist eine topographische Zuordnung und eine zumindest grobe Erfassung der Flächennutzung notwendig. Außerdem muß anhand von Isohypsen die Neigung des Einzugsgebiets abgeschätzt werden können.

(2) Ermittlung der Regenspende im Einzugsgebiet

Die Regenspende im Einzugsgebiet der Kanalisation ergibt sich aus der Umrechnung des Gebietsniederschlages 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 Einzugsgebiets führen zur Verringerung des Regenwasserabflusses. Außerdem wirkt auch die Überregnungsrichtung in Bezug auf die Neigung des Einzugsgebiets abflußmodifizierend (BECKER u. A. 1992). Im Vergleich zu Versiegelungsgrad und Neigung der Oberfläche sind die letztgenannten Einflüsse jedoch vernachlässigbar.

Tab. 5.2.4: Versiegelungsgrad und Versiegelungsfaktoren

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

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):

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 in beiden Quellen nicht. Folgende Zuordnung der Abflußreduzierung zur Neigung des Einzugsgebietes und der damit verbundenen Reduzierung des abfließenden Niederschlaganteils (Neigungsfaktor) wurde abgeleitet (Tab. 5.2.5). Die Regenabflußspende wird durch Multiplikation der Jahresregenspende mit dem Abflußbeiwert errechnet.

Tab. 5.2.5: Neigung von Einzugsgebieten und Neigungsfaktoren

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

(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) errechnet 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 haben. Die dadurch begrenzten Fläche an der Gesamtfläche unter der Regenspendedauerlinie entspricht dem Anteil der Regenereignisse an der jährlichen Niederschlagsmenge bei denen es zu Mischwasserabwürfen kommt.

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 im Abwasser.

Es werden nur die Stoffe im Abwasser berücksichtigt, die zur Schlamm- und Flockungsbildung 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 Konzentrationen an Feststoffen und abfiltrierbaren Stoffen im Abwasser an (Tab. 5.2.6), die sich je nach Herkunft und Kanalisationsart z. T. erheblich unterscheiden.

Tab. 5.2.6: Konzentrationen schlammbildender Inhaltsstoffe in Abwässern verschiedener Herkunft (nach PECHER 1974)

mittlere jährliche Stoffkonzentration [mg/l]	häusliches Roh- abwasser MW	Abwasser aus der Misch- kanalisation			Abwasser aus der Trenn- kanalisation		
		Min.	MW	Max.	Min.	MW	Max.
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 2 µm, also die gesamte Tonfraktion einschließt. Da diese Kleinstpartikel über die beschriebenen Koagulations- und Flockungsvorgänge (Kap. 5.1.4.1) auch an der Schlamm- und Flockungsbildung beteiligt sind und im Durchschnitt 42 Prozent der Masse des Mühlgrabenschlammes 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). Schlamm, der durch verschiedene Abwassereinleitungen verursacht wird, weist dementsprechend auch verschieden große Gehalte an organischer Substanz auf. Damit ist es möglich über den Gehalt an organischer Substanz auf die verursachende Abwasserart zu schließen. Da im Abwasser durch die Flockenbildung sowohl gelöste als auch partikuläre organische Substanz in die Schlammfällung 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.

Tab.5.2.7: Anteile der organischen Substanz im Abwasser verschiedener Herkunft (nach PECHER 1974)

mittlere jährliche Stoffkonzentration	häusliches Ro- habwasser	Abwasser aus der Misch- kanalisation			Abwasser aus der Trennka- nalisation		
		Min.	MW	Max.	Min.	MW	Max.
[mg/l]	MW						
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

Unter der Voraussetzung gleicher Sedimentationsanteile von FS und BSB₅ müßten also Schlämme, die auf die Einleitungen der Mischkanalisation zurückzuführen sind, einen Gehalt an organischer Substanz von ca. 18 m% aufweisen. Einen deutlich geringeren Gehalt haben dagegen Schlämme die durch trennkanalisiertes Regenwasser entstehen. Bei Überlagerung verschiedener Abwasserarten, wie an der Wilden Saale (Peißnitz), ergibt sich der resultierende Gehalt an organischer Substanz aus der gewichteten Berücksichtigung der Beiträge der beteiligten 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. 5.1.4. 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.

neigt, so daß ein Großteil der Abwässer im Freispiegelgefälle dem Hauptsammler zufließt. 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 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 max. Höhendifferenz von 18 m auf 4 km ein Gefälle von lediglich 0,42 % auf.

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 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) realistisch.

Einen optischen Eindruck von der Bauungs- und Versiegelungssituation vermittelt eine Luftbildschrägaufnahme (Abb. 5.2.3). 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 x 0,7) auf. D. h. 49 % des gefallenen Niederschlags fließen in die Kanalisation. Das entspricht einer Abflußspende von 2450 m³/ha a (= 5000 m³/ha a x 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

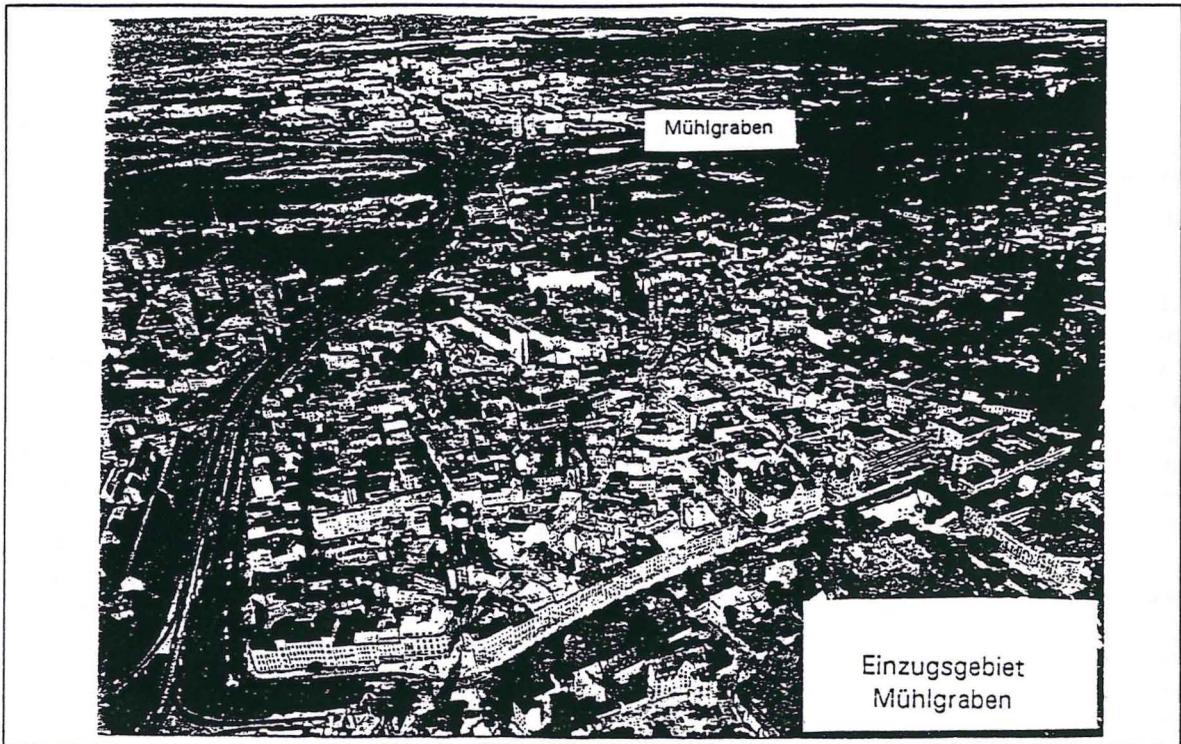


Abb. 5.2.3: Luftbildschrägaufnahme des Kernbereiches des Einzugsgebietes Mühlgraben
Foto: Scan Foto München, Verlag: Schöning & Co. + Gebr. Schmidt. Lübeck

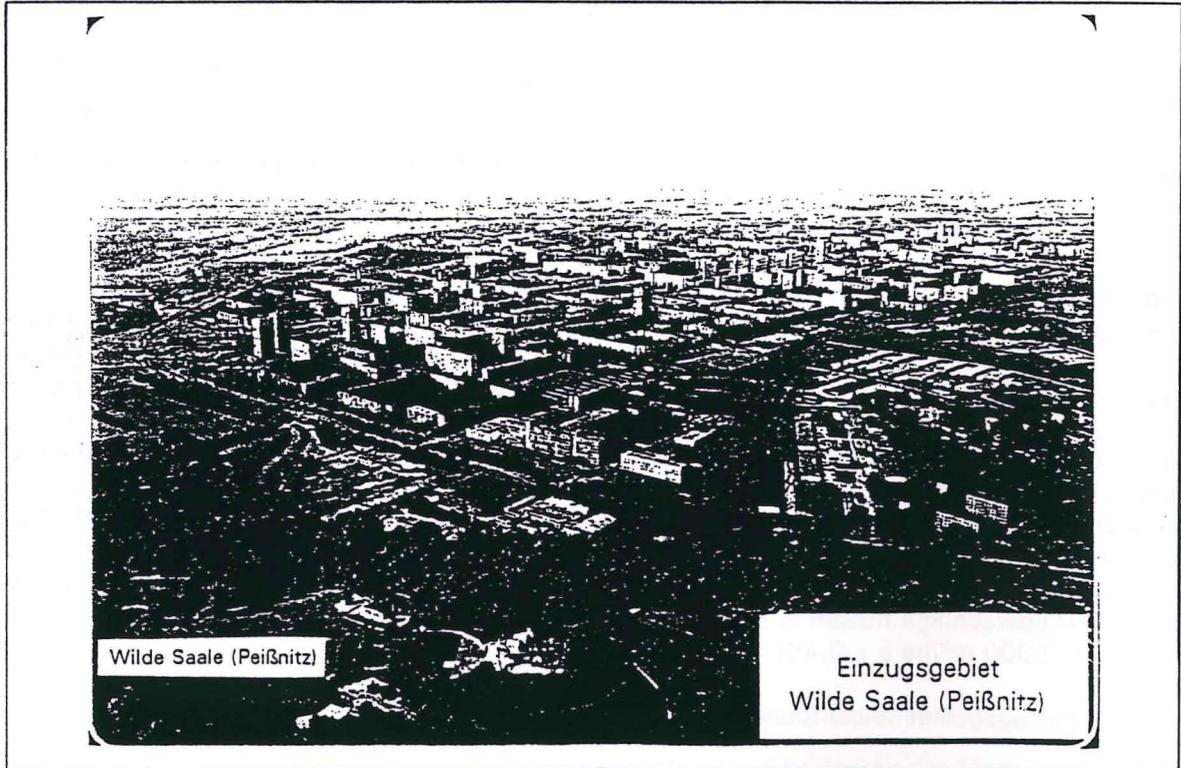


Abb.5.2.4: Luftbildschrägaufnahme von Halle-Neustadt als wesentlichem Teil des Einzugsgebietes der Wilden Saale (Peißnitz) Foto: Scan Foto München, Verlag: Schöning & Co. + Gebr. Schmidt. Lübeck

