



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Strassen ASTRA

DOKUMENTATION

ENTSORGUNG FESTER SCHADSTOFFE AUS DER STRASSENENTWÄSSERUNG

Forschungsbericht

*Ausgabe 2025 V1.01
ASTRA 88018*

Impressum

Autoren / Arbeitsgruppe

Marguerite Trocmé	ASTRA, N-SSI, Vorsitz
Urs Nyfeler	BFH, IIU
Fabien Waridel	BFH, IIU
Katharina Schwarz-Platzer	BFH, IIU
Michele Steiner	BFH, IIU, Leitung
Elmar Scheiwiller	GE I

Originalsprache

Deutsch

Herausgeber

Bundesamt für Strassen ASTRA
Abteilung Strassennetze N
Standards und Sicherheit der Infrastruktur SSI
3003 Bern

Bezugsquelle

Das Dokument kann kostenlos von www.astra.admin.ch heruntergeladen werden.

© ASTRA 2025

Abdruck - ausser für kommerzielle Nutzung - unter Angabe der Quelle gestattet.

Inhaltsverzeichnis

Impressum	2
Zusammenfassung	5
Résumé	6
Sintesi.....	7
1 Einleitung	9
1.1 Zweck	9
1.2 Adressatinnen und Adressaten	9
1.3 Inkrafttreten und Änderungen	9
2 Strassenentwässerung - Entsorgung fester Schadstoffe.....	10
2.1 Ausgangslage, Ziele und Fragestellung	10
2.2 Strassenabwasserbehandlung bei Hochleistungsstrassen	11
2.2.1 Schadstoffe im Strassenabwasser.....	11
2.2.2 Relevante SABA-Typen, Vergleich zu Schlammssammlern	11
2.3 Klassierung der Schadstoffgehalte	12
3 Methodik.....	13
3.1 Untersuchte SABA	13
3.1.1 Ausgewählte Behandlungsverfahren	13
3.1.2 Standorte	13
3.1.3 Untersuchte SABA	13
3.2 Probenahme	15
3.2.1 Zeitlicher Ablauf	15
3.2.2 Ölabscheider, Absetzbecken	15
3.2.3 Bewachsene Sandfilter, Splitt-Kiesfilter	15
3.3 Analytik und Parameter	16
3.4 Vergleich mit anderen Messungen.....	17
4 Ergebnisse	18
4.1 Optischer Vergleich der Schlämme und Deckschichten	18
4.2 Variabilität der Sammelproben	19
4.3 Schadstoffgehalte	20
4.3.1 Vergleich der Schadstoffgehalte in Schlämmen und Deckschichten.....	20
4.3.2 Einfluss der Dimensionierung bei bewachsenen Sandfiltern	21
4.4 Korrelation der Schadstoffe.....	21
4.5 Beurteilung Anhand der VVEA-Grenzwerte.....	22
4.6 Vergleich Untersuchungen im Auftrag des BAFU	23
4.7 Vergleich der Entsorgung mit Strassenschlämmen	23
4.7.1 Schlämme von Absetzbecken	23
4.7.2 Deckschichten bewachsener Sandfilter und von Splitt-Kiesfiltern	24
5 Folgerungen.....	25
Anhänge	27
Glossar	37
Literaturverzeichnis	38
Auflistung der Änderungen.....	39

Zusammenfassung

Bei der Strassenabwasserbehandlung fallen Schlämme von Absetzbecken und Filterschichten, die sich auf Oberflächen von Retentionsfilterbecken bilden, an. Diese sind zu entsorgen oder wiederzuverwerten.

Die Verwertung von Schlämmen von Schlamm Sammlern wird in der BAFU-Publikation «Stand der Technik: Behandlung von Strassensammlerschlämmen und -wischgut» thematisiert. Die vorliegende Dokumentation ergänzt diese BAFU-Publikation, indem die Schadstoffbelastung von Schlämmen aus Absetzbecken und diesen oberen Filterschichten untersucht werden. Damit ist ein Vergleich mit der Verwertung der Strassensammlerschlämme gemäss der BAFU-Publikation möglich.

