

Konzentration und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss

FA 5.152

Forschungsstellen: Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH, Hannover

Bioplan Landeskulturgesellschaft, Sinsheim

Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft (Dr.-Ing. S. Fuchs)

IUS Institut für Umweltanalytik und Schadstoffchemie, Stuttgart

Bearbeiter: Grotehusmann, D. / Lambert, B. / Fuchs, S. / Graf, J.

Auftraggeber: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn

Abschluss: August 2014

1 Veranlassung

Systematische Untersuchungen zur Belastung der Straßenabflüsse mit organischen Schadstoffen, die zum Beispiel in Weichmachern, Tensiden, Klebstoffen, Lacken, Korrosionsschutzadditiven, Benzinzusätzen, Vulkanisierungsbeschleunigern beziehungsweise Alterungsschutzmitteln (Antioxidans) zur Herstellung von Reifen enthalten sind, liegen derzeit nicht vor. Eine Bewertung der Straßenabflüsse hinsichtlich einer potenziellen Belastung mit diesen Stoffen für Boden und Gewässer und gegebenenfalls in Bezug auf die Umweltqualitätsnorm (UQN) der EU-Kommission (Immissionswert) ist aufgrund der Datenlage daher derzeit nicht möglich.

Im Rahmen dieses F & E-Vorhabens wurden für ausgewählte organische Parameter an drei Autobahnen die Konzentrationen in der wässrigen und partikulären Phase des Niederschlagsabflusses in Abhängigkeit der Jahreszeit, des Fahrbahnbelags und der straßenbegleitenden Vegetation ermittelt.

Dazu wurden zunächst in Vorversuchen (Standversuche) die Auswirkungen der langen Probensammelzeit von bis zu einem Monat untersucht. Anschließend wurden an drei ausgewählten Standorten von Oktober 2011 bis September 2012 die Beprobungen durchgeführt.

2 Untersuchte Parameter

Als Parameter wurden Bezothiazole, Alkylphenole, Bisphenol A, Methyl-tert-butylether (MTBE), Bis(2-ethylhexyl)phtahalat DEHP, PAK, PCB, AOX/EOX, MKW sowie die Schwermetalle Zn, Cu, Pb und Cd untersucht.

3 Material und Methoden

3.1 Standortwahl

Die Standorte wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- Qualität des Fahrbahnabflusses möglichst ausschließlich vom Straßenverkehr abhängig,

- keine Konzentrationsveränderung des Straßenabflusses durch Voredimentation bei der Muldenentwässerung oder in Straßeneinläufen,
- hohe Verkehrsbelastung,
- Standorte mit Asphalt- und Betonfahrbahnen.

Zusätzliche Randbedingungen wie Dammlage, geringes Straßenlängsgefälle, vorhandener Standstreifen etc. waren für den sicheren Aufbau und Betrieb der Probenahmeeinrichtungen notwendig.

In Tabelle 1 sind die Kenndaten der drei Versuchsstandorte aufgelistet.

Tabelle 1: Kennzahlen der Untersuchungsstandorte

		Standort A 6 Steinsfurt	Standort A 7, AS Großburgwedel	Standort A 37, AK Hannover-Kirchhorst
Material		Asphalt	Beton	Asphalt
DTV	Kfz/d	85 600	66 200	45 000
Gesamtbreite der Fahrbahn inkl. Standstreifen	m	14,50	14,00	10,50
Breite Auffangwanne	m	1,9	2,0	2,6
Beprobbare Niederschlagsmenge (N_{eff}) bei Behältervöllfüllung	mm	32,1	31,6	32,4

3.2 Messungen und Probenahme

3.2.1 Probenahmeeinrichtung

Die Eigenschaften der zu untersuchenden organischen Schadstoffe erfordern besondere Anforderungen an die Probenahmeeinrichtung, die Probenahme und die Analytik. Für die Probenahme konnten wegen der Leichtflüchtigkeit einiger Stoffe (MTBE, Benzol) und wegen der möglichen Kontamination der Proben (Einfluss auf die zu untersuchenden Weichmacher bei Einsatz von Kunststoffen) keine konventionellen automatischen Probenehmer mit Unterdruckansaugung über Kunststoffschläuche zum Einsatz kommen.

Hier wurden großvolumige Probensammelbehälter aus Edelstahl eingesetzt, die im freien Gefälle über eine Auffangwanne am Bankett und eine Edelstahlrinne mit dem direkten Abfluss der Verkehrsflächen befüllt wurden. Die Breite der Auffangwanne war mit 1,9 m bis 2,6 m so bemessen, dass die knapp 900 l fassenden Sammelbehälter rd. 35 mm Niederschlagsabfluss fassen konnten.

