

Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss

Berichte der
Bundesanstalt für Straßenwesen

Verkehrstechnik Heft V 295

The logo consists of the word "bast" in a bold, lowercase, green sans-serif font. The letters are slightly rounded and have a white outline, giving it a three-dimensional appearance. The logo is positioned in the bottom right corner of the page.

Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss

von

Dieter Grotehusmann
Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH
Hannover

Benedikt Lambert
Bioplan Landeskulturgesellschaft
Sinsheim

Stephan Fuchs
Karlsruher Institut für Technologie
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Karlsruhe

Josef Graf
IUS Institut für Umweltanalytik und Schadstoffchemie
Stuttgart

**Berichte der
Bundesanstalt für Straßenwesen**

Verkehrstechnik Heft V 295

bast

Die Bundesanstalt für Straßenwesen veröffentlicht ihre Arbeits- und Forschungsergebnisse in der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen**. Die Reihe besteht aus folgenden Unterreihen:

A - Allgemeines
B - Brücken- und Ingenieurbau
F - Fahrzeugtechnik
M - Mensch und Sicherheit
S - Straßenbau
V - Verkehrstechnik

Es wird darauf hingewiesen, dass die unter dem Namen der Verfasser veröffentlichten Berichte nicht in jedem Fall die Ansicht des Herausgebers wiedergeben.

Nachdruck und photomechanische Wiedergabe, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung der Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Die Hefte der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen** können direkt bei der Carl Schünemann Verlag GmbH, Zweite Schlachtpforte 7, D-28195 Bremen, Telefon: (04 21) 3 69 03 - 53, bezogen werden.

Über die Forschungsergebnisse und ihre Veröffentlichungen wird in der Regel in Kurzform im Informationsdienst **Forschung kompakt** berichtet. Dieser Dienst wird kostenlos angeboten; Interessenten wenden sich bitte an die Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Ab dem Jahrgang 2003 stehen die **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt)** zum Teil als kostenfreier Download im elektronischen BASt-Archiv ELBA zur Verfügung.
<http://bast.opus.hbz-nrw.de>

Impressum

Bericht zum Forschungsprojekt FE-Nr. 05.152/2008/GRB:
Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss

Fachbetreuung:
Birgit Kocher

Herausgeber
Bundesanstalt für Straßenwesen
Brüderstraße 53, D-51427 Bergisch Gladbach
Telefon: (0 22 04) 43 - 0

Redaktion
Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit

Druck und Verlag
Fachverlag NW in der
Carl Schünemann Verlag GmbH
Zweite Schlachtpforte 7, D-28195 Bremen
Telefon: (04 21) 3 69 03 - 53
Telefax: (04 21) 3 69 03 - 48
www.schuenemann-verlag.de

ISSN 0943-9331
ISBN 978-3-95606-246-6

Bergisch Gladbach, Dezember 2017

Kurzfassung – Abstract

Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss

Systematische Untersuchungen zur Belastung der Straßenabflüsse mit organischen Schadstoffen, die z. B. in Weichmachern, Tensiden, Klebstoffen, Lacken, Korrosionsschutzadditiven, Benzinzusätzen, Vulkanisierungsbeschleunigern bzw. Alterungsschutzmitteln (Antioxidans) zur Herstellung von Reifen enthalten sind, lagen bislang nicht vor.

Im Rahmen dieses Vorhabens sind an drei Autobahnstandorten an der A 6 (Sinsheim-Steinsfurt), A 7 (Großburgwedel) und der A 37 (Hannover-Kirchhorst) über den Zeitraum eines Jahres von Oktober 2011 bis September 2012 die direkten Straßenabflüsse beprobt worden. Als Parameter wurden Bezothiazole, Alkylphenole, Bisphenol A, Methyl-tert-butylether (MTBE), Bis-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), PAK, PCB, AOX/EOX, MKW sowie zusätzlich die Schwermetalle Zn, Cu, Pb und Cd untersucht.

Die Eigenschaften der organischen Schadstoffe bedingten besondere Anforderungen an die Probenahmeeinrichtung, die Probenahme und die Analytik. Es wurden großvolumige Probensammelbehälter (rd. 900 l Inhalt) aus Edelstahl eingesetzt, die im freien Gefälle über eine Auffangwanne am Bankett und eine Edelstahlrinne mit dem direkten Abfluss der Verkehrsflächen befüllt wurden. Eine Behälterfüllung entsprach rd. 35 mm Niederschlagsabfluss. Es konnten standortabhängig zwischen 61 % bis 82 % des gesamten des Niederschlagsabflusses über den Zeitraum eines Jahres beprobt werden.

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. Dadurch wurde bei den partikelgebundenen Analyten ein hoher Abstand der Messwerte von der Bestimmungsgrenze erzielt und damit eine höhere Messgenauigkeit erreicht. Die Proben wurden zunächst eingefroren und später abflussvolumenproportional zu Quartalsmischproben vereinigt und analysiert. In Vorversuchen wurde der Einfluss der Veränderung der Probenbeschaffenheit nach der max. 1-monatigen Standzeit im Probensammelbehälter untersucht und für die betrachteten Parameter für akzeptabel befunden.

Die Schwermetall-Gesamtgehalte liegen im typischen Konzentrationsbereich von Straßenabflüssen mit hohen partikulären Anteilen (Zn > 77 %, Cu > 81 %, Pb > 91 %). Lediglich bei Cd liegt der partikelgebundene Teil mit 41-54 % deutlich niedriger. Für die Schwermetalle ist ein deutlicher Konzentrationsjahresgang mit Höchstwerten im Winter zu verzeichnen.

Die Gesamtkonzentrationen für die organischen Analyten wurden mit den partikulären Anteilen (vgl. Tabelle 5-19 im Bericht) ermittelt. Für MTBE, ETBE, MBT und MeBT wurden weder in Lösung noch im Sediment Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze gemessen. Für Benzol, Bisphenol A, Nonylphenol und Octylphenol konnten aufgrund der hohen Bestimmungsgrenzen im Wasser keine partikulären Anteile ermittelt werden.

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 Messungen vor. Die hohen Maximalwerte einer Stichprobenuntersuchung an Autobahnen (STACHEL et al., 2007) wurden nicht bestätigt.

Für MKW, PAK-16, PCB-6 und DEHP konnte einheitlich ein hoher partikulärer Anteil (> 83 %) festgestellt werden. Für die 3 Benzothiazole (MTBT, BT, OHBT) liegt der partikuläre Anteil bei bis zu 53 %. Beim BTSA ergaben zwei Standorte kleine ($\leq 10\%$) und ein Standort einen hohen partikulären Anteil (79 %).

Ein first flush Effekt wurde nicht nachgewiesen. Die Schadstoffkonzentrationen direkt aufeinanderfolgender großer Ereignisse waren sehr ähnlich. Die Poren im Fahrbahnbelag des Standstreifens wirken wie ein Sedimentdepot, das sich über längere Zeit entleert.

Bezogen auf die Regenwasserbehandlung kommt dem Rückhalt der Feinpartikel wegen des hohen partikulären Anteils der untersuchten Schadstoffe besondere Bedeutung zu.

Concentrations and loads of organic pollutants in highway runoff

Data on highway runoff pollution caused by organic compounds such as softener, adhesives, tensides, gasoline additives, anticorrosion coatings, and additives used in the tire manufacturing process are rare.

In the framework of this project runoff quality from German highways was monitored at three sites: A6 (Sinsheim-Steinsfurt), A7 (Großburgwedel) and A37 (Hannover-Kirchhorst). Sampling was conducted between October 2011 and September 2012. Concentrations of Benzothiazole, Alkylphenole, Bisphenol A, Methyl-tert-butylether (MTBE), Bis-(2-ethylhexyl)phtahalat (DEHP), PAH, PCB, AOX/EOX, MOH and the heavy metals Zn, Cu, Pb und Cd were analyzed in all samples

According to the specific properties of each particular organic pollutant sampling equipment and procedure were adjusted. High volume (900 l) stainless steel tanks were used to collect total runoff from a well-defined highway area without any contact to further materials. Therefore, funnels were constructed at the side verge of the different sites to capture runoff from about 26 m² area of road pavement. The runoff was transported to the sampling tanks by gravity using stainless steel trenches.

The volume of the tanks counts for around 35 mm runoff. Thus, between 61% and 82% of the annual runoff could be collected at the different sites. After the tanks were filled completely or at the latest after a period of three months, samples from supernatant and sediment were taken. In any case the aim was to produce quarterly mixture samples for further analyses. Both, the long term mixture samples and the separate analysis of the particulate and solute phase allowed obtaining reliable results. Laboratory experiments were conducted to quantify the impact of the long storage of the samples on the concentration of the considered pollutants. The observed alterations were small and hence acceptable.

The analyzed heavy metal concentrations are reflecting typical concentrations for highway runoff with a high particle-bound share (Zn > 77%, Cu > 81%, Pb > 91%). Only Cd shows a considerable lower particle-bound proportion of 41 to 54%.

A significant seasonal variation of heavy metals concentrations with the highest values at the first quarter in winter could be shown.

Total concentrations and particulate fraction for the organic compounds at the three sites are shown in table 5.19 in the report. For MTBE, ETBE, MBT and MeBT, the concentrations were reported to be below the detection limit. Particulate fractions of the pollutants Benzol, Bisphenol A, Nonylphenol and Octylphenol could not be determined due to the high detection limits in water.

The values obtained for PAH₁₆ and MOH are common and occur frequently in highway runoff. In regard to the other organic compounds, there are no similar studies in the literature available. High maximum values found in a random sample survey at highways (STACHEL et al., 2007) cannot be confirmed.

A consistent high particulate fraction (> 83%) was established for the pollutants MKW, PAK-16, PCB-6 and DEHP whereas for the three Benzothiazole (MTBT, BT, OHBT) a particulate fraction of up to 53% was determined. Small particulate fractions ($\leq 10\%$) of BTSA were observed in two locations while at one location a high value (79%) was measured.

A first flush effect could not be detected. The pollutant concentrations of successive rain events resulted to be similar. The pores in the pavement cover of the road shoulder seemed to be a sediment deposit which empties itself over a long period of time.

In regard to the storm water treatment, the removal of fine particles becomes of paramount importance mainly because of the high particulate fraction that was measured for all pollutants under investigation.

Summary

Concentrations and loads of organic pollutants in highway runoff

(DEHP), PAH, PCB, AOX/EOX, MOH and the heavy metals Zn, Cu, Pb and Cd.

1 Background

Studies on highway runoff pollution caused by organic pollutants such as softeners, surfactants, adhesives, coatings, anticorrosion and fuel additives used in the tire manufacturing process are not available. An assessment of the impact of this polluted runoff on water and soil quality taking into consideration the environmental quality standards (EQS) of the EU commission is due to the lack of information not possible.

As part of this R&D project, highway runoff from three sites was analyzed for specific organic pollutants to determine their concentration in the aqueous and particulate phases considering the season, the road surface and vegetation at the edge of pavement.

For this purpose, preliminary experiments were carried out to establish the effects of long sampling periods of up to one month. In addition to that, runoff monitoring and sampling was conducted between October 2011 and September 2012 at three different sites.

2 Analytical parameters

Highway runoff samples were analyzed for Bezothiazole, Alkylphenole, Bisphenol A, Methyl-tert-butylether (MTBE), Bis-(2-ethylhexyl)phthalat

3 Materials and methods

3.1 Selection of sampling sites

Following criteria were used to select the sampling sites:

- quality of highway runoff solely affected by the traffic,
- no change in runoff quantity and pollutant concentration by pre-sedimentation through drainage of swales or in road gullies,
- high traffic volume,
- sites with asphalt and concrete pavements.

Additional boundary conditions such as embankment, low longitudinal slope and existing road shoulders were necessary for the safe installation and operation of the sampling equipment.

Site descriptions and sampling conditions for the three sampling locations are summarized in table 3-1.

3.2 Measurements and sampling

Sampling equipment

Special sampling systems and analytical procedures were required mainly due to the properties of the organic pollutants that were investigated. Because

		Sampling site A6 Steinsfurt	Sampling site A7, AS Großburgwedel	Sampling site A37, AK Hannover Kirchhorst
Surface Material		asphalt	concrete	asphalt
Average Daily Traffic (ADT)	vehicles/d	85,600	66,200	45,000
Total road width including emergency lane	m	14.50	14.00	10.50
Width of collecting pan	m	1.9	2.0	2.6
Precipitation sample volume (N_{eff}) when tank is full	mm	32.1	31.6	32.4

Tab. 3-1: Characteristics of the three highway runoff sampling sites

of the volatility of some compounds (MTBE, benzene) and possible contamination of the samples (effect of plastic materials on softeners concentration) conventional automatic samplers equipped with plastic hoses for vacuum suction could not be implemented.

In this study, large volume samplers made of stainless steel were used to collect direct runoff from the traffic areas. Drip pans located on the road shoulder captured runoff which was transported by gravity using stainless steel trenches to fill up the sampling tanks. The width of the drip pan ranged between 1.9 and 2.6 m so that the sampling tanks with a nearly 900l-volume could collect approx. 35 mm of rainfall runoff.

Sampling

After the tanks were filled or at the latest after one month, and allowing a settling time of ≥ 3 days, samples from supernatant water and sediment were taken. After this period of time, fine sediment particles present in highway runoff were settled. The supernatant water was drained out by opening a valve located at the bottom of the tank. In this way, flow-weighted samples were taken. After the supernatant was totally drained out, sediment samples were collected (normally ca. 20-100 g dry matter). Both samples were kept frozen before they were analyzed.

In addition to the sediments in the tanks, material from the drip pans and the trenches was collected and sampled as well.

Since samples from the aqueous and particulate phases were analyzed separately, a wide range of measurements for the particle-bound components in regard to the detection limit was achieved and hence a higher accuracy was reached.

Quarterly mixed samples

At the end of each quarter, supernatant water samples were melted and then combined proportional to flow to produce quarterly composite samples for further analysis. In the same way, sediment samples were prepared.

Determination of concentrations and loads

Mean annual runoff concentrations were calculated based on the quarterly composite samples and

proportional to flow or to mass of sediment. The total concentrations consist of both, the largely dissolved phase from the supernatant water from the samplers and the particulate phase from the sediment. The loads were determined using the mean annual concentrations and the calculated annual runoff.

3.3 Preliminary experiments

Static and BOD₃₀-stirring tests were conducted to establish whether with a max. 1 month storage of the samples the concentration of the organic pollutants in the dissolved and particulate phases could significantly change through mineralization processes taking place in the sediments.

Rainfall was measured at the three sampling sites using a rain gauge. The volume collected at the sampler during a rainy event along with the rainfall measured allowed the determination of drainage patterns and average annual runoff.

3.4 Analysis

The organic compounds were analyzed by the Bioplan laboratories and analysis of the inorganic compounds was performed by the IUS laboratory.

The analytical measurement uncertainty for the organic parameters of interest lie between $\pm 20\%$ and $\pm 25\%$ and was estimated using data from comparative studies or from certified sources.

4 Results of preliminary tests

Of the organic compounds tested, significant concentration changes have been observed during the tests after a period of 30 days and at room temperature for four benzothiazoles and bisphenol A.

The static tests were carried out under pessimistic conditions to be on the safe side. The ratio between water and sediment was increased by a factor of 18-20, which is much higher than the normal conditions in drainage facilities.

The changes observed in the concentrations would have been probably lower if the ratio between water and sediment would have lay in the normal range.

However, tests indicate that changes in sample quality after 30 days cannot be ignored.

Sampling at the three sites (main sampling period quartiles 04/11 – 03/12) was conducted at samplers equipped with wood panels to minimize the effect of heating by direct sunlight.

5 Results at the three sampling sites

5.1 Boundary conditions of the study

Rainfall-runoff measurements

Total rainfall during the sampling period at the three sampling sites was between 454 mm and 535 mm. These values are much lower than the average annual precipitation for that area. Depending on the sampling site between 61% and 82% of the total annual highway runoff could be sampled. These values are high compared to those from conventional sampling for rainfall runoff.

Separation of fine particles

The supernatant water in the samplers was allowed a settling time of usually 5 days. The concentration of settleable solids (total suspended solids) in the quarterly composite samples was in average 4.6 mg/l during the time period in which de-icing salt was applied (04/11 – 01/12) because of dispersion effects, whereas in periods of time with no application a concentration of 1.9 mg/l was measured. Thus, it can be assumed that a large quantitative separation of the fine particles from the supernatant water layer has indeed occurred. In this way, the concentrations in the supernatant water can be considered as dissolved concentrations.

Parameter below detection limit

Concentrations of 9 organic parameters in supernatant water and 4 organic parameters in sediment fall below the detection limit. The results are summarized in table 5-1.

5.2 Total concentrations

The total concentrations of the organic pollutants were averaged and presented as annual average

values to minimize random variations. The total concentrations included both, the content measured in the supernatant water (dissolved fraction) and the content from the sediment sample (particulate fraction).

Concentrations of heavy metals are presented in table 5-2. Concentrations of the organic parameters

	Supernatant water	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	

Tab. 5-1: Organic analysis parameters with their respective limits of quantification, which have been undercut in all analyses

	part. [µg/l]	diss. ¹ [µg/l]	tot. [µg/l]	part. fraction
Iron				
Steinsfurt	7,050	291	7,341	96%
Großburgwedel	2,813	118	2,930	96%
Kirchhorst	4,556	106	4,663	98%
Zinc				
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%
Copper				
Steinsfurt	155	31	186	83%
Großburgwedel	57	12	69	82%
Kirchhorst	85	20	105	81%
Lead				
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 dissolved = contents of supernatant water (non-filtered!)				

Tab. 5-2: Heavy metal content and particulate fraction of the highway runoff. Volume-weighted yearly average concentrations

	part.	diss. ¹	tot.	part. fraction
MOH in mg/l, LOQ = 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%
PAH-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, LOQ = 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, LOQ = 10-100 µg/l				
Steinsfurt	0.013	< 1	0.013	-
Großburgwedel	0.002	< 1	0.002	-
Kirchhorst	0.004	< 1	0.004	-
MTBT in µg/l, LOQ = 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, LOQ = 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, LOQ = 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, LOQ = 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, LOQ = 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, LOQ = 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, LOQ = 0.5 µg/l				
Steinsfurt	0.07	< 0.5	0.07	-
Großburgwedel	0.05	< 0.5	0.05	-
¹ dissolved = contents of supernatant water (non-filtered!)				

Tab. 5-3: Concentrations of organic analytes and particulate fraction of the highway runoff, weighted yearly average

	part.	diss. ¹	tot.	part. fraction
Octylphenol in µg/l, LOQ = 0.5 µg/l				
Kirchhorst	0.04	< 0.5	0.04	-
DEHP in µg/l, LOQ = 1.0 µg/l				
Steinsfurt	10.4	0.89	11.30	92%
Großburgwedel	5.1	1.02	6.13	83%
Kirchhorst	9.3	0.90	10.17	91%
¹ dissolved = contents of supernatant water (non-filtered!)				

Tab. 5-3: Continuation

are illustrated in table 5-3 as total concentration, dissolved concentration and particulate fraction.

Concentrations of heavy metals were comparable to those typical for highway runoff. As an exception, the particulate fraction of Cadmium in the range of 41-54% was considered to be low.

Concentrations of MOH at the sampling site Steinsfurt were higher than average concentrations for highway runoff and lie in the range of 1.66 mg/l. On the contrary, concentrations measured at the two sampling sites Großburgwedel and Kirchhorst were found to be in the normal range.

Taking into consideration the available studies on highway runoff, concentrations of the PAH-16 can be taken as representative concentrations. The particulate fraction was above 90%.

The comparison of the analytes MTBT, Nonylphenol, Octylphenol and DEHP with the exploratory analysis by STACHEL et al. (2007) showed that due to taking only random samples, STACHEL found significantly higher maximum contents.

For MOH, PAH-16, PCB-6 und DEHP a consistently higher particulate fraction (> 83%) could be determined (table 5-3).

Due to their high limits of quantification, no particulate fractions could be determined for Benzol, Bisphenol A, Nonylphenol and Octylphenol.

The particulate fraction for the three Benzothiazole (MTBT, BT, OHBT) is as high as 53%. For BTSA, two sites showed low particulate fractions ($\leq 10\%$), while one showed a high particulate fraction (79%). In contrast to the two others, no higher concentrations were measured in the supernatant water of the latter site, indicating that the sediment's concentration clearly predominates.

5.3 Fine particle loads

As many analytes feature high particle binding properties and fine particles of the highway runoff are the main carrier of pollutants, the yearly particle loads of three sites were analyzed. The sites differ significantly in fine particle loads (table 5-4).

When comparing the three sites, a loose relation between ADT and fine particle loads seems to exist. When also considering the A100 (Berlin Halensee) and the Derchinger Straße (Augsburg), there is no relation between ADT and fine particle load. For fine particles, a significant influence of the emergency lane's sediment storage was established (section 5.5.1), which is likely to be responsible for the fine particle load of the individual sites.

5.4 Total yearly pollutant loads

Table 5-5 shows the area-related loads in highway runoff for the three sites.

The fine particle load is not directly related to pollutant loads. The missing relation may be explained by the differing sources. While the fine particle load largely derives from the road surface, the pollutant loads result from the particular usage and the general emission characteristics.

Higher Zn-, PAH- and PCB-loads in Steinsfurt on the other hand may be connected to higher fine particle loads. The higher fine particle load in Steinsfurt is explained with the emergency lane's interim storage. This fine particle depot can also function as a ZN, PAH and PCB collector.

The Benzol load can be assessed as non-dependable and irrelevant. Dissolved Benzol was below the LOQ, and sediment-bound Benzol was heavily influenced by unsteady measurement results and limits of quantification.

Decomposition processes can lead to a slight underestimation of Benzothiazoles BT, BTSA and OHBT, while MTBT loads may be overestimated as they are the last link of the Benzothiazole degradation.

Fluctuations of measurement values for Bisphenol A, Nonylphenol and Octylphenol are small, thus the results can be considered reliable in spite of their closeness to the LOQ.

Site	ADT	FP load in kg/ha-a
Steinsfurt A6	85,600	778
Großburgwedel A7	66,200	260
Kirchhorst A37	45,000	327
Berlin A100 (Halensee) ¹	180,000	180
Derchinger Str., Augsburg ²	10,000	1,600

¹ after GROTEHUSMANN et al. (2010)
² after Bayrisches Landesamt für Umwelt (2008)

Tab. 5-4: Area-related fine particle (FP) loads of highway runoff

	Steinsfurt	Großburgwedel	Kirchhorst
Runoff m ³ /ha/a	4,326	3,495	3,333
FP in kg/ha/a	778	260	327
Zn in g/ha/a	2,436	878	834
PAH-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

Tab. 5-5: Area-related loads of highway runoff

The DEHP load can also be considered reliable due to high measurement values and small fluctuations.

5.5 Additional investigations

5.5.1 Emergency lane as a sediment depot

As yet, the fine particle storage on the road surface and on the cars was considered small and believed to be washed off with every large rain event.

Within the framework of the investigations presented here it was demonstrated that the generally traffic-free emergency lane acts as a storage area for fine particles. Unlike the other lanes, the emergency lane is not emptied by the suction effect created by rolling tires.

In March 2012, the emergency lane in Steinsfurt was washed out along the measuring section in

order to quantify this sediment depot. The fine particle storage amounted to 161 kg FP/ha, an amount that can only be discharged with the runoff of several rain events. Concentrations measured during two consecutive, large rain events were very similar and confirm this phenomenon.

The fine particle load of the three sites has the sequence Steinsfurt > Kirchhorst > Großburgwedel. The small fine particle load in Großburgwedel may be explained in part by the smaller pore volume of the concrete surface, providing a smaller sediment depot in comparison to asphalt.

5.5.2 Comparison of the sediments from direct runoff and storm water reservoirs

Sediments were sampled from permanently impounded storm water reservoirs for highway runoff in the immediate area of the sties Steinsfurt and Großburgwedel.

In consideration of fine particles, LOI and CaCO₃ (accumulation/depletion), direct sediments of highway runoff and sediments from storm water reservoirs showed similar concentrations of the heavy metals Zn, Cd, Cu and Pb as well as of the organic pollutants MOH, PAH-16, PCB-6 and DEHP.

The sediments from highway runoff can also be compared to storm water reservoir sediments when the anaerobic decomposition of Benzothiazole is accounted for (depletion of MTBT, BT and BTSA; accumulation of OHBT).

From the insights gained during this study, storm water reservoir sediments can provide an approximation of inorganic and organic pollutants in highway runoff.

6 Conclusions

Sampling and load determination methodology

The type of sampling in large-volume collective pans allows the separate analysis of liquid and solid phase. For particle-bound analytes, a large distance of the measuring value to the limit of quantification is attained, thus improving the measurement precision.

The direct highway runoff is sampled, therefore the loss of pollutants or chemical transformations induced by sampling equipment, sampling hoses, sedimentation processes in the gully, the intercepting sewer or the drainage depression are minimized.

The event-independent integration of highway runoff to quarterly mixed samples homogenizes temporal peaks of concentrations and loads. Thereby, seasonal or site-specific differences can be detected more easily. At the same time, the high sampling percentage of 61 to 82% of the annual runoff allows a reliable coverage of concentration and load.

Particle-bound pollutant fraction

The small fluctuations in sediment concentrations and in particle-bound pollutant fractions between the three sites as well as the distance between values and limits of quantification indicate that the determined values are reliable.

The high particle binding (83-99%) of MOH and PAH-16 was confirmed and extended for PCB-6 and DEHP.

Benzothiazoles feature a rather low particle-bound fraction (MTBT: Ø 29%, BT: Ø 37%, OHBT: Ø 24%, BTSA Ø 31%). MeMT and MBT levels were below the LOQ in both sediment and supernatant water.

Due to their collectively low measuring values, no significant statements towards the particle-bound fractions of Bisphenol A, Nonylphenol and Octylphenol can be made. The concentrations for these parameters are often below the limits of quantification in the sediment, and always below the LOQ in the supernatant water.

The particle-bound fraction of the heavy metals Zn, Cu and Pb is between 75% and 95% at all sites. For Cadmium, particle-bound fractions vary only between 41% and 54%.

Seasonal variations of concentrations

Especially the dissolved or non-settleable proportions of zinc and cadmium show a significant seasonal variation with peaks in the first quarter of 2012. This phenomenon may be explained with the extensive use of thawing agent in this period.

A strong seasonal dependency with maximum concentrations in the winter quarter can be observed for PAH-16, as well. Site comparisons indicate that this is independent from the use of salt. Less efficient combustion at low temperatures as well as decelerated degradation processes during winter are likely explanations.

The four allocable benzothiazoles MTBT, BT, BTSA and OHBT clearly indicate an aerobic decomposition process during the summer months (end product: MTBT). In the future, the relation of the benzothiazoles among themselves could indicate the degree of decomposition and therefore help to assess their original concentrations.

The rest of the organic analytes do not show a salt- or seasonal dependency.

The seasonal dependencies illustrate that measurements of entire year cycles are mandatory in order to determine pollutant loads.

Seasonal variations of the fine particle load

The yearly fine particle load and the seasonal fine particle load differ at the three study sites. The site with the highest fine particle load (Steinsfurt: 778 kg FP/(ha-a)) shows a large peak due to the use of salt. For the site with the lowest yearly load (Großburgwedel: 260 kg FP/(ha-a)), the salt-dependent peak is not observable. The yearly load transported by highway runoff and the seasonal characteristics are influenced by traffic flow much less than by the amount of road salt, the existence and the width of an emergency lane as well as by the pore volume of the road surface (asphalt: high volume, concrete: low volume).

Fine particle load and pollutant load

The loads of predominately particle-bound pollutants PAH-16, PCB-6 and DEHP are loosely related to the fine particle loads of the same period which can be due to a depot effect of the emergency lane. For the rest of the organic analytes such a relationship does not exist. The different sources for fine particles (road surface) and pollutants (traffic) indicate that there is no close relation for particle-bound pollutants to be expected.

Dependency of the pollutant concentration to the runoff volume

Two immediately consecutive rainfall events sampled in Steinsfurt showed similar fine particle and pollutant concentrations. A first flush effect was not verifiable.

One cause to this is the sediment depot of the emergency lane. In March 2012, 161 kg FP/ha of sediment were determined by washing out the pore space of the emergency lane. Such a depot can only be emptied during several rain events.

A smaller amount of fine particles is to be expected for smaller pore spaces (concrete road surface) or missing emergency lanes, where a larger proportion is moved by wind.

Indicating properties of sediments from storm water reservoirs

The present results would allow the development of a method in which sediments from storm water reservoirs and conditionally, from side-strips, could act as a low-effort indicator for the detection of inorganic and organic pollutant loads. A research survey based on this method could verify the varying pollutant loads of this investigation.

Evaluation of the observed concentrations

The measured total contents of the heavy metals (Zn, Cd, Cu, Pb) are in the usual concentration range of road runoff. The observed concentrations of PAH-16 and MOH are also typical for road runoff.

There are no representative measuring results from other studies for the other investigated organic pollutants. The high maximum concentrations for MTBT, Nonylphenol and Octylphenol of the random sampling of highways in Hamburg performed by STACHEL et al. (2007) could not be confirmed.

Octylphenol and Nonylphenol slightly undercut the concentrations of the environmental quality norm JD-UQN (surface waters, without coastal water bodies) of 0.1 µg/l and 0.3 µg/l with average annual concentrations of 0.04 to 0.07 µg/l and 0.17 to 0.29 µg/l, respectively.

The plasticizer DEHP exceeds the average annual concentration of the JD-UQN (1.3 µg/l) clearly with measured concentrations of 5.1 to 10.4 µg/l.

The concentrations measured for Benzol are significantly smaller than the annual average values of the UQN (10 µg/l).

Consequences for possible treatment of road runoff

Because of high proportions of particulate heavy metals, PAH-16, PCB-6 and DEHP, the detention of fine particles in storm water treatment plants is of high significance. The proportion of the dissolved and/or the non-settleable fraction of the heavy metals is significantly higher in the winter months. In sedimentation plants, this leads to a reduced sedimentation performance.

Due to the sediment- and pollutant storage of the emergency lane, a significant decline in pollutant concentrations in the runoff after heavy rain events is unlikely. An extensive treatment of road runoff is therefore preferable.

The aerobic decomposition of organic pollutants is promoted by sediments falling dry after every rain event.

With adequate substrate and sufficient space next to the road provided, the laminar discharge of road runoff onto the side-strip with simultaneous infiltration therefore represents the best solution. Particle-bound pollutants are filtered during the infiltration and dissolved substances are detained through sorption processes.

When precipitation runoff has to be collected and discharged due to the lack of space, treatment plants with filtration (infiltration troughs, seepage reservoirs, retention basins with soil filter) perform better than tailing ponds. The retention basins with soil filter should not be emptied beforehand, but, like infiltration systems, charged with the entire road runoff.

For a comparable substance restraint, storm water treatment plants that are exclusively based on sedimentation (Storm Water Treatment Tanks, RistWag plants) have to be designed for the sedimentation of fine particles. A lower sedimentation performance of the plants during the winter due to the use of thawing agent has to be considered in the design.