gesamte Einzugsgebiet angenommen (Tab. 5.2.5). Eine Übersicht über das Verhältnis von bebauter zu versiegelter Fläche vermittelt die Luftbildschrägaufnahme (Abb. 5.2.4) 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. nur 30 % des gefallenen Niederschlages fließen 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 $220.000 \text{ m}^3/\text{d}$ (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
$Q_{\text{r min}}$	160 000	100 000	1 + 1,66
Q_{r}	180 000	120 000	1 + 2,0
$Q_{\text{r max.}}$	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 $160.000 \text{ m}^3/\text{d}$ 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 $100.000 \text{ m}^3/\text{d}$ ($= 4.167 \text{ m}^3/\text{h}$) zum Hauptsammler zufließen. Entsprechend der Fläche des Einzugsgebiets (1.390 ha) entspricht diese Menge (bei 100 %igem Abfluß) einer Regenintensität von ($= 4.167 \cdot 10^3 \text{ l/h} / 13.900 \cdot 10^3 \text{ m}^2 =$) $0,3 \text{ l/m}^2 \text{ h}$ ($= 0,3 \text{ mm/h}$). Da aber nur 49 % des Niederschlages zum Abfluß gelangen, liegt die kritische Regenintensität bei $0,61 \text{ mm/h}$ ($= 0,3 \text{ mm/h} / 0,49$). Zur Berücksichtigung von Schlammablagerungen im Hauptsammler, die dessen Abführleistung verringern und damit schon bei schwächeren Niederschlägen zu Mischwasserabwürfen führen, wird dieser Wert auf $0,5 \text{ mm/h}$ abgerundet. Um einschätzen zu können, welchen Anteil die Niederschläge über der kritischen Regenintensität von $0,5 \text{ mm/h}$ 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 zeigt, daß ca. 40 % aller Niederschläge im halleschen Stadtgebiet oberhalb der kritischen Intensität von $0,5 \text{ mm/h}$ fallen. Da aufgrund der höheren Intensitäten dieser Niederschläge bei gleicher Dauer höhere Mengen fallen, nehmen sie an der Jahresniederschlagsmenge einen Anteil über 40% ein. Die Höhe dieses Anteils entspricht dem Anteil der "kritischen" Fläche an der Gesamtfläche unter der Regenspendedauerlinie. Im vorliegenden Fall sind dies ca. 80 %. 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 $2.450 \text{ m}^3/\text{ha} \times a$ und einer Flächengröße von 1.390 ha fließen $3,4 \text{ Mio. m}^3$ Regenwasser pro Jahr dem Hauptsammler zu. Davon werden 80 % also $2,72 \text{ Mio.}$

m³ Mischwasser/a (mit einem Mischverhältnis von 1 + 1,66) über die eingebauten Regenüberläufe in den Mühlgraben abgeschlagen.

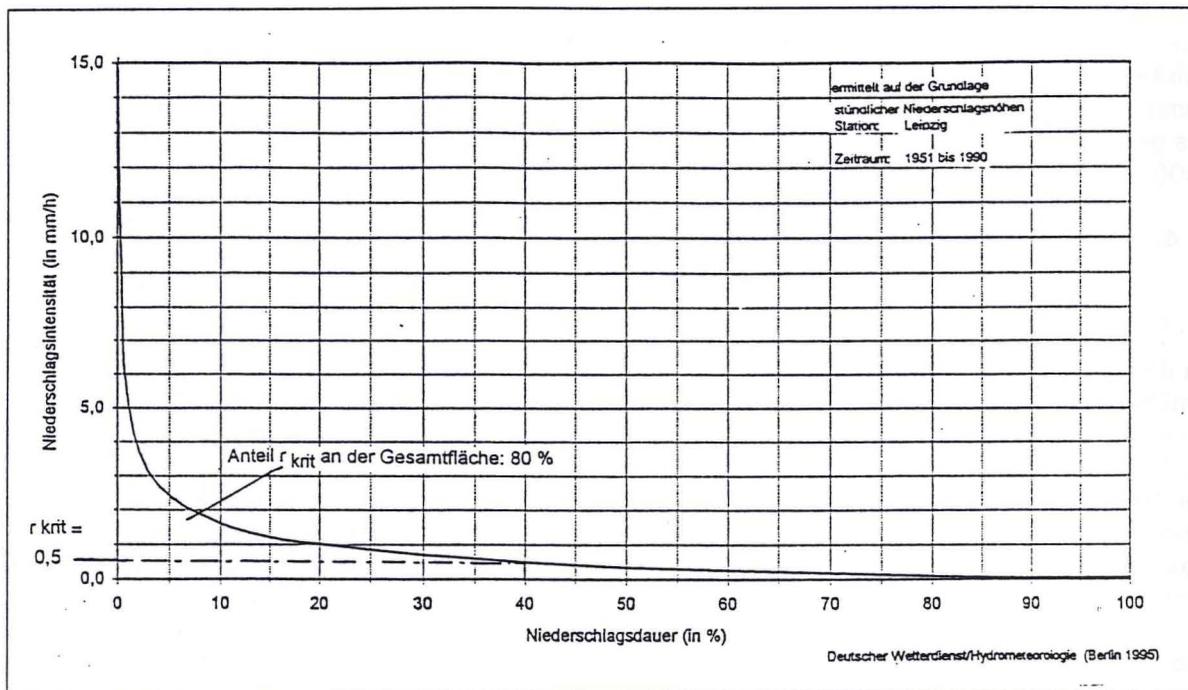


Abb. 5.2.5: Regenspendedauerlinie für das Untersuchungsgebiet mit dem Anteil der Niederschläge, die die kritische Intensität erreichen oder überschreiten (DWD 1995)

□ Einzugsgebiet Wilde Saale (Peißnitz)

In diesem Einzugsgebiet wird die Abwasserbelastung getrennt nach Mischkanalisation, Trennkana- lisation und Indirekteinleitungen erfaßt. Die Menge des abfließenden Regenwassers wird ent- sprechend der Fläche des jeweiligen Entwässerungsverfahrens im Einzugsgebiet berechnet. Bei der Ermittlung der Abschlagwassermenge aus der Mischkanalisation wird die für das Einzugs- gebiet des Mühlgrabens ermittelte kritische Regenspende verwendet, da sich die geringere Re- genwasserabfuhrleistung des Hauptsammlers zur Kläranlage Nord und das kleinere Einzugsgebiet mit geringerem Abflußbeiwert in etwa kompensieren. Angesichts des Verhältnisses von Trok- kenwetterabfluß (22.000 m³/d) zu Maximalabfluß (47.000 m³/d) und dem sich daraus ergeben- dem Mischverhältnis von lediglich 1 + 1,14, ist das als Mindestmenge Abschlagwasser anzuse- hen (Tab. 5.2.8).

Tab. 5.2.9: Schwebstoffgehalte (AfS) in Mischwassereinleitungen in den Mühlgraben

Regenereignis Datum	Uhrzeit	beprobter Regenüberlauf	n	AfS [mg/l] 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

Bei einer Größe des mischkanalisierten Flächenanteils von 630 ha ergibt sich bei der errechneten Regenspende von $1.500 \text{ m}^3/\text{ha} \times a$ - abzüglich der 20% des Regenwassers, die zur Kläranlage abgeführt werden - eine Abschlagwassermenge von $0,756 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$.

Bei der Trennkanalisation wird davon ausgegangen, daß der gesamte anfallende Regenabfluß in die Wilde Saale (Peißnitz) fließt. Bei einer Größe des trennkanalisierten Flächenanteils von 430 ha ergibt sich bei der ermittelten Regenspende eine Abwassermenge von $0,645 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$.

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 abfließendem 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. $0,15 \text{ Mio. m}^3 \text{ Abwasser/a}$ in die Wilde Saale (Peißnitz) eingeleitet. Zusätzlich ergibt sich ein Regenwasserbeitrag von $0,35 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$ ($= 1500 \text{ m}^3/\text{ha} \times 140 \text{ ha}$).

zu 5. Ermittlung des abwassergebundenen Stoffeintrags

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

Auffällig sind die großen Schwankungen der Schwebstoffgehalte im Mischwasser. Sie betragen zwischen dem Doppelten und dem Fünfhundertfachen der mittleren Schwebstoffkonzentration im Saalewasser ($20 - 25 \text{ mg/l}$) (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 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 haleschen 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.

Tab. 5.2.10: Schwebstoffgehalte (AfS) von Indirekteinleitungen in die Wilde Saale (Peißnitz)

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

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 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 erfolgt 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, was 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) 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 eine Zufuhr von 280 t Feststoffen pro Jahr. Gleichzeitig 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 (Peißnitz) ist davon auszugehen, daß erst mit dem Bau von Halle-Neustadt vor 25 Jahren ein massiver kanalisationsgebundener Stoffeintrag in den Vorfluter erfolgte. Bei dem sich daraus ergebenden Sedimentationszeitraum von 25 Jahren und der ermittelten Schlammmasse von 20.143 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 1.562 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 5.000 m³ (= 1.997 t Trockensubstanz; Tab. 5.2.3) gemessen werden. Dies entspricht einem jährlichen Schlammzuwachs von 799 t Trockensubstanz. 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 (1.390 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 Akkumulationsrate errechnet werden kann. Aus Tab. 5.1.1 ergibt sich, daß in 25 a 1.175 m³ Schlamm (484 kg Trockensubstanz) in dem 689 m langem Teilstück abgelagert wurden. Extrapoliert auf die gesamte Länge des Mühlgrabens (2.765 m) wären das 4.715 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.

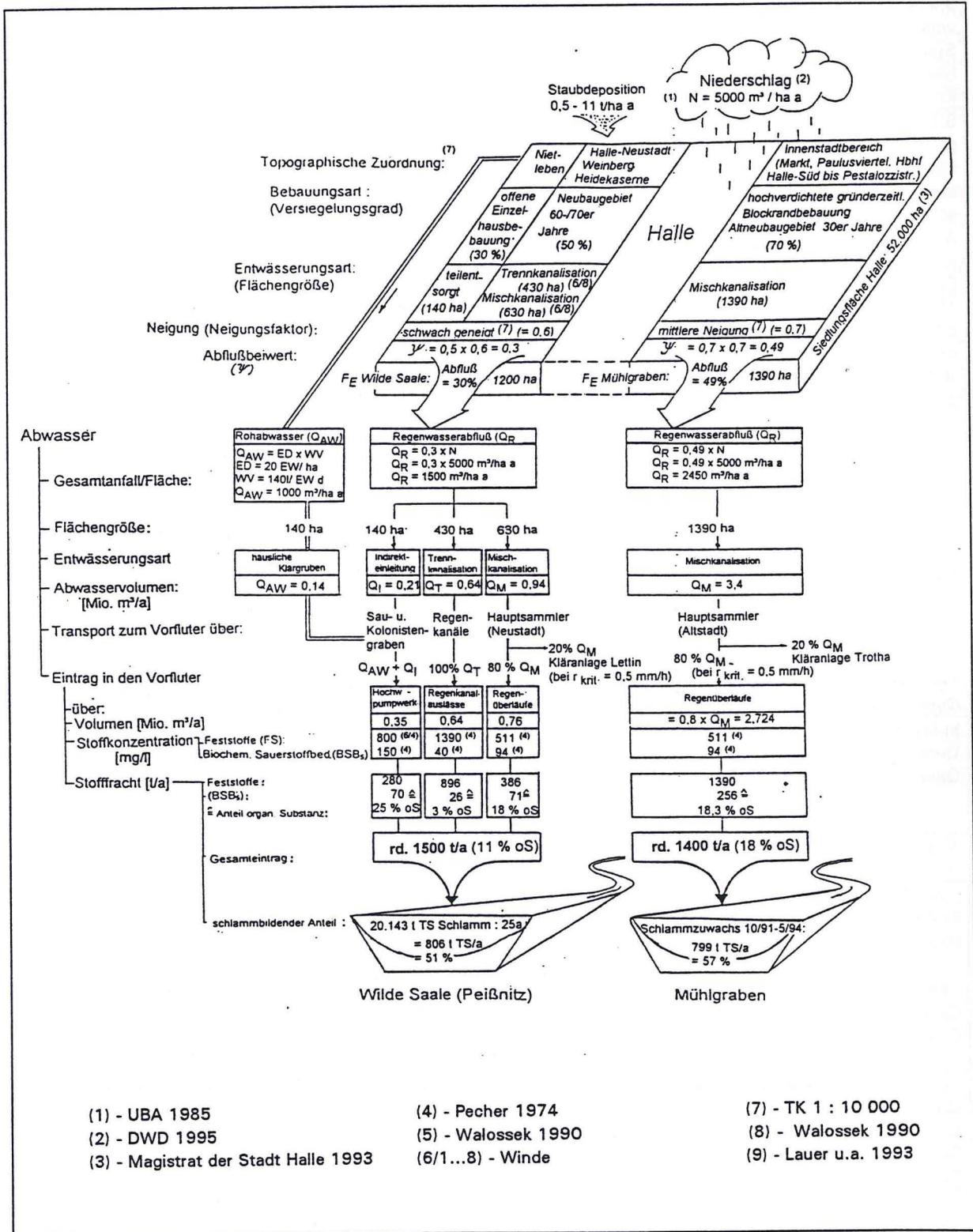


Abb. 5.2.6: Berechnungsschema zur Ermittlung der Belastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale (Peißnitz) mit schlammbildenden Stoffen aus der Kanalisation