3.2.2 Probenahme

Nach Füllung der Behälter oder spätestens nach einem Monat wurden nach einer Absetzzeit von ≥ 3 Tagen das Überstandwasser und das Sediment im Behälter getrennt beprobt. Nach dieser Zeit hat eine weitgehende Sedimentation der Feinpartikel des Autobahnabflusses stattgefunden. Das Überstandwasser wurde durch Öffnen des Ventils am Behälterboden abgelassen. Dabei wurden abflussproportional Proben gezogen. Nach vollständigem Abfluss des Überstandwassers wurde das gesamte Sediment geborgen (meist ca. 20 – 100 g TM). Nach jeder Probenahme wurden Überstandwasser und Sediment eingefroren.

Zusätzlich zu den Sedimenten im Sammelbehälter wurden auch die Sedimente aus der Auffangwanne und der Rinne beprobt.

Durch die getrennte Beprobung und Analyse der Wasser- und Feststoffphase konnte bei den partikelgebundenen Analyten ein hoher Abstand des Messwerts von der Bestimmungsgrenze und damit hohe Messgenauigkeit erzielt werden.

3.2.3 Quartalsmischprobenherstellung

Am Ende eines jeden Quartals wurden die Überstandwasserproben aufgetaut und zuflussproportional zu einer Quartalsmischprobe vereinigt. Ebenso wurde mit dem Sediment verfahren.

3.2.4 Ermittlung der Konzentrationen und Frachten

Die Berechnung der mittleren Jahreskonzentration erfolgte abflussproportional beziehungsweise proportional zur Sedimentmasse aus den vier Quartalsmischproben. Die Gesamtgehalte setzen sich aus dem Überstandwasser der Sammelbehälter (weitgehend gelöste Phase) und der Festphase (Sediment) zusammen. Die Frachten wurden über die mittleren Jahreskonzentrationen und den ermittelten Jahresabfluss berechnet.

3.3 Standversuche

In Standversuchen und einem BSB₃₀-Rührversuch wurde untersucht, ob durch die maximal einmonatige Sammelzeit der Proben im Probebehälter durch Mineralisierung des Sediments eine relevante Änderung der organischen Analyten in der Wasser- und Festphase auftritt.

Die Niederschläge wurden an den Standorten mit Niederschlagsmesstrichtern erfasst. Aus dem erfassten Zufluss in die Probensammelbehälter und den zugehörigen Niederschlägen wurden die Abflussverhältnisse bestimmt und daraus ein mittlerer Jahresabfluss berechnet.

3.4 Analysen

Die anorganischen Analyten wurden vom Labor Bioplan und die organischen Analyten vom Labor IUS untersucht.

Die analytischen Messunsicherheiten (MU) liegen für die untersuchten organischen Parameter zwischen ± 20 bis ± 25 % und

wurden aus Präzisionsdaten und Ringversuchsdaten (oder Daten aus zertifizierten Referenzmaterialien) abgeleitet oder wurden durch Vergleichsmessungen geschätzt.

4 Ergebnisse der Standversuche

Von den zu untersuchenden organischen Parametern sind nur für vier Benzothiazole und Bisphenol A deutliche Konzentrationsänderungen bei den Standversuchen nach 30 Tagen Standzeit bei Raumtemperatur festgestellt worden.

Die Standversuche sind auf der "sicheren Seite" unter pessimistischen Bedingungen durchgeführt worden. Das Verhältnis zwischen Wasser und Sediment wurde etwa um den Faktor von 18 – 20 gegenüber den Bedingungen in normalen Entwässerungseinrichtungen erhöht.

Wahrscheinlich wären die festgestellten Konzentrationsänderungen bei normalem Verhältnis zwischen Wasser und Feststoff deutlich geringer ausgefallen. Die Standversuche zeigen aber, dass eine Veränderung der Probenbeschaffenheit nach 30 Tagen Standzeit nicht ausgeschlossen werden kann.

Die Beprobung der drei Standorte (Hauptuntersuchung Quartale 04/11 – 03/12) wurde daher mit holzverkleideten Sammelbehältern vorgenommen, um die Aufheizung bei Sonneneinstrahlung zu minimieren.