Inhalt

Tabellenverzeichnis	14	4 Ergebnisse der Vorversuche	40
Abbildungsverzeichnis	15	4.1 Mineralisierung von organischem Kohlenstoff	40
1 Veranlassung	17	4.2 Gehaltsänderung der organischen Schadstoffe	43
2 Kenntnisstand zu Stoffeigen- schaften und Vorkommen	17	4.3 Fazit der Vorversuche	45
2.1 PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)	17	5 Untersuchungsergebnisse an den drei Standorten	45
2.2 PCB (Polychlorierte Biphenyle)	18	5.1 Randbedingungen	45
2.3 Benzol	19	5.1.1 Mess- und Probenahmebetrieb	45
2.4 MTBE (Methyl-tert-butylether)	20	5.1.2 Niederschlags-Abfluss-Messungen ...	46
2.5 Benzothiazolgruppe	20	5.1.3 Randbedingungen der Untersuchung	46
2.6 Bisphenol A	23	5.2 Konzentrationen und Frachten	49
2.7 Nonylphenol, Octylphenol	24	5.2.1 Gehalte des Überstandwassers	49
2.8 DEHP (Diethylhexylphthalat)	25	5.2.2 Sedimentgehalte	52
3 Material und Methoden	26	5.2.3 Gesamtgehalte	55
3.1 Standortwahl	26	5.2.4 Feinpartikelfrachten	58
3.1.1 Kriterien der Standortwahl	26	5.2.5 Jahresfrachten der Gesamtgehalte ...	58
3.1.2 Beschreibung der drei Standorte	26	5.2.6 Sonderuntersuchungen	59
3.2 Messungen und Probenahme	27	6 Schlussfolgerungen	63
3.2.1 Methodik der Probenahme	27	7 Literatur	65
3.2.2 Probenahmeeinrichtungen	29	Anhänge	
3.2.3 Durchführung der Probenahme	29	Die Anhänge zum Bericht sind im elektronischen BAST-Archiv ELBA unter:	
3.2.4 Erfassung der Niederschläge und Abflüsse	32	http://bast.opus.hbz-nrw.de abrufbar.	
3.2.5 Berechnungsmethoden	33		
3.3 Vorversuche	34		
3.3.1 Ziel und Versuchsannahmen	34		
3.3.2 Standversuche mit erhöhter Sedimentkonzentration	35		
3.3.3 Standversuch vor Ort im Sammelbehälter	36		
3.4 Analysemethoden	36		

Tabellenverzeichnis

- | | |
|--|--|
| Tab. 2-1: Eigenschaften der PAK (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014) | Tab. 4-6: Sedimentgehalte vor und nach dem Standversuch organische Analyten |
| Tab. 2-2: Eigenschaften der PCB (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014, außer * und **) | Tab. 5-1: Niederschlagsmenge und beprobter Anteil des Niederschlages |
| Tab. 2-3: Eigenschaften von Benzol (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014) | Tab. 5-2: Gehalte des Überstandwassers als Maß für den Grad der Feststoffabtrennung |
| Tab. 2-4: Eigenschaften von Methyl-tert-butylether (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014) | Tab. 5-3: Durchschnittliche Analysenwerte der organischen Analyten von Überstandwasser und Sedimenten |
| Tab. 2-5: Unterscheidung der Benzothiazole | Tab. 5-4: Vergleich der Streuung der Gesamtgehalte in µg/l |
| Tab. 2-6: Eigenschaften der Benzothiazolgruppe (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014) | Tab. 5-5: $K_{S4.3^-}$, CSB-, BSB ₅ ⁻ , P _{ges} ⁻ und SO ₄ ⁻ Gehalte im Überstandwasser |
| Tab. 2-7: Eigenschaften von Bisphenol A (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014) | Tab. 5-6: Schwermetallgehalte im Überstandwasser |
| Tab. 2-8: Eigenschaften von Nonyl- und Octylphenol (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014) | Tab. 5-7: Gelöste Schwermetallgehalte im Straßenabfluss |
| Tab. 2-9: Eigenschaften von Diethylhexylphthalat (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014) | Tab. 5-8: Sonderuntersuchung im Überstandwasser (QMP) – BfG, Koblenz |
| Tab. 3-1: Kennzahlen der Untersuchungsstandorte | Tab. 5-9: Konzentrationen von organischen Analyten des Überstandwassers |
| Tab. 3-2: Sedimentmengen der Standversuche in 20l-Edelstahlgefäßen | Tab. 5-10: Vergleich der gelösten Benzothiazole in µg/l |
| Tab. 3-3: Gehalte der straßenbürtigen Sedimente (Ausgangsgehalte) und der Waldstreu | Tab. 5-11: Eigenschaften der Feststoffe in den Sammelbehältern |
| Tab. 3-4: Untersuchungsmethoden Wasser | Tab. 5-12: Schwermetallgehalte der Feststoffe in den Sammelbehältern |
| Tab. 3-5: Untersuchungsmethoden Feststoffe | Tab. 5-13: Sonderuntersuchung im Behältersediment BfG, Koblenz |
| Tab. 4-1: Gelöster und partikulärer Sauerstoffbedarf der Versuchsproben des Standversuches | Tab. 5-14: Konzentrationen von organischen Analyten der Sedimente der Sammelbehälter |
| Tab. 4-2: Überstandwassergehalte vor und nach dem Standversuch Begleitparameter | Tab. 5-15: Vergleich der DEHP-Gehalte |
| Tab. 4-3: Gehalte des Überstandwassers | Tab. 5-16: Feststoffe der Autobahnabflüsse im Untersuchungsjahr 04/11-03/12 und Berechnung der TM-Abflusskonzentration |
| Tab. 4-4: Vergleich der Sauerstoffgehalte des Einstauwassers im Sammelbehälter | |
| Tab. 4-5: Überstandwassergehalte vor und nach dem Standversuch organische Analyten | |

Abbildungsverzeichnis

- Tab. 5-17: Schwermetallgehalte und partikulärer Anteil des Autobahnabflusses, abflussgewichteter Jahresmittelwert
- Tab. 5-18: Elementgehalte und partikulärer Anteil des Autobahnabflusses – Sonderuntersuchung BfG, Koblenz
- Tab. 5-19: Gehalte und partikulärer Anteil des Autobahnabflusses organischer Analyten, abflussgewichtet
- Tab. 5-20: Flächenspezifische Feinpartikelfrachten der Autobahnabflüsse
- Tab. 5-21: Flächenspezifische Frachten der Autobahnabflüsse
- Tab. 5-22: Einfluss der Niederschlagshöhe auf die Feinpartikeljahresfrachten am Standort Steinsfurt
- Tab. 5-23: Gesamtgehalte aufeinanderfolgender Autobahnabflüsse, Steinsfurt BAB A 6, 2011 – Vorversuche
- Tab. 5-24: Vergleich der Eigenschaften zwischen Abfluss- und Waschwassersediment – Steinsfurt BAB A 6
- Tab. 5-25: Jahresgang der Feinpartikelfracht
- Tab. 5-26: Vergleich der Sedimente von Direktabfluss und Regenklärbecken
- Bild 2-1: Transformationsreaktionen von Bezothiazolen (modifiziert nach KLÖPFER, 2005)
- Bild 3-1: Standort BAB A 6 Sinsheim Steinsfurt, km 611,2 Fahrtrichtung Mannheim
- Bild 3-2: Standort BAB A 7 Großburgwedel, km 131,3 Fahrtrichtung Hannover
- Bild 3-3: Standort BAB A 37, vor AK Kirchhorst, Fahrtrichtung Hannover
- Bild 3-4: Auffangwanne mit abgedeckter Abflussrinne und Sammelbehälter – Standort Großburgwedel
- Bild 3-5: Schematische Darstellung der Probenahme
- Bild 3-6: Standort Steinsfurt BAB A 6 – optischer Vergleich des Überstandwassers mit Trinkwasser
- Bild 3-7: Standort Steinsfurt BAB A 6, 04.01.2012 – Sediment im Sammelbehälter nach Ablassen des Überstandwassers
- Bild 3-8: Wasserstandmessung am Probenahmebehälter
- Bild 4-1: Einstauwasser (MP1) und Feststoffe (MP1) am Ende des Standversuches – links: ohne, rechts: mit Waldstreu
- Bild 4-2: Eisenoxidsediment im Einstauwasser eine Woche nach Ende des Standversuches – Versuch ohne Waldstreu
- Bild 5-1: Standort Steinsfurt BAB A 6 – die Vorsedimentation am Bankett fand weitgehend vollständig für das Grobkorn (Sand+Kies) statt
- Bild 5-2: Standort Steinsfurt BAB A 6 – die 40 m lange Abflussfahne (Abflusssammlung für Standversuche) nach Ende der Wintersalzperiode zeigt die hohe Feinpartikelfracht dieser Periode an
- Bild 5-3: Standort Steinsfurt BAB A 6 – Sedimentdepot des Standstreifens
- Bild 5-4: Standort Steinsfurt BAB A 6 – ausgewaschenes Feinpartikelzischendepot

1 Veranlassung

In Abflüssen von Straßen sind gelöste und partikulär gebundene Stoffen enthalten. Dazu wurden in der Vergangenheit verschiedene Messprogramme durchgeführt, bei denen insbesondere Schwermetalle, MKW, PAK, Nährstoffe und Chlorid untersucht wurden. Eine Zusammenstellung der Daten ist u. a. bei BROMBACH/FUCHS (2001), KASTING (2003) und WELKER (2004) aufgeführt.

Systematische Untersuchungen zur Belastung der Straßenabflüsse mit organischen Schadstoffen, die z. B. in Weichmachern, Tensiden, Klebstoffen, Lacken, Korrosionsschutzadditiven, Benzinzusätzen, Vulkanisierungsbeschleunigern bzw. Alterungsmitteln (Antioxidans) zur Herstellung von Reifen enthalten sind, liegen derzeit nicht vor. Einige dieser Stoffe werden aufgrund ihrer ökotoxikologischen Relevanz in der Liste der prioritär gefährlichen Stoffe bzw. potenziell gefährliche Stoffen des Anhangs X der EG-WRRL geführt und wurden in der Vergangenheit insbesondere in Kläranlagenabläufen bzw. im Gewässer untersucht. Für Straßenabflüsse liegen zumindest in Deutschland z. Zt. nur Stichprobenuntersuchungen an sieben Autobahnabschnitten in Hamburg vor (STACHEL et al., 2007), bei denen jeweils nur für ein Ereignis ein Teil des Niederschlagsabflusses beprobt wurde, sodass repräsentative Aussagen zu den Stoffkonzentrationen und damit Frachtabeschätzungen nicht möglich sind.

Eine Bewertung der Straßenabflüsse hinsichtlich einer potenziellen Belastung mit diesen Stoffen für Boden und Gewässer und ggf. in Bezug auf die Umweltqualitätsnorm (UQN) der EU-Kommission (Immissionswert) ist aufgrund der Datenlage daher derzeit nicht möglich.

Die Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) hat daher das hier zu bearbeitende Forschungsvorhaben „Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss“ ausgeschrieben. Im Rahmen dieses F&E-Vorhabens wurden für ausgewählte organische Parameter die Konzentrationen in der wässrigen und partikulären Phase des Niederschlagsabflusses in Abhängigkeit der Jahreszeit, des Fahrbahnbelages und der straßenbegleitenden Vegetation ermittelt. Durch die Erfassung eines möglichst großen Anteils des gesamten Jahresabflusses wurden aus den Konzentrationen Frachten abgeleitet. Als Parameter wurden Bezothiazole, Alkylphenole, Bisphenol A, Methyl-tert-butylether (MTBE), Bis-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), PAK,

PCB, AOX/EOX, MKW sowie die Schwermetalle Zn, Cu, Pb und Cd untersucht.

2 Kenntnisstand zu Stoffeigenschaften und Vorkommen

2.1 PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)

Eigenschaften

Die Stoffgruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe umfasst Verbindungen, deren Grundgerüst aus zwei oder mehr kondensierten Benzolringen besteht und somit nur Kohlenstoff- und Wasserstoffatome besitzt. 16 dieser Einzelstoffe werden nach einem Vorschlag der amerikanischen Umweltbehörde EPA als PAK/EPA zusammengefasst.

Bei PAK handelt es sich um unpolare Verbindungen, die sich durch geringe Wasserlöslichkeit auszeichnen. Der unpolare Charakter steigt mit der Ringzahl, die Wasserlöslichkeit nimmt entsprechend ab (s. Tabelle 2-1).

Mit der Anzahl der aromatischen Ringe nimmt die Abbaurate ab, PAK mit vier oder mehr Ringen sind unter Umweltbedingungen als persistent anzusehen.

Eigenschaft/Stoff	Naphthalin	Acenaphthen
CAS-Nummer	91-20-3	83-32-9
Summenformel	C ₁₀ H ₈	C ₁₂ H ₁₀
Molekulargewicht [g/mol]	128,17	154,21
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (0,14)	schwer löslich (3,4E-3)
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,037±0,06	1,143±0,06
log POW [-] bei 25 °C	3,361±0,163	3,728±0,198
Eigenschaft/Stoff	Phenanthren	Anthracen
CAS-Nummer	85-01-8	120-12-7
Summenformel	C ₁₄ H ₁₀	C ₁₄ H ₁₀
Molekulargewicht [g/mol]	178,23	178,23
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (4,5E-4)	schwer löslich (4,5E-4)
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,130±0,06	1,130±0,06
log POW [-] bei 25 °C	4,545±0,170	4,545±0,170

Tab. 2-1: Eigenschaften der PAK (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014)

Eigenschaft/Stoff	Benzo(a)pyren	Dibenz(ah)-anthracen
CAS-Nummer	50-32-8	53-70-3
Summenformel	C ₂₀ H ₁₂	C ₂₂ H ₁₄
Molekulargewicht [g/mol]	252,31	278,35
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (1,9E-6)	schwer löslich (7,0E-7)
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,286±0,06	1,232
log POW [-] bei 25 °C	6,188±0,178	6,913±0,179
Eigenschaft/Stoff	Benzo(k)fluroanthren	
CAS-Nummer	207-08-9	
Summenformel	C ₂₀ H ₁₂	
Molekulargewicht [g/mol]	252,31	
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (3,3E-6)	
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,286±0,06	
log POW [-] bei 25 °C	6,188±0,178	

Tab. 2-1: Fortsetzung

Vorkommen

Thermische Zersetzung organischer Verbindungen unter Luftausschluss führt zur Bildung von PAK.

Die Hauptemissionsquellen der PAK sind Kokeereien, metallverarbeitende Betriebe, Kraftwerke und Petrochemie. Durch die Verbrennung fossiler Energieträger wie Kohle, Öl und Gas entstehen sowohl bei Hausfeuerungsanlagen als auch im Straßenverkehr polyaromatische Kohlenwasserstoffe.

Vor allem die höher molekularen PAK liegen partikelgebunden vor. Sie lagern sich auf dem Boden bzw. auf Oberflächen ab. Im Boden zeigen sie aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit eine geringe Mobilität. Sie verbleiben in den oberen Bodenschichten und werden nur wenig ausgewaschen, außer sie können an Partikel adsorbiert oder durch Lösungsvermittler wie Mineralöle oder Lösungsmittel transportiert werden.

In Oberflächengewässern sind aus demselben Grund vorwiegend Sedimente und Schwebstoffe mit PAK belastet. Bei Grundwasser nehmen die Konzentrationen vom Naphthalin hin zu den höhermolekularen PAK sehr schnell ab. Werden höhermolekulare PAK im Grundwasser gemessen, so ist dies auf Schadstofftransport in Phase oder das Vorhandensein von Partikeln zurückzuführen, an denen diese PAK adsorbiert sind.

Eigenschaft/Stoff	Monochloro-biphenyl	Decachloro-biphenyl
CAS-Nummer	27323-18-8	2051-24-3
Summenformel	C ₁₂ H ₉ Cl	C ₁₂ Cl ₁₀
Molekulargewicht [g/mol]	188,65*	498,66
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	0,0008-0,0078**	schwer löslich (4,9E-8)
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,10*	1,818±0,06
log POW [-] bei 25 °C	4,56**	8,372±0,414
* MACKAY et al. (2006)		
** RÖMPP et al. (1993)		

Tab. 2-2: Eigenschaften der PCB (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014, außer * und **)

2.2 PCB (Polychlorierte Biphenyle)

Eigenschaften

Alle PCB besitzen die Grundstruktur des Biphenyls, bei dem ein oder mehrere Wasserstoffatome durch Chloratome ersetzt sind. Es gibt 209 Kongenere, die sich durch Anzahl und Stellung der Chloratome am Biphenylring voneinander unterscheiden. Technische Produkte enthalten ca. 50-70 Kongenere, von denen etwa zehn die Hauptmenge bilden. Analytisch werden stellvertretend 6 PCB-Komponenten nach Ballschmiter erfasst (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180). PCB-Gemische sind klare bis gelbliche Flüssigkeiten (Handelsform) und nahezu unbrennbar. Sie sind mäßig bis deutlich zähflüssig und geruchlos oder riechen schwach aromatisch. Darüber hinaus besitzen sie flammhemmende Wirkung und eine geringe Flüchtigkeit (s. Tabelle 2-2).

Bei Temperaturen von 300 bis etwa 800 °C entstehen aus PCB giftige Zersetzungsprodukte wie Dioxine und Furane. PCB sind biologisch kaum abbaubar und die vermuteten Halbwertszeiten liegen zwischen 10 und 100 Jahren. Sie besitzen ausgezeichnete Isolationseigenschaften und ihre Stabilität nimmt mit steigendem Chlorierungsgrad zu. Ihre Wasserlöslichkeit ist sehr gering und liegt zwischen 0,1 µg/l und 6 mg/l (RÖMPP et al., 1993). Dagegen sind sie gut löslich in den meisten organischen Lösungsmitteln; der lipophile Charakter, die gute Fettlöslichkeit und die Anreicherungstendenz in Organismen nimmt mit steigendem Chlorierungsgrad zu.

Hauptabbauprodukte sind verschiedene Chlorbenzoesäuren (FIEDLER et al., 1995).

Allgemein können Bakterien chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe nicht oder nur sehr schwer abbauen. Es wird vermutet, dass spezialisierte Organismen, die auf nichtchlorierten Biphenylen wachsen, auch chlorierte Biphenyle abbauen können. Mit zunehmender Chlorsubstitution im Biphenyl verringert sich der Abbau.

Vorkommen

PCB fanden Verwendung als Isolierflüssigkeiten in Transformatoren, als Weichmacher in Fugenmaterialien, Kabelummantelungen, als Flammschutzmittel in Anstrichfarben und Lacken und als Hydraulikflüssigkeiten.

Durch die PCB-Verbotsverordnung vom 29.07.1989 sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von PCB verboten. Von 1929 bis heute wurden rund 1,2 Millionen Tonnen produziert.

Der Oktanol/Wasser Verteilungskoeffizient ($\log P$) einer Verbindung ist ein Maß für seine Hydrophobizität/Polarität. Ein hoher $\log P$ bedeutet also, dass sich die Verbindung bevorzugt in der lipophilen Phase löst, was in der Umwelt gleichbedeutend ist mit einer Anreicherung in Sedimenten und Böden und einer hohen Bioakkumulation. Die Bindung an Bodenpartikel ist bei PCB so stark ausgeprägt, bzw. die Mobilität derart stark eingeschränkt, dass der Boden wie ein „Gedächtnis“ für Kontaminationen fungiert, die schon längere Zeit zurückliegen oder sich durch diffuse Einträge über einen längeren Zeitraum angesammelt haben. Der punktuelle Eintrag von PCB in Böden findet z. B. durch Altlasten, Unfälle und Aufbringen von Klärschlamm statt. Höhere PCB-Gehalte in Böden am Fahrbahnrand könnten durch die früher im Schmieröl der Kraftfahrzeuge enthaltenen PCB verursacht sein (oder stattdessen Quellenangabe).

PCB Vorkommen und Konzentrationen von PCB in Oberflächengewässern werden von Emissionen in der Umgebung des Gewässers beeinflusst. Eine Verfrachtung der PCB erfolgt durch Strömungen von Luft und Wasser.

2.3 Benzol

Eigenschaften

Benzol ist eine flüchtige, farblose Flüssigkeit mit einem charakteristischen Geruch. Die Verbindung ist der einfachste aromatische Kohlenwasserstoff (Summenformel C_6H_6). Benzol ist mischbar mit fast allen organischen Lösungsmitteln, jedoch kaum mit Wasser (s. Tabelle 2-3). In der Vergangenheit wurde Benzol selbst insbesondere als Lösungsmittel eingesetzt. Benzol ist als krebserzeugend eingestuft und schädigt die Keimzellen bei Mensch und Tier. Es gibt keine feststellbare Schwelle, unterhalb derer keine Gefahr für die menschliche Gesundheit besteht. Bei aquatischen Systemen wurden in Kurzzeitanalysen für Fische LC50-Werte zwischen 4,9 und 63,5 mg/l ermittelt (HILLENBRAND et al., 2006). Das Bioakkumulationspotenzial ist gering.

Vorkommen

Benzol ist der wichtigste Ausgangsstoff für die Synthese organischer Verbindungen und bildet die Grundlage für aromatische Zwischenprodukte wie z. B. Ethylbenzol, Cumol, Cyclohexan, Nitrobenzol und somit für die Produktion von Kunststoffen, Harzen, Gummi, Farbstoffen, Detergentien oder PSM. Die Verwendung von Benzol als Lösungsmittel ist sehr stark rückläufig.

In Otto- und Dieselmotoren darf in Deutschland seit dem Jahr 2000 maximal 1 % Benzol enthalten sein. Aus der Mineralölverarbeitung wurden seit 1996 ca. 2,3 Mio. Tonnen Benzol jährlich hergestellt. Das Aufkommen von Benzol in Kraftstoffen betrug z. B. im Jahr 2005 ca. 275.000 Tonnen (HILLENBRAND et al., 2006).

Die Hauptemissionsquellen in das Primärkompartiment Luft stellen Autoabgase und Tankverluste dar.

Eigenschaft/Stoff	Benzol
CAS-Nummer	71-43-2
Summenformel	C_6H_6
Molekulargewicht [g/mol]	78,11
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (1,8)
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	0,873±0,06
log POW [-] bei 25 °C	2.177±0.154

Tab. 2-3: Eigenschaften von Benzol (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014)

Schätzungen gehen davon aus, dass in Deutschland 2010 durch Verkehr, Heizungen und Industrieprozesse ca. 7.700 t Benzol emittiert wurden (HILLENBRAND et al., 2006). Aufgrund der Wasserlöslichkeit kann Benzol aus dem Primärkompartiment Luft in Gewässer und Böden eingetragen werden. Aufgrund des log POW von 2,13 besteht nur eine relativ geringe Adsorptionsneigung an unpolare Oberflächen wie Schwebstoffe, Sedimente und organische Partikel.

Benzol, das aus Haushalts- oder Industrieabwässern kommunalen Kläranlagen zugeführt wird, kann größtenteils abgebaut werden, ein Rest von ca. 10-30 % (HILLENBRAND et al., 2006) gelangt über den Ablauf in Oberflächengewässer. Im Klärschlamm kann Benzol nicht nachgewiesen werden; es besteht daher auch kein Eintragspfad über Klärschlammdeponierung in Böden.

2.4 MTBE (Methyl-tert-butylether)

Eigenschaften

Methyl-tert-butylether (MTBE) ist eine farblose, leicht flüchtige Flüssigkeit mit auffälligem Geruch. MTBE ist in die Kategorie 3B der krebserzeugenden Arbeitsstoffe eingeordnet, d. h. es bestehen Anhaltspunkte für eine krebserzeugende Wirkung aus Tierversuchen. MTBE besitzt gegenüber aquatischen Organismen (Fische, Krebse, Algen) kein auffälliges ökotoxikologisches Potenzial (LC > 100 mg/l). Humantoxikologisch wird MTBE für den Menschen als nicht kanzerogen, mutagen oder reproduktionstoxisch eingestuft. Gesundheitsrisiken sind nicht zu erwarten (s. Tabelle 2-4).

Vorkommen

MTBE wird im großen Maßstab als Zusatz in Otto-Kraftstoffen zur Verbesserung der Klopfestigkeit

Eigenschaft/Stoff	Methyl-tert-butylether (MTBE)
CAS-Nummer	1634-04-4
Summenformel	C ₅ H ₁₂ O
Molekulargewicht [g/mol]	88,15
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	löslich (26)
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	0,750±0,06
log POW [-] bei 25 °C	1,296±0,223

Tab. 2-4: Eigenschaften von Methyl-tert-butylether (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014)

(Antiklopfmittel) eingesetzt. Daneben hat es noch als Lösungsmittel und Ausgangsprodukt für chemische Produkte eine gewisse Bedeutung. Das jährliche Aufkommen an MTBE in Deutschland wurde vom UBA für 1999 auf ca. 500.000 t geschätzt (UBA, 2010).

Aufgrund der guten Wasserlöslichkeit kann MTBE aus dem Primärkompartiment Luft leicht durch Niederschläge ausgewaschen und nachfolgend in Böden und Oberflächengewässer eingetragen werden. MTBE weist mit einem log POW von 1,06 einen deutlich polaren Charakter und somit eine gute Wasserlöslichkeit auf. Damit besitzt MTBE im Umkehrschluss geringe Neigung, sich an unpolare Oberflächen in Gewässern, wie Schwebstoffe, organische Partikel, Sediment oder an die organische Bodenmatrix zu adsorbieren. Es weist daher eine relativ hohe Mobilität in Boden und Grundwasser auf. Nach bisherigen Untersuchungen ist ein biologischer MTBE-Abbau in Böden und Grundwasser bei adaptierter Biozönose nachweisbar.

2.5 Benzothiazolgruppe

Eigenschaften

Die Benzothiazole bestehen aus einem 2-kernigen Benzothiazolgrundgerüst, bei dem der Wasserstoff des Benzolrings in Position 2 durch funktionelle Gruppen ersetzt ist. Entsprechend ändern sich dadurch ihre physikalisch-chemischen Eigenschaften, z. B. die Polarität. Mit zunehmender Polarität (abnehmendem log POW) nimmt die Wasserlöslichkeit zu und die Bioakkumulation ab.

Entsprechend der eingefügten Gruppen werden die folgenden Benzothiazole unterschieden (siehe Tabelle 2-5).

Die in der Umwelt aus den Ausgangsprodukten (z. B. Benzothiazolsulfonamid) entstehenden Transformationsprodukte können unter aeroben oder

Kurzzeichen	Bezeichnung	Funktionelle Gruppe
BT	Benzothiazol	-H
MBT	Mercaptobenzothiazol	-SH
MTBT	2-Methylthiobenzothiazol	-SCH ₃
BTSA	Benzothiazolsulfonsäure	-SO ₃ H
OHBT	Hydroxybenzothiazol	-OH
MeBT	Methylbenzothiazol	-CH ₃

Tab. 2-5: Unterscheidung der Benzothiazole

anaeroben Bedingungen entstehen. Die Transformationsreaktionen führen über immer polarere BT-Komponenten entweder zum vollständigen Abbau oder zu nicht weiter abbaubaren dead-end-Metaboliten (WEVER et al., 1998).

Bei einer Bewertung ist hier v. a. den Transformationsprodukten als auch den z. T. sehr reaktiven industriell eingesetzten Benzothiazol-Ausgangskomponenten Beachtung zu schenken. MBT wirkt beim Menschen hautsensibilisierend und kann allergische Reaktionen auslösen. Der Stoff ist in die Kat. 3 der krebserregenden Arbeitsstoffe eingeordnet (mögliche krebserzeugende Wirkung mit unzureichender Informationslage) (Berufsgenossenschaft Chemie, 2000/2010).

Ökotoxikologische Wirkungen von Bentothiazolen sind sehr unterschiedlich zu bewerten. MBT zeigt beispielsweise akute Fischtoxizität LC50 (0,7-11

mg/l) aber auch Nitrifikationshemmung bei Mikroorganismen (< 3 mg/l) bei sehr unterschiedlichen Konzentrationsbereichen (KLÖPFER, 2005). Die Komponenten BT und MTBT weisen eine geringere Toxizität auf. Für OHBT wird ein estrogenes Wirkungspotenzial vermutet (KLÖPFER, 2005).

Vorkommen

Bei der industriellen Reifenproduktion werden als Vulkanisationsbeschleuniger v. a. MBT und Benzothiazolsulfenamid eingesetzt, wobei letzteres sehr reaktiv ist und rasch Transformationsreaktionen eingeht.

Das bei der Lederherstellung eingesetzte TCMTB (Thiocyanomethylthiobenzothiazol) ist ebenfalls reaktiv, sodass im Kläranlagenzulauf nur noch die Transformationsprodukte (MBT, MTBT) vorliegen (KLÖPFER, 2005) (s. Tabelle 2-6).

Eigenschaft/Stoff	Benzothiazol (BT)	Mercaptobenzothiazol (MBT)
CAS-Nummer	95-16-9	149-30-4
Summenformel	C7H5NS	C7H5NS2
Molekulargewicht [g/mol]	135,19	167,25
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	löslich (64) pH 1 löslich (39) pH 2 löslich (38) pH 3-4	schwer löslich (0.099) pH 1-7 schwer löslich (0.10) pH 8 schwer löslich (0.11) pH 9 schwer löslich (0.25) pH 10
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,272±0,06	1,46±0,1
log POW [-] bei 25 °C	1,899±0,297	2,590±0,401
Eigenschaft/Stoff	2-Methylthio-benzothiazol (MTBT)	Benzothiazolsulfonsäure (BTSA)
CAS-Nummer	615-22-5	1907-65-9
Summenformel	C8H7NS2	C11H17NO2S
Molekulargewicht [g/mol]	181,28	227,32
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (0.54) pH 1 schwer löslich (0.24) pH 2 schwer löslich (0.22) pH 3	schwer löslich (0.39) pH 1-10
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,31±0,1	1,104±0,06
log POW [-] bei 25 °C	2,838±0,194	2,924±0,303
Eigenschaft/Stoff	Hydroxybenzothiazol (OHBT)	Methylbenzothiazol (MeBT)
CAS-Nummer	934-34-9	120-75-2
Summenformel	C7H5NOS	C8H7NS
Molekulargewicht [g/mol]	151,19	149,21
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (0.68) pH 1 schwer löslich (0.67) pH 2-7 schwer löslich (0.68) pH 8 schwer löslich (0.70) pH 9 schwer löslich (0.92) pH 10	schwach löslich (1.4) pH 1 schwer löslich (0.39) pH 2 schwer löslich (0.28) pH 3 schwer löslich (0.27) pH 4-10
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,367±0,06	1,217±0,06
log POW [-] bei 25 °C	1,805±0,205	2,224±0,194

Tab. 2-6: Eigenschaften der Benzothiazolgruppe (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014)

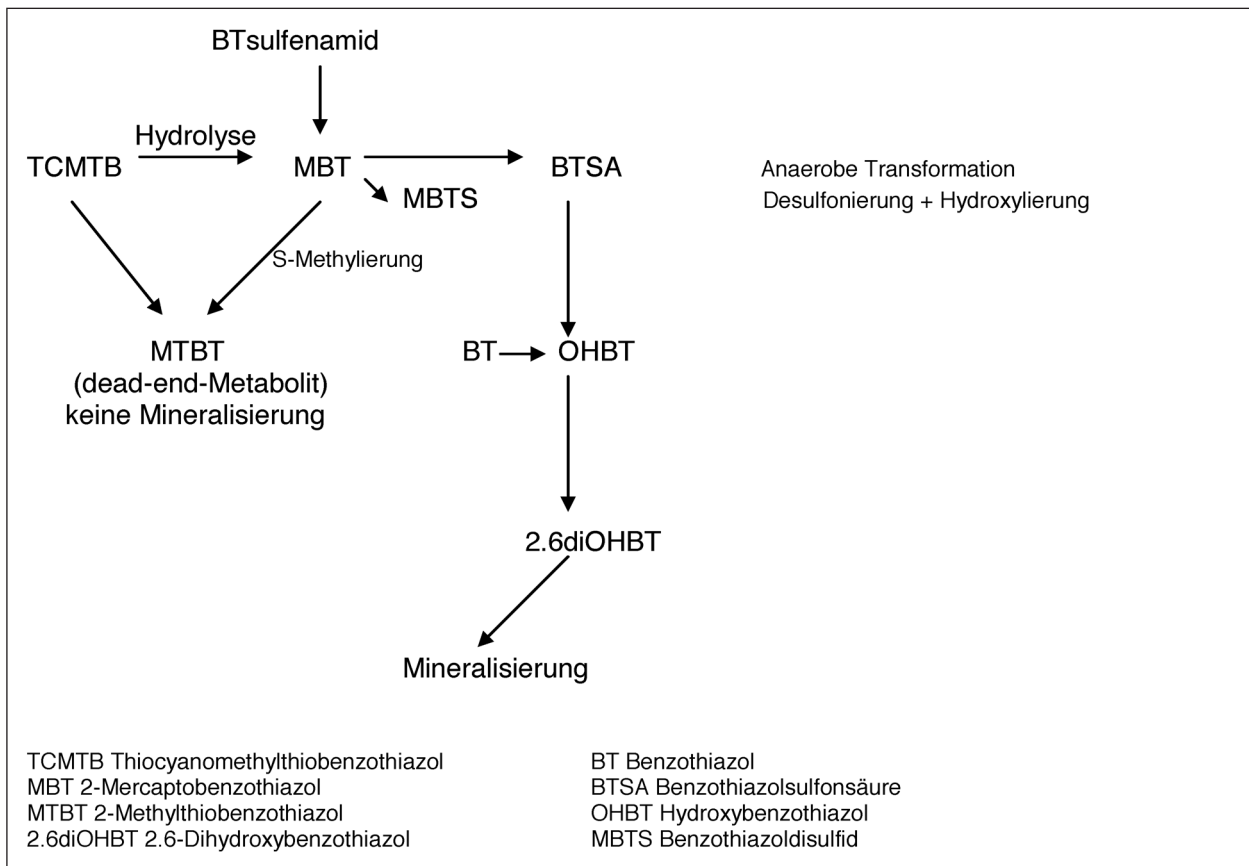


Bild 2-1: Transformationsreaktionen von Benzothiazolen (modifiziert nach KLÖPFER, 2005)

In Deutschland werden kaum Benzothiazole produziert, der Gesamtverbrauch liegt hier jedoch sicher deutlich über 10.000 t/a (BUA, 1991).