Zu diesem Zweck wurden bei diesen Feststoffen der totale organische Kohlenstoff (TOC), Kupfer, Zink, Kohlenwasserstoffe (KW-Index) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) analysiert, mit folgenden Ergebnissen: Schlämme von hydraulisch stark belasteten Absetzbecken (Vorbehandlung) waren am wenigsten, und Schlämme aus Absetzbecken zur Hauptbehandlung waren am stärksten mit diesen Schadstoffen belastet. Die Schadstoffbelastung der oberen Filterschichten von Sandfiltern und von Splitt-Kiesfiltern lag zwischen den Schlämmen beider Absetzbeckentypen.

Insgesamt betrachtet sind die Schadstoffgehalte der Schlämme von Absetzbecken und den oberen Filterschichten vergleichbar mit den Angaben im Grundlagenbericht im Auftrag des BAFU zur Untersuchung der Schadstoffbelastung von Strassensammlerschlämmen.

Somit können Schlämme und obere Filterschichten aus Strassenabwasserbehandlungsanlagen (SABA) vergleichbar mit den in der BAFU-Publikation genannten Strassensammlerschlämmen entsorgt und aufbereitet werden. Bei den oberen Filterschichten bewachsener Sandfilter sind alternative Entsorgungsmöglichkeiten zu prüfen.

Die Ergebnisse zeigen zudem, dass der Analyseaufwand vor der Aufbereitung künftig reduziert werden kann, denn die Schlämme und Sekundärfilterschichten haben eine jeweils vergleichbare Zusammensetzung. Falls Analysen durchgeführt werden sollen, können sie sich auf den KW-Index oder Zink beschränken.

Résumé

Le traitement des eaux de chaussée produit des boues provenant des bassins de décantation et des couches filtrantes qui se forment sur la surface des bassins de rétention. Elles doivent être éliminées ou recyclées.

La valorisation des boues des avaloirs-puisards est abordée dans la publication de l'OFEV « Etat de la technique : traitement des boues et des matériaux d'essuyage des collecteurs routiers ». La présente documentation complète cette publication de l'OFEV en examinant la charge en polluants des boues provenant des bassins de décantation et des couches supérieures de filtration. Il est ainsi possible d'établir une comparaison avec la valorisation des boues des avaloirs-puisards selon la publication de l'OFEV.

A cet effet, le carbone organique total (TOC), le cuivre, le zinc, les hydrocarbures (indice KW) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été analysés dans ces matières, avec les résultats suivants : les boues provenant de bassins de décantation à forte charge hydraulique (prétraitement) étaient les moins chargées en ces polluants, et les boues provenant de bassins de décantation comme traitement principal étaient les plus chargées. La charge en polluants des couches filtrantes supérieures des filtres à sable et des filtres à graviers et gravillons se situait entre les boues des deux types de bassins de décantation.

Dans l'ensemble, les teneurs en polluants des boues des bassins de décantation et des couches filtrantes supérieures sont comparables aux données du rapport de base commandé par l'OFEV pour étudier la charge en polluants des boues des puisards routiers.

Ainsi, les boues et les couches filtrantes supérieures des installations de traitement des eaux usées routières (STEP) peuvent être éliminées et traitées de manière comparable aux boues de collecteurs routiers mentionnées dans la publication de l'OFEV. Pour les couches filtrantes supérieures des filtres à sable surveillés, il convient d'examiner d'autres possibilités d'élimination.

Les résultats montrent en outre que le travail d'analyse avant le traitement peut être réduit à l'avenir, car les boues et les couches filtrantes secondaires ont toutes une composition comparable. Si des analyses doivent être effectuées, elles peuvent se limiter à l'indice KW ou au zinc.

Sintesi

I fanghi prodotti dal trattamento delle acque di scarico stradali nelle vasche di sedimentazione e negli strati filtranti si depositano sulla superficie dei bacini di ritenzione e devono successivamente essere smaltiti o recuperati.