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

	EZG Mühlgraben	EZG Wilde Saale (Peißnitz)
2. Gebietsniederschlag (N) [mm/a]	500	500
= Regenspende [m ³ / ha a]	5000	5000
3. Regenabflußspende (Qa)		
3.2 Anteil des Niederschlags (N), der auf versiegelte Flächen fällt und abfließt: Stadtrand : 25 % * Neubaugebiete : 50 % * Kernstadt : 100 % *	überwiegend Kernbereich mit Parks: 70 % N = 0,7 N	Neubaugebiet: 50 % N = 0,5 N
3.3 Anteil der abfließenden Niederschläge, der je nach Neigung der befestigten Flächen, zur Kanalisation gelangt stark geneigt: 80 % * schwach geneigt: 60 % *	mittlere Neigung: 70 % von 0,7 N => 0,7 x 0,7 N	schwache Neigung: 60 % von 0,5 N => 0,6 x 0,5 N
3.4 Anteil des Niederschlags der zur Kanalisation abfließt (Abflußbeiwert; Bw) 15 % ebener Stadtrandbereich bis 80 % steiler Innenstadtbereich	0,7 x 0,7 N = 0,49 N => 49 % d. Gebietsniederschlags	0,6 x 0,5 N = 0,3 N => 30 % d. Gebietsnied.
Abflußspende/ ha Einzugsgebiet (Qa) Qa = N x Bw	5.000 m ³ /ha a x 0,49 = 2.450 m³/ha a	5.000 m ³ /ha a x 0,3 = 1.500 m³/ha a
4 Ermittlung der Abschlagwassermenge (Qvor) (Anteil des Abflusses, der in den Vorfluter überläuft)		
4.1 Fläche der Kanalisationsarten - Gesamteinzugsgebiet (Ag) - Mischverfahren (Am) - Trennverfahren (At) - Indirekteinleitung (Ai)	- 1.390 ha - 1.390 ha - nicht vorhanden - nicht vorhanden	- 1.200 ha - 630 ha - 430 ha - 140 ha
4.2 Abschlagwassermenge(Qvor) =		
Mischverfahren (ohne Speicher) Qvor = Am x Qa x (N > r _{krit}) (r _{krit} = kritische Regenspende)	r _{krit} ca. 0,5 mm/a** => 80 % N** 1390 ha x 2450 m ³ /ha a x 0,8 = 2,724 Mio. m³/a	r _{krit} ca. 0,5 mm/a** => 80 % N** 630 ha x 1500 m ³ /ha a x 0,8 = 0,756 Mio. m³/a
Trennverfahren (ohne Speicher) Qvor = At x Qa	- nicht vorhanden	430 ha x 1500 m ³ /ha a = 0,645 Mio. m³/a
Indirekteinleitung Qvor = Ai x (Qa + Qaw) Qaw = EW-Dichte x Wasserverbr./ EW	- nicht vorhanden	Qaw = 20 E/ha x 150 l/E x d = 1000 m ³ /ha a ** Qvor = 140 ha (1500 + 1000) (m ³ /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 Abschlagwasser (C _{FS/BSB}) x Qvor		
- im Mischwasser Feststoffgehalt (C _{FS}) = 511 mg/l BSB ₅ (C _{BSB}) = 94 mg/l	FS = 2,724 Mio m ³ /a x 511 mg/l = 1.390 t/a BSB ₅ = 256 t/a (= > 18,3 % oS i. Sed.)	FS = 0,756 Mio m ³ /a x 511 mg/l = 307 t/a BSB ₅ = 71 t/a (= > 18,3 % oS i. Sed.)
- im Regenwasser der Trennkanalisation C _{FS} = 1390 mg/l C _{BSB} = 40 mg/l.	-	FS = 0,645 Mio m ³ /a x 1390 mg/l = 896 t/a BSB ₅ = 26 t/a (= > 3 % oS i. Sed.)
- im Wasser aus Indirekteinleitung C _{FS} = 800 mg/l C _{BSB} = 200 mg/l (Abfluß-gew. Mittel aus Rohabwasser: 400mg/l und Trennkanal. Regenwasser: 40 mg/l)	-	FS = 0,35 Mio m ³ /a x 800 mg/l = 280 t/a BSB ₅ = 70 t/a (= > 25 % oS i. Sed.)
Gesamteintrag in den Vorfluter - an Feststoffen (FS) - davon BSB ₅ (oS)	1.390 t/a 256 t/a (= > 18,3 % oS i.Sed.)	1.562 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 Schlammabildung 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 Schlammmassen 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 um 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). 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 Schlammabildung.

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)		

4. Außerdem hätten bei einem hohen Anteil der Saaleschwebstoffe an der Schlammabildung (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.

Sie werden vermutlich sowohl hydraulisch bedingt in den Uferrandbereichen abgelagert, als auch in Flockungs- und Koagulationsvorgänge bei Mischwasserabwürfen einbezogen.

5. Werden die kanalisationsgebundenen Feststoffeinträge auf die Fläche der Einzugsgebiete bezogen, so ergeben sich für das Einzugsgebiet des Mühlgrabens etwa 1.000 kg Feststoff und für das Einzugsgebiet der Wilden Saale (Peißnitz) 1.340 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) und als wichtigste Sedimentquelle fungiert.
6. Für die untersuchten Fließgewässer führen nach der Auswertung der vorgestellten Berechnungen vor allem folgende Besonderheiten zu einem überdurchschnittlich hohen Stoffeintrag aus der Kanalisation:
 - ⇒ Der **hohe Versiegelungsgrad** der Innenstadtbereiche im Einzugsgebiet Mühlgraben bedingt, 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 geringintensive 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 Regenerenereignisse zur Abwassereinleitung über die Regenüberläufe kommen kann.
 - ⇒ 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 Schlammabildung 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 Schlamm-ablagerungen

5.3.1 Schwermetallgehalte der Flußschlämme, Einflußfaktoren und zeitliche Veränderungen

5.3.1.1 Aktuelle Schwermetallbelastung der Schlämme

Nachfolgend 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:

- ⇒ Untersuchung der Schwermetallbelastung der Schlämme vor und nach dem Rückgang der industriellen Abwasserbelastung um 1990 und Analyse der eingetretenen Veränderungen
- ⇒ Erfassung und Analyse der Schwermetallgehalte von Mischwasserschwebstoffen
- ⇒ Vergleich der Schwermetallbelastungsmuster von Schlamm und Mischwasserschwebstoffen

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 Zusammenfassung der Fremddaten 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 beschrieben werden. Da sich im Vergleich zur massiven Reduzierung der industriellen Abwasserlast der Umfang kommunaler Einleitungen im gleichen Zeitraum kaum verringerte, war es mit Hilfe der Analyse der eingetretenen Belastungsveränderungen möglich, den kommunalen Anteil an der Schwermetallbelastung der Schlämme zu quantifizieren.

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.

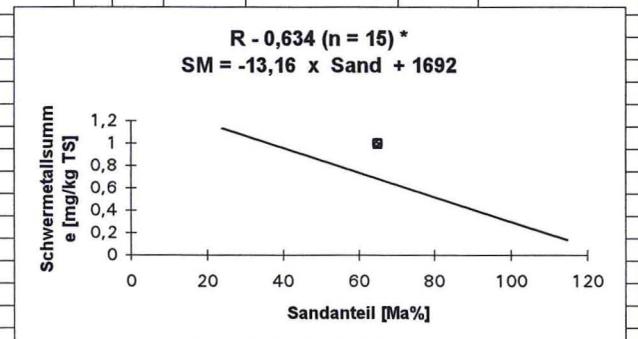
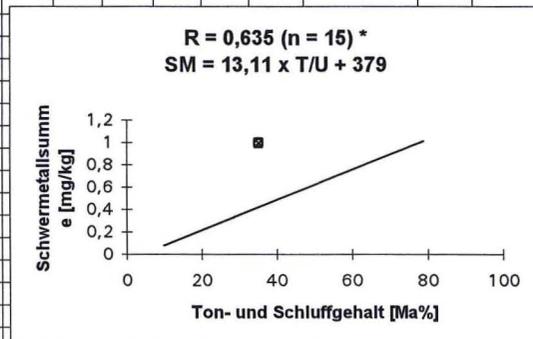
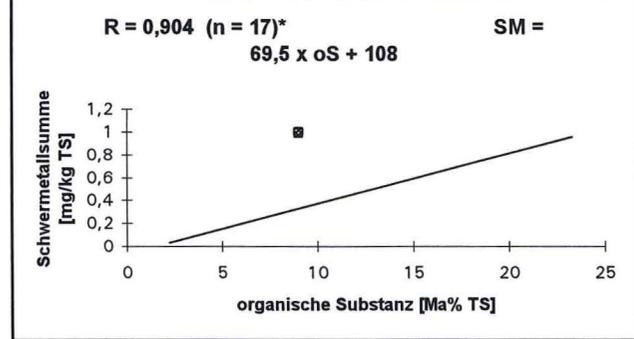
Zur Interpretation auftretender Konzentrationsunterschiede wurde die Abhängigkeit der Schwermetallbelastung von den Parametern des Schlammes untersucht. Dazu wurden entsprechend der Literatur vor allem die Einflüsse der Gehalte an Ton und organischer Substanz im Schlamm mittels linearer Einfachregression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

- 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. im Prozeß der spezifischen Koagulation möglich, bei dem die positiv geladenen Schwermetallionen zur Entstabilisierung der Kolloide und damit zur Flockenbildung führen.

Vorfluter	Probennummer	Profil	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]									oS	Körnung (incl. oS) [Ma%]			
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe	T		U	T +	Sand	
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	4	31	35	65	
	26/5/3	li.C (Fl.km 107,5)	1,6	39	29	0,3	21	21	219	330,9	3	1	7	8	92	
	26/5/4	re. D (Fl.km 107,1)	2,4	54	67	0,7	45	76	459	704,1	11	2	40	42	58	
	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	1	7	8	92	
	26/5/6	re. (Fl.km 106)	2,5	38	55	0,9	39	65	459	659,4	10,3	5	42	47	53	
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	1	15	16	82	
	24/6/1	re. 910	1,3	12	18	3,4	18	21	84	157,7	1,6	1	2	3	97	
Mühlgraben (Probennahme: 11.5.1994)	11/5/1 (26/5/12)	re. 2725	2,3	33	66	3,2	44	68	335	551,5	7	1	23	24	76	
	11/5/2	re. 2036	3,9	70	87	2	61	102	685	1010,9	15	2	38	40	60	
	12.05.94	2/12/1 + 2	4,5	70	84	3,6	65	115	700	1042,1	14	2	36	38	62	
	12/5/2	li. 1463	4,4	77	92	5	58	97	685	1018,4	16,4					
Wilde Saale/ Peißnitz (Probennahme: 24.6.1994)	12/5/3	re. 625	4	113	137	8,8	66	119	801	1248,8	14,2	3	36	39	61	
	24/6/2	re. 1450	4,4	47	82	5,5	49	96	879	1162,9	10,8					
	Schwanenbr.		4	94	111	5,4	74	117	767	1172,4	9,1	24	60	84	16	
Weiße Elster Gerwische.	Talstr.		4,7	87	109	3,5	91	119	793	1207,2	11	21	51	72	28	
	26/5/8	re.	8,6	134	117	0,6	93	95	1225	1673,2	21,5	20	36	56	44	
	26/5/9	re.	8,7	140	127	0,7	94	114	1138	1622,4	22,8	2	20	22	78	



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 an organischer Substanz bzw. der Korngrößenverteilung

Tab. 5.3.1: Schwermetallgehalte der oberen Schicht der Schlammablagerungen 1994

Vorfluter		n	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]*							Σ	oS			Körnung									
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn		[m%]	T	U	S									
<i>Tongesteinsstandard TGS</i>																							
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 denen die Schlammproben entnommen wurden, Lage der Profile vgl. Abb. 5.1.2 und Abb. 5.1.4)
- AF - Anreicherungsfaktor = MWTGS (Verhältnis der mittleren Schwermetallkonzentr zum TGS (FÖRSTNER/MÜLLER 1974)

Aber auch Vorgänge der Einschluß-Flockung und Flockulation ermöglichen primäre Schwermetallanreicherungen. Solche Prozesse treten sowohl im unverdünntem Mischwasser als auch nach dessen Einleitung im Vorfluter auf.