5 Untersuchungsergebnisse an den drei Standorten

5.1 Randbedingungen der Untersuchung

5.1.1 Niederschlags-Abschluss-Messungen

Während der einjährigen Untersuchung waren die Niederschläge mit 454 bis 535 mm an allen drei Standorten im Vergleich zum langjährigen Mittel gering. Vom Fahrbahnabfluss eines gesamten Jahres konnten je nach Standort zwischen 61 und 82 % beprobt werden. Verglichen mit üblichen Beprobungen von Niederschlagsabflüssen sind das sehr hohe Werte.

5.1.2 Feinpartikelabtrennung

Die Absetzzeit für das Überstandwasser der Sammelbehälter betrug meist fünf Tage. Die AFS-Gehalte der Quartalsmischproben betragen im Zeitraum der Tausalanzwendung (04/11, 01/12) durch die damit verbundenen Dispergierungseffekte im Durchschnitt 4,6 mg/l, in der tausalzfreien Periode 1,9 mg/l. Somit kann davon ausgegangen werden, dass eine weitgehend quantitative Abtrennung der Feinpartikel im Überstandwasser stattgefunden hat. Daher können die Gehalte des Überstandwassers den gelösten Gehalten gleich gesetzt werden.

5.1.3 Parameter unter Bestimmungsgrenze

Die Bestimmungsgrenze wurde für neun organische Parameter im Überstandwasser und für vier organische Parameter im Sediment unterschritten. Sie sind in Tabelle 2 mit den Bestimmungsgrenzen aufgeführt.

Tabelle 2: Organische Analysenparameter mit Bestimmungsgrenzen, die bei allen Analysen unterschritten wurden

	Überstandwasser	Sediment
PCB-6	1 ng/l	
Benzol	1 µg/l	
MTBE	0,1 µg/l	0,1 mg/kg
ETBE	0,1 µg/l	0,1 mg/kg
MBT	0,1 µg/l	0,1 mg/kg
MeBT	0,1 µg/l	0,1 mg/kg
Bisphenol A	0,5 µg/l	
Nonylphenol	0,5 µg/l	
Octylphenol	0,5 µg/l	

5.2 Gesamtkonzentrationen

Die Gesamtgehalte der Schadstoffe wurden in das Jahresmittel umgerechnet, um zufällige Streuungen weitgehend auszuschließen. Aus den Gehalten des Überstandwassers (gelöster Anteil) und der Behältersedimente (partikulärer Anteil) und der Abflüsse wurde der Gesamtgehalt berechnet.

Die Schwermetallkonzentrationen sind in Tabelle 3 und die Konzentrationen der organischen Parameter in Tabelle 4 jeweils als gesamte und gelöste Konzentration und dem prozentualen partikulären Anteil aufgelistet.

Tabelle 3: Schwermetallgehalte und partikulärer Anteil des Autobahnabflusses, abflussgewichteter Jahresmittelwert

	part. [µg/l]	gelö. ¹⁾ [µg/l]	ges. [µg/l]	part. Anteil
Eisen				
Steinsfurt	7 050	291	7 341	96 %
Großburgwedel	2 813	118	2 930	96 %
Kirchhorst	4 556	106	4 663	98 %
Zink				
Steinsfurt	424	139	563	75 %
Großburgwedel	204	47	251	81 %
Kirchhorst	197	53	250	79 %
Cadmium				
Steinsfurt	0,14	0,20	0,33	41 %
Großburgwedel	0,09	0,08	0,17	54 %
Kirchhorst	0,11	0,14	0,25	44 %
Kupfer				
Steinsfurt	155	31	186	83 %
Großburgwedel	57	12	69	82 %
Kirchhorst	85	20	105	81 %
Blei				
Steinsfurt	19,1	1,3	20,4	94 %
Großburgwedel	11,3	1,2	12,5	90 %
Kirchhorst	20,6	1,1	21,7	95 %

¹⁾: gelöst = Gehalte des Überstandwassers (nicht filtriert!)

Die SM-Gesamtgehalte liegen im typischen Konzentrationsbereich von Straßenabflüssen. Auffällig ist der geringe partikuläre Anteil des Cadmiums von nur 41 – 54 %.

Die MKW-Gehalte von Steinsfurt liegen mit 1,66 mg/l vermutlich über dem Durchschnitt der Autobahnabflüsse. Die Konzentrationen in Großburgwedel und Kirchhorst dürften hingegen den Durchschnitt widerspiegeln.

Die PAK-16-Gehalte können nach den bisher vorliegenden Untersuchungen von Autobahnabflüssen als repräsentativ angesehen werden. Der partikuläre Anteil beträgt weit über 90 %.