La valorizzazione del materiale fangoso contenuto nei pozzetti di decantazione è trattata nella pubblicazione dell'Ufficio federale dell'ambiente «Stand der Technik: Behandlung von Strassensammlerschlämmen und -wischgut» sulle attuali tecniche di trattamento di fanghi e altri rifiuti stradali. Il presente documento, integrativo al lavoro dell'UFAM, ha lo scopo di esaminare il carico inquinante dei fanghi raccolti consentendo un raffronto con la procedura descritta nella citata guida attuativa.

A tal fine, è stata analizzata la presenza di carbonio organico totale (COT), rame, zinco, idrocarburi (indice HC) e idrocarburi aromatici policiclici (IPA) nei sedimenti, giungendo alle seguenti conclusioni: i fanghi provenienti da vasche di sedimentazione con carico idraulico elevato (pretrattamento) risultano essere i meno contaminati, mentre all'estremo opposto si situano quelli derivanti da vasche per il trattamento principale. Il carico inquinante degli strati filtranti superiori a sabbia oppure a ghiaia e pietrisco si colloca nel mezzo tra queste due tipologie.

Nel complesso, i livelli di sostanze nocive contenute nei fanghi provenienti dalle vasche di sedimentazione e dagli strati filtranti sono paragonabili ai valori riportati nel rapporto di base commissionato dall'UFAM.

Pertanto, i fanghi e gli strati filtranti superiori degli impianti di trattamento delle acque reflue stradali (SABA) possono essere smaltiti e recuperati in modo analogo ai fanghi dei pozzetti stradali menzionati nella pubblicazione dell'UFAM. Per quanto riguarda gli strati filtranti superiori dei filtri a sabbia vegetati, occorre esaminare opzioni di smaltimento alternative.

I risultati evidenziano inoltre la possibilità di ridurre il lavoro di analisi pre-trattamento, in quanto la composizione dei fanghi e degli strati filtranti secondari è simile. Laddove necessarie, le analisi potranno essere limitate all'indice HC o allo zinco.

1 Einleitung

1.1 Zweck

Diese Dokumentation ergänzt die ASTRA Richtlinie 18005 Strassenabwasserbehandlung an Nationalstrassen [3] bzw. Kapitel 7.3 Entsorgung sowie die BAFU-Publikation zur Behandlung von Strassensammlerschlämmen und Strassenwischgut [5]. Der Zweck ist es, die Schadstoffbelastung von Schlämmen aus Absetzbecken von Strassenabwasserbehandlungsanlagen (SABA) sowie von oberen Filterschichten, die sich auf der Oberfläche von Retentionsfilterbecken von SABA bilden, zu bestimmen. Der Vergleich mit der BAFU-Publikation ermöglicht es, die Wiederverwertung und Entsorgungswege zu klären.

1.2 Adressatinnen und Adressaten

Mit dieser Dokumentation werden Fachspezialisten im Bereich der Strassenabwasserbehandlung und des Gewässerschutzes, Erhaltungsplaner sowie Verantwortliche für den betrieblichen Unterhalt angesprochen.

1.3 Inkrafttreten und Änderungen

Dieses Dokument tritt am 27.02.2025 in Kraft. Die Auflistung der Änderungen ist auf Seite 39 dokumentiert.

2 Strassenentwässerung - Entsorgung fester Schadstoffe

2.1 Ausgangslage, Ziele und Fragestellung

Bei der Behandlung von Strassenabwasser der Hochleistungsstrassen (HLS) in Strassenabwasser-Behandlungsanlagen (SABA) entstehen feste Schadstoffe, namentlich Schlämme aus Absetzbecken und obere Filterschichten beziehungsweise Deckschichten, die sich auf der Oberfläche von Retentionsfilterbecken (RFB) bilden (Abb. 2.1). Die fachgerechte Entsorgung der Schlämme ist Teil des betrieblichen Unterhalts, thematisiert in Kapitel 7 der Richtlinie 18005 des ASTRA «Strassenabwasserbehandlung an Nationalstrassen» [3].