Unter „sekundärer Kontamination“ wird dagegen die Schwermetallanlagerung verstanden, 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.

• Korngrößenabhängige Einflüsse

Die Zunahme der Schwermetallbelastung mit wachsendem Anteil der Ton- und Feinschlufffraktion (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 (Fig. 2 s.S.118). 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 (Fig. 2). Dabei ist der Zusammenhang der summierten Ton- und Schlufffraktion

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

Außerdem erfolgt während der Flockung und Schlammfällung 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 analytischen Problemen 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. Möglicherweise auch aus diesen Gründen fordert die Klärschlammverordnung (BUNDESGESETZBLATT 1982) die Analyse der gesamten Fraktion unter 2 mm.

• Vergleich der Vorfluter

Die 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.

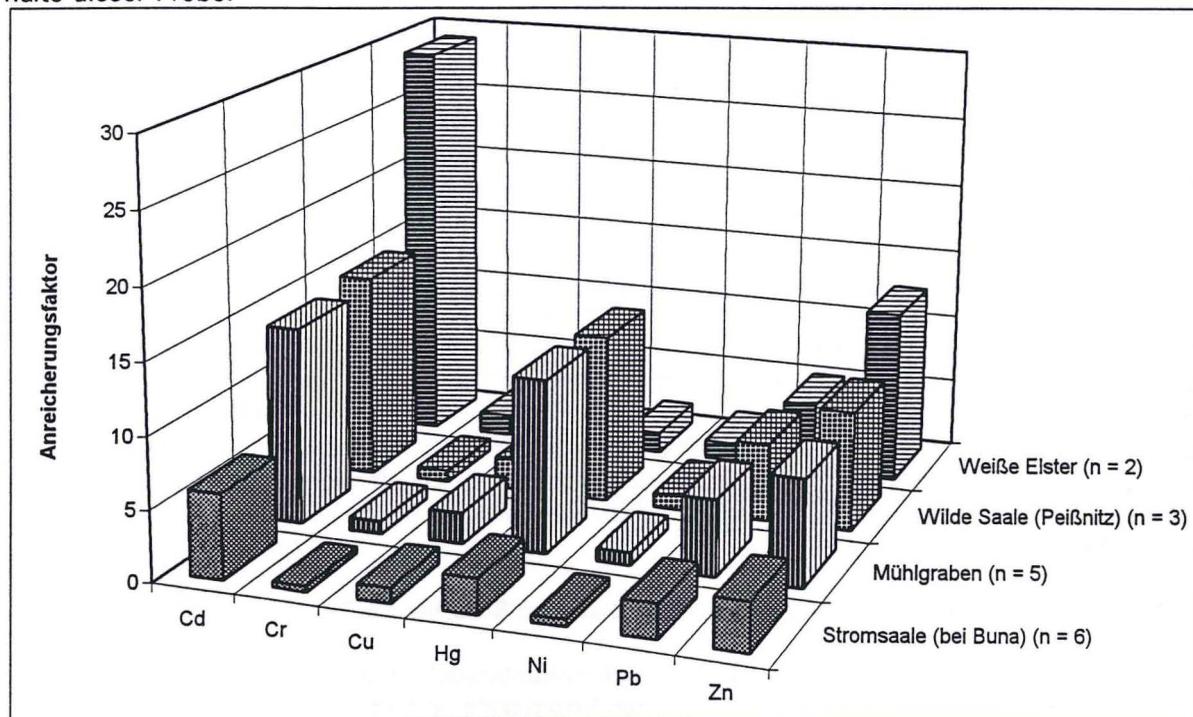


Abb.5.3.2: Schwermetallanreicherungen in Schlämmen verschiedener Vorfluter (0-20 cm; 5/94)

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 Schläm-

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	Σ
	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)	WEISL. 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)

men 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 Stromsaalen-schlamm akkumuliert. Chrom und Nickel sind in allen Vorflutern nur in geogen bedingten Konzentrationen vorhanden (Abb.5.3.2). Die Anteile der einzelnen Elemente an der Summe der Schwermetallkonzentrationen (Schwermetallspektrum) im Schlamm unterscheiden sich zwischen den Vorfluter nur gering. 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 star

ken industriellen Abwassereinleitungen widerspiegelt. Insgesamt liegen den angegebenen mittleren Schwermetallkonzentrationen 231 Einzelangaben aus 33 Beprobungsstandorten zugrunde. Die Mittelwerte der Einzeluntersuchungen wurden - nachdem ihre analytische Vergleichbarkeit (analytierte 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 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 ihre Verwendung zu Vergleichszwecken gerechtfertigt.

• 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).

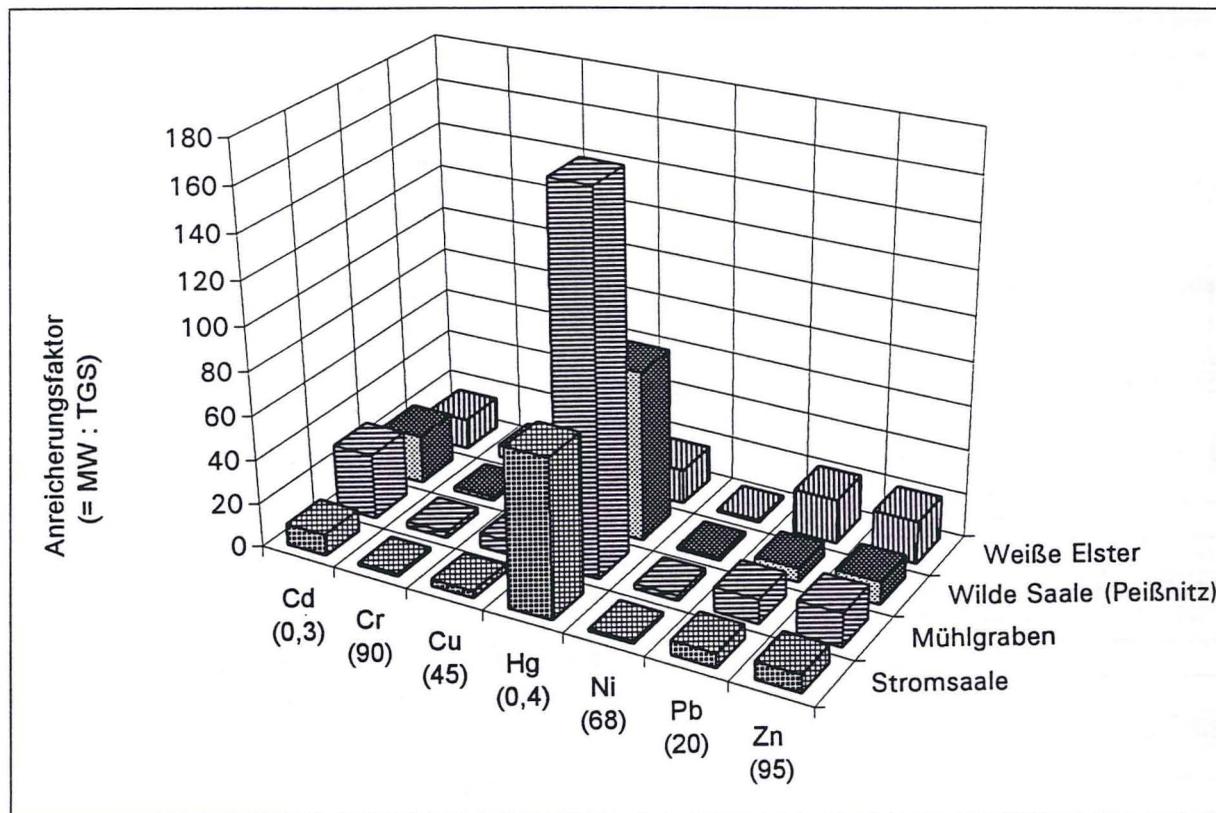


Abb. 5.3.3: Schwermetallanreicherungen im Schlamm ausgewählter Vorfluter (0-20 cm) im Zeitraum 1990 - 1992

Durch die hohen organischen Anteile weisen die Schlämme aus Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) aber 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 (Anreicherungsfaktoren; Tab. 5.3.2) kann 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 bei Hochwasserschwebstoffen mit einer starken Verdünnung anthropogener Schwermetalleinträge zu rechnen (HELLMANN 1986). Demgegenüber 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 vorliegende Schlamm hauptsächlich bei Mittel- bzw. Niedrigwasser abgelagert worden sein.

• 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 Schwermetalle auf die zeitliche Entwicklung der Vorfluterbelastung geschlossen werden (KLÖS & SCHOCH 1993). Gleichzeitig ist es im vorliegenden Fall 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. Die vorherrschenden sulfidischen Bindungen verringern stark die Löslichkeit der SM-Verbindungen und verhindern damit größere Verlagerungen (FÖRSTNER & WITTMANN 1983; MERZ & BRÜHL 1992). Untersuchungen zur sequentiellen Extraktion (ITW 1992c) ergaben für das stark angereicherte „Indikatorelement“ Quecksilber eine nahezu 100%ige Festlegung in der residualen, königswasserlöslichen Fraktion. Die Quecksilbergehalte im Porenwasser waren trotz Extremkonzentrationen von über 300 ppm Hg im Schlamm unterhalb der Nachweisgrenze (IWU 1991).

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

Entnahmetiefe		n	Schwermetallkonzentration [mg/ kg TS]*							
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Σ
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

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

Entnahmetiefe		n	Schwermetallkonzentration [mg/ kg TS]*							Σ
			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]							Σ
		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 damit im wesentlichen das angenommene Alter der Schlämme. Die aufgetretenen Minima von 2 ppm Quecksilber in der Tiefe unter 60 cm zeigen 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 Schlammschicht (0-30 cm) 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	Σ	
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 Konstanz von Schwermetallkonzentrationen zwei Grün-

de 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 Konzentrationsverringering 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 Klärschlammes (Tab. 5.3.5) zeigt.

Dies ist ein Zeichen dafür, daß die gegenwärtige Schwermetallbelastung der Schlämme der Stromsaale vorwiegend durch kommunale Quellen hervorgerufen wird.

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

Beprobungszeitpunkt		n	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS] *							
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Σ
3/92 (ITW 1992A)	MW	10	8,1	227	294	86,3	167	220	1344	2346
	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

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 die Saalenebenarme auch vor 1990 nicht ausschließlich über die Saale erfolgt sein kann. Damit bleiben angesichts der dargestellten Einleitersituation an Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) (Abb. 5.1.4) nur noch die niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen als mögliche Schwermetallquellen 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 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 Mülhgrabens repräsentieren, kann sie als Maß für räumliche Schwankungen der Schwermetallbelastung im Mülhgraben benutzt werden. Demnach haben sich die extremen räumlichen Schwankungen der Schwermetallkonzentrationen des Mülhgrabenschlammes seit 1990 z. T. stark verringert (Tab. 5.3.7). Auffällig ist dabei, daß besonders Quecksilber, welches die stärkste Konzentrationsabnahme von allen Schwermetallen aufweist (auf 6%; Tab. 5.3.7) sowohl 1992 als auch 1994 die größte räumliche Variabilität im Flußverlauf zeigt. 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 Mülhgraben an. Solche Einträge sind besonders durch die zahlreich am Mülhgraben verteilten Regenüberläufe möglich, die weitgehend identisch zusammengesetztes Mischwasser aus dem parallel verlaufenden Abwasserhauptsammler in den Mülhgraben abschlagen, so daß eine relativ homogene Belastung des Mülhgrabens 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 hoch blieben. Zusammen mit den geringer werdenden räumlichen Konzentrationschwankungen deutet auch dies auf den Einfluß von Mischwassereinleitungen. Dieser Einfluß wurde mit Hilfe von Schwermetallanalysen der Mischwasserbeprobungen untersucht.