Weitere industrielle Einsatzgebiete sind Schiffsanstriche (TCMTB), Korrosionsschutz in der Papierindustrie (TCMTB, MBT) und bei Kühlschmierstoffen und Kühlmitteln (KLÖPFER, 2005).

Bei Vulkanisationsprozessen von Gummiprodukten liegt ein relativ geringer Stoffumsatz vor (z. T. < 55 %) und die nicht gebundenen Benzothiazole (MBT) können durch Herauslösen aus dem Reifenabrieb freigesetzt werden, z. B. durch Niederschläge. Der in Deutschland anfallende Reifenabrieb wurde 1989 auf 75.000 t geschätzt (UBA, 1991), er dürfte heute jedoch deutlich darüber liegen.

Benzothiazole konnten bisher in zahlreichen Umweltkompartimenten nachgewiesen werden. Diese sind in erster Linie Abwässer, Kläranlagenabläufe, Straßenabläufe, Klärschlämme, Sickerwässer, Oberflächengewässer, Sedimente und Grundwasser (KRUMWIEDE, 2001).

Neben Emissionen industrieller Abwasserbehandlungsanlagen und kommunaler Kläranlagen (Punkt-

einträge) spielen v. a. auch diffuse Umwelteinflüsse von Straßenabläufen eine bedeutende Rolle. Bei der Betrachtung von Straßenabläufen stammen die Benzothiazolkomponenten mit großer Wahrscheinlichkeit nahezu ausschließlich aus dem Reifenabrieb der Fahrzeuge. Im Ablauf kommunaler Kläranlagen wurden bisher nahezu ausschließlich BT und MBT detektiert (KLÖPFER, 2005). Die in Oberflächengewässern vorgefundenen Benzothiazolkomponenten (BT, MBT) resultieren vermutlich aus Kläranlagenabläufen (unvollständige Elimination) und Straßenabläufen. Während der Passage in Flüssen kommt es zu einer Abnahme von BT, nicht jedoch von MTBT, dessen ubiquitäre Verbreitung sich auch hiervon ableiten lässt. Aufgrund ihrer Polarität sind MTBT, MBT und BT vorwiegend an unpolaren Oberflächen wie Schwebstoffen, organischen Partikeln und Sediment gebunden. Die Wasserlöslichkeit nimmt mit abnehmendem log POW jedoch rasch zu. MTBT muss ein signifikantes Bioakkumulationspotenzial zugeordnet werden. Polare Komponenten wie OHBT und BTSA sind überwiegend auch in der Wasserphase anzutreffen.

Bei den Benzothiazolen MTBT, MBT, BT, BTSA, OHBT und MeBT handelt es sich in erster Linie um

sogenannte Transformationsprodukte, die durch chemische, v. a. aber durch mikrobiologische Transformationen gebildet werden (Kläranlagen, Oberflächengewässer). Diese Transformationsreaktionen können unter aeroben oder anaeroben Verhältnissen ablaufen und führen über stärker polare Transformationsprodukte ggf. bis zum vollständigen Abbau. Daneben gibt es auch Transformationswege, die in einer „Sackgasse“ enden und zu keinen weiteren Transformationen oder Abbaureaktionen führen. Bei diesen Transformationsprodukten handelt es sich um sog. dead-end-Metaboliten (z. B. MTBT).

In Bild 2-1 werden die Transformationsreaktionen dargestellt.

2.6 Bisphenol A

Eigenschaften

Bisphenol A ist ein phenolartig riechender Feststoff (s. Tabelle 2-7).

Es handelt es sich um ein sogenanntes Xenoestrogen mit estrogenartiger, hormoneller Wirkung bei Tieren und beim Menschen. Bisphenol A beeinträchtigt sowohl die Sexual- als auch die Gehirnentwicklung bei Mäusen und Vögeln und führt zu Störungen der männlichen Sexualfunktion beim Menschen.

Untersuchungen belegen, dass Bisphenol A beim Menschen die Effekte weiblicher Sexualhormone verstärkt und die männlicher Sexual- und Schilddrüsenhormone dagegen inhibiert (UBA, 2010). Nicht nur bei Mäusen, sondern auch bei Fischen, Vögeln und Invertebraten kommt es zu negativen Effekten auf das Fortpflanzungssystem. Die NOEC-Werte (No Observed Effect Concentration) weisen für einzelne Tiergruppen ganz unterschiedliche Konzentrationsbereiche auf (Fische 16-3.600 µg/l, Amphibien

ca. 60 µg/l, Insekten ca. 100-3.100 µg/l, Algen/Wasserpflanzen ca. 1.400-7.800 µg/l, Bodenorganismen 20-100 mg/kg) (UBA, 2010). Es liegen jedoch auch Hinweise vor, dass Effekte schon im unteren Bereich der angegebenen Spanne auftreten.

Vorkommen

Bisphenol A hat große technische Bedeutung als Ausgangsstoff für die Synthese von polymeren Kunststoffen (Polyester, Polycarbonate, Polysulfone, Polyetherketone, Epoxidharze). Ferner wird es als Polymerisationsinhibitor bei der PVC-Herstellung und in bromierter Form (TBBPA) als Flammenschutzmittel sowie als Antioxidans in der Reifenproduktion eingesetzt. Das Aufkommen der Basischemikalie betrug 2006 weltweit ca. 4 Mio. t, EU-weit ca. 1,2 Mio. t, deutschlandweit ca. 800.000 t.

Der Einsatzbereich der o. g. polymeren Kunststoffe ist vielfältig: Konstruktionswerkstoffe (z. B. durchsichtige Dachabdeckungen, Karosseriebauteile, Haushaltsgegenstände), Lebensmittelbedarfsgegenstände (Innenbeschichtungen von Konservendosen, Getränkedosen, Babyflaschen), Kleber, Lacke, Gießharze. In diesen Anwendungen ist Bisphenol A chemisch gebunden und allenfalls geringe Anteile an Polymerisationsresten können freigesetzt werden.

Als Additiv wird Bisphenol A bei Thermopapieren, als Alterungsinhibitor in Weich-PVC und als Antioxidans in Bremsflüssigkeiten eingesetzt. Aus diesen additiven Anwendungen mit Anteilen meist < 0,1 %, kann Bisphenol A freigesetzt werden.

Die polymeren Endprodukte sind weitgehend inert, Bisphenol A kann jedoch durch Einwirken von Wärme, Aufheizen, Säuren und Laugen hydrolytisch aus dem Kunststoff freigesetzt werden.

Bisphenol A ist in verschiedenen Umweltbereichen nachweisbar, in die es überwiegend über das Abwasser gelangt. Hieran beteiligt sind Bisphenol A- und Kunststoffhersteller (v. a. von Polycarbonaten und Epoxiden), Hersteller von Thermopapieren und PVC sowie Recycling-Toilettenpapier. In biologischen Kläranlagen ist Bisphenol A unter aeroben Bedingungen zwischen 61 und 98 % abbaubar (UBA, 2010).

Aus den Kläranlagen gelangt Bisphenol A dennoch über den Ablauf in Oberflächengewässer und somit auch in Gewässersedimente. In beiden Umweltbereichen ist Bisphenol A nachweisbar. Aus einer

Eigenschaft/Stoff	Bisphenol A
CAS-Nummer	80-05-7
Summenformel	C ₁₅ H ₁₆ O ₂
Molekulargewicht [g/mol]	228,29
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (0,071) pH 1-8 schwer löslich (0,073) pH 9 schwer löslich (0,11) pH 10
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	1,143±0,06
log POW [-] bei 25 °C	3,641±0,232

Tab. 2-7: Eigenschaften von Bisphenol A (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014)

großen Anzahl von Messungen lässt sich statistisch eine Belastung von Oberflächengewässern mit Bisphenol A von 0,01 µg/l (Sedimente 6 µg/kg) ableiten, die in 5 % der Fälle bis 0,35 µg/l (Sedimente 100 µg/kg) betragen kann.

Unter aeroben Verhältnissen kann in Oberflächengewässern der Abbau fortgesetzt werden. Über den Klärschlammfad können Böden mit Bisphenol A belastet werden.

2.7 Nonylphenol, Octylphenol

Eigenschaften

Nonylphenol (NP) und Octylphenol (OP) sind farblose, phenolartig riechende Flüssigkeiten, die häufig als technische Gemische eingesetzt werden (s. Tabelle 2-8).

Bei NP handelt es sich um einen Stoff mit hormonell aktiver Wirkung, der an den Estrogenrezeptor bindet (Xenoestrogen). Es besitzt bei Fischen, aquatischen Wirbellosen und Algen eine hohe Toxizität, wie die LC50-Werte (Fische 0,13-1,4 mg/l, Wirbellose 0,18-3,0 mg/l, Algen 0,03-1,5 mg/l) verdeutlichen. NP und OP besitzen ein hohes Bioakkumulationspotenzial, wobei die Biokonzentrationsfaktoren (BCF) bei aquatischen Organismen mit bis zu 10.000 am höchsten sind (HILLENBRAND et al., 2006).

Octylphenol zeigt vergleichbare Stoffeigenschaften (vgl. Tabelle 2-8).

Eigenschaft/Stoff	Nonylphenole (NP)	Octylphenole (OP)
CAS-Nummer	25154-52-3; 104-40-5; 84852-15-3	1806-26-4; 140-66-9
Summenformel	C ₁₅ H ₂₄ O	C ₁₄ H ₂₂ O
Molekulargewicht [g/mol]	220,35	206,32
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (0,020) pH 1-7 schwer löslich (0,021) pH 8 schwer löslich (0,0220) pH 9 schwer löslich (0,035) pH 10	schwer löslich (0,033) pH 1-8 schwer löslich (0,035) pH 9 schwer löslich (0,056) pH 10
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	0,950	0,939±0,06
log POW [-] bei 25 °C	6,142±0,193	5,633±0,193

Tab. 2-8: Eigenschaften von Nonyl- und Octylphenol (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014)

Vorkommen

Die Alkylphenole Nonylphenol NP und Octylphenol OP finden als Zwischenprodukte bei der Herstellung von Phenolharzen und Ethoxylaten EO für nichtionische Tenside Verwendung. Aus Alkylphenolethoxylaten APEO können NP und OP freigesetzt werden (z. B. in Kläranlagen) und in Oberflächengewässer gelangen.

Das Aufkommen in Deutschland betrug 2005 für NP ca. 21.000 t, wovon ca. 50 % exportiert wurden; vom Rest ging der Hauptanteil in die Produktion von Phenolharzen (ca. 3.500 t) und Ethoxylaten (9.000 t). Diese wurden zum Großteil ebenfalls exportiert, sodass im Inland insgesamt ca. 5.000 t NPEO angefallen sind (HILLENBRAND et al., 2006). Die vorgelegten Zahlen sind in den vergangenen Jahren stark rückläufig, da als Konsequenz aus der EU-Richtlinie 2003/53/EG die Anwendungen in den Bereichen Haushalts- und Gewerbebereiniger, Pestizide aber auch in der Textil- und Lederverarbeitung u. a. stark eingeschränkt wurden. Verschiedene Hersteller von Waschmitteln und Reinigern haben sich zum Verzicht auf APEO verpflichtet.

In den verbleibenden Einsatzbereichen sind Phenolharz- und Emulgatorenproduktion mengenmäßig von Bedeutung (Polymere, Klebstoffe, Lacke, Farben, Zusatzstoffe bei Gummi- und Kautschukherstellung). Darüber hinaus werden AP verwendet bei der Herstellung von Betonzusatzmitteln/Trennmitteln (NPEO) und Kühlschmierstoffen (NPEO als Additive), sowie in der Textil- und Lederindustrie (APEO als Emulgator und Dispersionshilfsstoff v. a. bei Importtextilien außerhalb der EU) und bei der Papierproduktion (Deinking mit NPEO von Altpapier).

Alkylphenole und ihre Ethoxylate sind, bedingt durch die weitreichenden Anwendungsbereiche, in verschiedenen Umweltkompartimenten nachweisbar. Als Eintragspfade sind Klärschlamm und Abwasserbelastungen (Anstriche, Waschen von Importtextilien, Reinigungsmittel) zu nennen. Demgegenüber treten bei der Herstellung und Verarbeitung dieser Komponenten offensichtlich nur geringe Emissionen auf (HILLENBRAND et al., 2006).

Wie verschiedene Untersuchungen zeigen, wird NPEO in kommunalen Kläranlagen zwar größtenteils, aber nur zu NP und Derivaten abgebaut (BRAUNISCH et al., 2005; EICHHORN et al., 2000). Nach weiteren Bewertungen sollen ca. 20 % des in

eine Kläranlage eingetragenen NPEO als NP im anfallenden Klärschlamm verbleiben und ca. 2-3 % in Oberflächengewässer emittiert werden (HILLENBRAND et al., 2006).

In nahezu allen Klärschlämmen kann NP nachgewiesen werden (HILLENBRAND et al., 2006). Die in Oberflächengewässern bisher gemessenen Konzentrationen an NP liegen zwischen < 0,1-0,3 µg/l (ATV-DVGW-AG IG-5.4, 2002).

In aquatischen Systemen sind NP und OP aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit (6 mg/l, geringe Polarität, hoher log POW in geringem Umfang gelöst und überwiegend an unpolare Oberflächen von Schwebstoffen, organischen Partikeln und Sediment gebunden.

Unter aeroben Bedingungen sind NP und OP sowohl in Böden als auch in Gewässern (v. a. an Gewässeroberflächen) mineralisierbar. Anaerober mikrobiologischer Abbau findet offensichtlich nicht statt (HILLENBRAND et al., 2006).

2.8 DEHP (Diethylhexylphthalat)

Eigenschaften

Diethylhexylphthalat ist eine farblose, nahezu geruchlose Flüssigkeit. DEHP findet, als noch wichtigster Vertreter der Phthalatgruppe, in großen Mengen bei der PVC-Verarbeitung als additiver Weichmacher Verwendung. Es ist als reproduktionstoxisch Kat. II eingestuft (Richtlinie 67/548/EWG, Anh. I), d. h. es kann die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen und das Kind im Mutterleib schädigen (s. Tabelle 2-9).

Im Tierversuch wurde eine krebserzeugende Wirkung zwar festgestellt, die für den Menschen jedoch als nicht relevant eingestuft wird.

Eigenschaft/Stoff	Diethylhexylphthalat (DEHP)
CAS-Nummer	117-81-7
Summenformel	C ₂₄ H ₃₈ O ₄
Molekulargewicht [g/mol]	390,65
Wasserlöslichkeit [g/L] bei 25 °C und pH 1-10	schwer löslich (1,1E-4) pH 1-10
Dichte [g/cm ³] bei 20 °C und 1.013 hPa	0,983±0,06
log POW [-] bei 25 °C	8,516±0,261

Tab. 2-9: Eigenschaften von Diethylhexylphthalat (alle Angaben nach SCIFINDER, 2014)

Da bei DEHP eine sehr geringe Wasserlöslichkeit vorliegt, ist die aquatische Toxizität nicht zuverlässig ableitbar. Unterhalb der Löslichkeit von 3 µg/l konnte keine Toxizität festgestellt werden (HILLENBRAND et al., 2006).

DEHP weist aufgrund des hohen log POW (s. o.) ein hohes Bioakkumulationspotenzial auf. Die gemessenen BCF, bei Fischen bei 800, bei Muscheln bei 2.500, bestätigen diese Betrachtung (HILLENBRAND et al., 2006).

Vorkommen

Das jährliche Aufkommen betrug 2001 in Deutschland ca. 62.000 t, weltweit wird die jährliche Produktion auf 2-4 Mio. t geschätzt.

Der Weichmacheranteil im PVC-Produkt variiert und liegt überwiegend zwischen 10 und 50 % mit einer Häufung bei 30-35 %. Seit der Einstufung von DEHP als reproduktionstoxisch Kat. II werden zunehmend langkettiger Phthalate als Substitutionsprodukte eingesetzt (z. B. Diisononylphthalat, Diisodecylphthalat), für die diese Einstufung nicht gilt. Diese Entwicklung wird sich sicher weiter fortsetzen und zu einer weiteren Verminderung von DEHP in der PVC-Verarbeitung führen.

Additive Weichmacher wie DEHP können im Laufe der Nutzungszeit ihres technischen Produkts in Umweltkompartimente freigesetzt werden und sind ubiquitär verbreitet. Man nimmt an, dass die jährliche Verlustrate 6 % des Marktvolumens an DEHP beträgt (HILLENBRAND et al., 2006).

DEHP gelangt sowohl über Klärschlämme als auch über trockene und nasse Deposition in Böden, wo DEHP überwiegend sorbiert vorliegt. DEHP ist in Böden und Sedimenten persistent (s. o.) und besitzt ein hohes Bioakkumulationspotenzial.

In biologischen Kläranlagen kann DEHP unter aeroben Bedingungen im Schnitt zu über 90 % eliminiert werden, wobei der mikrobiologische Abbau jedoch nur ca. 15 % beträgt und die Verfrachtung in den Klärschlamm ca. 70-80 % ausmachen.

In aquatischen Systemen ist DEHP aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit (geringe Polarität, hoher log POW, s. o.) überwiegend an unpolaren Oberflächen von Schwebstoffen, organischen Partikeln und Sedimenten gebunden. Obwohl im OECD-Screening-Test unter aeroben Bedingungen abbaubar, ist die Abbaubarkeit in Oberflächengewässern

jedoch schlechter als in Kläranlagen und unter anaeroben Bedingungen liegt eine Abbauehemmung vor (HILLENBRAND et al., 2006).

MEHP (Monoethylhexylphthalat) stellt das primäre DEHP-Abbauprodukt dar. Daneben sind eine Anzahl weiterer sekundärer Abbauprodukte beim Menschen im Urin nachweisbar (ESIS, 2006).

3 Material und Methoden

3.1 Standortwahl

3.1.1 Kriterien der Standortwahl

Der Auswahl geeigneter Probenahmestandorte kommt für die Repräsentanz der Untersuchung große Bedeutung zu. Idealerweise sollte die Abflussqualität an den ausgewählten Standorten möglichst ausschließlich vom Straßenverkehr beeinflusst sein, um Randeinflüsse aus der Umgebung weitgehend zu vermeiden. Weiter müssen mögliche Konzentrationsveränderungen des Straßenabflusses beim Sammeln und Transport (z. B. Muldenentwässerung, Sedimentation in Straßeneinläufen etc.) vermieden werden. Daher kamen ausschließlich Standorte mit der Entwässerung über das Bankett ohne vorherige Sammlung der Abflüsse in Betracht.

Weitere Auswahlkriterien für die Probenahmestandorte waren:

- hohe Verkehrsbelastung,
- Beeinflussung der Abflussqualität durch Einflüsse vom Umfeld außerhalb der Straßenfläche möglichst gering (Verdriftung durch Wind, Einfluss Vegetation),
- Standorte mit Asphalt- und Betonfahrbahnen.

Um die Probenahmeeinrichtungen aufbauen und sicher betreiben zu können, mussten zusätzlich nachstehende Kriterien eingehalten werden:

- Standstreifen vorhanden,
- kein hohes Längsgefälle der Straße,
- Dammlage,
- sichere und möglichst einfache Zugangsmöglichkeiten,
- geschützt vor Vandalismus,

- räumliche Nähe zu Sinsheim und Hannover.

Im Bereich von Sinsheim konnte ein geeigneter Standort (Steinsfurt) schnell in unmittelbarer Nähe zum Labor Bioplan an der BAB A 6 gefunden werden. Hier wurde die Messeinrichtung innerhalb der Umzäunung eines Regenklärbeckens direkt neben der Autobahn aufgestellt. Der Messstandort Steinsfurt wurde (für die Standversuche) bereits seit Juni 2011 betrieben.

Im Bereich von Hannover wurden etliche Messstellen auf ihre Eignung untersucht. Auf den ersten beiden Sitzungen mit dem forschungsbegleitenden Arbeitskreis des Betreuungskreises sind dann die Standorte festgelegt worden. Nach Abschluss der Standversuche und Anfertigung der Auffangvorrichtung für den Straßenabfluss wurden die Messeinrichtungen in Hannover im November 2011 in Betrieb genommen.

An allen Standorten wurden die Messungen und Analysen der Proben bis Oktober 2012 betrieben. Am Standort Steinsfurt sind zusätzlich bis Dezember 2012 die Zuflüsse und die Feststoffmengen erfasst worden.

3.1.2 Beschreibung der drei Standorte

Sinsheim-Steinsfurt BAB A 6

An der BAB A 6 (km 611,2) in Fahrtrichtung Mannheim befindet sich die Messstelle Sinsheim-Steinsfurt. Die 3-streifige Asphaltfahrbahn (kein OPA) wurde 2007 ausgebaut. Aufgrund des geringen Alters besitzt die Fahrbahn noch keine Spurrillen parallel zur Fahrtrichtung. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die abgegrenzte Fahrbahnlänge am Bankett das tatsächliche hydrologische Einzugsgebiet wiedergibt (siehe Bild 3-1).

Die Entwässerung erfolgt im Bereich der Probenahmestelle ausschließlich breitflächig über das Bankett. Das Quergefälle der Autobahn beträgt 2,5 %. Das Längsgefälle im Bereich der Probenahme beträgt 0,4 ‰. Im näheren Umfeld der Probenahmestelle findet die Entwässerung teilweise über Mulden und teilweise über Hochbord statt. Diese Abflüsse werden einem Regenklärbecken zugeleitet, auf dessen eingezäuntem Gelände der Sammelbehälter für die Probenahme dieser Untersuchung steht.



Bild 3-1: Standort BAB A 6 Sinsheim Steinsfurt, km 611,2 Fahrtrichtung Mannheim

Im Umfeld der Probenahmestelle ist keine Baumvegetation vorhanden. Die vegetationsbedingte Aufstockung der organischen Substanz der straßenbürtigen Feinpartikel erfolgt am Standort Steinsfurt nur über ubiquitäre Vegetationsabfälle.

Großburgwedel BAB A 7

An der BAB A 7, km 131,3 in Fahrtrichtung Hannover unmittelbar hinter der Anschlussstelle Großburgwedel wurde die zweite Messeinrichtung aufgebaut. Die 3 streifige Betonfahrbahn mit Standstreifen befindet sich in Dammlage und wird durch eine Distanzschutzplanke vom Bankett getrennt. Auf der Ostseite der Fahrbahn befindet sich eine Lärmschutzwand (siehe Bild 3-2).

Die Messeinrichtung befindet sich auf dem umzäunten Gelände eines Regenrückhaltebeckens und ist über Feldwege gut zu erreichen. Im unmittelbaren Umfeld ist keine relevante Baumvegetation vorhanden.

Kirchhorst BAB A 37

Die dritte Messstelle befindet sich am Autobahndreieck östlich von Hannover an der BAB A 37 direkt vor dem Autobahnkreuz Kirchhorst in Fahrtrichtung Hannover. Die 2-streifige Asphaltfahrbahn (kein OPA) hat einen Standstreifen, befindet sich in Dammlage und ist ebenfalls mit einer Distanzschutzplanke versehen. Da die Zuwegung über längere eher abgelegene Feldwege erfolgt, war auch ohne Umzäunung ein ausreichender Schutz vor Vandalismus gewährleistet. Etwa 10-15 m vom



Bild 3-2: Standort BAB A 7 Großburgwedel, km 131,3 Fahrtrichtung Hannover



Bild 3-3: Standort BAB A 37, vor AK Kirchhorst, Fahrtrichtung Hannover

Fahrbahnrand entfernt ist eine geschlossene, die Autobahn begleitende Baumvegetation vorhanden (siehe Bild 3-3).

In Tabelle 3-1 sind die Kennzahlen der Versuchstandorte zusammengefasst.

		Standort BAB A 6 Steinsfurt	Standort BAB A 7, Großburgwedel	Standort BAB A 37, Hannover Kirchhorst
Material		Asphalt	Beton	Asphalt
DTV	Kfz/d	85.600 ¹	66.200	45.000
Anzahl der Fahrspuren		3	3	2
Breite je Spur	m	4,00	3,50	3,50
Summe Fahrbahnbreite	m	12,0	10,50	7,00
Standspur	m	2,50	2,50	2,50
Rand Mittelstreifen	m	1,00	1,00	1,00
Gesamtbreite	m	14,50	14,00	10,50
Breite Auffangwanne	m	1,9	2,0	2,6
Beprobare Niederschlagsmenge (N_{eff}) bei Behältervöllfüllung	mm	32,1	31,6	32,4
A gesamt	m ²	27,5	28,0	27,3
A Standstreifen	m ²	4,7	5,0	6,5
mittl. Jahresniederschlag ²	mm	756	730	730
mittl. Jahreslufttemperatur ²	°C	11,0	9,6	9,6

¹ Durchschnitt Jahr 2012, Auskunft Autobahnmeisterei Walldorf
² DWD, 1981-2010

Tab. 3-1: Kennzahlen der Untersuchungsstandorte

3.2 Messungen und Probenahme

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 Probennehmer mit Unterdruckansaugung über Kunststoffschläuche zum Einsatz kommen, wie sie sonst bei Messprogrammen an Straßenabflüssen häufig sind.

Für dieses Vorhaben wurden Probensammelbehälter aus Edelstahl eingesetzt, die im freien Gefälle mit dem direkten Abfluss der Verkehrsflächen befüllt wurden. Ziel der Probenahme war die getrennte Beprobung und Analyse der Wasser- und Feststoffphase. Diese Vorgehensweise bewirkt bei den partikelgebundenen Analyten einen hohen Abstand des Messwertes von der Bestimmungsgrenze durch die explizite Untersuchung der Festphase.

3.2.1 Methodik der Probenahme

Für die Probenahme der Autobahnabflüsse wurden Dammlagen ausgewählt, die eine Abflusssammlung und -ableitung im freien Gefälle, ohne Pumpen und Schläuche, ermöglichen. Der unmittelbare Abfluss der befestigten Fläche wurde ohne technische Aggregate in den Sammelbehälter geführt. Die Probenahme über die großvolumigen Sammelbehälter ermöglichte unter Annahme eines Abflussbeiwertes von $\Psi = 0,9$ die Sammlung eines Niederschlagsvolumens von ca. 36 mm bevor der Sammelbehälter voll war (vgl. Tabelle 3-1). Im Durchschnitt waren dies pro Monat zwei Sammelbehälterfüllungen.

Durch die Sammelbehälterbeprobung konnten folgende Ziele erreicht werden:

- Es wurde der direkte Straßenabfluss beprobt, Schadstoffverluste oder stoffliche Veränderungen über Probenahmegeräte, Probenahmeschläuche, Sedimentation im Gully, Sammelkanal oder Entwässerungsmulde traten nicht auf.
- Die separate Analyse von Wasser- und Festphase nutzt die bei den meisten Analyten vorhandene höhere analytische Empfindlichkeit der Festphase und ermöglicht Aussagen über die

Phasenverteilung der Analyten (Wasser-/Festphase).

- Mithilfe von örtlichen Niederschlagsdaten kann nicht nur die Abflusskonzentration, sondern auch die Abflussfracht an organischen Schadstoffen ermittelt werden.
- Die ereignisunabhängige Integration der Fahrbahnabflüsse zu Quartalsmischproben vergleichmäßig zeitliche Spitzen von Konzentration und Fracht sehr stark. Der gleichzeitig hohe Beprobungsanteil des Abflusses erlaubt eine sichere Erfassung von Konzentration und Fracht.

3.2.2 Probenahmeeinrichtungen

Die Vorrichtung zur Sammlung des Straßenabflusses bestand aus der Auffangwanne am Bankett, der Abflussrinne und dem Sammelbehälter. Alle drei Komponenten bestanden aus Edelstahl. Über die Auffangwanne wurde der Straßenabfluss gesammelt und im freien Gefälle über die Abflussrinne dem Sammelbehälter zugeführt. Der Sammelbehälter war mit einem Deckel aus wasserfestem Holz versehen. Der gesammelte Abfluss kam auch bei Vollfüllung nicht mit dem Deckel in Berührung. Um eine Erwärmung der Proben zu minimieren, wurden ab dem ersten Quartal die Sammelbehälter an den Außenwänden mit Styrodur isoliert und der Deckel wurde durch eine zweite hinterlüftete Abdeckplatte ergänzt, um eine direkte Sonneneinstrahlung zu vermeiden.

Die Abflussrinne wurde mit einer Abdeckung aus PVC-Rohrhälften ausgestattet, um insbesondere den Eintrag von Vogelkot zu verhindern. Die Abflussrinne konnte vom Sammelbehälter getrennt werden. Das Abtrennen des Sammelbehälters war für die Zeit der Sedimentation und anschließende Probenahme von Überstandwasser und Sedimente notwendig.

Bild 3-4 zeigt die Auffangwanne mit der Abflussrinne. Im Hintergrund ist der Probensammelbehälter zu erkennen.

Der Sammelbehälter hatte ein Fassungsvermögen von 885 l. Größere Zuflüsse gelangten in den Überlauf, der bei 88,5 cm über der Behältersohle angeordnet war.

Der Sammelbehälter war geringfügig schräg gestellt (ca. 2 %) mit Tiefpunkt zum Kugelhahnaus-



Bild 3.4: Auffangwanne mit abgedeckter Abflussrinne und Sammelbehälter – Standort Großburgwedel

lauf, um das Sediment mit wenig Spülwasser bergen zu können. Beim Standort Steinsfurt wurde zur Verminderung des Behälterüberlaufes bzw. zur Erhöhung des beprobaren Abflussanteiles dem Behälterüberlauf eine 300l-Regentonne nachgeschaltet. Das Wasser und die Sedimente, die in die Regentonne gelangten, wurden mengenmäßig erfasst, aber nicht für die Analyse verwendet, damit eventuelle Kontaminationen durch den Kunststoff der Regentonne ausgeschlossen werden konnten.

3.2.3 Durchführung der Probenahme

Am 14.12.2011 wurden Probenahmen gemeinsam mit der BAST an den Standorten Großburgwedel und Kirchhorst durchgeführt. Die folgende Beschreibung der Probenahme bezieht sich auf bei diesem Termin getroffene Festlegungen, die auch für die weiteren Probenahmen angewendet wurden.