Der Vergleich der Analyten MTBT, Nonylphenol, Octylphenol und DEHP mit der orientierenden Untersuchung von Stachel et al. (2007) zeigt, dass bei Stachel beprobungsbedingt (nur Stichproben) deutlich höhere Maximalgehalte aufgetreten sind.

Für MKW, PAK-16, PCB-6 und DEHP konnte einheitlich ein hoher partikulärer Anteil (> 83 %) festgestellt werden (Tabelle 4).

Für Benzol, Bisphenol A, Nonylphenol und Octylphenol konnten aufgrund der hohen Bestimmungsgrenzen im Wasser keine partikulären Anteile ermittelt werden.

Für die drei Benzothiazole (MTBT, BT, OHBT) liegt der partikuläre Anteil bei bis zu 53 %. Beim BTSA ergaben zwei Standorte kleine (≤ 10 %) und ein Standort einen hohen partikulären Anteil (79 %). Beim letzteren sind im Gegensatz zu den anderen beiden Standorten keine höheren Konzentrationen im Überstandwasser gemessen worden, sodass der Konzentrationsanteil aus dem Sediment deutlich überwiegt.

5.3 Feinpartikelfrachten

Da die Feinpartikel des Straßenabflusses aufgrund der großen Zahl an Analyten mit hoher Partikelbindung der Hauptschadstoffträger sind, wurden die Jahresfrachten der drei Standorte ermittelt. Die Standorte unterscheiden sich in hohem Umfang in der Feinpartikelfracht (Tabelle 5).

Betrachtet man die drei Standorte untereinander, scheint eine lose Beziehung von DTV und Feinpartikelfracht zu bestehen. Bezieht man jedoch die A 100 (Berlin Halensee) und die Derchinger Straße (Augsburg) mit ein, besteht kein Zusammenhang zwischen DTV und T+U-Fracht. Die Standorte an der Stadtautobahn A 100 in Berlin und der Kreisstraße in Augsburg weisen jedoch zusätzlich zur unterschiedlichen Verkehrsbelastung noch andere Randbedingungen wie Bebauung, Standstreifenbreite und Fahrgeschwindigkeiten auf.

Für die Feinpartikel wurde ein großer Einfluss des Sedimentdepots des Standstreifens nachgewiesen (Abschnitt 5.5.1), der wahrscheinlich für die Unterschiede der Feinpartikelfracht der einzelnen Standorte ausschlaggebend ist.

Tabelle 4: Konzentrationen der organischen Analyten und partikulärer Anteil des Autobahnabflusses, abflussgewichteter Jahresmittelwert

	part.	gelö. ¹⁾	ges.	part. Anteil
MKW in mg/l, BG = 0,10 mg/l				
Steinsfurt	8	< 0,1	1,66	> 94 %
Großburgwedel	0,96	< 0,1	0,96	> 91 %
Kirchhorst	0,77	< 0,1	0,77	> 88 %
PAK-16 in µg/l				
Steinsfurt	4,63	0,05	4,68	99 %
Großburgwedel	2,75	0,14	2,89	95 %
Kirchhorst	2,73	0,08	2,81	97 %
PCB-6 in ng/l, BG = 1 ng/l				
Steinsfurt	12,1	< 1	12,1	> 92 %
Großburgwedel	6,8	< 1	6,8	> 87 %
Kirchhorst	7,7	< 1	7,7	> 88 %
Benzol in µg/l, BG = 10-100 µg/l				
Steinsfurt	0,013	< 1	0,013	-
Großburgwedel	0,06	< 1	0,002	-
Kirchhorst	0,04	< 1	0,004	-
MTBT in µg/l, BG = 0,10 µg/l				
Steinsfurt	0,07	0,23	0,30	23 %
Großburgwedel	0,06	0,09	0,15	40 %
Kirchhorst	0,04	0,12	0,16	23 %
BT in µg/l, BG = 0,10 µg/l				
Steinsfurt	0,23	0,52	0,75	31 %
Großburgwedel	0,16	0,47	0,63	26 %
Kirchhorst	0,15	0,13	0,28	53 %
BTSA in µg/l, BG = 0,10 µg/l				
Steinsfurt	0,41	3,65	4,07	10 %
Großburgwedel	0,36	9,35	9,71	4 %
Kirchhorst	0,28	0,08	0,36	79 %
OHBT in µg/l, BG = 0,10 µg/l				
Steinsfurt	0,11	0,29	0,40	28 %
Großburgwedel	0,06	0,36	0,43	15 %
Kirchhorst	0,05	0,11	0,16	29 %
Bisphenol A in µg/l, BG = 0,5 µg/l				
Steinsfurt	0,14	< 0,5	0,14	-
Großburgwedel	0,08	< 0,5	0,08	-
Kirchhorst	0,10	< 0,5	0,10	-
Nonylphenol in µg/l, BG = 0,5 µg/l				
Steinsfurt	0,21	< 0,5	0,21	-
Großburgwedel	0,29	< 0,5	0,29	-
Kirchhorst	0,17	< 0,5	0,17	-
Octylphenol in µg/l, BG = 0,5 µg/l				
Steinsfurt	0,07	< 0,5	0,07	-
Großburgwedel	0,05	< 0,5	0,05	-
Kirchhorst	0,04	< 0,5	0,04	-
DEHP in µg/l, BG = 1,0 µg/l				
Steinsfurt	10,4	0,89	11,30	92 %
Großburgwedel	5,1	10,2	6,13	83 %
Kirchhorst	9,3	0,90	10,17	91 %