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 über-tunnelte Gerbersaale abschlagen, während die Schwebstoffe im Wasser des Sau- u. Kolonisten-grabens vor allem die häuslichen Abwässer der teilentsorgten Gebiete nördlich von Halle-Neustadt aufnehmen (Abb. 5.1.11).

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	Σ	
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

Die Schwermetallbelastung der Mischwässer variiert im Verlauf des Regenereignisses u. a. in Abhängigkeit von Dauer und Intensität des Niederschlages. Um diese Schwankungen zu minimieren und eine repräsentativere Beprobung der Schwebstoffe zu erreichen wurden unmittelbar nach dem Überlaufereignis auch die sogen. „Mischwasserabsätze“ beprobt. Darunter werden Ablagerungen verstanden, die sich am Mündungsbereich der Regenüberläufe bzw. in der überbauten Gerbersaale aus Mischwasserschwebstoffen bilden. Sie bilden sich vor allem bei nachlassenden Fließgeschwindigkeiten gegen Ende des Überlaufereignisses und repräsentieren so die Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe über ein größeres Zeitintervall als die Momentanbeprobungen des ausströmenden Mischwassers (Tab. 5.3.8).

Zusätzlich 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 beschränkt sich aber auf die relativ kurze Anstiegsphase und erreicht wegen der extrem geringen Fließgeschwindigkeit des „Auffüllwassers“ nach unseren Beobachtungen keinen nennenswerten Umfang.

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

Entnahmeort	Datum	Mächtigkeit ./ Zustand	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]								o. S. [m%]	Körnung [m%]***		
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Σ		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 Mündg.)	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
Mischw.-Absätze	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

Stärker 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 der Gerberröhre 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 ablagern kann und es kaum zur Ablagerung der organischer Schwebstoffanteile kommt. Da aber beide Vorgänge auch Teile des Mühlgrabenschlammes betreffen wurden auch die Schlammproben aus der Gerberröhre zur Charakterisierung der SM-Belastung von Mischwasserabsätzen herangezogen (Tab. 5.3.9).

Die Mischwasserabsätze aus der Schußrinne des Regenüberlaufs 11 (Abb. 5.1.4, Mühlgraben) wurden unmittelbar im Anschluß an Mischwasserabwürfe entnommen und repräsentieren als

Stichproben die aktuelle Schwermetallbelastung der Mischwasserschwebstoffe. Obwohl zwischen beiden Beprobungen fast ein Jahr liegt und die auslösenden Niederschlagsereignisse unterschiedliche Charakteristika aufwiesen (Länge der vorausgegangenen 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 nicht möglich ist, die Schwermetallbelastung aller eingeleiteten Mischwasserschwebstoffe zu erfassen, wurde die Plausibilität der gemessenen Schwermetallkonzentrationen durch Vergleiche mit kommunalen Klärschlämmen überprüft. Deren Gehalte 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, die am Endpunkt der Hauptsammler liegen aus denen Mischwasser in die untersuchten Vorfluter abgeschlagen wird. Für den Mühlgraben werden daher die Klärschlämme der Kläranlage Trotha und für die Wilde Saale (Peißnitz) Schlamm aus der Kläranlage Lettin analysiert (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	Σ	
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 Wasserlei-

tungsnetz zu beachten und vor allem vom Sanierungsgrad der Haushalte abhängen. Eng mit dem Zink ist das Auftreten von Kadmium verbunden, da es als Spurenbestandteil im Hüttenzink enthalten ist (BLICKWEDEL 1988). Da es zudem auch vom Menschen ausgeschieden wird gilt Zink außerdem 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.

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, das 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).

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 Schlamm Schicht im Mühlgraben weitgehend übereinstimmen. Wie aus Tab. 5.3.11 hervorgeht, weisen die Schwebstoffe des Mischwassers mit summierten Schwermetallkonzentrationen um 2000 ppm aber 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 Flockungsvor-

gänge (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 Mühlgrabenschlamm übereinstimmt (Abb. 5.3.4).

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	Σ
Schlamm	MW	5	4,2	83	100	4,9	63	108	718	1081
(1994; 0 - 30 cm)	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;

Damit scheinen die Schwebstoffe, die sich auch unter den Bedingungen des Mühlgrabens ablagern können, geringer schwermetallbelastet zu sein, als die kleineren - noch in Schwebeflocken - 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 Schwebeflocken und werden aus dem Vorfluter heraus transportiert. 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 (Betriebsstilllegungen, 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 nahezu konstant gebliebenen 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 Schlamm 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 über die 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). Bei Kadmium und Zink lag der industrielle Anteil unter 50 % der Gesamtbelastung (Tab. 5.3.7).

Prinzipiell ist eine Kontamination der Schlämme sowohl durch die Ablagerung belasteter Schwebstoffe („primäre Kontamination“) als auch durch die Adsorption von Schwermetallen aus der gelösten Phase an die sedimentierenden Mischwasserschwebstoffe bzw. die Oberflächen der Schlammablagerungen möglich („sekundäre Kontamination“).

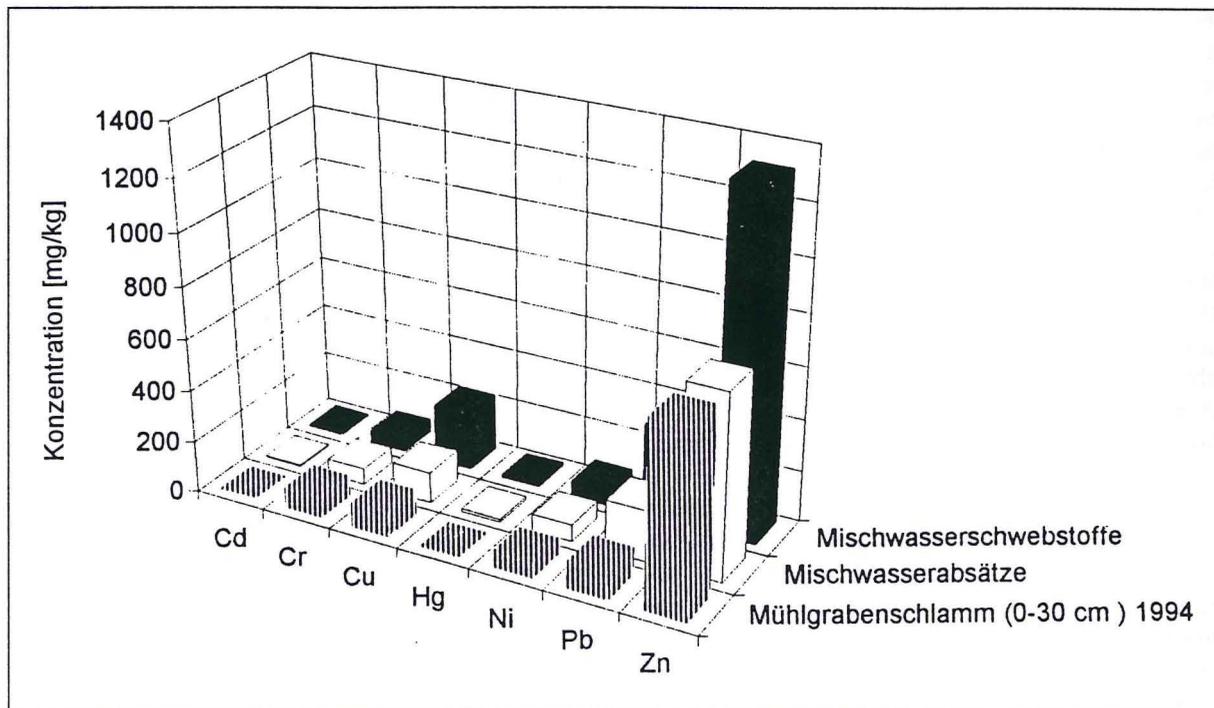


Abb. 5.3.4: Vergleich der Schwermetallbelastung von Mischwasserschwebstoffen und Mischwasserabsätzen mit der oberen Schlammschicht im Mühlgraben (5/94)

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 Schlamm Bildung 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 Schlamm Bildung vermutlich unter 10 Prozent bleibt. Als Orientierung zur Größenordnung der Schwebstoffkonzentration der Saale in solchen Niedrigwassersituationen können die Werte 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 ausschließlicher 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 würden belastete Partikel selektiv stärker sedimentieren als die Gesamtheit der Saaleschwebstoffe.

Neben der feststoffgebundenen Verlagerung ist 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 - trotz seiner hohen Feststoffaffinität im aquatischen Milieu - auch über die gelöste Phase 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 noch geringer als oben angenommen.

5.3.4 Fazit zur Schwermetallbelastung der Schlämme

1. Die Untersuchungen zur Schwermetallbelastung zeigen, 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 sorptionsstarker organischer Substanz zurückzuführen. Ursache dafür sind vor allem die niederschlagsbedingten Abwassereinleitungen aus der Mischkanalisation. Deren Einfluß darauf konnte anhand der Untersuchungen zum kanalisationsgebundenen Stoffeintrag quantifiziert werden (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 spezifi-

sche Koagulation und Flockulation zur Schwermetallanreicherung in den sich bildenden Schwebstoffaggregationen. Dies führt zu Konzentrationen, 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 Schwebelagerung bleiben ist der sedimentierende Anteil geringer belastet. Dessen Schwermetallbelastung entspricht sowohl in Höhe als auch im Spektrum dem Belastungsmuster der obersten Schlammschicht im Mühlgraben.

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 Schlamm- 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 Schlamm- und Niedrigwasserbildung 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

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 Unter-

schreitung 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 sind durch die mit der Ausuferung verbundene Abbremsung des Wasserkörpers weniger erosiv.

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 % 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).

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			

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). Hierzu 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 gemessen.

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.

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. Da die absolute Fließgeschwindigkeit in diesem Grenzschichtbereich lt. Hjulström auch schon ohne Berücksichtigung von möglichen Verkittungen im Schlamm nicht zur Erosion ausreicht, sind dafür vermutlich vor allem auftretende Turbulenzen an der Grenze Schlamm-Wasser für die Herauslösung von Teilchen aus der Schlammoberfläche verantwortlich (RICKING 1992). Dabei deuten die höheren sohlnahen 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. Angesichts der deutlich geringeren Gehalte an organischer Substanz in den Saaleschlämmen und der damit verringerten Verkittung der Partikel untereinander entspricht das auch den Erwartungen.

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.