Die Durchführung der Probenahmen ist in Bild 3-5 schematisch dargestellt und wird im Folgenden weiter erläutert.

Probenahme vor Ort

Aufgrund der geringen Entfernung des Steinsfurter Untersuchungsstandortes vom Labor Bioplan wurde dort, im Unterschied zu den beiden Hannoveraner Standorten, keine Wasserstandssonde verwendet. Durch die häufigen Ortstermine (97 während des Untersuchungsjahres) konnte eine Handmessung von Wasserstand und örtlichem Niederschlag (Messtrichter) erfolgen. Die Ortstermine sind im Anhang 1 dokumentiert.

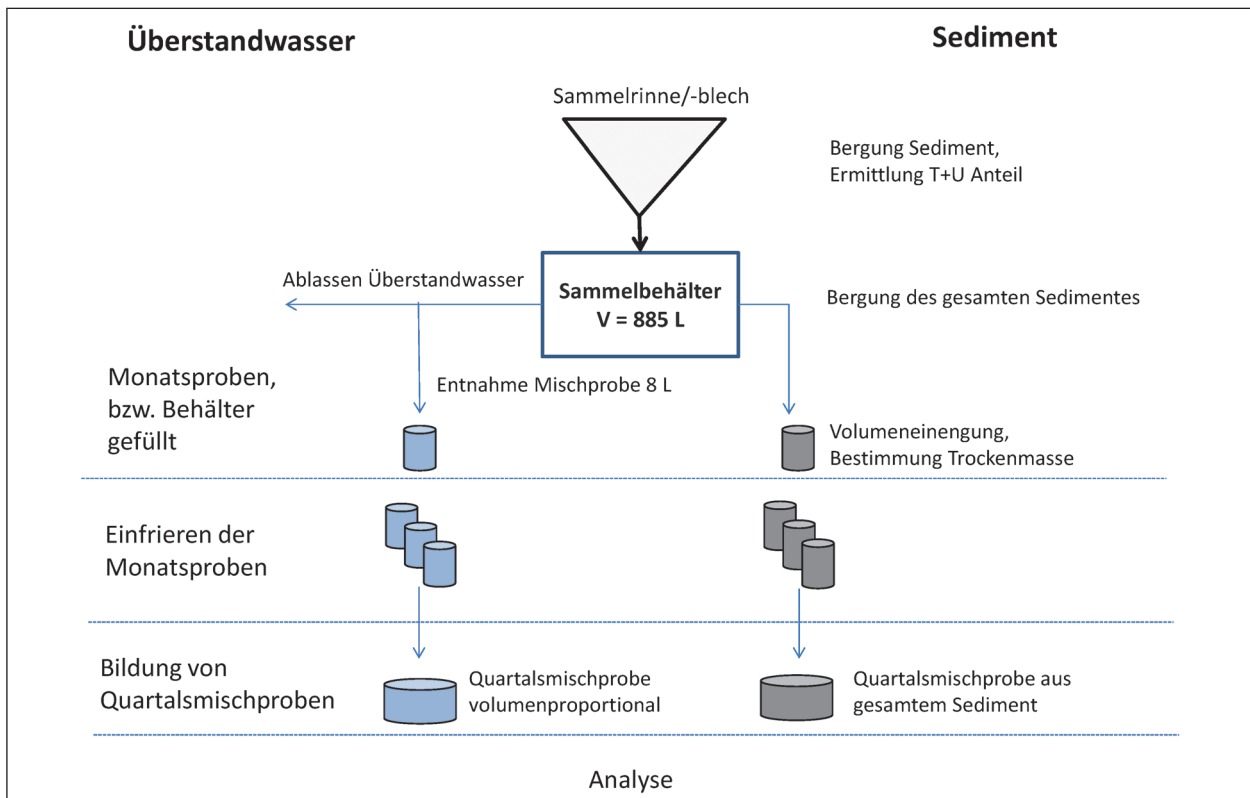


Bild 3-5: Schematische Darstellung der Probenahme

Bei den beiden Hannoveraner Standorten wurden über Wasserstandmessungen (Kapitel 3.2.4) die Füllung des Sammelbehälters überwacht. War der Sammelbehälter fast vollständig gefüllt, wurde die Abflusrrinne vom Behälter getrennt. War nach max. 30 Tagen der Sammelbehälter nicht voll, wurde ebenfalls die Abflusrrinne getrennt, damit die Standzeit der Probe nicht zu lang war.

Nach Trennung der Abflusrrinne vom Behälter wurde 3-5 Tage später die Beprobung von Überstandwasser und Sediment vorgenommen. Nach dieser Zeit hat eine weitgehende Sedimentation der Feinpartikel des Autobahnabflusses stattgefunden, wie der optische Vergleich (Bild 3-6) und die AFS-Gehalte des Überstandwassers belegen. Das Überstandwasser zeigte stets noch eine geringe Resttrübe, die aber analytisch kaum feststellbar war. Hohe Salzgehalte bewirkten einen höheren AFS-Gehalt des Überstandwassers. Die Mittelwerte der 3 Standorte jeweils für die salzbelasteten und salzunbelasteten Quartale zeigen folgende Abhängigkeit:

	Q 04/11 + 01/12	Q 02/12 + 03/12
Na in mg/l	483	10,4
AFS in mg/l	4,6	1,9



Bild 3-6: Standort Steinsfurt, BAB A 6 – optischer Vergleich des Überstandwassers mit Trinkwasser

Auch während der salzbelasteten Quartale kann von einer weitgehenden Trennung der Fest- und Wasserphase ausgegangen werden (vgl. auch Kapitel 5.1.3).

Das Überstandwasser wurde durch Öffnen des Ventiles am Behälterboden abgelassen. Mit einem 2l-Edelstahlgefäß wurden proportional zum Abfluss Proben vom Sohl Ablauf gezogen und in ein 10l-Edel-



Bild 3-7: Standort Steinsfurt BAB A 6, 04.01.2012 – Sediment im Sammelbehälter nach Ablassen des Überstandwassers

stahlgefäß gefüllt (Probenmenge 8 l). Parallel zur Probenahme wurde Überstandwasser für die Reinigung des Sammelbehälters gesammelt (Waschwasser).

Die Bergung des Sedimentes erfolgte nach vollständigem Abfluss des Überstandwassers. In Bild 3-7 ist zu erkennen, dass beim Abfluss des Überstandwassers nur eine vernachlässigbar kleine Sedimentmenge ausgetragen wurde. Auch unter Salzbelastung konnte eine weitgehend vollständige Bergung des Sedimentes erfolgen. Nur im unmittelbaren Umfeld der Bodenablasses (0,5 cm) wurde das Sediment ausgetragen (siehe heller Ring um den Ablass in Bild 3-7).

Durch die geringfügig schräge Behältersohle konnte das weiche Sediment im Sammelbehälter mit einem Teflonschaber in ein 30l-Edelstahlgefäß geschoben werden. Sand und Kies, grobe Vegetationsreste und Straßenmüll wurden dabei nicht in das Edelstahlgefäß gefördert. Diese groben Bestandteile erschweren die Probenaufbereitung und sind im Niederschlagsabfluss als Transportmatrix hinsichtlich der betrachteten Parameter von untergeordneter Bedeutung.

Die Sedimentprobe der Sammelbehälter besteht somit weitgehend aus der feinputikulären Kornfraktion. Nachdem die Hauptmasse des Sedimentes mit dem Teflonschaber in den Edelstahlbehälter transportiert wurde, wurden mit dem Überstandwasser (Waschwasser) die restlichen Feinpartikel in das Edelstahlgefäß gespült. Danach wurde der Sammelbehälter vollständig mit Überstandwasser gereinigt und das Sohlventil wieder verschlossen.

Die Überstands- und Sedimentteilproben wurden zu Quartalsmischproben (Kalenderquartal) vereinigt. Die Zwischenlagerung bis zur Quartalsmischprobenherstellung fand bei ca. -18 °C im Gefrierschrank statt.

Einengung der Sedimentproben

Die Sedimentsuspension wurde vor dem Einfrieren mehrstufig eingengt. Nach einem Tag Sedimentationszeit im schräg aufgestellten (30 °) Edelstahlgefäß fand eine erste Dekantierung des Überstandwassers statt. Nach dieser 1. Dekantierung wurden Sedimentanhaftungen an Gefäßwand und -sohle mit Leitungswasser nachgespült. Nach weiteren 2 Stunden Absetzzeit wurde das dann vorhandene klare Überstandwasser vorsichtig dekantiert. Das so eingengte Sediment wurde in ein 2l-Edelstahlgefäß gefüllt. Dieses Gefäß wurde zur weiteren Sedimentation einen Tag im Kühlschrank gelagert. Danach wurde das Überstandwasser abermals vorsichtig dekantiert.

Nach dem Dekantieren wurde die Feuchtsedimentmasse gewogen und eine kleine Feuchtsedimentmenge zur Bestimmung der Trockensubstanz entnommen. Mithilfe der gesamten Feuchtsedimentmasse (FM_{ges}) und des Trockensubstanzgehaltes (TS) konnte die gesamte Trockenmasse (TM_{ges}) ermittelt werden. Diese wurde u. a. für die Ermittlung der Zulaufkonzentration an Feststoffen benötigt.

Das Feuchtsediment wurde schließlich im Gefrierschrank zwischengelagert. Obwohl nach der quantitativen Einengung des Sedimentes und der TS-Bestimmung das Sediment prinzipiell nicht mehr verlustfrei gepoolt werden müsste, erfolgte auch die Vereinigung der Sedimente weitgehend verlustfrei, damit eine möglichst große Sedimentmenge für die Analyse zur Verfügung stand.

Im Unterschied zum Überstandwasser, von dem pro Teilprobe jeweils ein separates 10l-Edelstahlgefäß eingefroren wurde, wurden die Sedimentteilproben nach der TS-Bestimmung und vor dem Einfrieren alle in dem 2l-Edelstahlgefäß vereinigt. Da das Sediment vollständig geborgen wurde, war eine abflussvolumenproportionale Vereinigung von Sedimentteilmengen zur Quartalsmischprobenherstellung nicht notwendig.

Quartalsmischprobenherstellung

Am Ende des Quartals wurden die Überstandwasserproben aufgetaut und zuflussproportional zu einer Quartalsmischprobe vereinigt. Die Restsedimentation am Gefäßboden wurde nicht resuspendiert, um eine weitgehend partikelfreie Wasserprobe zu erhalten. Es wurde eine Quartalsmischprobe aus 16l-Überstandwasser in einem 30l-Edelstahlgefäß hergestellt. Das Teilprobenvolumen wurde über ein kalibriertes 2l-Edelstahlgefäß ermittelt. Die Quartalsprobe des Überstandwassers wurde durch Abschütten (Einzelprobengefäß) und Schwenken (Mischen) des 30l-Edelstahlgefäßes erzeugt. Nach dem Mischen der Quartalsmischprobe wurde diese in elf 1l-Glasflaschen zur Analyse der organischen Parameter (Labor Graf) und in eine 3l-PE-Flasche zur Analyse der anorganischen Parameter (Labor Bioplan) gefüllt.

Das vereinigte Feuchtsediment wurde nach dem Auftauen mit einem Edelstahlöffel gemischt und in 2 gleiche Portionen in eine 0,5l-Glasflasche (organische Parameter, Labor Graf) und eine 0,5l-PE-Flasche (anorganische Parameter, Labor Bioplan) gefüllt.

Die Quartalsmischproben wurden in den vorgefertigten Paketen (Styrodurummantelung der Glasflaschen) über die Post zu den Laboren versendet.

Beprobung des Sammelrinnensedimentes

Da am Standort Steinsfurt eine hohe Vorsedimentation an der Sammelrinne festgestellt wurde, wurde ab dem Quartal 01/12 auch an den beiden Standorten Großburgwedel und Kirchhorst das Rinnensediment beprobt. Dazu wurden nach Entfernung der groben Partikel (Zigarettenkippen, Papierreste, kleinere Steine) die restlichen Feststoffe auf dem Blech und in der Rinne mit Handbesen und Edelstahlkelle gesammelt. Die Analyse beschränkte sich allerdings auf die anorganischen Parameter (Anhang 2). Hauptziel dieser Untersuchung war die Ermittlung der Feinpartikelmenge (T+U), um diese bei der Ermittlung der Feststoffkonzentration und -fracht berücksichtigen zu können.

3.2.4 Erfassung der Niederschläge und Abflüsse

Aufgrund der unterschiedlichen Entfernungen der Standorte Steinsfurt einerseits und Großburgwedel/Kirchhorst andererseits erfolgte die Erfas-

sung der Niederschläge und Abflüsse unterschiedlich.

Die geringe Entfernung des Standortes Steinsfurt zum Labor Bioplan erlaubte häufige Ortstermine und eine händische Erfassung von Niederschlag und Abfluss. Für die Niederschlagsmessung wurde ein Niederschlagsmesstrichter verwendet. Der Behälterwasserstand bzw. das Abflussvolumen (h/V-Beziehung) wurde mit einem Meterstab ermittelt.

Bei den anderen Standorten wurde eine automatische Messwerterfassung installiert.

Die Abflussmengen wurden über eine kontinuierliche Wasserstandmessung in den Probenahmebehältern und die Wasserstands-Volumen Beziehung der Behälter berechnet. Die Wasserstandmessung erfolgt über eine Drucksonde, die vor dem Ablaufhahn des Behälters eingebaut wurde (Bild 3-8).

Die Drucksonde aus Edelstahl wurde in einen Teflonschlauch gesteckt, der genau in die Ablauftülle des Ablaufhahns passt. Die kraftschlüssige Befestigung am Hahn erfolgte über einen $\frac{3}{4}$ Zoll Schlauch und Schlauchschellen. Durch diese Konstruktion kommt die Wasserprobe nur mit Edelstahl und Teflon in Kontakt. Bei der Probenahme wurde der Hahn mit der Sonde verschlossen, um eine Verunreinigung des Drucksensors zu vermeiden.

Zum Frostschutz wurden die Hähne und die Sonden mit Heizungsisolationsrohren versehen. Bei starkem Frost, bei dem ohnehin kein Abfluss zu erwarten ist, wurden die Sonden ausgebaut, um eine Zerstörung durch Eisbildung zu vermeiden.

Die eingesetzten Drucksonden (22 mm Durchmesser) der Fa. UIT haben einen Messbereich von



Bild 3-8: Wasserstandmessung am Probenahmebehälter

0-10 m und messen den Relativdruck gegenüber der Atmosphäre. Gleichzeitig wird die Temperatur mit der Sonde erfasst.

Die Speicherung der Messdaten erfolgte in 15 min Intervallen auf einem Datenlogger, der in einem 4-Zoll Pegelrohr untergebracht war. Neben der Speicherung im Datenlogger selbst, wurden in regelmäßigen Abständen die Messdaten über eine sim-Karte auf eine Internetplattform übertragen, von der sie heruntergeladen werden konnten.

Eine kontinuierliche Aufzeichnung der Niederschläge erfolgte nicht. An jedem Anlagenstandort wurden aber Niederschlagsmesstrichter aufgestellt, die bei jeder Anlagenbereisung abgelesen wurden. Zusätzlich wurden vorhandene Regensstationen aus der Umgebung, deren Daten über das Internet bereitgestellt werden, ausgewertet. Für die Standorte Großburgwedel und Kirchhorst konnte auf die jeweils ca. 10 km in westlicher Richtung gelegene DWD Station Langenhagen Flughafen zurückgegriffen werden. Hier konnten Tagesniederschläge aus einer Grafik abgelesen werden. Niederschlagsdaten in höherer Auflösung standen für den Bereich Hannover von zwei privaten Wetterstationen in 6 bzw. 7 km Entfernung von den Messstellen bereit.

3.2.5 Berechnungsmethoden

Gesamtabfluss

Da nur ein Sammelbehälter pro Messstandort zur Verfügung stand, konnte nicht der gesamte Autobahnabfluss erfasst bzw. beprobt werden (5-tägige Sedimentationszeit zur Phasentrennung). Aus den erfassten Niederschlägen und zugehörigen Abflüssen (Behälterfüllung) wurde ein mittleres Abflussverhältnis berechnet. Der gesamte Jahresabfluss ergibt sich dann zu:

$$Q_g = \Psi_m \cdot N_g \cdot A_u$$

Q_g Gesamter Abfluss

Ψ_m mittleres Abflussverhältnis

N_g Gesamter Niederschlag

A_u angeschlossene Fläche

Berechnung der jahresdurchschnittlichen Gesamtgehalte der Abflüsse

Die Berechnung erfolgte abfluss- bzw. TM-proportional aus den 4 Quartalsmischproben (04/11, 01/12, 02/12, 03/12). Die Gesamtgehalte setzen sich aus dem Überstandwasser der Sammelbehälter (weitgehend gelöste Phase, vgl. Kapitel 5.1.3) und der Festphase (Sediment) zusammen. Die partikuläre Phase bestand aus den Sedimenten der Sammelrinne und des Sammelbehälters. Für die Ermittlung der Massen wurde bei den Sammelrinnen nur der T+U-Anteil, hingegen bei den Sammelbehältern die gesamte Trockenmasse (TM_{ges}) verwendet (s. Tabelle 5-16). Die ermittelte Feststoffkonzentration der Abflüsse ist somit nicht mit den Feinpartikeln (T+U) identisch.

Die Berechnung der Gesamtgehalte der Abflüsse erfolgte in folgenden Schritten:

1. Schritt

Die Quartalswerte der T+U-Mengen der Sammelrinnen und die TM_{ges} -Mengen der Sammelbehälter wurden zu Jahreswerten aufsummiert. Die T+U-Mengen der Sammelrinnen wurden um den beprobten Abflussanteil verringert, da das Sammelrinnensediment den gesamten Abfluss repräsentiert. Danach wurden die Jahreswerte von Sammelrinne und Sammelbehälter aufaddiert (s. Tabelle 5-16). Mithilfe des beprobten Abflusses wurde die jahresmittlere TM-Konzentration errechnet.

2. Schritt

Die Quartalswerte der Stoffgehalte der Behältersedimente wurden TM-gewichtet auf Jahreswerte umgerechnet.

3. Schritt

Der partikuläre Stoffgehalt des Jahresmittels in mg/l bzw. $\mu\text{g/l}$ bzw. ng/l wurde aus dem Stoffgehalt der Sedimente und dem TM-Gehalt des Abflusses ermittelt. Dies soll am Beispiel des Standortes Steinsfurt anhand des Parameters Zink illustriert werden:

- jahresdurchschnittliche Konzentration des Behältersedimentes: 2.499 mg Zn/kg,
- jahresdurchschnittliche TM-Konzentration des Abflusses: 170 mg TM/l:

$$Zn_{part} = 2.499 \mu\text{g Zn/g} \cdot 0,170 \text{ g/l} = 424 \mu\text{g/l.}$$

4. Schritt

Summierung von „gelöstem“ (Überstandwasser) und partikulärem Stoffgehalt. Beispiel Steinsfurt, Zink:

Gesamtgehalt =

$$139 \mu\text{g/L}_{(\text{gel.})} + 424 \mu\text{g/L}_{(\text{part.})} = 563 \mu\text{g Zn}_{\text{ges}}/\text{l.}$$

Berechnung der Jahresfrachten

Aus den berechneten jahresdurchschnittlichen Gesamtgehalten und dem Gesamtabfluss wurde die gesamte Jahresfracht ermittelt. Die Berechnung soll wiederum am Beispiel des Standortes Steinsfurt illustriert werden:

N_g Gesamter Jahresniederschlag: 535 mm

$$\Psi_m = 0,804$$

$$A_u = 27,5 \text{ m}^2$$

$$Q_g = 0,804 \cdot 538,1 \text{ mm} \cdot 27,5 \text{ m}^2 = 11.829 \text{ l}$$

Bezogen auf die abflussliefernde Fläche A_u entspricht dieser Gesamtabfluss einer jährlichen Abflussspende von $4.326 \text{ m}^3/(\text{ha}\cdot\text{a})$.

Hieraus errechnet sich eine jährliche Gesamtzinkfracht wie folgt:

$$563 \mu\text{g Zn}_{\text{ges}}/\text{l} \times 4.326 \text{ m}^3/(\text{ha}\cdot\text{a}) = 2.436 \text{ g Zn}_{\text{ges}}/(\text{ha}\cdot\text{a})$$

3.3 Vorversuche

3.3.1 Ziel und Versuchsannahmen

Ziel der Standversuche war zu klären, ob durch die Mineralisierung des Sedimentes bei hohen Temperaturen (20°C) eine relevante Änderung der organischen Analyten in der Wasser- und Festphase auftritt und ob eine 1-monatige Sammelzeit im Probenbehälter möglich ist.

Die bisherigen Kenntnisse zu den Eigenschaften der Straßenabflüsse ließen erwarten, dass die Mineralisierung der organischen Substanz hauptsächlich von der Festphase (Sediment) und nur in unbedeutendem Umfang von der Wasserphase ausgeht. Weiterhin wurde davon ausgegangen, dass der Umfang an Mineralisierung vom Anteil der organischen Substanz der Festphase abhängig ist.

Die organische Substanz der feinpartikulären Festphase von Straßenabflüssen wurde nach bisherigen Messergebnissen als Glühverlust gemessen und zwischen 20-40 %, angenommen.

Voruntersuchungen am Standort Steinsfurt zeigen einen Glühverlust in der feinpartikulären Festphase ($< 63 \mu\text{m}$) von ca. 20 %. Der Standort Steinsfurt kann als typisch für Straßenabflüsse ohne unmittelbaren Einfluss von angrenzender Baumvegetation angesehen werden. Nach Erfahrungen aus Berliner Einzugsgebieten kann der Glühverlust der feinpartikulären Festphase von Straßenabflüssen durch Alleebäume oder angrenzenden Wald auf 40 % ansteigen. Um im Standversuch die gesamte Spanne der Glühverluste abzubilden, wurde das Steinsfurter Sediment mit Waldstreu auf den oberen Glühverlustwert von 40 % aufgestockt.

Neben dem angeführten Einfluss des Glühverlustes der Festphase, der ganzjährig wirkt, können auch bei Standorten ohne unmittelbaren Straßenbaumeinfluss durch den saisonalen, ubiquitären Pollenflug kurzzeitig hohe Mineralisierungen entstehen, die nicht primär durch das Sediment, sondern durch Schwimmdecken und die Wasserphase verursacht werden. Pollenflugbedingungen wurden durch den Standversuch nicht erfasst. Es konnte allerdings durch O_2 -Messungen im Sammelbehälterwasser mit und ohne Pollen festgestellt werden, dass Pollen einen kurzzeitig hohen Einfluss auf die Höhe der Mineralisierung ausüben können.

Den Standversuchen lag die Annahme zugrunde, dass diese unter besonders mineralisierungsfördernden Bedingungen vorgenommen werden sollten, um eventuell Einflüsse auf die Gehalte der Analyten sicher erkennen zu können. Diese Bedingungen bestanden in folgenden Punkten:

- Sommerliche Temperatur – die Temperatur betrug während der einmonatigen Versuchszeit durchgängig 20°C .
- Erhöhte Sedimentkonzentration – die Sedimentkonzentration war im Vergleich zu tatsächlichen Konzentrationen im Sammelbehälter mit 433 mg AFS/l (ohne Waldstreu) bzw. 7.200 mg AFS/l (mit Waldstreu) 20- bzw. 40-fach höher.
- Waldstreu aufstockung bei einer Teilprobe zur Erhöhung der biologisch umsetzbaren Anteile.

3.3.2 Standversuche mit erhöhter Sedimentkonzentration

Für die Standversuche wurde der Abfluss von zwei aufeinanderfolgenden Regenereignissen (Probenahme 03.06.2011 und 07.06.2011) am Standort Steinsfurt verwendet. Um eine ausreichende Sedimentmenge zu erhalten, wurde die Abflussmenge von 40 m Autobahnlänge durch drei in Reihe geschaltete Auffangbehälter (Σ 2,55 m³) gesammelt. Der 3. Sammelbehälter ist bei beiden Probenahmen fast vollständig gefüllt gewesen. Es kam nicht zum Überlauf. Nach der jeweils 4-tägigen Sedimentationszeit im Sammelbehälter wurden die Überstandwasserproben nochmal fünf Tage zur Nachsedimentation in den Kühlschrank gestellt. Die Sedimentproben wurden während dieser Zeit ebenfalls im Kühlschrank deponiert.

Aus den beiden Probenahmeterminen (03.06.2011, 07.06.2011) wurde jeweils ein Aliquot (1/3) der Proben (Überstandwasser, Sediment) eingefroren (Ausgangsgelalte). Die restlichen zwei Drittel der Proben wurden für die Standversuche verwendet. Der Standversuch bestand aus vier Versuchsansätzen. MP1 (03.06.2011) und MP2 (07.06.2011) jeweils ohne und mit Waldstreu Zusatz. Der Standversuch wurde in 20l-Edelstahlgefäßen unter Lichtausschluss durchgeführt. Die Gefäße standen im 20 °C temperierten Laborraum. Die Standzeit betrug 1 Monat. Am Ende der Standzeit wurde Überstandwasser und Sediment separat beprobt und mit den eingefrorenen Referenzproben (Ausgangszustand) zum Labor Graf gesendet.

Die in den Versuchsansätzen verwendeten Sedimentmengen und Glühverluste sind in Tabelle 3-2 aufgelistet.

Im Mittel der beiden Sedimentproben betrug der Glühverlust im Ausgangszustand 21,6 %, mit Zusatz von Waldstreu 47,3 %. Die beiden mit Waldstreu versetzten Sedimente entsprechen in den Glühverlusten den Sedimenten der Berliner Alleenstraßen. Die Waldstreu bestand hauptsächlich aus Buchenblättern, schwer zersetzbar Eichenblätter waren nicht vorhanden. Die Streu zerfiel nach der Probenahme durch leichtes Reiben zu sehr kleinen Fragmenten (< 0,1 mm). Die Oberfläche für die mikrobielle Verwertung dürfte den Feinpartikeln der Straßensedimente vergleichbar gewesen sein.

	MP1	MP2
Probenahme	03.06.11	07.06.11
Überstandwasser [l]	19	19
Sediment-TS [%]	37,5	45,3
Sediment-FM [g]	200	200
Sediment-GV [%]	24,7	18,6
Waldstreu (MP3)		
Waldstreu-GV [%]	86,1	
Sediment ohne Waldstreu		
Trockenm. (TM) [g]	75,0	90,6
TM [mg/l]	3.947	4.768
GV [mg/l]	975	887
GV [%]	24,7	18,6
Sediment mit Waldstreu		
Trockenm. (TM) [g]	130,0	145,6
TM [mg/l]	6.842	7.663
GV [mg/l]	3.463	3.374
GV [%]	50,6	44,0

Tab. 3-2: Sedimentmengen der Standversuche in 20l-Edelstahlgefäßen

Für die Standversuche mit Waldstreu wurden keine analytischen Referenzproben (Probe ohne Standversuch) untersucht. Die Ausgangsgelalte der Ansätze mit Waldstreu wurden aus den Gehalten und Mischungsverhältnissen von Straßensediment und Waldstreu errechnet. Das Mischungsverhältnis von Sediment zu Waldstreu betrug bei MP1 75:55 = 1,36, das bei MP2 90,6:55,0 = 1,65. Die Gehalte für die Mischungsrechnung (Ausgangsgelalte) sind in Tabelle 3-3 aufgelistet.

	MP1	MP2	Waldstreu
GV [%]	24,1	18,1	88,6
Zn [mg/kg]	2.433	2.014	37,7
Cd [mg/kg]	0,86	0,76	0,19
Cu [mg/kg]	782	655	12,3
Pb [mg/kg]	116	98,6	1,50
EOX [mgCl/kg]	12	14	< 1,0
MKW [mg/kg]	6.800	4.600	490
PAK-16 [mg/kg]	15,4	13,0	0,71
PCB-6 [µg/kg]	26	26	< 10
Benzol [µg/kg]	88	32	< 10
Methyl-tert-butylether, (MTBE) [mg/kg]	< 0,1	< 0,1	< 0,1
2-Methylthiobenzothiazol [mg/kg]	0,20	0,10	< 0,1
Benzothiazol, (BT) [mg/kg]	0,90	0,70	< 0,1
Benzothiazolsulfonsäure, (BTSA) [mg/kg]	0,70	0,30	< 0,1
Hydroxybenzothiazol [mg/kg]	0,60	0,90	< 0,1
Mercaptobenzothiazol [mg/kg]	< 0,10	< 0,10	< 0,1
Methylbenzothiazol [mg/kg]	< 0,10	< 0,10	< 0,1
Bisphenol A [mg/kg]	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Nonylphenol [mg/kg]	1,30	0,63	< 0,50
Octylphenol [mg/kg]	0,68	< 0,50	< 0,50
Bis-(2-ethylhexyl)phtalat, (DEHP) [mg/kg]	57	34	< 1,00

Tab. 3-3: Gehalte der straßenbürtigen Sedimente (Ausgangsgelalte) und der Waldstreu

3.3.3 Standversuch vor Ort im Sammelbehälter

Hier wurde Straßenabfluss im originalen Wasser/Sedimentverhältnis verwendet. (weitere Methodenbeschreibung ergänzen, wie Standzeit, Sammelbedingungen siehe Tabelle 4-4)

Rührversuch BSB₃₀

Das Überstandwasser hatte im Ausgangszustand (vor Beginn des Standversuches) sehr geringe organische Kohlenstoffgehalte (s. Tabelle 4-1). Die geringen Ausgangsgehalte an DOC von ca. 5 mg/l zeigten an, dass ein BSB-Versuch für das Überstandwasser nicht sinnvoll ist. Hingegen wurde aufgrund des hohen Dargebotes an organischem Kohlenstoff im Sediment für dieses ein 30-Tages-BSB-Versuch (Rührversuch) angesetzt. Die eingesetzten organischen Anteile des Sediments (mgGV/l) entsprach bei der Variante ohne Waldstreu weitgehend der des Standversuches (BSB-Versuch: 894 mgGV/l, Standversuch: 931 mgGV/l). Bei der Variante mit Waldstreu wurden im BSB-Versuch 8.179 mgGV/l, im Standversuch 3.463 mgGV/l eingesetzt.

3.4 Analysemethoden

Die anorganischen Analyten wurden vom Labor Bioplan und die organischen Analyten vom Labor IUS untersucht. Getrennt nach Wasser und Feststoff sind in Tabelle 3-4 und Tabelle 3-5 die verwendeten Analysen- und Aufschlussmethoden gelistet.

Für einen Teil der organischen Analyten soll nachfolgend eine Einordnung der Messunsicherheit und eine Kurzbeschreibung der angewandten Methoden vorgenommen werden.