¹⁾: gelöst = Gehalte des Überstandwassers (nicht filtriert!)

Tabelle 5: flächenspezifische Feinpartikelfrachten der Autobahnabflüsse

Standort	DTV	T+U-Fracht in kg/ha*a
Steinsfurt A 6	85 600	778
Großburgwedel A 7	66 200	260
Kirchhorst A 37	45 000	327
Berlin A 100 (Halensee) ¹	180 000	180
Derchinger Str., Augsburg ²	10 000	1 600

¹ nach Grotehusmann et al. (2010)
² nach Bayerisches Landesamt für Umwelt (2008)

5.4 Jahresfrachten der Gesamtgehalte

Die flächenspezifischen Frachten der Autobahnabflüsse an den drei Standorten sind in Tabelle 6 aufgeführt.

Es ist zu erkennen, dass die Feinpartikelfracht nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit den Schadstofffrachten steht. Dieser fehlende Zusammenhang erklärt sich aus den unterschiedlichen Quellen. Die Feinpartikelfracht ist wahrscheinlich weitgehend fahrbahnbürtig, während die Schadstofffrachten aus der Nutzung und der allgemeinen Emissionssituation resultieren.

Die höhere Zn-, PAK- und PCB-Fracht in Steinsfurt könnte allerdings mit der höheren Feinpartikelfracht in Zusammenhang stehen. Die höhere T+U-Fracht in Steinsfurt wird nach Kapitel 5.9.1 aus dem Standspur-Zwischendepot erklärt. Dieses T+U-Zwischendepot kann auch als Kollektor für Zn, PAK und PCB wirken.

Die Benzolfracht kann als nicht verlässlich und relevant beurteilt werden. Das gelöste Benzol lag unter der BG und das an die Sedimente gebundene Benzol war sehr stark durch schwankende Messwerte und Bestimmungsgrenzen beeinflusst.

Tabelle 6: flächenspezifische Frachten der Autobahnabflüsse

	Steinsfurt	Großburgwedel	Kirchhorst
Abfluss m³/ha/a	4 326	3 495	3 333
T+U in kg/ha/a	778	260	327
Zn in g/ha/a	2 436	878	834
PAK-16 in g/ha/a	20,2	10,1	9,4
PCB-6 in g/ha/a	52,3	23,7	25,6
Benzol in mg/ha/a	56,8	8,3	12,9
MTBT in g/ha/a	1,32	0,52	0,53
BT in g/ha/a	3,23	2,20	0,93
BTSA in g/ha/a	17,60	33,93	1,18
OHBT in g/ha/a	1,73	1,49	0,53
Bisphenol A in g/ha/a	0,60	0,27	0,34
Nonylphenol in g/ha/a	0,91	1,02	0,56
Octylphenol in g/ha/a	0,30	0,16	0,14
DEHP in g/ha/a	48,9	21,4	33,9

Durch Abbauprozesse können die Frachten bei den Benzothiazolen BT, BTSA und OHBT etwas zu gering und bei MTBT (Endgliederstellung bei Abbau der Benzothiazole) etwas zu hoch eingeschätzt werden.

Trotz des geringen Abstands zur Bestimmungsgrenze dürften aufgrund der geringen Messwertschwankungen die Frachten von Bisphenol A, Nonylphenol und Octylphenol als sicher gelten.