Tab. 5.4.2: Quecksilbergehalte von Schwebstoffen in verschiedenen Wassertiefen bei bordvollem Abfluß

Vorfluter	Wassertiefe [cm]	Schwebstoffgehalt *[mg/l]	Quecksilberkonzentration [mg/kg TS]
Wilde Saale (Peißnitz)	15	384	0,99
(Neue Brücke; 26.01.95, Gesamttiefe: 305 cm)	100	359	0,99
	150	366	1,06
	250	406	1,30
	290	436	3,89
Mühlgraben	15	498	0,87
(Schwarze Brücke; 25.01.95 Gesamttiefe: 265 cm);	150	392	0,94
	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). Dies belegt das Auftreten von Resuspensionsprozessen an der Schlammoberfläche. Mit Hilfe der Quecksilberkonzentrationen ist es gleichzeitig möglich den Anteil resuspendierter Schlammpartikel an der Schwebstoffführung des Vorfluters in den verschiedenen Tiefen zu bestimmen. 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:

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

Dabei bedeuten:

- m₁** - Masse der Schwebstoffe (AfS) vor Passieren des kontaminierten Schlammes (gleich 1 kg gesetzt)
- c₁** - Quecksilbergehalt der Hochwasserschwebstoffe (städtische Hintergrundkonzentration : 0,95 ppm)
- m₂** - Masse der resuspendierten Schlammpartikel (gesucht)
- c₂** - Quecksilbergehalt der resuspendierten Schlammpartikel
(= Quecksilbergehalt des Schlammes der Wilden Saale (Peißnitz) = 4,8 ppm, Min.: 3,5; Max.: 5,5; n = 3)
- m₃** - Masse der kontaminierten Schwebstoffe (= entnommene Schwebstoffprobe; gleich 1 kg gesetzt)
- c₃** - Quecksilbergehalt der kontaminierten Schwebstoffe (siehe Tab. 5.4.2)

Da sich die Masse der entnommenen Schwebstoffproben (m₃) aus der Masse des unbelasteten Schwebstoffe (m₁) und der des resuspendierten Schlammes (m₂) ergibt, gilt:

$$m_3 = m_1 + m_2 \quad (b)$$

Nach Einsetzen von Formel (b) in Formel (a) und Umstellen nach m₂ (gesuchte Masse an resuspendiertem Schlamm) ergibt sich Formel (c) zu deren Berechnung:

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

Tab. 5.4.3: Anteil resuspendierter Schlammpartikel an der Schwebstoffführung (m₂) 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

* m₃ = m₂ + 1kg; ;

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:

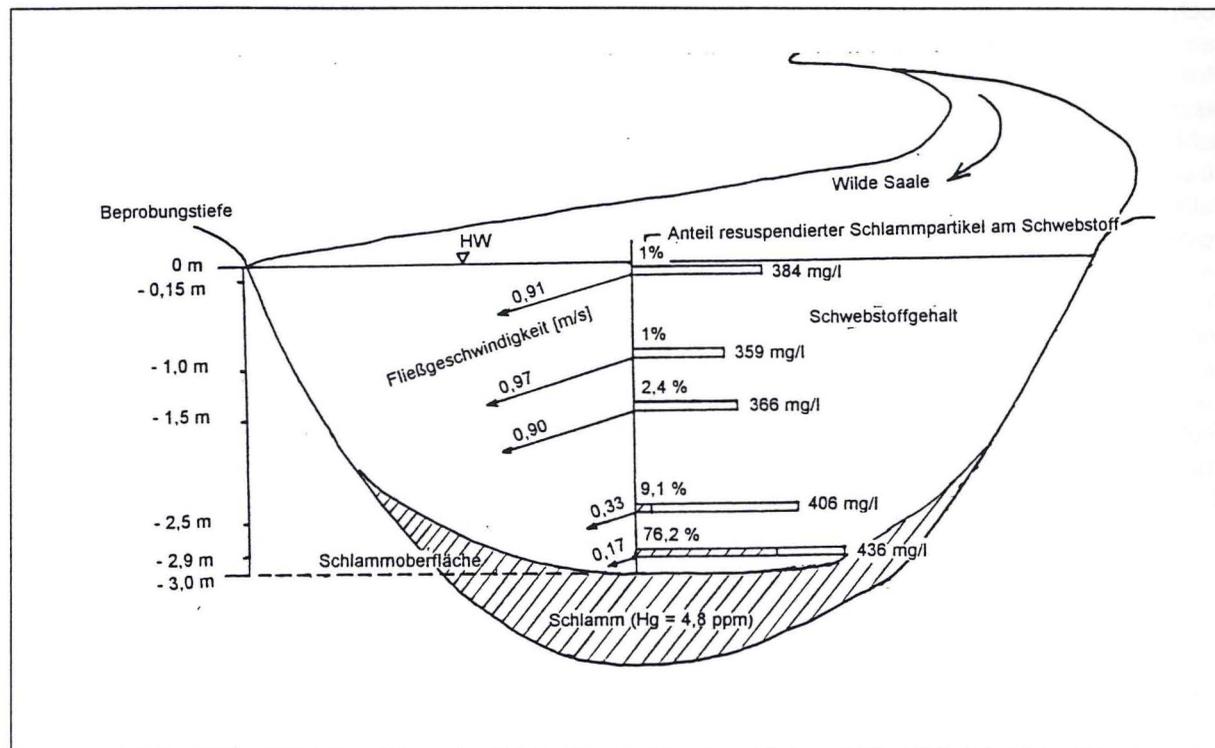


Abb. 5.4.1: Schwebstoffkonzentration und Anteile resuspendierter Schlammpartikel in Abhängigkeit von ihrem Abstand zur Schlammoberfläche (bei bordvollem Abfluß in der Wilden Saale/Peißnitz 1/95)

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. 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 können Differenzierungen in dieser Größenordnung nur 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. 5.4.2). Hochwasserabsätze aus dem Überflutungsbereich des Mühlgrabens während des Hochwassers 4/94 enthielten zwischen 2 und 8 ppm Quecksilber. Demgegenüber wiesen die Hochwasserabsätze der Stromsaale im Bereich der Röpziger Brücke, also vor Passieren des Stadtgebiets (Abb. 3.1), nur Konzentrationen von unter 1 ppm 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 Quer-

profilen - 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 5.000 m³ (Tab. 5.1.5). Da diese Schlammzunahme von 1.939 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 Schlammvolumens im Gerinnebett.

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). Demgegenüber geht sie besonders im Uferbereich sowie vor und auf Höhe von Überflutungsbereichen z. T. stark zurück (z. B. Pfälzer Brücke). So 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.

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. 1.900 m³ Schlamm ca. 7 m% der abgelagerten Schlämme. Bei gleichmäßiger Verteilung im Gerinnebett des Mühlgrabens würde dieser Menge eine Schlammschicht von lediglich ca. 6 cm Mächtigkeit entsprechen.

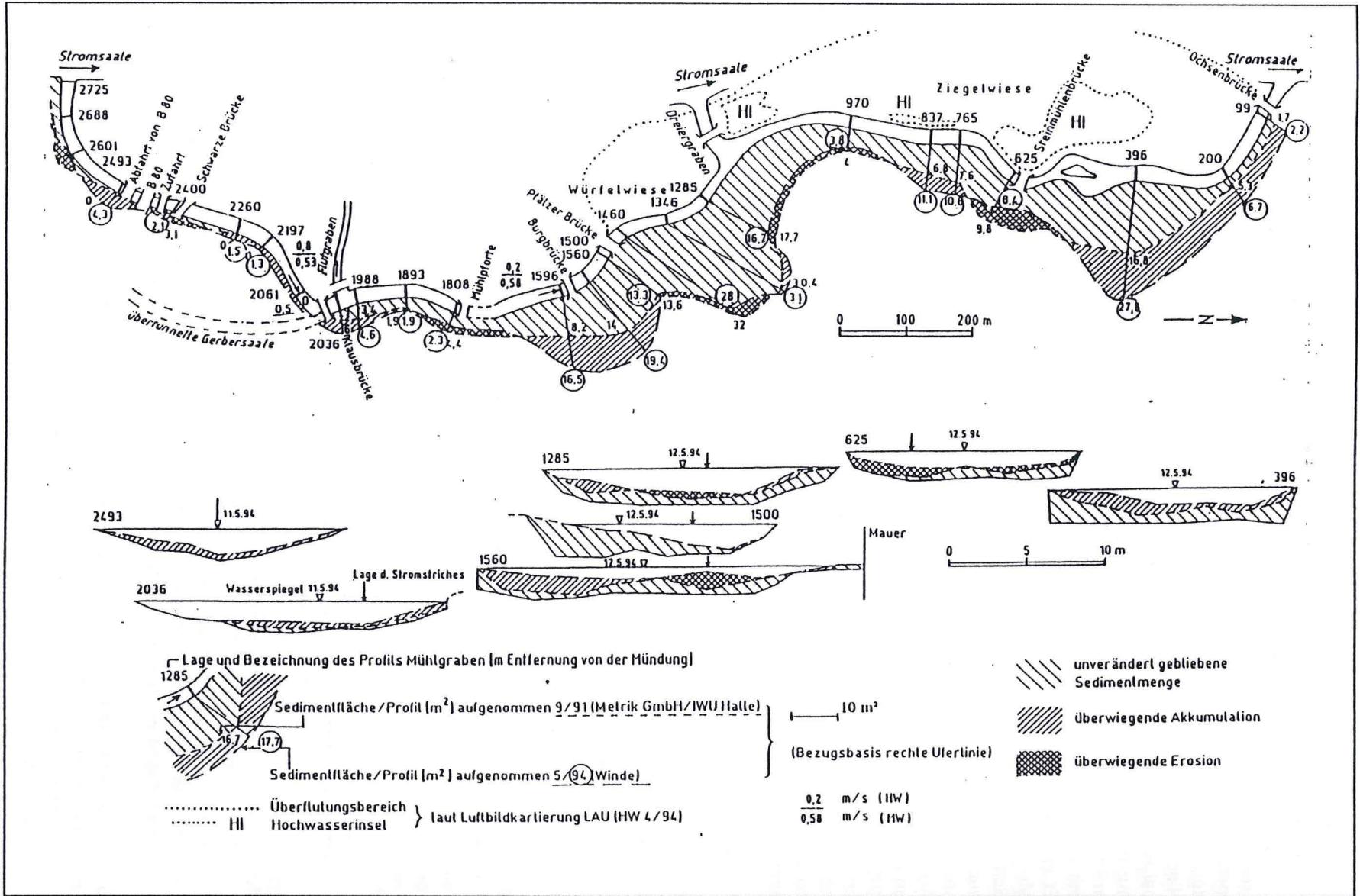
5.4.4 Einflüsse der Schlammkonsistenz auf die Resuspendierbarkeit

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 Porosität (Ausgasung).

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.

Abb. 5.4.2.: Veränderungen im Schlammkörper des Mühlgrabens nach dem Hochwasser der Saale vom April 1994



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 unterlagernden 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. Erosionsbereiche konzentrieren sich im wesentlichen auf die in Profilmitte lagernden Schlämme. Die resuspendierten Schlammpartikel werden jedoch überwiegend nur innerhalb des Vorfluters umgelagert, da u. a. die Ausuferungsbereiche zum Abbremsen der fließenden Welle und damit zur Schwebstoffsedimentation 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. Dies 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 halleschen 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 Ausuferen der Vorfluter verstärkt. Da aber solche Ausuferungen die Fließgeschwindigkeit des Vorfluter verringern nimmt mit zunehmender Schlammbelastung die ohnehin geringe erosive Wirkung der Hochwässer weiter 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 in den Gerinnen verringert werden. Dies führt durch die geringere Verdünnung des Abwassers im Vorfluter, die sinkende Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe - zu einem immer größer werdenden Anteil sedimentierender Abwasserschwebstoffe. Da diese wiederum den Fließquerschnitt weiter verkleinern, funktioniert die Schlammablagerung 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 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 Verriegeln 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 (bes. Halle-Neustadt) mit einer Vergrößerung der 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 die begonnen Kanalanetzsanierungen und eine fast permanente Sedimentberäumung des Hauptsammlers zur Verringerung der Entlastungshäufigkeit. Zusätzlich wären auch Maßnahmen der belastungsabhängigen Kanalanetzsteuerung (HAHN

& BEICHERT, 1992), des Einbaus von Regenrückhaltebecken (GARBRECHT & MERTENS 1992) oder die Anwendung automatischer Hebewehre 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.