Kürzel	Parameter	Untersuchungsmethode
Lf	Elektrische Leitfähigkeit	DIN EN 27888
pH	pH-Wert	DIN 38404-C5
K _{S4,3}	Säurekapazität bis pH-Wert 4,3	EN 29963-1-H7
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	DIN 38409-H2-3
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	Dr. Lange Fertigtest LCK414
NH ₄ -N	Ammonium-N	DIN 38406-E5
NO ₃ -N	Nitrat	Diazomethode, LUFA Augustenberg
P _{ges}	Phosphor Gesamtgehalt	DIN EN 1189/6
PO ₄ -P	Phosphor gelöster Anteil	DIN EN 1189/3
Fe _{ges}	Eisen Gesamtgehalt	Aufschluss, Messung (DIN EN ISO 11885-E22)
SO ₄	Sulfat gelöster Anteil	DIN EN ISO 11885-E22
Ca	Calcium gelöster Anteil	DIN EN ISO 11885-E22
Na	Natrium gelöster Anteil	DIN EN ISO 11885-E22
Zn _{ges}	Zink Gesamtgehalt	Aufschluss (DIN 38406 E16), Messung (DIN EN ISO 11885-E22)
Zn _{gel}	Zink gelöster Anteil	DIN EN ISO 11885-E22
Pb _{ges}	Blei Gesamtgehalt	Aufschluss (DIN 38406 E16), Messung GFAAS
Cu _{ges}	Kupfer Gesamtgehalt	Aufschluss (DIN 38406 E16), Messung (DIN EN ISO 11885-E22)
Cd _{ges}	Cadmium Gesamtgehalt	Aufschluss (DIN 38406 E16), Messung GFAAS
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen	DIN EN 1899-1
Cl	Chlorid	DIN 38405-D1
DOC	Gelöster Organischer Kohlenstoff	DIN EN 1484 (H3)
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene	DIN EN ISO 9562 (H14)
KW-Index	Kohlenwasserstoff-Index	DIN EN ISO 9377-2 (H53)
	Benzol	DIN 38407-F9-1
MTBE	Methyl-tert.-butylether	HS-GCMS
ETBE	Ethyl-tert.-butylether	HS-GCMS
PAK-16		
	Naphtalin	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Acenaphthylen	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Acenaphthen	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Fluoren	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Phenanthren	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Anthracen	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Fluoranthren	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Pyren	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Benzo(a)anthracen	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Chrysen	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Benzo(b)fluoranthren	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Benzo(k)fluoranthren	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Benzo(a)pyren	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Dibenz(ah)anthracen	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Benzo(ghi)perylen	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
	Indeno(1.2.3-cd)pyren	EPA 610/DIN EN ISO 17993/F18)
PCB-6		
BZ 28	2,4,4'-Trichlorbiphenyl	DIN 38407-F2/F3
BZ 52	2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl	DIN 38407-F2/F3
BZ 101	2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl	DIN 38407-F2/F3
BZ 138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	DIN 38407-F2/F3
BZ 153	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	DIN 38407-F2/F3
BZ 180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	DIN 38407-F2/F3
MTBT	2-Methylthiobenzothiazol	LC-MS/MS
BT	Benzothiazol	LC-MS/MS
BTSA	Benzothiazolsulfonsäure	LC-MS/MS
OHBT	Hydroxybenzothiazol	LC-MS/MS
MBT	Mercaptobenzothiazol	LC-MS/MS
MeBT	Methylbenzothiazol	LC-MS/MS
	Bisphenol A	GCMS
	Nonylphenol	DIN EN ISO 18857-1 (F31) GCMS
	Octylphenol	DIN EN ISO 18857-1 (F31) GCMS
DEHP	Bis-(2-ethylhexyl)phthalat	GCMS

Tab. 3-4: Untersuchungsmethoden Wasser

Kürzel	Parameter	Untersuchungsmethode
	Korngrößenverteilung	DIN 19683 Blatt 1
GV	Glühverlust	DIN 38409-H2
CaCO ₃	Carbonatgehalt	VDLUFA-Methodenbuch Bd. 1, 5.3.1
pH _{CaCl2}	pH-Wert	DIN ISO 10390
	Königswasserlösliche Gehalte (Fe, Al, P, S, Ca, Mg, K, Na, Zn, Cd, Cu, Pb, Cr, Ni, MN)	DIN 38 406-E22, Königswasseraufschluss
BSB ₃₀	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 30 Tagen	DIN EN 1899-1
TOC	Gesamter Organischer Kohlenstoff	DIN ISO 10694/DIN EN 13137
EOX	Extrahierbare organ. Gebund. Halogene	DIN 38414-S17
KW-Index	Kohlenwasserstoff-Index	11046/DIN ISO 16703/DIN EN 14039/KW04
	Benzol	DIN 38407-F9-1
MTBE	Methyl-tert-butylether	HS-GCMS
ETBE	Ethyl-tert.-butylether	HS-GCMS
PAK-16		
	Naphtalin	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Acenaphthylen	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Acenaphthen	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Fluoren	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Phenanthren	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Anthracen	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Fluoranthren	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Pyren	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Benzo(a)anthracen	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Chrysen	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Benzo(b)fluoranthren	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Benzo(k)fluoranthren	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Benzo(a)pyren	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Dibenz(ah)anthracen	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Benzo(ghi)perylen	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
	Indeno(1.2.3-cd)pyren	DIN ISO 13877/18287/DIN EN 1527
PCB-6		
BZ 28	2.4.4'-Trichlorbiphenyl	DIN 38414-S20
BZ 52	2.2'.5.5'-Tetrachlorbiphenyl	DIN 38414-S20
BZ 101	2.2'.4.5.5'-Pentachlorbiphenyl	DIN 38414-S20
BZ 138	2.2'.3.4.4'.5'-Hexachlorbiphenyl	DIN 38414-S20
BZ 153	2.2'.4.4'.5.5'-Hexachlorbiphenyl	DIN 38414-S20
BZ 180	2.2'3.4.4'.5.5'.-Heptachlorbiphenyl	DIN 38414-S20
MTBT	2-Methylthiobenzothiazol	LC-MS/MS
BT	Benzothiazol	LC-MS/MS
BTSA	Benzothiazolsulfonsäure	LC-MS/MS
OHBT	Hydroxybenzothiazol	LC-MS/MS
MBT	Mercaptobenzothiazol	LC-MS/MS
MeBT	Methylbenzothiazol	LC-MS/MS
	Bisphenol A	GCMS
	Nonylphenol	GCMS
	Octylphenol	GCMS
DEHP	Bis-(2-ethylhexyl)phthalat	GCMS

Tab. 3-5: Untersuchungsmethoden Feststoffe

Analytische Messunsicherheiten

Die angegebenen analytischen Messunsicherheiten (MU) wurden aus Präzisionsdaten und Ringversuchsdaten (oder Daten aus zertifizierten Referenzmaterialien) abgeleitet oder wurden durch Vergleichsmessungen geschätzt. Sie stellen durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor $k = 2$ erweiterte MU dar; dies entspricht einem Vertrauensniveau von 95 %.

Diese Werte geben ausschließlich die analytische Messunsicherheit an und umfassen nicht die Probenahme und die Bearbeitung der Proben außerhalb des Labors sowie mikrobiologisch bedingte Veränderungen während der durchgeführten Standzeiten. Eine Betrachtung dieser analytischen MU als Gesamt-MU ist unzulässig.

Gemessene Konzentrationsänderungen, die durch mikrobiologischen Einfluss entstanden sind (wie bei den Standversuchen) und unterhalb der analytischen MU liegen, sind bei dieser geringen Datenlage ebenso wenig signifikant wie solche, die über der analytischen MU liegen. Es können daraus höchstens Tendenzen abgelesen werden, wenn in einem Doppelansatz deutliche Konzentrationsänderungen festgestellt werden. Für eine gesicherte Signifikanzaussage muss in solchen Fällen eine ausreichende Anzahl von Daten für eine statistische Berechnung zur Verfügung stehen.

PAK

- Wasserphase: HPLC-UV-FL nach Flüssig-Flüssig-Extraktion nach DIN EN ISO 17993 (F18),
- Sediment: GCMS nach Fest-Flüssig-Extraktion nach DIN ISO 13877 (ISTD-Methode),
- Bestimmungsgrenzen 0,005 µg/l bzw. 0,01 mg/kg je Einzelkomponente,
- Messunsicherheit ± 20 %.

PCB

- Wasserphase: GC-ECD nach Flüssig-Flüssig-Extraktion nach DIN 38407-F2 (ISTD-Methode),
- Sediment: GC-ECD nach Fest-Flüssig-Extraktion nach DIN 38414-S20 (ISTD-Methode),
- Bestimmungsgrenzen 0,005 µg/l bzw. 0,01 mg/kg je Einzelkomponente,
- Messunsicherheit ± 20 %.

Benzol

- Wasserphase: (usw.) Headspace-GCMS direkt nach DIN 38409-F9,
- Sediment: (usw.) Headspace-GCMS nach DIN 38409-F9 nach Extraktion,
- Bestimmungsgrenzen 1 µg/l bzw. 0,01 mg/kg,
- Messunsicherheit ± 25 %.

MTBE

- Headspace-GCMS (ISTD-Methode), Wasserphase und Sediment,
- Bestimmungsgrenzen 0,1 µg/l bzw. 0,1 mg/kg,
- Messunsicherheit ± 25 %.

Benzothiazole

- Wasserphase: LCMS/MS direkt (ISTD-Methode),
- Sediment: LC-MS/MS nach Fest-Flüssig-Extraktion (ISTD-Methode),
- Bestimmungsgrenzen 0,1 µg/l bzw. 0,1 mg/kg,
- Messunsicherheit ± 25 %.

Bisphenol A

- Wasserphase: GCMS nach Flüssig-Flüssig-Extraktion und Derivatisierung (ISTD-Methode),
- Sediment: GCMS nach Fest-Flüssig-Extraktion und Derivatisierung (ISTD-Methode),
- Bestimmungsgrenzen 0,5 µg/l bzw. 0,5 mg/kg,
- Messunsicherheit ± 25 %.

Nonylphenol, Octylphenol

- Wasserphase: GCMS nach Flüssig-Flüssig-Extraktion und Derivatisierung (ISTD-Methode),
- Sediment: GCMS nach Fest-Flüssig-Extraktion und Derivatisierung (ISTD-Methode),
- Bestimmungsgrenzen 0,5 µg/l bzw. 0,5 mg/kg,
- Messunsicherheit ± 25 %.

DEHP

- Wasserphase: GCMS mit Flüssig-Flüssig-Extraktion nach DIN EN ISO 18856 (ISTD-Methode),
- Sediment: GCMS nach Fest-Flüssig-Extraktion (ISTD-Methode),
- Bestimmungsgrenzen 1 µg/l bzw. 1 mg/kg,
- Messunsicherheit ± 25 %.

4 Ergebnisse der Vorversuche

Nachfolgend werden die Ergebnisse für die in Kapitel 3.3 beschriebenen Versuche zusammengestellt.

4.1 Mineralisierung von organischem Kohlenstoff

Die Mineralisierung der organischen Substanz während des einmonatigen Standversuches fand hauptsächlich aus dem Sediment statt. Die eingesetzten Sedimentmengen bzw. organischen Sedimentmengen sind bei der Variante Waldstreu gegenüber den realen Probenahmebedingungen am Standort Steinsfurt um den Faktor 20 höher. Beim BSB-Rührversuch entstand in 30 Tagen unter optimalen Abbaubedingungen ein biologischer Sauerstoffbedarf (BSB) von 341 mg/l bzw. 0,35 mg/mg GV. Unterstellt man unter realen Bedingungen am Probenahmestandort Steinsfurt einen GV-Gehalt von 44 mg/l, so ergibt sich ein Sauerstoffbedarf während der 30 Tage von 15,4 mg BSB/l. Der daraus berechnete spezifische BSB von 0,35 mgBSB/mgGV der straßenbürtigen Sedimente lässt zumindest unter optimalen Abbaubedingungen (Rührbetrieb) eine hohe Mineralisationsrate zu.

Das Sediment mit Waldstreu zeigte hingegen eine immer noch hohe aber geringere spezifische Abbaurrate von 0,13 mgBSB/mgGV. Dies dürfte auf den höheren GV-Einsatz (8.179 mgGV/l, s. Tabelle 4-1) und auf eine geringere Oberfläche der Waldstreu im Vergleich zum straßenbürtigen Sediment zurückzuführen sein. Der hohe massenbezogene BSB bzw. die hohe Mineralisierungsrate von ca. 13-35 % im Rührversuch während des Zeitraumes von einem Monat lässt eine sehr hohe Mineralisierung erwarten.

Probenahmedatum	MP1	MP2
Überstandwasser	03.06.2011	07.06.2011
CSB in mg/l	20,2	13,1
DOC in mg/l	4,9	4,8
Rührversuch 30 Tage (BSB-Apparatur)		
Sediment ohne Streu:		
894 mg GV/l \pm 314 mg BSB/l		
\pm 0,35 mg BSB/mg GV		
Sediment mit Streu:		
8.179 mg GV/l \pm 1.065 mg BSB/l		
\pm 0,13 mg BSB/mg GV		

Tab. 4-1: Gelöster und partikulärer Sauerstoffbedarf der Versuchsproben des Standversuches

Unter Standbedingungen (kein Rühren) wird dieses hohe Mineralisierungspotenzial nicht realisiert. Der Vergleich der Glühverluste der Sedimente vor und nach dem Standversuch zeigt eine markant geringere Kohlenstoffmineralisierung. Analytisch konnte im Mittel der beiden Proben ohne Waldstreu nur eine unbedeutende GV-Abnahme festgestellt werden (vor Standversuch 21,1 %, nach Standversuch 21,0 %). Trotz dieser analytisch kaum nachweisbaren GV-Abnahme des Sedimentes ließen sich im Überstandwasser optisch und analytisch markante Indizien der Kohlenstoffmineralisierung feststellen. Das Überstandwasser mit Waldstreu zeigte eine markante huminstoffartige Braunfärbung, die sich analytisch in einer starken Zunahme des gelösten Kohlenstoffes bemerkbar machte (Bild 4-1).

Bei den beiden Varianten ohne Waldstreu stieg hingegen der gelöste Kohlenstoff im Überstandwasser kaum an. Die Eisenlösung aus dem Sediment führte zu einer Ockerschicht über dem Sediment. Ein relevanter Anteil des aus dem Sediment gelösten Eisens konnte erst durch Wiederbelüftung nach Versuchsende einen Ockerniederschlag bilden (s. Bild 4.2).

Bezogen auf das Überstandwasservolumen war die Mineralisierung des organischen Kohlenstoffes bei den Waldstreuvarianten nicht nur im BSB-Rührversuch (s. Tabelle 4-1), sondern auch im Standversuch höher. Dies lässt sich an der Zunahme der Ionensumme bzw. der Lf-Werte ersehen. Gegenüber dem Ausgangs-Lf-Wert (108 μ S/cm) nahm der Lf-Endwert ohne Waldstreu auf 228 μ S/cm und der mit Waldstreu auf 391 μ S/cm zu (s. Tabelle 4-2).

Die höhere Mineralisierung der Waldstreuvarianten, die großteils unter Ausschluss des Sauerstoffes



Bild 4-1: Einstauwasser (MP1) und Feststoffe (MP1) am Ende des Standversuches – links: ohne, rechts: mit Waldstreu

stattfindet, lässt sich auch an dem vollständigen Verbrauch des Nitrates und der hohen P- und Fe-Freisetzung aus dem Sediment erkennen. Bei den Varianten ohne Waldstreu hat hingegen keine strikt sauerstofffreie Mineralisierung stattgefunden. Dies zeigt der Restnitratgehalt von 0,93 mgNO₃-N/l (Ausgangsgehalt: 1,46 mgNO₃-N/l) und der geringere Zink-Endgehalt (28 µg/l) gegenüber dem Ausgangsgehalt (86,5 µg/l) an.

Die Mineralisierung der Variante mit Waldstreu ist fast 3-fach höher als bei den Varianten ohne Waldstreu. Dieser Befund deckt sich weitgehend mit dem BSB-Rührversuch (ohne Waldstreu: 314 mgBSB/l, mit Waldstreu: 1.065 mgBSB/l, s. Tabelle 4-1). Trotz der nur unbedeutenden Abnahme der organischen Sedimentsubstanz in den Standversuchen, die durch GV-Untersuchung kaum nachweisbar war, trat durch die Sedimentmineralisierung während der Standversuche eine markante Veränderung der chemischen Grundgrößen im Überstandwasser auf (s. Tabelle 4-2).



Bild 4-2: Eisenoxidsediment im Einstauwasser eine Woche nach Ende des Standversuches – Versuch ohne Waldstreu

Die Standversuche sind gegenüber den jahresdurchschnittlichen Sammelbedingungen an den Probenahmestandorten durch die einheitlich hohe Temperatur (20 °C) und das große Sediment/Überstandwasser-Verhältnis unter extremen Bedingungen vorgenommen wurden. Im Jahresdurchschnitt ist unter realen Probenahmebedingungen eine deutlich geringere Sedimentmineralisierung und in deren Folge geringere Veränderung des Überstandwassers als im Standversuch zu erwarten. Allerdings zeigt der Vergleich von zwei orientierenden Beprobungen mit den beiden Standzeitbeprobungen (s. Tabelle 4-3), dass für kurze Perioden, die sich nicht primär durch hohe Temperaturen und hohes Sediment/Überstandwasser-Verhältnisse auszeichnen, vergleichbare Mineralisationsbedingungen wie bei den Standversuchen auftreten können. So sind die beiden orientierenden Beprobungen (16.04., 07.05.2011) durch die Nachwirkung des Wintersalzes, die Probe vom 07.05.2011 zusätzlich durch den ubiquitären Pollenflug beeinflusst. Die beiden Beprobungen (03.06., 07.06.2011) für die Standversuche sind diesen beiden Einflüssen nicht ausgesetzt. Darauf weisen deren geringe Lf-Werte (105-112 µS/cm) und CSB-Werte (19,6-25,0 mg/l) hin.

Hingegen sind die CSB-Werte trotz der langen Absetzzeit (11-13 Tage) und der damit verbundenen weitgehenden Entfernung des partikulären, organischen Kohlenstoffes aus dem Überstandwasser (Sedimentation) bei den beiden orientierenden Beprobungen extrem hoch. Dies gilt insbesondere für die Probe vom 07.05. mit Pollenflugbeeinflussung (s. Tabelle 4-3). Insbesondere bei dieser Probe ist davon auszugehen, dass nicht nur die Rücklösung aus dem Sediment, sondern auch der gelöste, organische Kohlenstoffgehalt durch den Pollenflug stark erhöht wurde. Der CSB-Gehalt von 172 mg/l

	Ausgangsgehalte			Endgehalte ohne Streu			Endgehalte mit Streu		
	Ø	MP1	MP2	Ø	MP1a	MP2a	Ø	MP1b	MP2b
Lf in µS/cm	108	112	102	228	229	227	391	389	394
CSB in mg/l	22,3	25,0	19,6	18,4	21,2	15,6	129	117	142
DOC in mg/l	4,9	4,9	4,8	6,4	6,9	5,9	50,0	44,0	56,0
NO ₃ -N in mg/l	1,46	1,38	1,54	0,93	0,80	1,07	0,02	0,02	0,02
P _{ges} in mg/l	0,033	0,033	0,033	0,023	0,032	0,015	0,513	0,644	0,383
Fe _{ges} in mg/l	0,19	0,22	0,16	4,95	4,86	5,04	9,52	7,55	11,5
SO ₄ in mg/l	7,0	7,5	6,6	3,7	4,5	3,0	3,8	3,4	4,4
Zn _{ges} in µg/l	86,5	100	73,0	28,0	31,9	24,1	129	149	109

Tab. 4-2: Überstandwassergehalte vor und nach dem Standversuch Begleitparameter

im Überstandwasser der Probe vom 07.05.2011 ist höher als bei den Varianten mit Waldstreu nach dem 1-monatigen Standversuch (129 mg/l CSB, s. Tabelle 4-2). Dieser extrem hohe CSB-Wert im weitgehend partikelfreien Überstandwasser unterstreicht den Umstand, dass nicht nur Rücklösung aus dem Sediment, sondern auch ein hoher, organer, gelöster CSB-Gehalt (Pollenblüte) vorhanden war.

Die im Vergleich zu mittleren Bedingungen hohen Eisen- und Zinkgehalte des Überstandwassers vom 07.05.2011 lassen die Schlussfolgerung zu, dass sowohl ein Salzeffekt (Dispergierung des feinstpartikulären Restgehaltes) wie auch Rücklö-

sung aus dem Sediment aufgrund des hohen CSB-Gehaltes (durch Sauerstoffzehrung) stattgefunden hat. Bei einer späteren Probenahme (24.05.2011, s. Tabelle 4-4) wurde ergänzend der O₂-Gehalt im Überstandwasser ermittelt. Auch diese Probe war noch durch Pollenflug beeinflusst. Es bildete sich nach 12 Tagen ein sauerstofffreies Tiefenwasser, das wie bei der Probe am 07.05.2011 eine Eisenhaut auf der Wasseroberfläche aufwies. Trotz der deutlich höheren Temperaturen und der sehr langen Standzeit seit Zuflussbeginn von 54 Tagen hatte die Probe vom 01.08.2011 im Überstandwasser Sauerstoffgehalte von 4,6-4,9 mg O₂/l und es konnte keine Eisenhaut beobachtet werden.

Probenahmedatum	Orientierende Beprobungen		Standversuchsbeprobungen	
	16.04.2011	07.05.2011	03.06.2011 (MP1)	07.06.2011 (MP2)
Niederschlag vor Probenahme in mm	10,2	6,1	15,0	18,7
Mittlere Sammelzeit in Tagen	13	11	4	4
Lf in µS/cm	440	515	112	105
K _{S4,3} in mmol/l	1,61	1,76	0,48	0,46
CSB in mg/l	108	172	25,0	19,6
Na in mg/l	46,5	53,8	7,9	7,9
P _{ges} in mg/l	0,096	-	0,033	0,033
Fe _{ges} in mg/l	-	5,25	0,22	0,16
SO ₄ in mg/l	28,0	30,5	7,5	6,6
Zn _{ges} in µg/l	336	1.242	100	73,0

Tab. 4-3: Gehalte des Überstandwassers

24/05/2011 12:22				01/08/2011 10:12			
Standzeit seit Zuflussbeginn 12 Tage				Standzeit seit Zuflussbeginn 54 Tage			
	Tw	Lf	O ₂		Tw	Lf	O ₂
	°C	µS/cm	mg/l		°C	µS/cm	mg/l
oben	21,3	517	0,33	oben	17,1	119	4,93
unten	18,1	514	0,02	unten	17,1	119	4,63

Tab. 4-4 : Vergleich der Sauerstoffgehalte des Einstauwassers im Sammelbehälter

4.2 Gehaltsänderung der organischen Schadstoffe

Aufgrund der geringen Gehalte in der Wasserphase lassen sich für die meisten organischen Analyten im Überstandwasser keine Veränderungen zwischen Ausgangsgehalt und Endgehalt nach einem Monat erkennen (s. Tabelle 4-5).

AOX und PAK₁₆

Die Summenparameter AOX und PAK₁₆ in der Wasserphase, die über der Bestimmungsgrenze liegen, lassen aufgrund der Streuung der Einzelwerte keine eindeutige Änderung der Gehalte durch den Standversuch erkennen.

PAK-Konzentrationen im Überstandwasser waren erst nach den 30 Tagen Standzeit nachweisbar. Wegen der geringen Gehaltsunterschiede in der Festphase soll hier aber auf eine Interpretation eines möglichen Abbaus verzichtet werden.

MKW

In der Festphase konnte beim Summenparameter MKW aufgrund der dort hohen Messwerte eine markante Gehaltsabnahme nach dem Standversuch

beobachtet werden (s. Tabelle 4-6). Diese kann während der 1-monatigen Standzeit analytisch als gesichert gelten. Diese sehr starke Abnahme verdeutlicht die hohe Kohlenstoffmineralisierung während des Standversuches. Die geringere Mineralisierungsrate der Waldstreu dürfte auf den hohen Anteil an sauerstofffreier Mineralisierung zurückzuführen sein. Der Nachweis einer MKW-Rücklösung ins Überstandwasser konnte aufgrund der hohen Bindung an die organische Festphase und der unempfindlichen Bestimmung in der Wasserphase nicht erwartet werden.

PCB₆

Bei dem Summenparameter PCB₆ liegt der Großteil der Messwerte der Festphase zwar über der Bestimmungsgrenze, eine Gehaltsänderung durch die 1-monatige Standzeit ist jedoch aufgrund der Schwankungen der Einzelwerte nicht sicher feststellbar. In den Proben mit Waldstreu liegt ggf. ein erhöhter mikrobieller Abbau vor.

Benzol

Beim Benzol kann durch den Standversuch in der Festphase eine generelle Abnahme unter die Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Ob diese

	BG	Ausgangsgehalte			Endgehalte ohne Waldstreu			Endgehalte mit Waldstreu		
		Ø	MP1	MP2	Ø	MP1a	MP2a	Ø	MP1b	MP2b
AOX in µg Cl/l	10	31	34	27	29	32	26	29	26	32
MKW in mg/l	0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
PAK-16 in ng/l	-	n. n.	n. n.	n. n.	82	32	133	133	211	55
PCB-6 in ng/l	-	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Benzol in µg/l	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
MTBE in µg/l	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
2-Methylthiobenzothiazol (MTBT) in µg/l	0,1	0,20	< 0,10	0,40	0,52	0,48	0,57	1,24	1,60	0,88
Benzothiazol (BT) in µg/l	0,1	< 0,10	< 0,10	< 0,10	0,15	0,12	0,19	0,94	1,00	0,88
Benzothiazolsulfonsäure (BTSA) in µg/l	0,1	0,12	0,10	0,15	1,62	3,20	1,40	1,80	0,10	3,50
Hydroxybenzothiazol (OHBT) in µg/l	0,1	0,16	< 0,10	0,23	0,18	0,32	< 0,10	2,15	2,80	1,50
Mercaptobenzothiazol in µg/l	0,1	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Methylbenzothiazol in µg/l	0,1	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Bisphenol A in µg/l	0,5	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Nonylphenol in µg/l	0,5	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Octylphenol in µg/l	0,5	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Bis-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) in µg/l	1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0

Tab. 4-5: Überstandwassergehalte vor und nach dem Standversuch organische Analyten

	BG	ohne Waldstreu						mit Waldstreu					
		Ausgangsgehalte			Endgehalte			Ausgangsgehalte			Endgehalte		
		Ø	MP1	MP2	Ø	MP1a	MP2a	Ø	MP1	MP2	Ø	MP1b	MP2b
EOX in mg Cl/kg	1,0	13	12	14	13	17	9,8	8,2	7,5	8,7	6,3	4,5	8,2
MKW in mg/kg	100	5.700	6.800	4.600	2.500	2.300	2.700	3.620	4.130	3.046	1.800	2.300	1.300
PAK-16 in mg/kg	-	14,2	15,4	13,0	13,8	15,7	11,9	8,77	9,18	8,36	7,97	8,69	7,26
PCB-6 in µg/kg	-	26,0	26,0	26,0	25,5	28,0	23,0	15,5	15,0	16,1	< 5,0	10,0	n. n.
Benzol in µg/kg	10	60	88	32	< 10	< 10	< 10	36	50	20	< 10	< 10	< 10
MTBE in mg/kg	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
2-Methylthio-benzothiazol (MTBT) in mg/kg	0,1	0,15	0,20	0,10	0,46	0,65	0,28	0,09	0,11	< 0,1	0,45	0,60	0,31
Benzothiazol, (BT) in mg/kg	0,1	0,80	0,90	0,70	0,46	0,49	0,43	0,48	0,52	0,43	0,55	0,54	0,56
Benzothiazolsulfonsäure (BTSA) in mg/kg	0,1	0,50	0,70	0,30	0,28	0,24	0,32	0,30	0,40	0,19	0,54	0,52	0,56
Hydroxybenzothiazol (OHBT) in mg/kg	0,1	0,75	0,60	0,90	0,47	0,52	0,43	0,45	0,35	0,56	0,46	0,33	0,60
Mercaptobenzothiazol in mg/kg	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Methylbenzothiazol in mg/kg	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Bisphenol A in mg/kg	0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	2,50	3,20	1,80	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,90	0,90	2,90
Nonylphenol in mg/kg	0,5	0,96	1,30	0,63	1,65	2,10	1,20	0,58	0,75	0,39	0,74	0,75	0,72
Octylphenol in mg/kg	0,5	< 0,5	0,68	< 0,5	0,98	1,20	0,77	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Bis-(2-ethylhexyl)phtalat (DEHP) in mg/kg	1,0	45,5	57,0	34,0	44,5	54,0	35,0	27,3	32,9	21,1	18,0	16,0	20,0

Tab. 4-6: Sedimentgehalte vor und nach dem Standversuch organische Analyten

Abnahme durch tatsächlichen Abbau oder durch Entweichen in die Atmosphäre entstand, kann nicht beurteilt werden.

MTBE

Bei allen Proben konnte MTBE weder im Sediment noch im Überstandwasser nachgewiesen werden.

Benzothiazole

Von den sechs untersuchten Benzothiazolen zeigen vier (MTBT, BT, BTSA, OHBT) eine analytisch nachweisbare Zunahme im Überstandwasser (s. Tabelle 4-5). Insbesondere bei den Endgehalten der Waldstreuvarianten wurden sehr hohe Zunahmen beobachtet.

So stieg der OHBT-Gehalt um Faktor 13 gegenüber dem Wasserausgangsgehalt an. Da die Messwerte deutlich über der Bestimmungsgrenze liegen (Faktor 21) und beide Einzelwerte eine vergleichbare Zunahme ausweisen, kann diese Änderung als analytisch gesichert gelten. Diese Zunahme in der Wasserphase kann als OHBT-Abbau aus der Festphase interpretiert werden.

Für MTBT wurden die festgestellten Zunahmen bei den Standversuchen in der Wasser- und Festphase erwartet. Sie deuten darauf hin, dass es sich um einen dead-end Metaboliten des Benzothiazolabbaues handelt (vgl. Bild 2-1).

Die festgestellte Abnahme von BT im Sediment durch Transformation in OHBT und Freisetzung ins Überstandwasser erscheint plausibel.

Die Gehaltsänderung der Benzothiazole bei den Standversuchen kann somit nicht nur als analytisch gesichert gelten, sondern entspricht auch der zu erwartenden Metabolisierung.

Bisphenol A

Bei Bisphenol A konnte durch den 1-monatigen Standversuch eine Zunahme in der Festphase beobachtet werden. Hingegen sind die Zunahmen von Nonylphenol und Octylphenol nicht eindeutig. Beim Bisphenol A lässt sich die Zunahme in der Festphase durch Freisetzung aus Kunststoffpartikeln erklären, deren Bisphenol A im Ausgangszustand (vor Standversuch) nicht analytisch erfassbar war.

Diethylhexylphtalat

Bei DEHP ergaben die Standversuche keine erkennbaren Veränderungen im Sediment, allenfalls wurden in den Proben mit Waldstreu durch erhöhte mikrobielle Aktivität höhere Werte gemessen.

4.3 Fazit der Vorversuche

Von den zu untersuchenden organischen Parametern sind 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 Vergleichsbeprobungen (s. Tabelle 4-3 und 4-4) zeigen, dass für kürzere Perioden aufgrund extremer Bedingungen (Pollenflug) vergleichbare mineralisationsbedingte Effekte im Überstandwasser auftreten können, wie sie im 1-monatigen Standversuch beobachtet werden konnten. Trotz des geringeren Glühverlustes der Sedimente, der geringeren Temperatur und Einstauzeit können unter extremen, realen Beprobungsbedingungen vergleichbare Mineralisationen wie bei der Standversuchsvariante mit Waldstreu auftreten. Die mit den Extrembedingungen der Waldstreuvariante des Standversuches vergleichbaren realen Beprobungsbedingungen dürften sich allerdings maximal auf 1/6 (~ 2 Monate) der Jahreszeit bzw. Jahresabflüsse beschränken. Die Beprobung der 3 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

5.1.1 Mess- und Probenahmebetrieb

Am Standort Steinsfurt wurde der reguläre Messbetrieb am 08.10.2011 aufgenommen. An den beiden Standorten nahe Hannover wurden am 23.11.2011 die Probenahmeeinrichtungen installiert und die Beprobung begonnen.

Die Auswertung der Zuflussmengen zeigte trotz geringer räumlicher Entfernung der beiden Standorte einen deutlich größeren Abfluss an der Messstelle Großburgwedel. Eine Bereisung der Messstelle bei einem Starkregenereignis am 19.01.2012 ergab, dass das Einzugsgebiet deutlich größer war, als durch die Breite der Auffangwanne der Probenahmeeinrichtung vorgesehen. Das Bankett im Bereich der Messstelle war geringfügig aufgewachsen und leitete den Fahrbahnabfluss längs des Standstreifens zur Probenahmestelle. Ende Januar 2012 wurde das Bankett in dem Bereich der Messstelle mit Schaufeln eingeebnet, sodass ab diesem Zeitpunkt von einer korrekten Einzugsgebietsfläche ausgegangen werden kann. Eine genaue Quantifizierung des Einflusses des aufgewachsenen Bankettes auf die Abflusssummen kann nicht vorgenommen werden. Da jedoch vermutlich nur bei Starkregenereignissen der Banketteinfluss bemerkbar ist und bei kleinen und mittleren Regenereignissen nicht mit einem Aufstau des Fahrbahnabflusses am aufgewachsenen Sediment zu rechnen ist, wurden bei der weiteren Auswertung alle Messdaten gleichermaßen berücksichtigt.