Die Fracht von DEHP kann aufgrund der hohen Messwerte und der geringen Messwertschwankung ebenfalls als sicher gelten.

5.5 Sonderuntersuchungen

5.5.1 Sedimentdepot Standstreifen

Bisher wird davon ausgegangen, dass das Feinpartikeldepot auf der Fahrbahn und an den Fahrzeugen klein ist und während großer Regenereignisse vollständig geräumt werden kann.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde nachgewiesen, dass der nicht befahrbare Standstreifen eine Depotfläche darstellt, die im Gegensatz zu den befahrenen Rollspuren der Fahrbahn nicht durch die Sogwirkung der rollenden Reifen entleert wird.

Um dieses Sedimentdepot zu quantifizieren, wurde im März 2012 der Standstreifen in Steinsfurt im Bereich der Messstrecke ausgewaschen. Das Feinpartikeldepot betrug 161 kg T+U/ha. Diese Sedimentmenge kann nur über mehrere Regenereignisse mit dem Abfluss ausgetragen werden. Die bei zwei unmittelbar aufeinander folgenden großen Regenereignissen ermittelten Konzentrationen waren sehr ähnlich und bestätigen dieses Phänomen.

Die Feinpartikelfracht der drei Standorte zeigt eine Abfolge Steinsfurt > Kirchhorst > Großburgwedel. Die geringe Feinpartikelfracht in Großburgwedel dürfte unter anderem auf das geringe Porenvolumen des Betonbelags zurückzuführen sein (kleineres Sedimentdepot).

5.5.2 Vergleich der Sedimente von Direktabfluss und Regenklärbecken

Im Nahbereich der Messstandorte Steinsfurt und Großburgwedel wurden aus dauereingestauten Regenbecken für Autobahnabflüsse Sedimente entnommen.

Unter Berücksichtigung von T+U, GV und CaCO₃ (An-/Abreicherung) sind die Konzentrationen der Schwermetalle Zn, Cd, Cu, Pb und der organischen Schadstoffe MKW, PAK-16, PCB-6 und DEHP zwischen den direkten Sedimenten im Straßenabfluss und den Sedimenten in den eingestauten RKB ähnlich.

Unter Einbeziehung des anaeroben Abbaus der Benzothiazole im eingestauten Sediment (Abnahme von MTBT, BT, BTSa, Zunahme von OHBT) können die Sedimente im Straßenabfluss mit RKB-Sedimenten verglichen werden.

Nach dem hier erarbeiteten Kenntnisstand könnten RKB-Sedimente für die Abschätzung der anorganischen und organischen Schadstofffracht des Straßenabflusses verwendet werden.

6 Schlussfolgerungen

6.1 Methodik der Probenahme und Frachtermittlung

Die gewählte Art der Probenahme in großvolumigen Sammelbehältern erlaubt die separate Analyse von Wasser- und Festphase. Dadurch wird bei den partikelgebundenen Analyten ein hoher Abstand des Messwerts von der Bestimmungsgrenze erzielt und damit eine höhere Messgenauigkeit erreicht.

Es wird der direkte Straßenabfluss beprobt, Schadstoffverluste oder stoffliche Veränderungen über Probenahmegeräte, Probenahmeschläuche, Sedimentation im Gully, Sammelkanal oder Entwässerungsmulde werden minimiert.

Die ereignisunabhängige Integration der Fahrbahnabflüsse zu Quartalsmischproben vergleichmäßig zeitliche Spitzen von Konzentration und Fracht. Dadurch können jahreszeitliche oder standörtliche Unterschiede besser erkannt werden. Der gleichzeitig hohe Beprobungsanteil von 61 bis 82 % des Jahresabflusses erlaubt eine sichere Erfassung von Konzentration und Fracht.

6.2 Partikulärer Schadstoffanteil

Die geringe Schwankung der Konzentrationen im Sediment und der partikulären Schadstoffanteile zwischen den Standorten lassen zusammen mit dem ausreichenden Abstand zwischen Messwerten und Bestimmungsgrenzen vermuten, dass die ermittelten Werte sicher sind.

Die hohe Partikelbindung (83 – 99 %) von MKW und PAK-16 konnte bestätigt und auf PCB-6 und DEHP erweitert werden.

Die Benzothiazole haben einen eher geringen partikulären Anteil (MTBT: Ø 29 %, BT: Ø 37 %, OHBT: Ø 24 %, BTSa: Ø 31 %). MeMT und MBT wurden weder im Sediment noch im Überstandwasser oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt.