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 dies in den zahlreichen Untersuchungen zur Schlammbelastung der haleschen 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 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, weil für eine nachhaltige ursachenbezogene Sanierung die Berücksichtigung dieses Einflusses unerlässlich ist. 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 Verschlam- mung der Vorfluter 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 auch für den Mühlgraben gefunden.
6. Bezogen auf die Flächengröße der Einzugsgebiete ergeben sich aus den berechneten Feststofffrachten über Mischwassereinleitungen rund 1.000 bzw. 1.300 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 großer Teil der sedimentierten Stäube vom abfließenden Regenwasser in die Kanalisation und über die Regenüberläufe in die Vorfluter gespült.

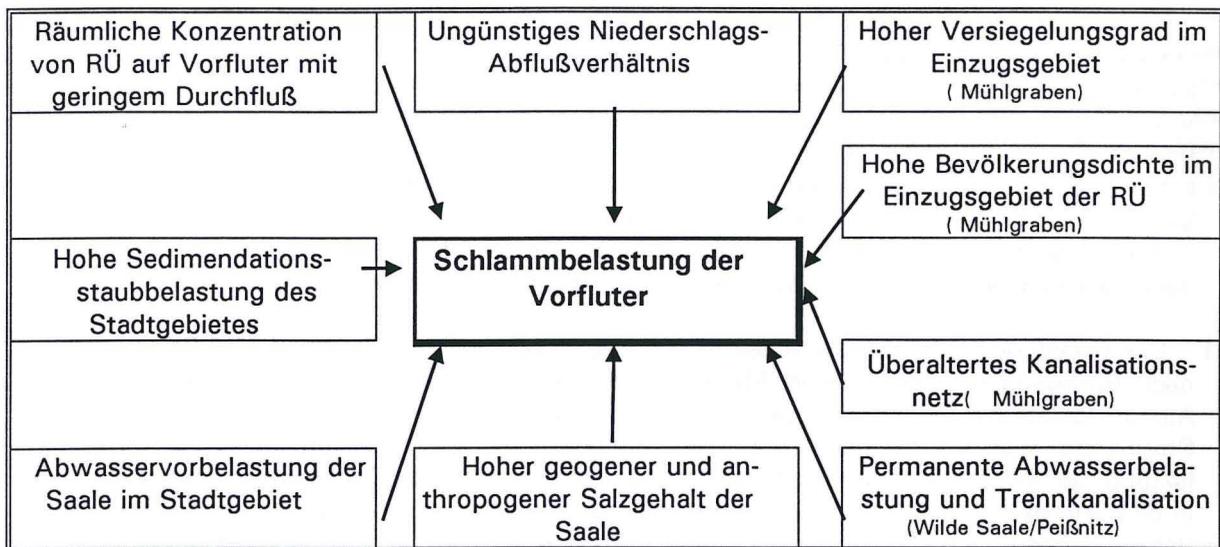


Abb. 7.1: Ursachen der überdurchschnittlich hohen Schlammbelastung des Mühlgrabens und der Wilden Saale / Peißnitz

7. Außerdem führen bereits relativ gering intensive Niederschläge zu Regenwasser-entlastungen 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 Regenüberlaufschwellen 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).
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 Mischwasser-schwebstoffen anreichert. Nach dem Eintrag in die Vorfluter verbleiben aber Teile der hochbelasteten organischen Substanz und der Feinstfraktion in Schwebelagung und werden nicht für die Schlammfällung 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. Diese beträgt im Schlamm des Mühlgrabens nach der drastischen Reduzierung der Einleitungsmenge in Buna nur noch 4 % der Konzentration vor 1990 und überschreitet damit nicht 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 Vorgängen der spezifischen Koagulation einbezogen und mit den entstandenen Schwebstoff-flocken 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. Das Belastungsverhältnis zwischen Mühlgraben / Wilder Saale (Peißnitz) und Stromsaale ist nach Rückgang der industriellen Abwassereinleitungen im wesentlichen konstant geblieben. Allerdings war der Belastungsrückgang in den Nebenarmen dennoch etwas geringer als in der Stromsaale, was auf den höheren Anteil kommunaler Schwermetalleinträge an der Gesamtbelastung der Nebenarme zurückzuführen ist. Da gegenwärtig das Spektrum der Schwermetalle in den Stromsaaleschlämmen weitgehend dem der Schlämme in Mühlgraben und Wilder Saale (Peißnitz) 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 Schlamm-partikel im Vorfluter kommt. Damit werden auch die resuspendierten Schlamm-partikel im wesentlichen nur innerhalb des Vorfluters verlagert und kaum heraustransportiert. 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 in der Regel erheblich mit Schadstoffen belastet. Außerdem führen überalterte Kanalisationssysteme 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 Schlamm-partikel 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.
- BARSCHE, H., K. BILLWITZ UND E. SCHOLZ (1984): Labormethoden in der physischen Geographie. Gotha.
- BCR (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.
- 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.
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) [Hrsg.] (1993): Schadstoffe in Sedimenten und Schwebstoffen der Elbe. 1. Zwischenbericht. Berlin.
- 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.).
- CLU (CHEMISCHES LABOR FÜR UMWELTANALYTIK HALLE/SAALE) (1994): Projekt Roßgraben. Untersuchungsbericht 410/250. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten (unveröff.).
- DIN (NORMENAUSSCHUß WASSERWESEN IM 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 Filtrattrockenrückstandes 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).
- DUSNY, H. R. UND T. STRIEBEL (1993): Transport und Rückhaltungsmöglichkeiten von Schwermetallen in der Misch- und Trennkanalesation 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.
- DWD (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.).
- FAS (FORSCHUNGSANSTALT FÜR SCHIFFFAHRT, WASSER- UND GRUNDBAU BERLIN) (1977): Dokumentation zum Modellversuch "Hochwasserschutz Halle". 2 Teilberichte. Staatliches Amt für Umweltschutz, Gutachten (unveröff.).
- 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 fluvialen Sedimenten. Chemikerzeitung, 100, 2, 49 - 57.
- FRÜHAUF, M. (1992): Zur Problematik und Methodik der Getrennterfassung 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).

- GFE (GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG GMBH) (1992a): 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 (GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG GMBH) (1992b): Untersuchung diffuser Bodenkontaminationen in den neuen Bundesländern - Untersuchungsgebiet Bitterfeld. Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, Gutachten. unveröff.
- GFE (GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG GMBH) (1993): Untersuchung und ökologische Bewertung der Bodenkontamination in der Saaleaue der Stadt Halle. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten (unveröff.).
- 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).
- HWA-GMBH (HALLESCHES WASSER- UND ABWASSER GMBH) (1993): Vergleich der Schwermetalle in Klärschlammproben KA Halle-Nord 1984 - 1993. Laboranalysen (unveröff.).
- HWA-GMBH (HALLESCHES WASSER- UND ABWASSER GMBH) (1994): Von der Ableitung zur Klärung. Generalentwässerungsplan 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. KLEEBERG [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. Gewässerkdl. 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. Gewässerkdl. 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. Gewässerkdl. 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.
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (1993): Bericht über Stand der Durchführung der im "Ersten Aktionsprogramm (Sofortprogramm) zur Reduzierung der Schadstofffracht in der Elbe und ihrem Einzugsgebiet" enthaltenen Maßnahmen. Magdeburg.
- IWU (INGENIEURBÜRO WASSER- UND UMWELTECHNIK GMBH HALLE) (1991): Sanierung des Mühlgrabens. Grundlagenermittlung, Vorplanung. Magistrat der Stadt Halle, Umweltamt, Gutachten. unveröff.
- ITW (INGENIEURBERATUNG GMBH ISERLOHN) (1992a): Ökologische Sanierung Mühlgraben Halle. Projektstudie Teil I: Grundlagenermittlung. Staatliches Amt für Umweltschutz Halle, Gutachten. unveröff.
- ITW (INGENIEURBERATUNG GMBH ISERLOHN) (1992b): Ökologische Sanierung Mühlgraben Halle. Teil II: Entwurf des technologischen Konzepts. Staatliches Amt für Umweltschutz Halle, Gutachten. unveröff.
- ITW (INGENIEURBERATUNG GMBH ISERLOHN) (1992c): Sanierung Mühlgraben Halle (Saale). Weiterführende Untersuchungen zur Projekt- und Planungsvorbereitung. Staatliches Amt für Umweltschutz Halle, Gutachten. unveröff.
- JOST (INSTITUT DR. JOST UMWELTANALYTIK GMBH (1994): Untersuchungsbericht 61/94. Unterhaltungsverband "Untere Saale", Halle, Gutachten. unveröff.
- 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. KLEEGERG [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).
- LAU (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT) [Hrsg.]:
- Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1991. Halle.(1992).
- Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1992. Halle. (1993A).
- Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1993. Halle. (1994).
- Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1994. Halle. (1995A).
- LAU (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT) [Hrsg.] (1993B): Klärschlammverwertung im Landschaftsbau. Halle (= Berichte 7).
- LAU (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT) [Hrsg.] (1993C): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und Ausbau der Fließgewässer im Land Sachsen-Anhalt. Halle.
- LAU (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT) [Hrsg.] (1995B): Das Frühjahrshochwasser vom April 1994. Halle (= Berichte 15).
- LAU (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT) [Hrsg.] (1995C): Haupttabellen der Durchflüsse der Saale am Unterpegel Trotha 1986 bis 1990 und Überschreitungswahrscheinlichkeiten für Hochwasserereignisse für die Jahresreihe 1958 bis 1987. unveröff.
- 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 Gewässergütevorschau. 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. Gewässerkd. 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.
- MIDEWA (MITTELDEUTSCHE WASSER- UND ABWASSER GMBH) (1994): Ergebnisprotokolle von Klärschlammanalysen der Kläranlagen Halle-Trotha, Halle-Süd im Zeitraum 1992 bis 1994. Halle-sche Wasser und Abwasser GmbH, Laboranalysen. unveröff.
- MZ (MITTELDEUTSCHE ZEITUNG) (1994): Entwarnung für die Saaleaue. Bodenbelastung hält sich in Grenzen. 3.5.1994.
- 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.
- ORGA LAB (GMBH ZIRNDORF) (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.
- SÄCHS. ADW (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. (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. KLEEGERG [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.
- STAU (STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE) (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 (TECHNISCHER ÜBERWACHUNGSVEREIN 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. U. 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.).
- WWD (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.
- WESTRICH, B. (1986): Hydromechanic aspects of contaminated sediment transport in fluvial systems. In: Sediment and water interactions. Sley [Hrsg.] (1986), 63 - 68.
- WEBLING GMBH (DR. WEBLING GMBH & Co. KG 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 Göttschemündung. 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.

Summary

Extensive and highly contaminated sludge deposits in side arms of the river Saale are one of the greatest environmental problems within the city of Halle, as many investigations for ecological stocktaking in the area have shown. Previous investigations took these deposits for sedimentated waste water solids mainly coming from the chemical industries upstream the river Saale.

Because of particularities in spatial distribution of the deposits within the stream channels the impacts of waste water discharges from combined sewerage overflows were closely investigated. The position, the quantity and the heavy metal contamination of the deposits with regard to effects of sewerage overflows was analysed by various field and laboratory methods. The results of these investigations prove that precipitation-related sewage inflows from the municipal sewerage system are the main reasons for the huge accumulation of sludge in the stream channels of the small receiving water courses. It seems important to consider this influences of the city themselves in further suggestions for a redeveloping the more so because it has not taken into account before. The main results are summarised as follows.