Die drei Standorte wurden über vier Kalenderquartale (04/11-03/12) beprobt. Die Zeiträume der Einzelproben und die Bildung von Quartalsmischproben sind im Anhang 1 gelistet.

Die vier Quartalsproben setzten sich aus 11 Teilproben zusammen. Großburgwedel weist mit nur einer Teilprobe im Quartal 01/12 eine Besonderheit auf. Hier war im Februar 2012 keine Probenahme möglich, da der Behälterinhalt wegen der sehr geringen Temperaturen vollständig durchgefroren war. Aufgrund des späteren Beprobungstermines (28.11.2011) hatte das Quartal 04/11 bei den beiden Hannoveraner Standorten nur 2 Einzelproben. Die sonstigen Quartalsmischproben bestehen aus 3-4 Einzelproben.

Die Quartale mit nur ein oder zwei Einzelproben zeigen allerdings keine Auffälligkeiten in den Gehalten.

5.1.2 Niederschlags-Abfluss-Messungen

Niederschlagsmengen und Abflüsse wurden ermittelt, um Jahresfrachten der Analyten bestimmen zu können. Der beprobte Abflussanteil gibt an, in welchem Umfang die Analyten den Gesamtabfluss repräsentieren.

Während der einjährigen Untersuchung waren die Niederschläge an allen 3 Standorten im Vergleich zum langjährigen Mittel gering (s. Tabelle 3-1 und 5-1). Dieser Umstand führt aber nur zu einer geringfügigen Frachtreduzierung in den niederschlagsärmeren Zeiträumen, wie ein Vergleich (s. Tabelle 5-22) zeigt.

Die über das gesamte Untersuchungsjahr beprobten Abflussanteile von 61-82 % sind verglichen mit Probenahmen mit herkömmlichen automatischen Probenehmern sehr hoch. Die hohen beprobten Abflussanteile erzeugen eine hohe Repräsentativität der Probenahme und eine Vergleichmäßigung der Konzentrationen.

5.1.3 Randbedingungen der Untersuchung

Sammelzeit der Proben

Die Sammelzeit der Proben betrug maximal einen Monat. Im Gegensatz zu den Laborstandversuchen (s. Kapitel 4) zeigten die Sammelproben an den Versuchsstandorten keine optischen Indizien einer Mineralisierung der organischen Substanz. Eine wie in den Vorversuchen (Mai 2011) beobachtete starke Mineralisierung der Proben der Sammelbehälter (s. Tabelle 4-4) mit geringen Sauerstoffgehalten im Überstandwasser und mit einer Eisenhaut auf der Wasseroberfläche konnte an den Freilandstandorten während der gesamten Beprobungszeit nicht beobachtet werden.

Diese Beobachtung wird durch die geringen Eisengehalte des Überstandwassers bestätigt. Höhere Gehalte, wie im Quartal 01/12 (Steinsfurt) von 0,87 mg Fe/l sind nicht auf Eisenlösung aus dem Sediment, sondern auf unvollständige Sedimentation durch hohe Salzgehalte zurückzuführen (s. Tabelle 5-2).

In welchem Umfang eine aerobe Mineralisierung und in deren Folge ein Teilabbau der organischen

Analyten während der Sammelzeit der Proben stattgefunden hat, kann nicht sicher beurteilt werden. Sicher ist allerdings, dass die hohe Mineralisierung, die die Standversuche zeigten, nicht auftrat. Die Veränderung der Proben durch die maximal einmonatige Sammelzeit bei der Hauptuntersuchung (04/11 – 03/12) dürfte deshalb deutlich geringer sein als die Laborstandversuchsvariante ohne Waldstreu Zusatz (s. Tabelle 4-5 und 4-6).

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12	
Niederschlagsmengen in mm					Σ
Steinsfurt	161	107	166	105	538
Großburgwedel	90	146	100	136	471
Kirchhorst	90	152	85	127	454
Beprobter Niederschlag in mm					Σ
Steinsfurt	105	80	162	93	440
Großburgwedel	62	42	85	99	288
Kirchhorst	62	69	84	114	329
Beprobter Niederschlag in %					Ø
Steinsfurt	65	74	98	89	82
Großburgwedel	69	29	85	73	61
Kirchhorst	69	45	99	90	72

Tab. 5-1: Niederschlagsmenge und beprobter Anteil des Niederschlages

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12
Lf in µS/cm				
Steinsfurt	1.726	6.860	188	108
Großburgwedel	1.343	-	118	90
Kirchhorst	2.220	2.760	172	88
Na in mg/l				
Steinsfurt	297	1.100	17,8	5,7
Großburgwedel	232	-	8,7	5,2
Kirchhorst	312	472	18,0	7,0
AFS in mg/l				
Steinsfurt	0,5	11,1	1,6	2,1
Großburgwedel	3,6	-	2,9	1,7
Kirchhorst	4,4	3,4	1,2	1,7
Fe in mg/l				
Steinsfurt	0,07	0,87	0,21	0,16
Großburgwedel	0,18	-	0,09	0,08
Kirchhorst	0,28	-	0,03	0,10
Zn in µg/l				
Steinsfurt	110	205	132	142
Großburgwedel	41,1	-	57,1	64,4
Kirchhorst	35,3	68,9	30,8	47,7

Tab. 5-2: Gehalte des Überstandwassers als Maß für den Grad der Feststoffabtrennung

Die temperaturbedingte potenziell in den beiden Sommerquartalen (02/12, 03/12) stattfindende Mineralisierung lässt sich in den Laborstandversuchen an folgenden Größen sicher erkennen:

- Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit im Überstandwasser,
- Abnahme des MKW-Gehaltes im Sediment.

Bei den Laborstandversuchen nahm der Lf-Wert von 108 auf 228 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu und der MKW-Gehalt von 5.700 mg/kg auf 2.500 mg/kg ab (s. Tabelle 4-2 und 4-6).

Bei den Beprobungen an den Freilandstandorten in den beiden Sommerquartalen konnte weder eine mineralisierungsbedingte Erhöhung der Lf-Werte noch eine starke MKW-Abnahme beobachtet werden (s. Tabelle 5-2 und 5-14).

Die beobachteten Veränderungen der Lf-Werte werden vermutlich durch die langsame Entleerung des Salzdepots der Fahrbahndecke verursacht. Saisonal schwankende MKW-Gehalte sind möglicherweise auf die Verdünnungswirkung der salzbedingten Fahrbahndeckenkorrosion zurückzuführen.

Feinpartikelabtrennung

Die Absetzzeit für das Überstandwasser der Sammelbehälter betrug meist 5 Tage.

Die AFS-Gehalte der Quartalsmischproben betragen in der Salzperiode (04/11, 01/12) im Durchschnitt 4,6 mg/l, in der salzfreien Periode 1,9 mg/l (s. Tabelle 5-2). Der höhere Wert der Salzperiode ist vor allem durch Probe 01/12 aus Steinsfurt bedingt, bei der 11,1 mg/l AFS im Überstand gemessen wurde. Auch der hohe Eisengehalt 0,87 mg/l dieser Probe zeigt die noch unvollständige Feinpartikelabtrennung an.

Eine Abschätzung des noch verbleibenden partikulären Anteiles bei der Probe Steinsfurt 01/12 soll anhand des Zinks erfolgen. Der Sedimentgehalt an Zink in der Probe Steinsfurt 01/12 beträgt 3.171 $\mu\text{g}/\text{g}$. Bei 11,1 mg AFS/l ergibt dies 35 μg Zn/l. Von dem gemessenen Zinkgehalt im Überstandwasser von 205 $\mu\text{g}/\text{l}$ wären hiernach mindestens 17 % noch partikulär. Da die Probe Steinsfurt 01/12 mit Abstand den höchsten AFS-Gehalt besitzt, kann davon ausgegangen werden, dass zwar die Überstandswässer einen partikulären Restgehalt besitzen, dass dieser aber die Grundaussage zur Phasenverteilung nicht beeinflusst.

Auch in der Periode mit Tausalzanwendung kann also von einer weitgehenden Abtrennung der Feinpartikel ausgegangen werden.

Bestimmbarkeit der Schadstoffe

Die Bestimmung der Konzentrationen war im Überstandwasser für eine größere Zahl und im Feststoff für eine geringe Zahl von Analyten nicht möglich. In Tabelle 5-3 sind die durchschnittlichen Konzentrationen im Überstandwasser und in den Sedimenten aller Quartalsproben aufgelistet. Die Analyten, deren Messwerte in beiden Phasen unter der Bestimmungsgrenze liegen (MTBE, ETBE, MBT, MeBT), wurden nicht mit aufgenommen.

Bei den Summenparameter AOX/EOX und bei Octylphenol bot die Sedimentuntersuchung keine Vorteile. Hingegen konnte bei den stark partikel-dominierten Parametern MKW, PAK-16, PCB-6 und DEHP eine hohe Zunahme der Bestimmbarkeit festgestellt werden. Die PAK-16 sind in beiden Phasen bestimmbar, allerdings dürfte die Bestimmung im Feststoff deutlich reproduzierbarer sein als im Wasser. Eine repräsentative Erfassung der Restfeststoffe in der Wasserphase ist quasi unmöglich.

Bei den vier Benzothiazolen (MTBT, BT, BTSa, OHBT) zeigt die Sedimentuntersuchung im Mittel

	Überstandwasser in $\mu\text{g}/\text{l}$		Sedimente in mg/kg	
	BG	MW	BG	MW
AOX/EOX	10	81	1	12,5
MKW	100	< 100	100	8.900
PAK-16	-	0,09	0	26,7
PCB-6	0,001	< 0,001	-	70
Benzol	0,10	< 0,10	10-100	45
MTBT	0,10	0,15	0,10	0,46
BT	0,10	0,37	0,10	1,45
BTSa	0,10	4,36	0,10	2,90
OHBT	0,10	0,25	0,10	0,58
Bisphenol A	0,50	< 0,50	0,5	0,84
Nonylphenol	0,50	< 0,50	0,50	1,94
Octylphenol	0,50	< 0,50	0,50	0,42
DEHP	1,00	0,9	1,00	65,1
BG Bestimmungsgrenze				
MW Messwert, Jahresdurchschnittswerte der 3 Standorte MTBE, ETBE, MBT und MeBT wurden nicht mit aufgenommen, da sie in beiden Phasen unter der Bestimmungsgrenze liegen				

Tab. 5-3: Durchschnittliche Analysenwerte der organischen Analyten von Überstandwasser und Sedimenten

ein Messwert/Bestimmungsgrenzenverhältnis von 11, bei der Überstandwasseruntersuchung beträgt dieses Verhältnis nur 2,2.

Bei Bisphenol A und Nonylphenol konnte die Sedimentuntersuchung eine geringfügige Steigerung der Bestimmbarkeit bewirken.

Insgesamt führte die Feststoffuntersuchung im Vergleich zur Überstandwasseruntersuchung zu einem höheren Abstand des Messwertes zur Bestimmungsgrenze.

Durch die unsichere Bestimmung der Gehalte des Überstandwassers ergibt sich trotz sicherer Bestimmung des Feststoffes bei den Analyten MKW, PCB und Nonylphenol eine Unschärfe bei der Bestimmung der Phasenanteile (vgl. Tabelle 5-19).

Streuung der Konzentrationen der Quartalsmischproben

Durch die Herstellung der Quartalsmischproben ist zu erwarten, dass die Streuung der Messwerte stark abnimmt. Auftretende Unterschiede innerhalb des Jahres und zwischen den Messstandorten müssten aufgrund der abnehmenden Messwertstreuung erkennbar sein. Da jeweils insgesamt nur 12 Messwerte an Überstandwasser und Sediment entstanden sind (3 Standorte, 4 Quartale), wird auf eine statistische Auswertung verzichtet.

• Überstandwasser

Bei den Überstandwässern sind folgende markante Streuungen aufgetreten:

- Der AOX-Gehalt ist im Quartal 04/11 einheitlich hoch (275-290 µg/l, vgl. Tabelle 5-9). Im Quartal 03/12 sind die Werte hingegen sehr gering (< 10-20 µg/l). Im Jahresmittel liegt eine Reihung der Werte von 51 (Kirchhorst), 84 (Großbergwedel) zu 108 µg/l AOX/l (Steinsfurt) vor. Beim gelösten AOX kann eine größere Streuung innerhalb des Jahres als zwischen den Standorten beobachtet werden. Diese Beobachtung gilt auch für BT, OHBT und DEHP (s. Tabelle 5-9).
- Bei den gelösten PAK-16 lässt sich eine Abhängigkeit von der Salzlast und große Unterschiede zwischen den Standorten innerhalb des Quartals 04/11 feststellen (s. Tabelle 5-9). So beträgt der gelöste PAK-16-Gehalt im Mittel von 04/11 und 01/12 153 ng/l, hingegen in den salzfreien Quartalen (02/12 + 03/12) nur 37 ng/l.

- Eine jahreszeitliche Abhängigkeit zeigen auch BT, BTSA und OHBT (s. Tabelle 5-9). Bei den Benzothiazolen kann allerdings ein Salzeffekt ausgeschlossen werden, da dieser sich in höheren Feststoffgehalten bemerkbar machen müsste. Hier sind jahreszeitlich unterschiedlich ausgeprägte Abbauvorgänge zu vermuten, die im Sommer zu geringeren Konzentrationen im Überstandwasser führen. Die Sedimentgehalte zeigen hingegen für diese Parameter keine Jahresabhängigkeit (s. Tabelle 5-14). Für BTSA sind zusätzlich standortabhängig unterschiedlich hohe Konzentrationen festzustellen.

• Sediment

Bei den Sedimenten konnten folgende markanten Streuungen festgestellt werden:

- Die EOX-Gehalte zeigen wie die AOX-Werte des Überstandwassers für die Standorte Kirchhorst und Großburgwedel eine jahreszeitliche Abhängigkeit (s. Tabelle 5-14). Beim Standort Steinsfurt wurden höhere Werte in den Winterquartalen jedoch nicht beobachtet. Die MKW-Werte sind weitgehend auf einem ganzjährigen, einheitlichen Niveau mit Faktor 36-120 über der BG.
- Die PAK-16-Werte zeigen wie im Überstandwasser auch in den Sedimenten eine Differenzierung zwischen den Winter- und Sommerquartalen. Bei der Festphase sind allerdings die Schwankungen zwischen den Standorten deutlich geringer (s. Tabelle 5-9 und 5-14). Die Gesamtgehalte der Jahresdurchschnittswerte der 3 Standorte schwanken nur sehr wenig (Steinsfurt: 4,77 µg/l, Großburgwedel: 2,66 µg/l, Kirchhorst: 2,68 µg/l).
- Die standörtlichen Schwankungen der gelösten BTSA-Gehalte treten beim Sediment nicht auf. Im Jahresmittel beträgt der BTSA-Gehalt im Sediment bei den drei Standorten zwischen 2,35 und 3,90 mg/kg (s. Tabelle 5-14).

• Fazit

Von den geschilderten Beispielen abgesehen ist bei allen untersuchten organischen Analyten die Streuung innerhalb des Jahres größer als zwischen den drei Standorten (s. Tabelle 5-14). Aufgrund dieses Befundes soll ein Vergleich zwischen der Stichprobenuntersuchung von STACHEL et al. (2007) und der vorliegenden Quartalsbeprobung vorgenommen werden (s. Tabelle 5-4).

	STACHEL et al. (2007)		Quartalsmischproben ¹	
	min	max	min	max
Zink	210	1.300	241	570
Cadmium	0,16	1,30	0,16	0,34
Kupfer	91	760	60	185
Blei	13	99	11	21
MTBT	0,5	5,4	0,15	0,31
Nonylphenol	0,17	3,6	0,16	0,26
Octylphenol	0,15	1,9	0,04	0,07
DEHP	6	78	5,1	9,5

STACHEL et al. (2007): Probenanzahl 14, 7 Standorte je 2 Stichproben
min: kleinster Standortmittelwert
max: größter Standortmittelwert
¹ Diese Untersuchung: Probenanzahl 12, 3 Standorte mit je vier Quartalsmischproben, beprobter Anteil Jahresabfluss 61-99 %

Tab. 5-4: Vergleich der Streuung der Gesamtgehalte in µg/l

Dieser Vergleich zeigt, dass die Quartalsbeprobung in sehr großem Umfang die Konzentrationsspitzen kappt und die Streuung der Messwerte mindert. Dies ist angesichts der analytischen Anforderungen bei den untersuchten Stoffen eine Voraussetzung, um Jahresfrachten sicher ermitteln zu können.

5.2 Konzentrationen und Frachten

5.2.1 Gehalte des Überstandwassers

Viele bisherige Untersuchungen von Straßenabflüssen haben auch bei den konventionellen Untersuchungsparametern nicht systematisch zwischen gelöster und partikulärer Phase differenziert. Da davon ausgegangen werden kann, dass trotz salzbedingter Einflüsse (bis auf Quartal 01/12 Standort Steinsfurt: 11,1 mg AFS/l, s. Tabelle 5-2) die Beprobungstechnik eine weitgehend quantitative Abtrennung der Feinpartikel im Überstandwasser bewirkt hat, können die Gehalte des Überstandwassers den gelösten Gehalten gleich gesetzt werden.

Alle Rohdaten der Wasserproben sind im Anhang 3 aufgelistet.

Gelöster organischer Kohlenstoff und Nährstoffe

Wie die Laborstandversuche zeigen (s. Tabelle 4-2) nimmt der DOC-Gehalt durch die Mineralisierung der Sedimente nicht ab, sondern in Abhängigkeit von der mikrobiellen Verfügbarkeit der Sedimente

geringfügig (4,9 auf 6,4 mg DOC/l, ohne Waldstreu) oder stark zu (4,9 auf 50,0 mg DOC/l, mit Waldstreu, s. Tabelle 4-2). Die gelösten CSB-Werte hingegen nahmen im Laborstandversuch ohne Waldstreu nicht (22,3 auf 19,6 mg CSB/l) mit Waldstreu stark zu (22,3 auf 129 mg CSB/l, s. Tabelle 4-2).

In den Sammelbehältern im Freiland wurden folgende durchschnittliche Gehalte der Winter- und Sommerquartale ermittelt:

Quartale	04/11 + 01/12	02/12 + 03/12
CSB in mg/l	15,2	20,9
DOC in mg/l	0,9	5,0

Die im Sommerhalbjahr markant höheren DOC-Gehalte dürften nur zu einem Teil auf die Sedimentmineralisierung zurückzuführen sein, da der CSB ebenfalls angestiegen ist.

Der Jahresmittelwert an DOC von 2,4 bis 4,4 mg/l kann im Vergleich zu den Auswertungen für Trennsystemabflüsse von BROMBACH/FUCHS (2001) als gering angesehen werden. Ein nennenswerter Effekt auf die gelösten Zinkanteile oder eine relevante Chelatisierung des Kupfers in Abhängigkeit von der Jahreszeit bzw. vom DOC kann nicht abgeleitet werden (s. Tabelle 5-6).

Ein Einfluss des angrenzenden Waldes beim Standort Kirchhorst auf die Konzentrationen im Überstandwasser ist nicht erkennbar. Vielmehr sind z. B. die P_{ges} -Konzentrationen geringer als bei den anderen Standorten.

Gelöste Basengehalte

Die $K_{S4,3}$ -Gehalte und damit das Puffervermögen der Autobahnabflüsse sind mit Jahresdurchschnittswerten von 0,54-0,73 mmol/l im Vergleich zu Trennsystemabflüssen gering. Auffällig ist, dass die Betonfahrbahn Großburgwedel keine höheren Gehalte aufweist (s. Tabelle 5-5).

Die Jahresmittelwerte von $K_{S4,3}$ zeigen einen Zusammenhang zum $CaCO_3$ -Gehalt der Behälter-sedimente:

	$K_{S4,3}$ in mmol/l	$CaCO_3$ in %
Steinsfurt	0,73	9,9
Großburgwedel	0,69	5,4
Kirchhorst	0,54	3,4

Die Winterquartale zeigen durch die tausalzbedingt erhöhte Fahrbahnkorrosion höhere $K_{S4,3}$ -Gehalte (Ø Winter: 0,74, Ø Sommer 0,62 mmol/l).

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12	Ø
K_{S4,3} in mmol					
Steinsfurt	0,74	0,82	0,76	0,60	0,73
Großburgwedel	0,82		0,9	0,46	0,69
Kirchhorst	0,54	0,76	0,68	0,30	0,55
CSB in mg/l					
Steinsfurt	14,0	28,7	34,1	27,5	26,0
Großburgwedel	7,7		19,9	15,8	14,0
Kirchhorst	12,2	12,4	17,5	10,6	13,0
BSB₅ in mg/l					
Steinsfurt	1,1	5,9	7,0	9,0	5,6
Großburgwedel	1,4	-	4,8	2,0	2,5
Kirchhorst	2	1,4	3,9	1,4	2,1
DOC in mg/l					
Steinsfurt	0,52	1	8,2	7	4,4
Großburgwedel	< 0,2	3	4,1	3	2,4
Kirchhorst	< 0,2	0,64	4,1	3,5	2,5
P_{ges} in mg/l					
Steinsfurt	0,036	0,085	0,069	0,183	0,088
Großburgwedel	0,06		0,253	0,098	0,123
Kirchhorst	0,017	0,06	0,030	0,047	0,041
SO₄ in mg/l					
Steinsfurt	6,66	12,1	7,20	6,64	7,9
Großburgwedel	6,50		3,91	4,29	5,0
Kirchhorst	8,08	15,2	6,21	4,52	8,2
Ø Abflussgewichteter Mittelwert					

Tab. 5-5: K_{S4,3}⁻, CSB-, BSB₅⁻, P_{ges}⁻ und SO₄⁻-Gehalte im Überstandwasser

Gelöste Schwermetalle

Tabelle 5-6 zeigt die („gelösten“) Schwermetallgehalte im Überstandwasser. Für gelöste Schwermetalle sind nur wenig Vergleichswerte von Straßenabflüssen anderer Untersuchungen vorhanden (beispielhaft in Tabelle 5-7).

Die frachtgewogenen gelösten Mittelwerte der 1-jährigen Autobahnabflussuntersuchung von GROTEHUSMANN/KASTING (2008) und die Mittelwerte der Monats-Sammelproben des Jahres 2009 der Untersuchung von BEER et al. (2011) sind für alle vier Schwermetalle mit den Jahresmittelwerten dieser Untersuchung vergleichbar (s. Tabelle 5-6). Im Unterschied zu den organischen Analyten kann insbesondere bei Zn und Cd eine Standortabhängigkeit festgestellt werden. Steinsfurt zeigt im Jahresmittel mit 142 µg Zn/l und 0,20 µg Cd/l die höchsten Gehalte.

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12	Ø
Fe in mg/l, BG = 0,05 mg/l					
Steinsfurt	0,07	0,87	0,21	0,16	0,29
Großburgwedel	0,18		0,09	0,08	0,12
Kirchhorst	0,28		0,03	0,10	0,11
Zn in µg/l, BG = 10 µg/l					
Steinsfurt	110	205	132	142	142
Großburgwedel	41		57	64	54
Kirchhorst	35	69	31	48	47
Cd in µg/l, BG = 0,02 µg/l					
Steinsfurt	0,21	0,52	0,07	0,08	0,20
Großburgwedel	0,10		0,04	0,09	0,08
Kirchhorst	0,17	0,30	0,06	0,06	0,14
Cu in µg/l, BG = 5 µg/l					
Steinsfurt	21	39	35	32	31
Großburgwedel	11		13	13	12
Kirchhorst	17	25	18	19	20
Pb in µg/l, BG = 0,5 µg/l					
Steinsfurt	1,11	2,62	0,70	1,01	1,25
Großburgwedel	1,78		0,84	1,03	1,25
Kirchhorst	1,78	1,88	0,55	0,64	1,09
Ø Abflussgewichteter Mittelwert					
BG Bestimmungsgrenze					

Tab. 5-6: Schwermetallgehalte im Überstandwasser

	GROTEHUSMANN/ KASTING (2008)		BEER et al. (2011)
	BAB A 3	BAB A 113	BAB A 555, A 61
Zn in µg/l	55	86	144
Cd in µg/l	0,10	< 0,10	0,16
Cu in µg/l	15,6	15,4	22,1
Pb in µg/l	0,8	1,6	< 0,1

Tab. 5-7: Gelöste Schwermetallgehalte im Straßenabfluss

Die gelösten Gehalte dieser Elemente sind im salzbelasteten Quartal 01/12 am höchsten. Die Proben von Großburgwedel konnten in diesem Quartal leider nicht untersucht werden. Die Mittelwerte aller drei Standorte zeigen einen Zusammenhang mit den Natriumgehalten:

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12
Na in mg/l	280	786	14,8	5,9
Zn in µg/l	62,1	137	73,3	80,4
Cd in µg/l	0,16	0,41	0,06	0,08

Ob die im Vergleich zu den salzärmeren Quartalen hohen gelösten Gehalte auf besonders feine, nicht abtrennbare Partikel oder auf Na-Desorption zu-

Quartale	02/12			03/12		
	S	G	K	S	G	K
in µg/l						
Titan	1,07	1,61	0,76	0,69	0,54	0,13
Vanadium	2,00	1,09	1,02	2,13	1,04	1,40
Zinn	0,16	0,10	0,33	0,09	0,13	0,07
Antimon	4,93	1,53	1,68	3,53	1,76	1,31
Rhodium	0,04	< 0,04	< 0,04	0,13	0,09	0,18
Palladium	< 0,02	< 0,02	0,03	0,71	0,48	1,14
Platin	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,23	0,18	0,46
S Steinsfurt						
G Großburgwedel						
K Kirchhorst						

Tab. 5-8: Sonderuntersuchung im Überstandwasser (QMP) – BfG, Koblenz

rückzuführen ist, muss offen bleiben. Die hohen gelösten Gehalte dürften auch nicht durch einen Basenmangel erklärbar sein, da im salzbelasteten Quartal 01/12 die höchsten $K_{S4,3^-}$ -Werte auftraten (s. Tabelle 5-5).

Die Sonderuntersuchung der BfG (s. Tabelle 5-8) von den Quartalsproben 02/120 und 03/12 wird aufgrund der fehlenden Bezugswerte nur dokumentiert. Die Daten für weitere Schwermetalle sind im Anhang dokumentiert.

Gelöste Gehalte der organischen Analyten

Wie in Kapitel 5.1.3 angeführt, zeigen insbesondere die gelösten Gehalte der organischen Analyten eine deutlich stärkere Streuung innerhalb des Jahres als zwischen den Standorten (s. Tabelle 5-9). Eine Ausnahme bilden die Parameter PAK und BTSA, die hohe standörtliche Gehaltsunterschiede im Jahresdurchschnitt aufweisen.

Für die übrigen organischen Analyten sind die Standortsunterschiede der gelösten Gehalte sehr gering (s. Tabelle 5-9).

Hingegen zeigt die jahreszeitliche Verteilung der gelösten Gehalte große Unterschiede. Die Mittelwerte über die Standorte zeigen beispielhaft für PAK folgendes Bild:

Quartale	04/11 + 01/12	02/12 + 03/12
PAK-16, gelöst in ng/l	153	37,0
PAK-16, partikulär in mg/kg	42,9	14,8

Die gelösten PAK-Gehalte der Winterperiode sind um den Faktor 4,1 höher als in der Sommerperiode.

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12	Ø
AOX in µg/l, BG = 10 µg/l					
Steinsfurt	290	55	41	20	108
Großburgwedel	250	17	18	< 10	82
Kirchhorst	275	37	12	11	52
MKW in mg/l, BG = 0,10 mg/l					
Steinsfurt	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Großburgwedel	0,14	0,17	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Kirchhorst	< 0,1	< 0,1	0,12	< 0,1	< 0,1
PAK-16 in ng/l					
Steinsfurt	40	127	14	49	50,7
Großburgwedel	315	220	30	21	139,5
Kirchhorst	88	130	40	67	79,5
2-Methylthiobenzothiazol, MTBT in µg/l, BG = 0,10 µg/l					
Steinsfurt	0,1	0,26	0,26	0,35	0,23
Großburgwedel	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,16	0,09
Kirchhorst	< 0,1	0,12	< 0,1	0,2	0,12
Benzothiazol, BT in µg/l, BG = 0,10 µg/l					
Steinsfurt	1,6	0,19	< 0,1	0,1	0,52
Großburgwedel	1,3	0,37	< 0,1	< 0,1	0,47
Kirchhorst	0,35	0,21	< 0,1	< 0,1	0,13
Benzothiazolsulfonsäure, BTSA in µg/l, BG = 0,10 µg/l					
Steinsfurt	13	0,11	< 0,1	< 0,1	3,65
Großburgwedel	27	8,9	< 0,1	< 0,1	9,35
Kirchhorst	0,05	0,15	< 0,1	< 0,1	0,08
Hydroxybenzothiazol, OHBT in µg/l, BG = 0,10 µg/l					
Steinsfurt	0,9	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,29
Großburgwedel	0,75	0,77	< 0,1	< 0,1	0,36
Kirchhorst	0,54	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,11
Bis-(2-ethylhexyl)phtalat, DEHP in µg/l, BG = 1 µg/l					
Steinsfurt	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2,3	0,9
Großburgwedel	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2	1,0
Kirchhorst	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,6	0,9
Ø Abflussgewichteter Mittelwert					

Tab. 5-9: Konzentrationen von organischen Analyten des Überstandwassers

Bei der partikulären Phase ist es hingegen nur Faktor 2,9. Da auch die partikulären PAK-16-Gehalte im Winter ansteigen, ist zu vermuten, dass die Ursache für die hohen winterlichen gelösten Gehalte nicht in einer natriumbedingten Desorption, sondern in einer höheren angelieferten Fracht zu suchen ist.

Da die drei metabolisierbaren Benzothiazole BT, BTSA und OHBT nur während des Winterhalbjahres messbare gelöste Gehalte aufwiesen, kann ein Abbau im Sammelbehälter während der Sommermonate nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Benzothiazol	Laborstandversuch ¹		Feldbeprobung	
	Anfang	Ende	04/11 + 01/12	02/12 + 03/12
MTBT	0,15	0,46	0,10	0,18
BT	0,80	0,46	0,67	< 0,1
BTSA	0,50	0,28	8,2	< 0,1
OHBT	0,75	0,47	0,51	< 0,1

¹ siehe Tabelle 4-6

Tab. 5-10: Vergleich der gelösten Benzothiazole in µg/l

Tabelle 5-10 zeigt den Vergleich zwischen Laborstandversuch und Feldbeprobung.

In beiden Fällen ist eine Gehaltssenkung von BT, BTSA und OHBT mit einer Gehaltszunahme von MTBT verbunden. Durch diesen vermuteten Abbau der gelösten Phase werden die Gesamtgehalte aufgrund der hohen gelösten Anteile am Gesamtgehalt (s. Tabelle 5-19) merklich gemindert. Die Beurteilung der 4 angeführten Benzothiazole sollte deshalb gemeinsam erfolgen. Da MTBT nicht unmittelbar vom Abbau betroffen ist, sondern als akkumulierendes Endglied des Abbaues zu sehen ist (Bild 2-1), ist für MTBT bei sommerlichem Abbau in den Sammelbehältern ein Überbefundfehler zu erwarten. Betrachtet man den Gesamtgehalt von MTBT, der zwischen den 3 Messstandorten von 0,15-0,30 µg/l schwankt (s. Tabelle 5-19), ist die Gefahr eines relevanten Überbefundfehlers durch die verwendete Sammelbehältermethode sehr unwahrscheinlich. Der MTBT-Maximalgesamtgehalt von 0,30 µg/l liegt um ein Vielfaches unter dem Maximalgehalt der Stichprobenuntersuchung von STACHEL et al. (2007) (s. Tabelle 5-4).