Zu den organischen Analyten Bisphenol A, Nonylphenol und Octylphenol können aufgrund der insgesamt niedrigen Messwerte keine gesicherten Aussagen zum partikulären Anteil getroffen werden. Bei diesen Parametern liegen die Werte im Überstandwasser immer und im Sediment oft unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Der partikuläre Anteil der Schwermetalle Zn, Cu und Pb liegt bei allen Standorten zwischen 75 und 95 %. Bei Cadmium bewegen sich die partikulären Anteile lediglich zwischen 41 und 54 %.

6.3 Jahreszeitliche Schwankungen der Konzentrationen

Insbesondere für die gelösten oder nicht sedimentierbaren Zink- und Cadmiumanteile kann eine deutliche jahreszeitliche Schwankung mit Höchstwerten im ersten Quartal 2012 festgestellt werden, die mit dem hohen Taumiteinsatz in diesem Zeitraum in Verbindung gebracht werden können.

Auch bei den PAK-16 wird eine starke jahreszeitliche Abhängigkeit mit maximalen Werten im Winterquartal beobachtet. Eine Salzabhängigkeit wie bei den Schwermetallen ist jedoch nicht die Ursache, wie der Standortvergleich zeigt. Wahrschein-

lich sind dafür die schlechtere Verbrennung bei kalten Temperaturen sowie der im Winter langsamere Abbau verantwortlich.

Die vier bestimmbaren Benzothiazole MTBT, BT, BTSA und OHBT zeigen während des Sommerhalbjahrs ein aerobes Abbauverhalten (Endprodukt MTBT). In den eingestauten Regenklärbecken wird eher ein anaerobes Abbauverhalten (Endprodukt OHBT) deutlich. Das Verhältnis der Benzothiazole zueinander könnte zukünftig den Abbaugrad detektieren und die Ausgangsgehalte abschätzen helfen.

Die restlichen organischen Analyten zeigen keine Salz- oder jahreszeitliche Abhängigkeit.

Die jahreszeitlichen Abhängigkeiten zeigen, dass zwingend ganze Jahreszyklen zur Bestimmung der Schadstofffrachten untersucht werden müssen.

6.4 Jahreszeitliche Schwankungen der Feinpartikelfracht

Die Feinpartikeljahresfracht und der jahreszeitliche Anfall der Feinpartikel unterscheiden sich zwischen den drei Untersuchungsstandorten. Der Standort mit der größten Feinpartikelfracht (Steinsfurt: 778 kg T+U/(ha·a)) hat einen großen salzbedingten Peak. Beim Standort mit der geringsten Jahresfracht (Großburgwedel: 260 kg T+U/(ha·a)) ist der salzbedingte Peak geringer. Die mit dem Straßenabfluss transportierte Jahresfracht und der jahreszeitliche Verlauf werden weniger durch die Verkehrsbelastung, sondern durch Streusalzmenge, Vorhandensein beziehungsweise Breite des Standstreifens und Porenvolumen des Belags (Asphalt: hoch, Beton: gering) bestimmt.

6.5 Feinpartikel- und Schadstofffracht

Zwischen den Feinpartikelfrachten und den Schadstofffrachten des gleichen Zeitraums besteht kein direkter Zusammenhang, da die Quellen für Feinpartikel (Fahrbahn) und Schadstoffe (Fahrzeugverkehr) unterschiedlich sind. Lediglich bei Zn, PAK-16, PCB-6 und DEHP ist eine Beziehung zu den Feinpartikelfrachten zu erkennen, die aber wahrscheinlich eher auf die Depotwirkung des Standstreifens zurückzuführen ist.

6.6 Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration von der Abflusssumme

Bei der Beprobung von zwei unmittelbar aufeinander folgenden Ereignissen mit hoher Niederschlagssumme am Standort Steinsfurt wurden ähnliche Feinpartikel und Schadstoffkonzentrationen festgestellt. Ein first-flush-Effekt ist nicht nachweisbar.

Eine Ursache dafür ist das Sedimentdepot des Standstreifens. Durch Auswaschen wurde die Sedimentmenge im Porenraum des Standstreifens im März 2012 zu 161 kg T+U/ha ermittelt. Ein solches Depot kann sich nur durch mehrere Regenereignisse entleeren.

Bei kleinerem Porenanteil (Betonfahrbahn) oder fehlendem Standstreifen ist mit einer geringeren Feinpartikelmenge und auch mit geringeren Stofffrachten zu rechnen, da mehr durch Wind verfrachtet wird.