1. The spatial distribution of sludge deposits in the stream channels shows almost no dependency from various hydraulic conditions, we analysed (e. g. stream velocity, wide-depth-relations, a. s. o.). In some cases we found even inconsistencies between the load of sludge in the stream channels and the hydraulic conditions in it. Besides the total amount of sludge we found was much lower than expected.
2. Evident spatial relations exist between the sludge deposits and sewerage storm overflows. Suspended substances in sewage discharges are able to form flakes by coagulation and flocculation effects esp. due to the organic substances in the water. Risen sink velocity of such (macro) flakes make their deposition even in running waters possible. The generation of settleable macro flakes depends on both the ability of rivers to dilute the organic rich waste water and various hydraulic conditions. Hydraulic conditions control the necessary particle contacts as well as the sedimentation processes. The deposition rate of flakes increases by low water levels and low stream velocities. So the water discharge in the stream channels influences both, the generating of flakes (by dilution) and the rate of sedimentation (by depth and stream velocity).
3. For these reasons the spatial concentration of sewerage overflows on the small, slow flowing side arms must be seen as the main reason for generating of sludge. Besides the flocculation processes are also promoted by waste water effluents of municipal sewage plants upstream and the high salinity of the river Saale. This is caused by natural as well as industrial sources.
4. The maximum rate of settling particulate matter we have to expect during typical late summer situations with decreasing water levels (small dilution) and rising sediment inputs by heavy thunderstorms. In some cases the sludge fills even up to 70 % of the flow profile. The resulting decrease of discharge leads to lower waste water dilution and therefore to higher rates of sedimentation. So the sludge generation must be seen as a self re-enforcing process.
5. Referring to the enormous quantity of the mud deposits the order of the annual sediment load magnitude by sewerage discharges was calculated. We found a total load of sediment of about 1000 t per year coming from the urban watersheds. By taking into account this rate as well as the length of sedimentation periods and the extent of sludge an average annual

rate of sedimentation of about 50 % from the total sediment influx was computed. This rate we found independently from each other for the Mühlgraben as well as for the Wilde Saale (Peißnitz).

6. In relation to the size of the urban catchment area the annual sediment input complies the order of magnitude of the average dust fall in large German cities. Because the dust material is washed off into the municipal sewerage by stormwater runoffs, it is a main source for the sewage sediment input. Owing to enormous industrial emissions and a large number of coal firing systems in private households the annual dust deposition in the area of Halle till 1990 was up to five times higher than the maximum rates in comparable cities of Western Germany.
7. The bounded capacity of the municipal sewage system, which was found about one hundred years ago, is another aggravating circumstance. The growing number of inhabitants and the rising size of connected (sealed) areas leads to exceeding the capacity of the sewerage system also due to low intensive rainfalls. Thick sediment deposits within the sewage channels - which may be formed there during longer dry weather conditions - may worsen the situation esp. in summertime. The following figure gives an overview about the main reasons for the huge extent of sludge within the stream channels of the Mühlgraben and the Wilde Saale (Peißnitz):

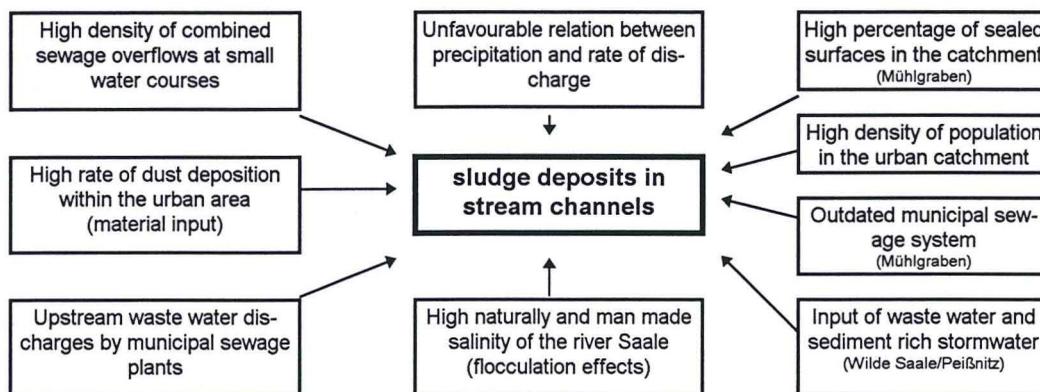


Fig. 1: Causes for the exceeding sludge load in the Mühlgraben and the Wilde Saale (Peißnitz)

8. The concentration of heavy metals in suspended solids we extracted from mixed water samples, was significant above the average concentration of the sludge in the municipal sewage plants. This difference is caused by the high percentage of stormwater runoff, which contains an abundance of heavy metal contaminated particles esp. from traffic areas. The heavy metal spectra of settled mix water solids is almost identically the one of the upper layer of the sludge deposits.
9. This layer contains only about half as much heavy metals as the underlying sediment, that was deposited before 1990. That is mainly for the drastic regression of industrial waste water inputs after 1990, as particular the concentration of mercury shows. The input of this element (which was used as catalyst in the upstream located chemical plant Buna) nearly stopped in 1990. The concentration of mercury in the topmost layer of the deposits in the Mühlgraben achieves only 4 % of the level of the underlying sediments.
10. Supposedly the heavy metal contamination of the sludge deposits in the Mühlgraben and the Wilde Saale (Peißnitz) is mainly caused by including high loaded suspended solids from the Saale in flocculation processes. Due to the strong coherence between organic substances and heavy metal load the organic rich sludge in the side arms is significant stronger contaminated as sediment in the Saale.
11. The ratio of the sediment heavy metal load between the Saale and the side arms kept - despite the changes after 1990 - almost constant. The similarity of the heavy metal spectrum in both kinds of sediments points to municipal sources as the main cause for the recent heavy metal contamination.

12. The fine grained consistency of the sludge and various processes of its diagenetic consolidation prevent a stronger remobilization of the sediment during floods. Only in the complete water saturated zone in the topmost layer of the deposits occur re-suspensions effects.
13. In sections of the water courses where flooded areas retard the stream velocity within the channel the suspended sediments became re-deposited. For this reason the mobilized sludge particles were only displaced within the channel but not out of it. Due to the rising load of sediment in the channels and the reduced flow profiles the water course will built up earlier and more frequently such retarding acted flooded areas.
14. Almost no re-suspendable are the sludge deposits nearby the banks of the stream channels. During falling water levels these deposits periodically became drained and compacted by gravity. In connection with microbiological processes within the sludge such deposits got a consistency protects them from flood induced remobilization. For this reason the sludge tends to accumulation much more than the fine grained sediments of the Saale. The high resistance of the sewerage-related deposits is a most essential prerequisite for the huge quantity of sludge in the urban water courses.

The investigations have shown that unfavourable interactions of general urban features with natural variances of the water balance and local specifics of the river Saale and the city of Halle caused high loads of heavy metal contaminated sludge in small urban water courses. But such conditions are also expected in other urban areas. Large parts of sealed urban surfaces and typical high population densities leads to almost unrulable huge extents of waste water there. Especially the urban stormwater runoff as a rule is high loaded with pollutants from traffic and industrial sources. In addition the mostly outdated sewerage systems - particular in cities of the former GDR - disburden surpassing great quantities of sewage water into the receiving water courses. But small running waters in urban areas are often unable to buffer the flushing and spatial concentrated waste water inflows. The high content of organic matter in the sewage inputs favoured the sorption of heavy metals at the originated deposits. In case of additional industrial influences extremely heavy metal accumulations in the organic rich sediments are possible. Furthermore putty effects of the organic matter in the sludge turn its consistency into a almost no erodible one. That should be considered in further estimations of the effects of floods regarding sediment and heavy metal transfer into the flood plain area. A quasi natural solution of the problem by fluvial excavation is to exclude.

Zum Autor:

Frank Winde, geb. in Quedlinburg; studierte von 1988 bis 93 Geographie (Diplom) an der Martin-Luther-Universität in Halle mit den Nebenfächern Umweltchemie, Soziologie und Geologie; 8/91 Sprachkursstipendium des DAAD in Großbritannien; von 10/92 - 3/94 Aufenthalt am Institut für Geographie II der Universität Karlsruhe im Rahmen eines Forschungsprojekts der Volkswagen-Stiftung; von 4/93 - 1/96 wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Geographie in Halle, Lehrstuhl Geoökologie; Mitarbeit an dem Projekt des Umweltforschungszentrums Halle - Leipzig "Schadstoffe und Schadstofftransfer in der Saaleaue des Halleschen Stadtgebiets" unter Leitung von Prof. Dr. M. Frühauf.

Anschrift:

Dr. Frank Winde
Neustädter Str. 40
06502 Thale

Vorfluter	Probennummer	Profil	Schwermetallkonzentration [mg/kg TS]								oS	Körnung (incl. oS) [Ma%]			
			Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Summe		T	U	T + U	Sand
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	4	31	35	65
	26/5/3	li.C (Fl.km 107,5)	1,6	39	29	0,3	21	21	219	330,9	3	1	7	8	92
	26/5/4	re. D (Fl.km 107,1)	2,4	54	67	0,7	45	76	459	704,1	11	2	40	42	58
	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	1	7	8	92
	26/5/6	re. (Fl.km 106)	2,5	38	55	0,9	39	65	459	659,4	10,3	5	42	47	53
	26/5/7 (26/5/11)	re. (Fl.km 103,2)	1,6	43	57	3,2	35	46	350	535,8	8,3	1	15	16	82
Wilde Saale/ Rabeninsel (Probennahme: 24.6.1994)	24/6/1	re. 910	1,3	12	18	3,4	18	21	84	157,7	1,6	1	2	3	97
Mühlgraben (Probennahme: 11.5.1994) 12.05.94	11/5/1 (26/5/12)	re. 2725	2,3	33	66	3,2	44	68	335	551,5	7	1	23	24	76
	11/5/2	re. 2036	3,9	70	87	2	61	102	685	1010,9	15	2	38	40	60
	2/12/1+2	li. 1500	4,5	70	84	3,6	65	115	700	1042,1	14	2	36	38	62
	12/5/2	li. 1463	4,4	77	92	5	58	97	685	1018,4	16,4				
	12/5/3	re. 625	4	113	137	8,8	66	119	801	1248,8	14,2	3	36	39	61
Wilde Saale/ Peißnitz (Probennahme: 24.6.1994)	24/6/2	re. 1450	4,4	47	82	5,5	49	96	879	1162,9	10,8				
	Schwanenbr.		4	94	111	5,4	74	117	767	1172,4	9,1	24	60	84	16
	Talstr.		4,7	87	109	3,5	91	119	793	1207,2	11	21	51	72	28
Weißer Elster	26/5/8	re.	8,6	134	117	0,6	93	95	1225	1673,2	21,5	20	36	56	44
Gerwische.	26/5/9	re.	8,7	140	127	0,7	94	114	1138	1622,4	22,8	2	20	22	78

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)

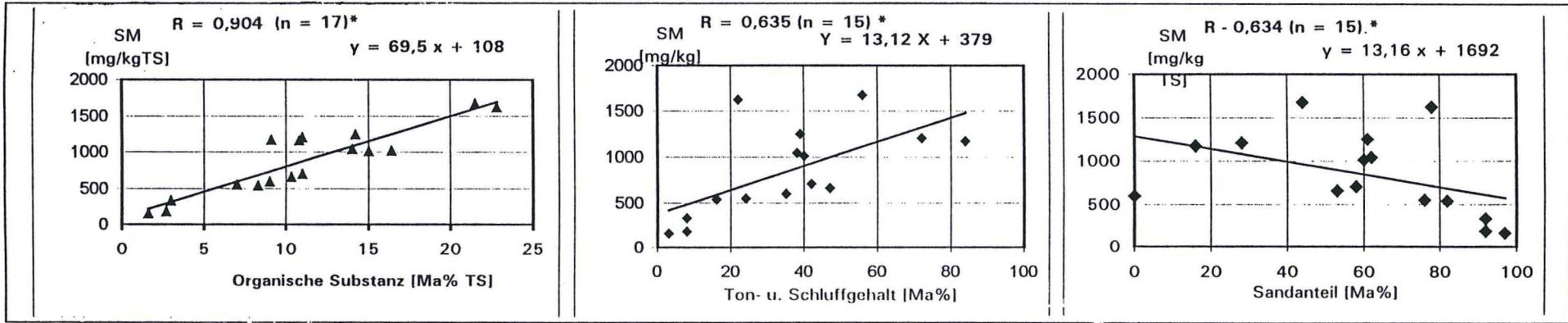


Fig 2: Beziehungen zwischen der summarischen Schwermetallkonzentration in den Schlämmen und Gehalt an organischer Substanz bzw. den Anteilen der Kornfraktionen