5.2.2 Sedimentgehalte

Die Sedimentuntersuchung war für die Bestimmbarkeit der organischen Analyten unverzichtbar (vgl. Kapitel 5.1.3). Alle Analysedaten finden sich in Anhang 2.

Korngrößen, Glühverlust, pH-Wert und Carbonatgehalt der Sedimente

Durch die Sedimentuntersuchungen konnten der Feinpartikelanteil (T+U), der Glühverlust und der Carbonatgehalt der Feststoffe bestimmt werden.

• Ton- und Schluffanteil

Aufgrund der hohen Partikelgebundenheit der meisten anorganischen und organischen Schadstoffe ist der T+U-Gehalt bzw. die T+U-Menge eine wichtige Bezugsgröße. Der T+U-Gehalt der Sammelbehältersedimente am Standort Steinsfurt war über alle 4 Quartale konstant hoch (94 %, s. Tabelle 5-11). Die groben Partikel (S+G) wurden bis auf einen kleinen Feinsandanteil vollständig am Fahrbahnrand (Sammelrinne) zurückgehalten. In Steinsfurt wurde, im Unterschied zu Kirchhorst und Großburgwedel, auch ein erheblicher Feinpartikelanteil an der Sammelrinne zurückgehalten (s. Tabelle 5-16). Die sehr unterschiedliche Transportleistung für Partikel (Steinsfurt: gering, Kirchhorst und Großburgwedel: groß) konnte durch die Erfassung der gesamten Feinpartikelmenge (Sammelrinnen- und Sammelbehältersediment) kompensiert werden (s. Tabelle 5-16).

• Glühverlust

Die hohen Glühverluste der Sammelbehältersedimente (Jahresdurchschnitt 29-47 %, s. Tabelle 5-11) zeigen die potenziell hohe Bindeleistung für organische Analyten an. Die geringe jahreszeitliche Schwankung der Glühverluste lässt darauf schließen, dass diese nicht primär durch Vegetationsreste der angrenzenden Bäume, sondern durch den Verkehr bestimmt werden. Bestätigt wird diese Aussage auch durch den Umstand, dass Kirchhorst trotz eines Waldsaumes geringere GV (31,5 %) aufweist als Großburgwedel (ohne Waldsaum, GV = 46,7 %). Die überwiegende verkehrsbürtige Herkunft der Glühverluste kann auch an der geringen mikrobiellen Verfügbarkeit festgemacht werden. In Straßenabflüssen von Berliner Gartenstadtgebieten konnten bei vergleichbar hohem Glühverlust (53 %) gelöste CSB-Gehalte von 47 mg/l ermittelt werden (GROTEHUSMANN et al., 2009), hingegen waren es z. B. in Großburgwedel nur 14 mg CSB/l (s. Tabelle 5-5).

• Carbonatgehalt

Die Carbonatgehalte der Sedimente (s. Tabelle 5-11) sind auch am Standort Kirchhorst mit kalkfreien Böden in der Umgebung und Asphalt als Fahrbahnbelag immer größer als 2,5 %. Sie zeigen eine positive Abhängigkeit zum gelösten Basengehalt der Abflüsse. Der standörtlichen Spannweite von 3,4-9,9 % CaCO₃ steht ein gelöster Basengehalt von 0,54-0,73 mmol/l gegenüber. Die

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12	Ø
Ton+Schluff, T+U in %					
Steinsfurt	95,5	95,5	93,4	93,5	94,3
Großburgwedel	77,3	-	58,0	76,1	72,8
Kirchhorst	-	-	87,6	76,7	84,0
Glühverlust, GV in %					
Steinsfurt	33,2	32,4	24,9	33,7	29,3
Großburgwedel	48,4	42,3	54,1	40,2	46,9
Kirchhorst	46,6	39,1	25,2	30,5	32,0
CaCO₃ in %					
Steinsfurt	9,0	9,5	11,5	6,3	10,0
Großburgwedel	6,9	5,7	3,2	3,9	5,4
Kirchhorst	3,5	2,2	4,4	2,6	3,4
pH_{CaCl2}					
Steinsfurt	6,7	6,8	6,9	6,5	6,8
Großburgwedel	6,6	6,7	6,0	6,5	6,5
Kirchhorst	6,8	6,5	6,9	6,6	6,7
P_{ges} in mg/g					
Steinsfurt	1,78	1,54	1,55	1,89	1,63
Großburgwedel	1,98	1,61	2,65	2,46	2,15
Kirchhorst	2,12	1,32	1,48	1,71	1,57
Ø TM-gewichteter Mittelwert					

Tab. 5-11: Eigenschaften der Feststoffe in den Sammelbehältern

pH-Werte der Sedimente liegen im Jahresmittel zwischen 6,5 und 6,8. Ein Einfluss der Betonfahrbahn am Standort Großburgwedel ist anhand des pH-Wertes nicht erkennbar.

• P-Gehalt

Nur am Standort Großburgwedel ist eine jahreszeitliche Abhängigkeit der P-Konzentration mit höheren Werten in den Sommerquartalen zu erkennen. In der unmittelbaren Umgebung der Messstelle befinden sich direkt hinter der Distanzschutzplanke einige Eichen, die vermutlich für die höheren Werte im Sommer verantwortlich sind. Bei den Beprobungen wurden häufiger Vegetationsreste aus der Sammelrinne entfernt.

Schwermetallgehalte der Sedimente

Die in Tabelle 5-12 angeführten Schwermetallgehalte zeigen ein typisches Konzentrationsmuster. Alle Werte besitzen einen großen Abstand zu den Bestimmungsgrenzen. Es bestehen daher keine Probleme mit der Bestimmbarkeit und Repräsentativität der Messwerte.

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12	Ø
Eisen in %					
Steinsfurt	47,6	45,3	36,5	43,8	41,5
Großburgwedel	29,6	30,8	25,5	36,5	30,5
Kirchhorst	43,2	32,3	39,1	40,5	38,4
Zink in mg/kg					
Steinsfurt	2.829	3.171	2.084	2.235	2.499
Großburgwedel	2.480	2.377	1.643	2.007	2.209
Kirchhorst	2.316	1.791	1.566	1.370	1.663
Cadmium in mg/kg					
Steinsfurt	1,17	0,87	0,65	0,68	0,80
Großburgwedel	1,17	0,91	0,74	0,78	0,97
Kirchhorst	1,48	0,94	0,78	0,81	0,90
Kupfer in mg/kg					
Steinsfurt	1.070	908	829	1.008	914
Großburgwedel	666	542	467	679	613
Kirchhorst	1.046	769	626	664	716
Blei in mg/kg					
Steinsfurt	121	131	106	88	113
Großburgwedel	132	109	105	124	122
Kirchhorst	260	155	179	136	174
Ø TM-gewichteter Mittelwert					

Tab. 5-12: Schwermetallgehalte der Feststoffe in den Sammelbehältern

Trotzdem ist im Gegensatz zur Vermutung, dass Faktoren wie Verkehrsstärke und Windrichtung die Partikelfracht und den Feinanteil beeinflussen, keine deutliche Standortsabhängigkeit der Sedimentgehalte zu erkennen.

Auch unterliegen die Schwermetallgehalte nicht generell einer Erhöhung, wenn der T+U-Gehalt besonders hoch ist (Steinsfurt). Eine Gehaltserhöhung im Sediment durch eine geringe Feinpartikelfracht kann ebenfalls nicht generell beobachtet werden (Großburgwedel). Einen interpretierbaren Jahresgang der Schwermetallgehalte der Sedimente ist am Standort Großburgwedel im Gegensatz zu Steinsfurt nicht erkennbar. Kirchhorst nimmt eine Mittelstellung ein:

	T+U in %	Σ T+U in kg/(ha*a)
Steinsfurt	94,3	778
Großburgwedel	72,8	260
Kirchhorst	84,0	327

Der im Quartal 02/12 für Fe, Zn, Cd und Cu am Standort Steinsfurt festgestellte Konzentrationsabfall (s. Tabelle 5-12) kann in Verbindung mit der verdünnenden Wirkung der salzbedingten Fahr-

Quartale	02/12			03/12		
	S	G	K	S	G	K
in mg/kg						
Titan	420	329	629	334	419	549
Vanadium	46,8	37,5	63,3	49,2	40,3	53,4
Zinn	112	64,9	113	170	117	145
Antimon	108	50,8	54,7	116	66,7	47,2
in µg/kg						
Rhodium	< 1,3	< 1,3	< 1,3	4,0	4,0	5,0
Palladium	< 0,7	< 0,7	< 0,7	20	20	30
Platin	< 1,0	< 1,0	< 1,0	7	7	16
S Steinsfurt						
G Großburgwedel						
K Kirchhorst						

Tab. 5-13: Sonderuntersuchung im Behältersediment BfG, Koblenz

bahnkorrosion gesehen werden. Der im gleichen Zeitraum auftretende Abfall des GV und die Zunahme des CaCO_3 weisen auf hohe Anteile fahrbahnbürtiger Partikel hin und unterstützen diese Interpretation (s. Tabelle 5-11).

Eine verdünnende Wirkung des korrodierten Fahrbahnbelages auf die Gehalte kann auch bei organischen Analyten mit hohem Messwertabstand zur Bestimmungsgrenze vermutet werden (MKW, PAK-16, s. Tabelle 5-14).

In Tabelle 5-13 werden die Sonderuntersuchungen der BfG dokumentiert. Es liegen keine Werte vergleichbarer Untersuchungen vor. Eine Interpretation erfolgt daher nicht.

Organische Analyten im Sediment

Wie bei den Schwermetallen ist auch bei den organischen Analyten der Abstand des Messwertes von der Bestimmungsgrenze größer als beim Überstandwasser (vgl. Tabelle 5-3).

Von der EOX- und Benzol-Bestimmung abgesehen sind die Sedimentgehalte der organischen Analyten innerhalb des Jahres, wie auch zwischen den Messstandorten, sehr einheitlich (s. Tabelle 5-14). Die jahreszeitliche Änderung (Gehaltsabfall bei Quartal 02/12 am Standort Steinsfurt) ist, wie schon bei den Schwermetallen aufgezeigt, ein systematischer Befund und bestätigt die Reproduzierbarkeit der Sedimentuntersuchung.

Der Gehaltsabfall im Quartal 02/12 ist insbesondere bei MKW und PAK-16 zu erkennen und ist wahr-

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12	Ø
EOX in mg Cl/kg, BG = 1 mg Cl/kg					
Steinsfurt	1,4	2,9	2,1	2,0	2,1
Großburgwedel	55,0	4,4	7,4	0,5	27,2
Kirchhorst	60,0	1,4	1,3	0,5	8,3
MKW in mg/kg, BG = 100 mg/kg					
Steinsfurt	11.600	13.000	6.800	12.000	9.800
Großburgwedel	15.300	8.000	6.900	4.500	10.400
Kirchhorst	7.700	7.300	3.600	11.000	6.500
PAK-16 in mg/kg					
Steinsfurt	48,4	41,6	14,3	15,2	27,3
Großburgwedel	39,1	50,0	13,5	9,9	29,8
Kirchhorst	55,1	23,2	15,5	20,3	23,0
PCB-6 in µg/kg					
Steinsfurt	71	85	68	57	71
Großburgwedel	96	59	40	65	74
Kirchhorst	71	78	61	56	65
Benzol in µg/kg, BG = 10					
			BG = 100	BG = 50	
Steinsfurt	85	150	< 100	< 50	77
Großburgwedel	23	< 10	< 100	< 50	26
Kirchhorst	33	< 10	< 100	< 50	33
MTBE in mg/kg, BG = 0,10 mg/kg					
Steinsfurt	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Großburgwedel	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Kirchhorst	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
ETBE in mg/kg, BG = 0,10 mg/kg					
Steinsfurt	-	-	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Großburgwedel	-	-	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Kirchhorst	-	-	< 0,10	< 0,10	< 0,10
2-Methylthiothiazol, MTBT in mg/kg, BG = 0,10 mg/kg					
Steinsfurt	0,27	0,37	0,39	0,78	0,41
Großburgwedel	0,94	0,62	0,55	0,11	0,65
Kirchhorst	0,55	0,34	0,14	0,52	0,32
Benzothiazol, BT in mg/kg, BG = 0,10 mg/kg					
Steinsfurt	2,5	1,2	1,1	0,73	1,34
Großburgwedel	2,2	1,8	2,4	0,16	1,75
Kirchhorst	1,4	2,9	0,61	0,84	1,26
Benzothiazolsulfonsäure, BTSA in mg/kg, BG = 0,10 mg/kg					
Steinsfurt	2,20	3,40	2,00	2,60	2,44
Großburgwedel	5,50	1,30	5,10	1,20	3,90
Kirchhorst	3,50	3,40	1,40	2,60	2,35
Hydroxybenzothiazol, OHBT in mg/kg, BG = 0,10 mg/kg					
Steinsfurt	1,30	0,75	0,43	0,41	0,67
Großburgwedel	1,10	0,46	0,44	0,15	0,68
Kirchhorst	0,53	0,78	0,20	0,33	0,39
Bisphenol A in mg/kg, BG = 0,5 mg/kg					
Steinsfurt	1,30	1,10	< 0,5	1,70	0,82
Großburgwedel	1,10	< 0,5	0,83	0,67	0,83
Kirchhorst	1,10	1,10	< 0,5	1,70	0,85
Nonylphenol in mg/kg, BG = 0,5 mg/kg					
Steinsfurt	1,90	2,20	0,55	0,95	1,24
Großburgwedel	4,70	2,30	3,00	0,53	3,15
Kirchhorst	3,70	2,00	< 0,5	2,00	1,43
Octylphenol in mg/kg, BG = 0,5 mg/kg					
Steinsfurt	1,1	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,41
Großburgwedel	0,79	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,50
Kirchhorst	1,2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,37
Bis-(2-ethylhexyl)phtalat, DEHP in mg/kg, BG = 1 mg/kg					
Steinsfurt	124	73	23	87	61
Großburgwedel	39	54	37	109	55
Kirchhorst	66	150	16	140	78
Mercaptobenzothiazol und Methylbenzothiazol lagen bei allen Untersuchungen unter der Bestimmungsgrenze von 0,10 mg/kg.					
Ø TM-gewichteter Mittelwert					

Tab. 5-14: Konzentrationen von organischen Analyten der Sedimente der Sammelbehälter

scheinlich auf die verdünnende Wirkung der salzbedingten Fahrbahnkorrosion zurückzuführen. Der PAK-16-Gehaltsabfall vom Winter- zum Sommerhalbjahr kann ebenfalls als systematisch bezeichnet werden. Er tritt bei allen 3 Standorten auf. Im Mittel der Standorte beträgt der PAK-16-Gehalt im Winterhalbjahr 42,8 mg/kg im Sommerhalbjahr 14,8 mg/kg.

Die hohe Repräsentativität der Sedimentuntersuchung ist nicht nur auf die hohe Beprobungsquote der Quartalsmischproben zurückzuführen, sondern hat auch damit zu tun, dass bei der indirekten Feststoffuntersuchung über das Wasser die partikulären Feststoffgehalte nicht repräsentativ erfasst werden.

Dies soll am Beispiel des DEHP verdeutlicht werden. Die Sedimentgehalte an DEHP haben innerhalb des Jahres deutliche Schwankungen. So zeigt der Standort Großburgwedel im Quartal 04/11 39 mg/kg und im Quartal 03/12 109 mg/kg (s. Tabelle 5-14). Die Gehaltsunterschiede der Jahresmittelwerte der Standorte sind hingegen sehr gering (56-76 mg/kg, s. Tabelle 5-14). Die Ermittlung der partikulären DEHP-Gehalte, die weitgehend mit der Gesamtbelastung übereinstimmt (partikulär und gelöst), kann in der vorliegenden Untersuchung als sicher gelten.

Im Gegensatz dazu ist die Untersuchung der partikulären DEHP-Belastung über die aufwendige abflussproportionale Probenahme der Abflüsse unsicher, wie am Beispiel der Untersuchung von GROTEHUSMANN/KASTING (2008) gezeigt werden soll. Die Autoren haben an zwei Standorten (Köln A 3, Berlin A 113) jeweils 5 ereignisproportionale Mischproben aus dem Ablauf von sehr groß dimensionierten Vorstufen vor Retentionsbodenfiltern auf DEHP untersucht. Bei jeweils 4 Proben lagen die Messwerte unter der Bestimmungsgrenze

	AFS in mg/l	DEHP ² in µg/l	DEHP ³ in mg/kg
Steinsfurt	170	11,3	61
Großburgwedel	92	6,1	55
Kirchhorst	119	10,2	78
Berlin A 113 ¹	60	18,0	285
Köln A 3 ¹	18	14,0	7.278

¹ Ereignismischproben nach GROTEHUSMANN/KASTING (2008)

² Gesamtgehalte

³ Bei Berlin und Köln aus den Gesamtgehalten und den AFS errechnete Feststoffgehalte. Für den gelösten DEHP-Gehalt wurde 0,90 µg/l unterstellt

Tab. 5-15: Vergleich der DEHP-Gehalte

von 1 µg/l. Je ein Messwert zeigte sehr hohe Werte von 13 (Köln), und 18 (Berlin) µg/l. Unter Annahme einer gelösten DEHP-Konzentration von 0,9 µg/l wurde aus den AFS-Konzentrationen und den Gesamtgehalten an DEHP der Feststoffgehalt berechnet (s. Tabelle 5-15). Die Werte für Köln und Berlin zeigen, dass die Wasseruntersuchung zu einer deutlichen Überschätzung des tatsächlichen partikulären DEHP-Gehalt führen kann. Die sehr hohen errechneten DEHP-Gehalte der Feststoffe der Wasseruntersuchung können als nicht repräsentativ beurteilt werden. Hingegen können die über die Sedimentuntersuchung im vorliegenden Bericht ermittelten partikulären Gehalte als repräsentativ gelten.

5.2.3 Gesamtgehalte

Die Gesamtgehalte der Schadstoffe wurden stets auf das Jahresmittel bezogen, um zufällige Streuungen weitgehend auszuschließen. Aus den Gehalten des Überstandwassers und der Behältersedimente, der Sedimentmasse und der Abflüsse wurde der Gesamtgehalt ermittelt (siehe Kapitel 3.2.5).

Bei der Ermittlung des Feststoffgehaltes und der Frachten der Autobahnabflüsse wurde das Sediment der Sammelrinne mit erfasst (Vorsedimentation). Es wird davon ausgegangen, dass der Feinanteil (T+U) dieser Sedimente eine ähnliche Konzentration an organischen und anorganischen Parametern aufweist, wie die Sedimente in den Sammelbehältern. Die AFS-Konzentration der Autobahnabflüsse wurde aus der Summe der Feststoffe im Sammelbehälter ($TM_{ges} SB$) und der Feinsedimente der Sammelrinne ($TM_{(T+U)} SB$) dividiert durch den beprobten Niederschlagsabfluss Q_p berechnet (s. Tabelle 5-16).

	Steinsfurt	Großburgwedel	Kirchhorst
$TM_{ges} SB$ in g	1.027	443	740
$TM_{(T+U)} SR$ in g	623	108	40
ΣTM_{ges} in g	1.650	551	780
Q_p in l	9.719	5.974	6.583
AFS in mg/l	170	92	119

Bei den Sammelrinnen wurde die T+U-Menge auf den beprobten Abflussanteil erniedrigt.
Fehlende Messung der Sammelrinne von Quartal 04/11 bei Kirchhorst und Großburgwedel wurden anhand der Menge im Sammelbehälter hochgerechnet.

Tab. 5-16: Feststoffe der Autobahnabflüsse im Untersuchungsjahr 04/11-03/12 und Berechnung der TM -Abflusskonzentration

	part. [µg/l]	gelö. ¹ [µg/l]	ges. [µg/l]	part. Anteil in %
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 !)

Tab. 5-17: Schwermetallgehalte und partikulärer Anteil des Autobahnabflusses, abflussgewichteter Jahresmittelwert

Mithilfe der berechneten AFS-Konzentration und der Sedimentgehalte (Sammelbehälter) wurde der partikuläre Gehalt ermittelt. Aus partikulärem und gelöstem (= Gesamtkonzentration Überstandwasser) Gehalt wurde der Gesamtgehalt berechnet.

Schwermetallgehalte

Die Gesamtkonzentrationen der Schwermetalle sind in Tabelle 5-17 aufgelistet.

Der hohe Eisengehalt ist typisch für Straßenabflüsse. Er kann mit dem Salzgehalt in Beziehung gebracht werden (Ø Jahr, abflussgewichtet, Gesamtgehalte):

	Lf µS/cm	Fe	Zn	Cd µg/l	Cu	Pb
Steinsfurt	1.898	7.341	570	0,33	186	20,4
Großburgwedel	715	2.930	251	0,17	69	12,5
Kirchhorst	962	4.663	250	0,25	105	21,7

Für die anderen Schwermetalle ist der Zusammenhang nur teilweise vorhanden.

	Gesamt in µg/l	Gelöst in µg/l	partikulärer Anteil in %
Titan	49,2	0,91	98,2
Vanadium	7,48	2,05	72,6
Zinn	14,4	0,13	99,1
Antimon	17,0	4,35	74,4
Rhodium	0,08	0,08	0,2
Palladium	0,30	0,30	0,1
Platin	0,10	0,10	0,2

Abflussgewichteter Mittelwert Quartalsmischproben 02/12 und 03/12;
TM_{ges} = 115 mg/l

Tab. 5-18: Elementgehalte und partikulärer Anteil des Autobahnabflusses – Sonderuntersuchung BfG, Koblenz

Die SM-Gesamtgehalte liegen für Zink und Kupfer im typischen Konzentrationsbereich von Straßenabflüssen, während die Pb- und Cd-Konzentrationen eher im unteren üblichen Konzentrationsbereich anzusiedeln sind (WELKER, 2004).

Auffällig ist der geringe partikuläre Anteil des Cadmiums von nur 41-54 %. Im Jahresmittel zeigt dieser Anteil keinen Zusammenhang zum Salzgehalt. Allerdings sind die absoluten Gehalte im Überstandwasser im salzbelasteten Quartal 01/12 mit 0,52 µg Cd/l (Steinsfurt) und 0,30 µg Cd/l (Kirchhorst) am höchsten.

Die Sonderuntersuchungen der BfG sind in Tabelle 5-18 dokumentiert. Sie sollen aufgrund fehlender Bezugswerte nicht interpretiert werden. Auffällig ist allerdings, dass sich die Gesamtgehalte und partikulären Anteile der Elemente Titan, Vanadium, Zinn und Antimon deutlich von der Platinelementgruppe (Rhodium, Palladium, Platin) unterscheiden.

Organische Analyten

Die Gesamtkonzentrationen der organischen Analyten sind in Tabelle 5-19 aufgelistet.

Für MKW ist ein direkter Vergleich mit älteren Messungen wegen der zwischenzeitlich geänderten Bestimmungsmethode schwierig. Die früher verwendete Methode H18 ergibt höhere Konzentrationen als die heute verwendete Methode H53. Nach einer Auswertung von UHL et al. (2005) lag der Median der 8 untersuchten Messprogramme für MKW (H18) bei 1,44 mg/l. Die MKW-Gehalte (H53) von Steinsfurt liegen daher mit 1,66 mg/l vermutlich über dem Durchschnitt der Autobahnabflüsse. Die Konzentrationen in Großburgwedel und Kirchhorst

	part.	gelö. ¹	ges.	part. Anteil in %
MKW in mg/l, BG = 0,10 mg/l				
Steinsfurt	1,66	< 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	0,002	< 1	0,002	-
Kirchhorst	0,004	< 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	1,02	6,13	83
Kirchhorst	9,3	0,90	10,17	91

¹ gelöst = Gehalte des Überstandwassers (nicht filtriert !)

Tab. 5-19: Gehalte und partikulärer Anteil des Autobahnabflusses organischer Analyten, abflussgewichtet

dürften hingegen den Durchschnitt widerspiegeln Unabhängig von diesen Gehaltsunterschieden konnte weder optisch (Ölfilm) noch analytisch MKW in Phase festgestellt werden. Die organische Komponente der Feinpartikel bindet hiernach vollständig die MKW.

Durch die sehr geringen Bestimmungsgrenzen bei den PAK lassen sich noch Reste einer gelösten Phase detektieren. Beim höchsten PAK-16-Gehalt (Steinsfurt, 4,68 µg/l) konnte auch der höchste partikuläre Anteil ermittelt werden. Es zeigt sich eine Abhängigkeit zwischen Feststoffgehalt und partikulärem PAK-Anteil:

	PAK-16 in µg/l	AFSt in mg TM/l	Part. Anteil in %
Steinsfurt	4,68	170	99
Großburgwedel	2,89	92	95
Kirchhorst	2,81	119	97

Die PAK-16-Gehalte können nach den bisher vorliegenden Untersuchungen von Autobahnabflüssen (z. B. UHL et al., 2005; WELKER, 2004) als durchschnittlich angesehen werden.

Aufgrund fehlender ähnlich repräsentativer Vergleichsmessungen können die restlichen organischen Analyten dagegen vorerst nicht beurteilt werden.

Der Vergleich der abflussgewichteten Jahresmittelwerte aller Standorte der Analyten MTBT, Nonylphenol, Octylphenol und DEHP mit der Untersuchung von STACHEL et al. (2007) (s. Tabelle 5-4) zeigt, dass bei STACHEL beprobungsbedingt deutlich höhere Maximalgehalte aufgetreten sind:

	Jahresmittelwerte aller Standorte in µg/l	STACHEL et al. (2007) Medianwerte in µg/l
MTBT	0,20	1,30
Nonylphenol	0,22	0,78
Octylphenol	0,05	0,32
DEHP	9,2	8,6

Für MKW, PAK-16, PCB-6 und DEHP konnte einheitlich für alle Standorte ein hoher partikulärer Anteil (> 83 %) festgestellt werden (s. Tabelle 5-19).

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

Für die 3 Benzothiazole (MTBT, BT, OHBT) liegt der partikuläre Anteil bei bis zu 53 %. Beim BTSA ergaben zwei Standorte kleine (< 10 %) und ein Standort (Kirchhorst) 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.

5.2.4 Feinpartikelfrachten

Da die Feinpartikel des Straßenabflusses aufgrund der großen Zahl an Analyten mit hoher Partikelbindung der Hauptschadstoffträger sind, werden die Jahresfrachten der 3 Standorte ermittelt.

Da insbesondere am Standort Steinsfurt eine hohe Voredimentation an der Sammelrinne stattfand (Bild 5-1) bezieht sich die Ermittlung der Feinparti-



Bild 5-1: Standort Steinsfurt BAB A 6 – die Voredimentation am Bankett fand weitgehend vollständig für das Grobkorn (Sand+Kies) statt

Standort	DTV	T+U-Fracht in kg/(ha·a)
Steinsfurt	85.600	778
Großburgwedel	66.200	260
Kirchhorst	45.000	327
Berlin A 100 (Halensee) ¹	180.000	425
Derchinger Str., Augsburg ²	10.000	1.600

¹ nach GROTEHUSMANN et al. (2010); Zulauftracht unter Berücksichtigung der Sedimentmenge im Becken und der gemessenen Absetzwirkung des Beckens hochgerechnet

² nach Bayerisches Landesamt für Umwelt (2008)

Tab. 5-20: Flächenspezifische Feinpartikelfrachten der Autobahnabflüsse

kel auf beide Sedimentationsorte (Rinne, Behälter). An allen Orten wurde daher die gesamte Trockenmasse und der T+U-Anteil ermittelt.

Die Standorte unterscheiden sich in hohem Umfang in der Feinpartikelfracht (s. Tabelle 5-20).

Da Methodik und Untersuchungszeitraum gleich waren, muss es sich um einen standörtlichen Unterschied handeln. Betrachtet man die 3 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. Allerdings weisen die Standorte Halensee und Derchinger Straße auch zusätzlich andere Randbedingungen wie Bebauung, Standstreifenbreite und Fahrgeschwindigkeiten auf. In Kapitel 5.2.6 soll eine mögliche Einflussgröße auf die Feinpartikelfracht von Straßenabflüssen angesprochen werden.

5.2.5 Jahresfrachten der Gesamtgehalte

Die flächenspezifischen Frachten der Autobahnabflüsse an den drei Standorten sind in Tabelle 5-21 aufgeführt (Berechnung nach Kapitel 3.2.5).

Es ist zu erkennen, dass die Feinpartikelfracht nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit den Schadstofffrachten steht. Dieser fehlende Zusammen-

	Steinsfurt	Großburg- wedel	Kirchhorst
Abfluss m ³ /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

Tab. 5-21: Flächenspezifische Frachten der Autobahnabflüsse

hang erklärt sich aus den unterschiedlichen Quellen. Die Feinpartikelfracht ist möglicherweise weitgehend fahrbahnbürtig (s. Kapitel 5.2.6) 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 5.2.6 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 (s. Tabelle 5-14).

Durch Abbauvorgänge 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 Abstandes zur Bestimmungsgrenze dürften aufgrund der geringen Messwerteschwankungen 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.

Die Niederschläge während des Untersuchungsjahres waren an allen 3 Untersuchungsstandorten mit 535/471/454 mm (s. Tabelle 5-1) im Vergleich zum langjährigen Mittel stark unterdurchschnittlich. Es soll deshalb abgeschätzt werden, welchen Einfluss dies auf die Frachten hat. Hierzu soll das in Steinsfurt untersuchte Quartal 04/12 mit verwendet werden, wo allerdings nur die Feinpartikel, aber keine organischen Schadstoffe untersucht wurden. Das Quartal 04/12 zeichnete sich durch eine besonders hohe Niederschlagsmenge aus. In Tabelle 5-22 sind

Zeitraum	04/11 – 03/12	01/12 – 04/12
N in mm	535	725
Abfluss, gesamt in m ³ /(ha·a)	4.326	5.825
Feinpartikelfracht in kg T+U/(ha·a)	778	927

Tab. 5-22: Einfluss der Niederschlagshöhe auf die Feinpartikeljahresfrachten am Standort Steinsfurt

die Jahreswerte mit geringen Niederschlägen (535 mm) und mit durchschnittlichen Niederschlägen (725 mm) gegenübergestellt.

Der um 36 % höhere Niederschlag führt nur zu einer 19 % höheren Feinpartikelfracht. Aus Tabelle 5-21 ist zu entnehmen, dass von Zink, PAK und PCB abgesehen, kein systematischer Zusammenhang zwischen der Feinpartikelfracht und den organischen Schadstofffrachten zu erkennen ist.

Die in Tabelle 5-21 angegebenen Frachten für die organischen Schadstoffe dürften hiernach bei durchschnittlichen Niederschlägen um weniger als 19 % höher sein.

5.2.6 Sonderuntersuchungen

In den Sonderuntersuchungen sollten folgende zwei Fragen bearbeitet werden:

- Ist bei Straßenabflüssen zu Beginn eines Ereignisses eine deutlich höhere Konzentration an organischen Schadstoffen festzustellen (first flush)?
- Können die Sedimente in Regenbecken an Straßen als Indikator für die organische Schadstoffbelastung der Sedimente des Direktabflusses verwendet werden?

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. Auf dieser Annahme beruht auch die in der Siedlungsentwässerung praktizierte Teilstrombehandlung der Niederschlagsabflüsse, die davon ausgeht, dass gegen Ende eines großen Regenereignisses geringe Schadstoffkonzentrationen auftreten, die nicht mehr behandelt werden müssen.