6.7 Indikatorwirkung der Sedimente aus Regenbecken

Die vorliegenden Ergebnisse würden die Erarbeitung einer Methodik ermöglichen, mit der Sedimente aus RKB und bedingt auch Bankettsedimente als aufwandsarme Indikatoren für die Ermittlung der anorganischen und organischen Schadstofffracht verwendet werden könnten. Eine mit einer solchen Methodik durchgeführte Erhebungsuntersuchung könnte die standörtliche Varianz der Schadstofffrachten dieser Untersuchung überprüfen.

6.8 Einordnung der gemessenen Konzentrationen

Die gemessenen Gesamtgehalte der Schwermetalle (Zn, Cd, Cu, Pb) liegen im Bereich der üblichen Konzentrationen von Straßenabflüssen. Auch die ermittelten Werte für PAK-16 und MKW treten in Straßenabflüssen häufig auf.

Bezogen auf die anderen untersuchten organischen Schadstoffe liegen aus anderen Untersuchungen keine vergleichbar repräsentativen Messergebnisse vor. Die hohen Maximalwerte für MTBT, Nonylphenol und Octylphenol der Stichprobenuntersuchung von Stachel et al. (2007) an Hamburger Autobahnen können nicht bestätigt werden.

Für Octylphenol und Nonylphenol wird die Umweltqualitätsnorm JD-UQN (Oberirdische Gewässer, ohne Küstengewässer) von 0,1 beziehungsweise 0,3 µg/l mit Jahresmittelwerten von 0,04 bis 0,07 µg/l beziehungsweise 0,17 bis 0,29 µg/l knapp unterschritten.

Für den Weichmacher DEHP wird der Jahresdurchschnittswert der JD-UQN (1,3 µg/l) mit gemessenen Jahresmittelwerten von 6,13 bis 11,3 µg/l deutlich überschritten.

Die gemessenen Jahresmittelwerte für Benzol sind deutlich kleiner als der Jahresdurchschnittswert der UQN (10 µg/l).

6.9 Konsequenzen für mögliche Behandlungsmaßnahmen für Straßenabflüsse

Wegen der hohen partikulären Anteile bei den meisten Schwermetallen, bei PAK-16, PCB-6 und DEHP kommt dem Rückhalt der Feinpartikel in Regenwasserbehandlungsanlagen besondere Bedeutung zu. In den Wintermonaten ist beim Taumitteleinsatz der gelöste und/oder der schwer absetzbare Anteil der Schwermetalle deutlich höher als im Sommer, was bei Sedimentationsanlagen zu verminderter Absetzleistung führt.

Wegen der Sedimentdepots (und damit auch Schadstoffdepots) des Standstreifens ist nach kräftigen Niederschlagsabflüssen ein signifikanter Rückgang der Konzentration im Abfluss nicht wahrscheinlich. Deshalb ist eine weitgehend vollständige Behandlung des Straßenabflusswassers weiterhin wünschenswert.

Der aerobe Abbau von organischen Schadstoffen wird durch nach jedem Regenereignis trockenfallende Sedimente begünstigt.

Bei geeigneten Untergrundverhältnissen und ausreichend Fläche im Straßenseitenraum stellt daher die flächige Ableitung

der Straßenabflüsse über das Bankett mit gleichzeitiger Versickerung die beste Lösung dar. Partikelgebundene Schadstoffe werden bei der Versickerung ausgefiltert und auch gelöste Stoffe können durch Sorptionsvorgänge zurückgehalten werden.

Müssen die Niederschlagsabflüsse aufgrund mangelnder Flächenverfügbarkeit gesammelt und abgeleitet werden, kann in Behandlungsanlagen mit Filtration (Versickerungsmulden, Versickerungsbecken, Retentionsbodenfilteranlagen) eine bessere Reinigungsleistung als in reinen Absetzanlagen erzielt werden. Bodenfilteranlagen sollten dabei nicht vorentlastet sein (Überlauf nach dem Filterbecken), sondern wie die Versickerungsanlagen mit dem gesamten Straßenabfluss beaufschlagt werden.

Regenwasserbehandlungsanlagen, die ausschließlich auf dem Sedimentationsprinzip beruhen (RKB, RiStWag-Anlagen) müssen für einen vergleichbaren Stoffrückhalt auf die Sedimentation von Feinpartikeln ausgelegt sein. Die geringere Sedimentationsleistung der Anlagen im Winter bei Taumitteinsatz ist bei der Auslegung zu beachten.