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. Der Standstreifen kann nach bisheriger Beobachtung zwei Wirkungen aufweisen:

- Das große Zwischendepot des Standstreifens führt nicht zu einer abnehmenden Konzentrationsganglinie.

Probenbezeichnung	MP1	MP2
Probenahme	31.05.- 03.06.2011	03.06.- 07.06.2011
Niederschlag in mm	15,0	18,7
Lf in $\mu\text{S/cm}$	112	105
Na in mg/l	7,9	7,9
AFS in mg/l	197	264
Fe _{ges} in mg/l	7,09	8,69
Zn _{ges} in $\mu\text{g/l}$	579	605
MKW in mg/l	1,34	1,21
PAK ₁₆ in $\mu\text{g/l}$	3,03	3,43
2-Methylthiothiazol, MTBT in $\mu\text{g/l}$	0,039	0,426
Benzothiazol, BT in $\mu\text{g/l}$	0,177	0,185
Benzothiazolsulfonsäure, BTSA in $\mu\text{g/l}$	0,138	0,229
Hydroxybenzothiazol, OHBT in $\mu\text{g/l}$	0,118	0,468
Nonylphenol in $\mu\text{g/l}$	0,256	0,166
Bis-(2-ethylhexyl)phtalat, DEHP in $\mu\text{g/l}$	11,2	8,98

Tab. 5-23: Gesamtgehalte aufeinanderfolgender Autobahnabflüsse, Steinsfurt BAB A 6, 2011 – Vorversuche

- Die Jahresfracht an schadstoffbeladenen Feinpartikeln des Straßenabflusses nimmt bei Vorhandensein von Standstreifen zu bzw. der Windverfrachtungsanteil, der maßgeblich die Abflussfracht bestimmt, nimmt ab.

Die angesprochenen Punkte sollen am Beispiel des Standortes Steinsfurt erläutert werden.

Das Zwischendepot des Standstreifens kann besonders während und nach der winterlichen Salzperiode beobachtet werden. Am Standstreifen in Steinsfurt konnte erstmals im Juni 2011, während der Abflusssammlung eines 40 m langen Autobahnabschnittes, beobachtet werden, dass sich entlang der Abflussfahne graues Sediment bildet (vgl. Bild 5-2)

Zwei unmittelbar aufeinanderfolgende und beprobte Regenereignisse zeigten, dass eine Depotentleerung weder optisch noch analytisch nachweisbar aufgetreten ist, da beide Ereignisse vergleichbare Feinpartikel und Schadstoffkonzentrationen aufweisen (s. Tabelle 5-23).

Im März 2012 konnte über 2/3 der Standspur ein graues Sediment in den Asphaltsporen beobachtet werden. Die Fahrstreifen bzw. die fahrestreifennahe Standstreifenfläche hatten hingegen kein optisch erkennbares Sediment (Bild 5-3).



Bild 5-2: Standort Steinsfurt BAB A 6 – die 40 m lange Abflussfahne (Abflusssammlung für Standversuche) nach Ende der Wintersalzperiode zeigt die hohe Feinpartikelfracht dieser Periode an



Bild 5-3: Standort Steinsfurt BAB A 6 – Sedimentdepot des Standstreifens

Um das Sedimentdepot des Standstreifens zu quantifizieren, wurde dieses im Bereich der 1,9 m langen Messstrecke ausgewaschen (Bild 5-4). Das Feinpartikeldepot betrug 161 kg T+U/ha. Diese Sedimentmenge kann nur über mehrere Regenereignisse mit dem Abfluss ausgetragen werden, wie die Beobachtungen zeigen.



Bild 5-4: Standort Steinsfurt BAB A 6 – ausgewaschenes Feinpartikelzwischen depot

	Abflusssediment	Waschwassersediment
Probe	QMP 01/12	26.03.2012
T+U in %	95,5	65,2
GV in %	32,4	6,3
CaCO ₃ in %	9,5	20,4
Fe in %	4,53	3,01
Zn in mg/kg	3.171	880
Cd in mg/kg	0,87	0,38
Cu in mg/kg	908	509
Pb in mg/kg	131	57,2

Tab. 5-24: Vergleich der Eigenschaften zwischen Abfluss- und Waschwassersediment – Steinsfurt BAB A 6

Das graue Standstreifensediment entstand sehr wahrscheinlich primär durch die Salzkorrosion der Fahrbahndecke. Im Winter 2012 waren durch langanhaltend tiefe Temperaturen und reichlich Schneefall die Einsatzmengen von Tausalz gegenüber vorherigen Wintern stark erhöht. Das Sediment zeichnet sich durch folgende Eigenschaften aus (siehe auch Tabelle 5-24):

- der Glühverlust ist noch gering,
- der Carbonatgehalt ist besonders groß (Fahrbahndecke in Steinsfurt enthält Carbonat),
- die Schadstoffgehalte sind noch gering.

Das Standstreifenzwischen depot führt zu einem jahreszeitlichen Feinpartikelpeak (Quartal 1 + 2) in Steinsfurt und Kirchhorst und vermutlich zu einer Erhöhung der Feinpartikelfracht, wie u. a. aus Tabelle 5-25 ersehen werden kann.

Die Feinpartikelfracht der 3 Standorte zeigt eine Abfolge Steinsfurt > Kirchhorst > Großburgwedel.

Quartale	04/11	01/12	02/12	03/12	Σ
Steinsfurt					
kg T+U/ha	182	261	253	81	778
%	23	34	33	10	100
Großburgwedel					
kg T+U/ha	108	79	27	46	260
%	41	30	10	18	100
Kirchhorst					
kg T+U/ha	43	118	112	55	327
%	13	36	34	17	100
Gesamte Feinpartikelfracht (Rinne+Behälter) auf den gesamten Abfluss (beprob+nicht beprobt) hochgerechnet					

Tab. 5-25: Jahresgang der Feinpartikelfracht

Die geringe Feinpartikelfracht in Großburgwedel dürfte u. a. auf das geringe Porenvolumen des Betonbelages zurückzuführen sein (kleineres Sedimentdepot).

Bei fehlenden Standstreifen, wie der Stadtautobahn A 100 in Berlin-Halensee betrug die mit dem Abfluss transportierte Feinpartikelfracht nur 180 kg/(ha·a) (GROTEHUSMANN et al., 2010). Die entstehenden Feinpartikel und Schadstoffe dürften statt durch den Abfluss durch den Wind verfrachtet werden. An dieser Autobahn konnte auch eine stark ausgeprägte Konzentrationsganglinie für Benzothiazol (BT) festgestellt werden (LUDWIG, JEKEL, 2007).

Vergleich der Sedimente von Direktabfluss und Regenklärbecken

Da der Aufwand für die Messung des aktuellen Abflusses groß ist, sollte geprüft werden, ob alte Sedimente mit langer Depositions- bzw. Integrationszeit als Indikatoren für die stoffliche Belastung, insbesondere von organischen Analyten genutzt werden können. Wenn die Phasenverteilung (partikulär/gelöst) und die Abbaubarkeit der organischen Analyten und der gesamten organischen Masse beurteilt werden kann, wäre unter Berücksichtigung der Sedimentmasse und des Sedimentationsgrades eine Abschätzung der Fracht möglich. Die lange Sedimentationszeit (Jahre) würde eine sehr hohe Repräsentativität ermöglichen. Für eine solche Vergleichsuntersuchung mit den aktuellen Messungen könnten Bankettsedimente oder Sedimente von Absetzanlagen verwendet werden. Da in Steinsfurt das Bankettsediment durch das geringe Alter von vier Jahren noch nicht beprobbar war, wurden die Sedimente der in Steinsfurt und Großburgwedel in unmittelbarer Nähe der Messstellen vorhandenen

	Steinsfurt		Großburgwedel	
	D ¹	RKB ²	D ¹	RKB ³
T+U in %	94,2	98,8	73,5	60,1
GV in %	29,3	22,7	46,9	16,2
CaCO ₃ in %	10,0	13,4	5,4	-
Fe in %	4,15	3,33	3,05	2,44
Zn in mg/kg	2.499	2.193	2.209	1.728
Cd in mg/kg	0,80	0,81	0,97	1,00
Cu in mg/kg	914	616	613	363
Pb in mg/kg	113	87,2	122	110
EOX in mgCl/kg	2	< 1,0	27	1,4
MKW in mg/kg	9.800	9.900	10.700	6.900
PAK-16 in mg/kg	27,3	15,7	29,8	35,1
PCB-6 in µg/kg	71	80	74	68
Benzol in µg/kg	77	< 50	26	< 50
MTBT in mg/kg	0,41	0,12	0,65	< 0,10
BT in mg/kg	1,34	0,21	1,75	< 0,10
BTSA in mg/kg	2,44	< 0,10	3,90	< 0,10
OHBT in mg/kg	0,67	1,80	0,68	1,40
Bisphenol A in mg/kg	0,82	< 0,50	0,83	< 0,50
Nonylphenol in mg/kg	1,24	1,0	3,15	< 0,50
Octylphenol in mg/kg	0,41	< 0,50	0,50	< 0,50
DEHP in mg/kg	61	37	55	70
¹ TM-gewichteter Mittelwert 04/11-03/12				
² Probenahme, zulauffern, 18.10.2012				
³ Probenahme, zulauffern, 18.01.2013				

Tab. 5-26: Vergleich der Sedimente von Direktabfluss und Regenklärbecken

RKB verwendet. Auf eine Untersuchung in Kirchhorst musste verzichtet werden, da hier keine Absetzanlage vorhanden war.

In Tabelle 5-26 ist der Vergleich der Sedimente aufgeführt.

Es soll in dieser Arbeit auf die Hochrechnung von RKB-Sedimentdaten auf die Frachten an organischen Analyten verzichtet werden. Hierzu hätte die Sedimentmasse erhoben und ein Absetzgrad des RKB bestimmt oder abgeschätzt werden müssen. Der folgende Vergleich soll sich auf die Sedimentkonzentrationen beschränken.

• Repräsentativität der Messwerte

Der geringe Glühverlust im RKB von Großburgwedel (16,2 %) kann nicht ausschließlich durch Abbau (aktuelle Sedimente: 46,7 %) erklärt werden. Der EOX-Wert des aktuellen Sedimentes von Großburgwedel mit 29,2 mg Cl/kg wird als nicht repräsentativ gewertet.

• Abbau im eingestauten RKB-Sediment

Die Glühverluste zeigen einen Abbau der organischen Substanz der Sedimente an. Die Größenordnung am Standort Steinsfurt von ca. 23 % kann als plausibel angesehen werden. Über die Abnahme des EOX ist keine Aussage möglich. Bei den Parametern MKW, PAK, PCB und DEHP kann von keinem Abbau im eingestauten Sediment ausgegangen werden.

Die Messwerte beim Benzol, die bei beiden RKB-Sedimenten unter der Bestimmungsgrenze liegen (< 0,50 mg/kg), zeigen keinen Abbau, sondern eher ein Ausgasen an.

Die Abnahme bei MTBT, BT und BTSA und Zunahme beim OHBT kann als anaerober Abbau (s. Bild 2-1) interpretiert werden.

Die geringeren Gehalte von Bisphenol A, Nonylphenol und Octylphenol in den RKB-Sedimenten können nicht interpretiert werden. Beim Octylphenol ist aufgrund der geringen Messwerte, die im Bereich der Bestimmungsgrenze liegen, grundsätzlich keine Aussage möglich.

• Vergleichbarkeit der Messwerte

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.

EOX, Benzol, Bisphenol A, Nonylphenol und Octylphenol können nicht beurteilt werden.

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

Beim aeroben Bankettsediment findet vermutlich beim Abbau eine MTBT-Anreicherung und eine BT-, BTSA- und OHBT-Abnahme statt. Darüber hinaus ist die Bankettbeprobung aufgrund der Bioturbation schwierig und unsicher. Es ist nicht eindeutig bestimmbar wie viel unbelastetes Material aus tieferen Schichten eingearbeitet ist.

Schlussfolgerung

Nach dem bisher vorliegenden Kenntnisstand könnten RKB-Sedimente und eingeschränkt Bankettsedimente für die Abschätzung der anorganischen und organischen Schadstofffracht des Straßenabflusses verwendet werden.

6 Schlussfolgerungen

Methodik der Probenahme und Frachtermittlung

Die gewählte Art der Probenahme in großvolumigen Sammelbehältern erlaubt die separate Analyse der Wasser- und Festphase. Dadurch wird bei den partikelgebundenen Analyten ein hoher Abstand des Messwertes von der Bestimmungsgrenze erzielt und damit höhere Messgenauigkeiten erreicht. Zusätzlich wird bei den vorwiegend partikelgebundenen Parametern durch diese Art der Probenahme eine hohe Repräsentativität der Messwerte erzielt, die bei einer indirekten Feststoffuntersuchung über die Wasserphase nicht möglich ist.

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 61-82 % des Jahresabflusses erlaubt eine sichere Erfassung von Konzentration und Fracht.

Partikulärer Schadstoffanteil

Die geringe Schwankung der Konzentrationen im Sediment und der partikulären Schadstoffanteile zwischen den Standorten lassen zusammen mit dem ausreichende 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 %.

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 Taumittleinsatz 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. Wahrscheinlich 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 Sommerhalbjahres 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.

Jahreszeitliche Schwankungen der Feinpartikel-fracht

Aufgrund der stark schwankenden Einträge und des geringen Beitrages zur verkehrsbedingten Schadstofffracht werden die Partikel der Sand- und Kiesfraktion nicht näher untersucht.

Die Jahresfracht und der jahreszeitliche Anfall der Feinpartikel unterscheiden sich zwischen den drei Untersuchungsstandorten. Der Standort mit der größten Feinpartikel-fracht (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 ein salzbedingter Peak nicht feststellbar. Die mit dem Straßenabfluss transportierte Jahresfracht und der jahreszeitlicher Verlauf werden weniger durch die Verkehrsbelastung, sondern durch Tausalzmenge, Vorhandensein bzw. Breite des Standstreifens und Porenvolumen des Belages (Asphalt: hoch, Beton: gering) bestimmt.

Die Glühverluste sind Feinpartikel sind mit 29-47 % im Jahresdurchschnitt hoch und weisen eine geringe jahreszeitliche Schwankung auf. Diese geringe jahreszeitliche Schwankung lässt darauf schließen, dass die Glühverluste nicht primär durch Vegetationsreste der angrenzenden Bäume, sondern durch den Verkehr bestimmt werden

Feinpartikel- und Schadstofffracht

Für die Frachten der dominant partikelgebundenen Schadstoffe PAK-16, PCB-6 und DEHP besteht eine lose Beziehung zu den Feinpartikel-frachten des gleichen Zeitraumes. Für die restlichen organischen Analyten ist eine solche Beziehung nicht erkennbar. Die unterschiedlichen Quellen für Feinpartikel (Fahrbahn) und Schadstoffe (Fahrzeugverkehr) lassen auch keinen engen Zusammenhang erwarten.

Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration von der Abflusssumme

Bei der Beprobung von zwei unmittelbar aufeinanderfolgenden Ereignissen mit hoher Niederschlags-summe 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 somit auch mit geringeren Stofffrachten zu rechnen, da mehr durch Wind verfrachtet wird.

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. Hier wird weiterer Forschungsbedarf gesehen.

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 jedoch nicht bestätigt werden.

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

Für den Weichmacher DEHP wird der Jahresdurchschnittswert der UQN der Umweltqualitätsnorm (1,3 µg/l) mit gemessenen Jahresmittelwerten von 5,1 bis 10,4 µg/l deutlich überschritten.

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

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 Taumittleinsatz 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 auslegt sein. Die geringere Sedimentationsleistung der Anlagen im Winter bei Taumittleinsatz ist bei der Auslegung zu beachten.

7 Literatur

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2008): Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens „Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen

BEER, F.; SURKUS, B.; KOCHER, B. (2011): Stoffeintrag in Straßenrandböden Messzeitraum 2008/2009, Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 209

Berufsgenossenschaft Chemie (2000, 2010): Kurzfassung Toxikologische Bewertungen – Band 6, Berufsgenossenschaft der chemischen Industrie, Heidelberg, S. 367

BOLZ, U.; KUCH, B.; KÖRNER, W.; METZGER, J. W. (2002): Verhalten von estrogen wirksamen Substanzen und anderen Spurenstoffen während Abwasserreinigungsprozessen. In: Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt – eine Bedrohung? Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 168, S. 37-49, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart

BRAUNISCH, F.; FRIEHMELT, V.; SCHNEIDER-FRESENIUS, W.; GIDARAKOS, E. (2005): Verfahren zum Abbau organischer Schadstoffe in Abwasserbehandlungsanlagen, Kläranlagen-Abwasser-Abfall, 52, Nr. 4, S. 415-426

EICHHORN, P.; PETROVIC, M.; BARCELO, D.; KNEPPER, T. (2000): Fate of Surfactants and their Metabolites in Waste Water Treatment Plants, Vom Wasser, 95, pp. 245-268

- ERIKSSON, E.; ALBRECHTSEN, H.-J.; AUFFARTH, K.; BAUN, A.; BOE-HANSEN, R.; MIKKELSEN, P. S.; LEDIN, A. (2002): Heavy metals and Xenobiotic Organic Compounds in stormwater runoff, potenzials and problems related to reuse in households, Technical University of Denmark, Dep. Enviroment & Resources 2002
- ESIS (2006): European Chemical Substances Information System, <http://www.esis.jrc.ec.europa.eu>
- FIEDLER, H.; LAU, C.; SCHULZ, S.; WAGNER, C.; HUTZINGER, O. (1995): Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
- BROMBACH, H.; FUCHS, S. (2001): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkansalisationen, ATV-DVWK-Forschungsfonds
- FURTMANN, K. (1995): Phtalate Analysis as a Tool for Environmental Assessment. Analytical Methods an Instrumentation, Vol. 2 No. 5, pp. 254-265
- GOCHT, T.; RUOPP, K.; GRATWOHL, P. (2005): Erfassung schädlicher Bodenveränderungen durch atmosphärische Deposition von persistenten organischen Verbindungen (POP), Universität Tübingen – Zentrum für angewandte Geowissenschaften, Forschungsbericht
- GROTEHUSMANN, D.; KASTING, U. (2002): Untersuchung über die Beschaffenheit der Oberflächenabflüsse von Parkflächen bei Tank- und Rastanlagen. Unveröffentlichter Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen FE 05.123/2000/GGB, Bergisch Gladbach
- GROTEHUSMANN, D.; KASTING, U. (2009): Vergleich der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern und Versickeranlagen an Bundesfernstraßen. 95 S. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1024. BMVBS, Abt. Straßenbau, Bonn
- GROTEHUSMANN, D.; RÜTER, J.; KRAUS, B.; LAMBERT, B.; FUCHS, S. (2009): Regenwasserbehandlung Pücklerteich. Abschlussbericht. Auftraggeber: Berliner Wasserbetriebe
- GROTEHUSMANN, D.; RÜTER, J.; LAMBERT, B.; FUCHS, S. (2010): RBF Halensee, Inbetriebnahme und messtechnische Begleitung. Unveröffentlichter Bericht. Auftraggeber: Berliner Wasserbetriebe
- HILLENBRAND, T.; MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F.; STRAUCH, M.; HEITMANN, K. (2006): Emissionsminderung für prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie, Datenblatt Nr. 24 Nonylphenol, ISSN S. 1862-4804
- KASTING, U. (2003): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern Band 17, Dissertation
- KLÖPFER, A. (2005): Analyse von Benzothiazolen und Untersuchungen zu deren Auftreten und mikrobiellem Abbau in aquatischen Proben, Dissertation an der Technischen Universität Berlin FB Prozesswissenschaften
- KRUMWIEDE, D. (2001): Umwelteintrag von Benzothiazolen aus dem Reifenabrieb über Kanalisation und Kläranlage, Dissertation, Universität Bremen
- LEISEWITZ, A.; SCHWARZ, W. (1997): Stoffströme wichtiger endokrin wirksamer Industriechemikalien (Bisphenol A; Dibutylphthalat/Benzylbutylphthalat; Nonylphenol/Alkylphenoethoxylate), Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, UBA Forschungsbericht 106 01 076
- LUDWIG, T.; JEKEL, M. (2007): Modellierung der Stoffkonzentrationen im Niederschlagsabfluss einer Stadtautobahn in Berlin. KA-Abwasser, Abfall, 54. Jg., Heft 11, S. 1129-1135

- MACKAY, D.; SHIU, W. Y.; MA, K.-C.; LEE, S.-C. (2006): Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume II. Halogenated Hydrocarbons. 2. ed. Boca Raton [et al.]: Taylor & Francis
- PANKKOW, J. F.; THOMSON, N. R.; JOHNSEN, R. L.; BAEHR, A. R.; ZOGORSKI, J. S. (1997): The urban atmosphere as a non-point source for the transport of MTBE and other volatile organic compounds (VOC's) to shallow groundwater. *Environmental Science & Technology*, 31, No. 10, pp. 2.821-2.829
- REDDY, C. M.; QUINN, J. G. (1997): Environmental chemistry of benzothiazoles derived from rubber. *Environmental Science & Technology* 31(10), pp. 2847-2853
- RÖMPP; HULPKE, H.; KOCH, H.; WAGNER, A. (1993): Lexikon Umwelt Hrsg. Thieme Verlag Stuttgart, ISBN 3-13-736501-5
- SCIFINDER (2014): American Chemical Society <https://scifinder.cas.org/scifinder/view/scifinder/scifinderExplore.jsf>
- STACHEL, B.; TEGGE, K.-T.; JANTZEN, E. (2007): Schadstoffe in Hamburger Autobahnabwässern und ihre Einschätzung unter Berücksichtigung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), Straße und Autobahn 6.2007, S. 326-332
- UBA Umweltbundesamt 2010: Wasser, Trinkwasser und Gewässerschutz, MTBE in Kraft- und Betriebsstoffen, <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/grundwasser/mtbe.htm>
- UBA Umweltbundesamt 2010: Bisphenol A, Massenchemikalie mit unerwünschten Nebenwirkungen, <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3782.pdf>
- UHL, M.; SCHRÖER, M.; KASTING, U.; GROTEHUSMANN, D.; PODRAZA, P. (2005): Daten zur Einleitung der Abflüsse außerörtlicher Straßen in Gewässer, Wasser und Abfall 7-8
- WELKER, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf, Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Kaiserslautern, Habilitationsschrift
- WEVER de, H.; VEREECKEN, K.; STOLZ, A.; VER-ACHTERT, H. (1998): Initial Transformations in the Biodegradation of Benzothiazoles by *Rhodococcus* Isolates. *Appl Environ Microbiol.* 1998 September; 64(9), pp. 3270-3274

Schriftenreihe

Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen

Unterreihe „Verkehrstechnik“

2014

V 243: Nutzen und Kosten von Verkehrsbeeinflussungsanlagen über den gesamten Lebenszyklus

Balmberger, Maibach, Schüller, Dahl, Schäfer € 17,50

V 244: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2013

Fitschen, Nordmann € 28,50

V 245: Überprüfung der Befahrbarkeit innerörtlicher Knotenpunkte mit Fahrzeugen des Schwerlastverkehrs

Friedrich, Hoffmann, Axer, Niemeier, Tengen, Adams, Santel
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 246: Auswirkungen von Lang-Lkw auf die Verkehrssicherheit in Einfahrten auf Autobahnen

Kathmann, Roggendorf, Kemper, Baier
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 247: Befahrbarkeit plangleicher Knotenpunkte mit Lang-Lkw

Lippold, Schemmel
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 248: Verkehrsnachfragewirkungen von Lang-Lkw – Grundlagentermittlung

Burg, Röhling
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

2015

V 249: Auswirkungen von Querschnittsgestaltung und längsgerichteten Markierungen auf das Fahrverhalten auf Landstraßen

Schlag, Voigt, Lippold, Enzfelder
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 250: Befahrbarkeit spezieller Verkehrsanlagen auf Autobahnen mit Lang-Lkw

Lippold, Schemmel
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 251: Einsatzbereiche und Einsatzgrenzen von Straßenumgestaltungen nach dem „Shared Space“-Gedanken

Baier, Engelen, Klemps-Kohnen, Reinartz € 18,50

V 252: Standortkataster für Lärmschutzanlagen mit Ertragsprognose für potenzielle Photovoltaik-Anwendungen

Gündra, Barron, Henrichs, Jäger, Höfle, Marx, Peters, Reimer, Zipf € 15,00

V 253: Auswirkungen von Lang-Lkw auf die Sicherheit und den Ablauf des Verkehrs in Arbeitsstellen

Baier, Kemper
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 254: Beanspruchung der Straßeninfrastruktur durch Lang-Lkw

Wellner, Uhlig
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 255: Überholen und Räumen – Auswirkungen auf Verkehrssicherheit und Verkehrsablauf durch Lang-Lkw

Zimmermann, Riffel, Roos
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 256: Grundlagen für die Einbeziehung der sonstigen Anlagenteile von Straßen in die systematische Straßenerhaltung als Voraussetzung eines umfassenden Asset Managements

Zander, Birbaum, Schmidt
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 257: Führung des Radverkehrs im Mischverkehr auf innerörtlichen Hauptverkehrsstraßen

Ohm, Fiedler, Zimmermann, Kraxenberger, Maier Hantschel, Otto € 18,00

V 258: Regionalisierte Erfassung von Straßenwetter-Daten

Holldorb, Streich, Uhlig, Schäufele € 18,00

V 259: Berücksichtigung des Schwerverkehrs bei der Modellierung des Verkehrsablaufs an planfreien Knotenpunkten

Geistefeldt, Sievers
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 260: Berechnung der optimalen Streudichte im Straßenwinterdienst

Hausmann € 15,50

V 261: Nutzung von Radwegen in Gegenrichtung – Sicherheitsverbesserungen

Alrutz, Bohle, Busek € 16,50

V 262: Verkehrstechnische Optimierung des Linksabbiegens vom nachgeordneten Straßennetz auf die Autobahn zur Vermeidung von Falschfahrten

Maier, Pohle, Schmotz, Nirschl, Erbsmehl € 16,00

V 263: Verkehrstechnische Bemessung von Landstraßen – Weiterentwicklung der Verfahren

Weiser, Jäger, Riedl, Weiser, Lohoff € 16,50

V 264: Qualitätsstufenkonzepte zur anlagenübergreifenden Bewertung des Verkehrsablaufs auf Außerortsstraßen

Weiser, Jäger, Riedl, Weiser, Lohoff € 17,00

V 265: Entwurfstechnische Empfehlungen für Autobahntunnelstrecken

Bark, Kutschera, Resnikow, Baier, Schuckließ
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 266: Verfahren zur Bewertung der Verkehrs- und Angebotsqualität von Hauptverkehrsstraßen

Baier, Hartkopf € 14,50

V 267: Analyse der Einflüsse von zusätzlichen Textanzeigen im Bereich von Streckenbeeinflussungsanlagen

Hartz, Saighani, Eng, Deml, Barby
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 268: Motorradunfälle – Einflussfaktoren der Verkehrsinfrastruktur

Hegewald, Fürneisen, Tautz
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

2016

V 269: Identifikation von unfallauffälligen Stellen motorisierter Zweiradfahrer innerhalb geschlossener Ortschaften

Pohle, Maier € 16,50

- V 270: Analyse der Auswirkungen des Klimawandels auf den Straßenbetriebsdienst (KliBet)
Holldorb, Rumpel, Biberach, Gerstengarbe, Österle, Hoffmann € 17,50
- V 271: Verfahren zur Berücksichtigung von Nachhaltigkeitskriterien bei der Ausschreibung von Elementen der Straßeninfrastruktur
Offergeld, Funke, Eschenbruch, Fandrey, Röwekamp
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 272: Einsatzkriterien für Baubetriebsformen
Göttgens, Kemper, Volkenhoff, Oeser, Geistefeldt, Hohmann € 16,00
- V 273: Autobahnverzeichnis 2016
Kühnen € 25,50
- V 274: Liegedauer von Tausalzen auf Landstraßen
Schulz, Zimmermann, Roos € 18,00
- V 275: Modellversuch für ein effizientes Störfallmanagement auf Bundesautobahnen
Grah, Skottke
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 276: Psychologische Wirkung von Arbeitsstellen auf die Verkehrsteilnehmer
Petzoldt, Mair, Krems, Roßner, Bullinger € 30,50
- V 277: Verkehrssicherheit in Einfahrten auf Autobahnen
Kathmann, Roggendorf, Scotti
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 278: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2014
Fitschen, Nordmann € 30,50
- V 279: HBS-konforme Simulation des Verkehrsablaufs auf Autobahnen
Geistefeldt, Giuliani, Busch, Schendzielorz, Haug, Vortisch, Leyn, Trapp € 23,00
- V 286: Telematisch gesteuertes Kompaktparken – Grundlagen und Entwicklung
Kleine, Lehmann € 16,50
- V 287: Werkzeuge zur Durchführung des Bestandsaudits und einer erweiterten Streckenkontrolle
Bark, Kutschera, Resnikow, Follmann, Biederbick € 21,50
- V 288: Überholungen von Lang-Lkw - Auswirkungen auf die Verkehrssicherheit und den Verkehrsablauf
Roos, Zimmermann, Köhler
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 289: Verkehrsqualität an verkehrabhängig gesteuerten und koordinierten Lichtsignalanlagen
Geistefeldt, Giuliani, Vieten, Dias Pais in Vorbereitung
- V 290: Fahrleistungserhebung 2014 – Inländerfahrleistung
Bäumer, Hautzinger, Pfeiffer, Stock, Lenz, Kuhnimhof, Köhler € 19,00
- V 291: Fahrleistungserhebung 2014 – Inlandsfahrleistung und Unfallrisiko
Bäumer, Hautzinger, Pfeiffer, Stock, Lenz, Kuhnimhof, Köhler € 18,50
- V 292: Verkehrsnachfragewirkungen von Lang-Lkw
Burg, Schrempp, Röhling, Klaas-Wissing, Schreiner
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 293: Ermittlung der geeigneten Verkehrsnachfrage als Bemessungsgrundlage von Straßen
Geistefeldt, Hohmann, Estel
Unterauftragnehmer: Manz € 17,50
- V 294: Wirtschaftlichkeitsbewertung besonderer Parkverfahren zur Lkw-Parkkapazitätserhöhung an BAB
Maibach, Tacke, Kießig € 15,50
- V 295: Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss
Grotehusmann, Lambert, Fuchs, Graf € 16,50

2017

- V 280: Demografischer Wandel im Straßenbetriebsdienst – Analyse der möglichen Auswirkungen und Entwicklung von Lösungsstrategien
Pollack, Schulz-Ruckriegel € 15,50
- V 281: Entwicklung von Maßnahmen gegen Unfallhäufungsstellen – Weiterentwicklung der Verfahren
Maier, Berger, Kollmus € 17,50
- V 282: Aktualisierung des Überholmodells auf Landstraßen
Lippold, Veters, Steinert € 19,50
- V 283: Bewertungsmodelle für die Verkehrssicherheit von Autobahnen und von Landstraßenknotenpunkten
Bark, Krähling, Kutschera, Baier, Baier, Klemps-Kohnen, Schuckließ, Maier, Berger € 19,50
- V 284: Berücksichtigung des Schwerverkehrs bei der Modellierung des Verkehrsablaufs an planfreien Knotenpunkten
Geistefeldt, Sievers
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 285: Praxisgerechte Anforderungen an Tausalz
Kamptner, Thümmeler, Ohmann
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

Fordern Sie auch unser kostenloses Gesamtverzeichnis aller lieferbaren Titel an! Dieses sowie alle Titel der Schriftenreihe können Sie unter der folgenden Adresse bestellen:

Fachverlag NW in der Carl Schünemann Verlag GmbH
Zweite Schlachtpforte 7 · 28195 Bremen
Tel. +(0)421/3 69 03-53 · Fax +(0)421/3 69 03-63

Alternativ können Sie alle lieferbaren Titel auch auf unserer Website finden und bestellen.

www.schuenemann-verlag.de