Die heute empfohlenen SABA-Typen sind in der Richtlinie 18005 beschrieben [3]. Damit steht fest, dass künftig vor allem mit Schlämmen aus Absetzbecken und oberen Filterschichten beziehungsweise Deckschichten von Sandfiltern, die mit Schilf bewachsen sind, zu rechnen ist. Vereinzelt werden auch Deckschichten von Retentionsfilterbecken mit Splitt-Kiesfiltern zu entsorgen sein.

Diese Deckschichten unterscheiden sich bezüglich der Zusammensetzung der Feinanteile und den organischen Stoffen deutlich von den Materialien des Filterkörpers wie beispielsweise von Filtersand. Deshalb muss deren Aufbereitung, Verwertung und Entsorgung separat von den Filtermaterialien untersucht werden.

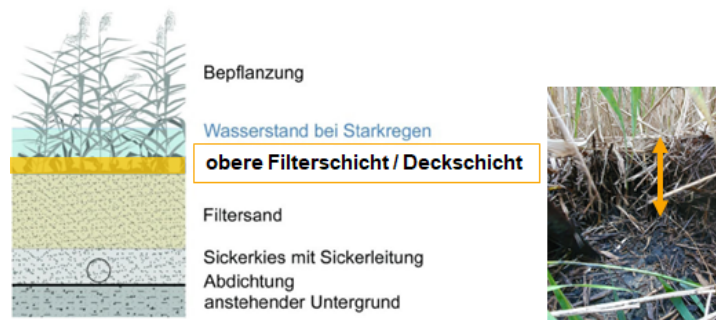


Abb. 2.1 Schematische Darstellung und Foto der oberen Filterschicht/Deckschicht auf der Oberfläche eines mit Schilf bewachsenen Sandfilters.

Zwar existieren vereinzelt Schadstoffanalysen solcher Schlämme und Deckschichten, jedoch keine umfassende Übersicht. Damit sind keine Vergleiche der Schadstoffgehalte unterschiedlicher Schlämme und Deckschichten untereinander sowie mit der Schadstoffzusammensetzung von Strassensammlerschlämmen möglich.

Auch Strassensammlerschlämme weisen hohe Schadstoffkonzentrationen auf, wie sie unter anderem im Rahmen einer Studie des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) festgestellt wurden [5]. Die auf dieser Studie basierende Dokumentation zum Stand der Technik für Anlagen zur Aufbereitung von Strassensammlerschlämmen und Strassenwischgut [5] zeigt, wie solche Schlämme in dafür spezialisierten Anlagen aufbereitet werden müssen.

Im Kern einer solchen Aufbereitung geht es darum, die nutzbaren Fraktionen, also die mineralischen Anteile, abzutrennen und – sofern es die Schadstoffbelastung zulässt, zu verwerten. Die Untersuchung der Strassensammlerschlämme und von Strassenwischgut in der genannten Studie des BAFU basierten auf der Analyse der Schadstoffkonzentrationen von Schwermetallen, Kohlenwasserstoffen (KW) und Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK).

Das Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Vergleichbarkeit der Schlämme und Deckschichten Retentionsfilterbecken von SABA der Hochleistungsstrassen mit Schlamm-

sammlerschlämmen gemäss der BAFU-Dokumentation zu untersuchen. Damit kann beurteilt werden, ob diese entsprechend ähnlich aufbereitet und entsorgt werden können.

Dazu werden im Rahmen dieser Studie folgende Fragen beantwortet:

- Welche Schadstoffzusammensetzung haben Schlämme von Absetzbecken sowie Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern und mit Schilf bewachsenen Sandfiltern?
- Sind die Schadstoffgehalte verfahrenstypisch?
- Ist die Schadstoffzusammensetzung vergleichbar mit Strassensammlerschlämmen gemäss der Studie des BAFU?
- Können Schlämme und Deckschichten vergleichbar mit Strassensammlerschlämgen aufbereitet und entsorgt werden? Wie hoch ist die Wiederverwertbarkeit der Fraktionen?

Der Schwerpunkt dieser Studie wurde auf der Probenahme und der Bestimmung der Schadstoffgehalte von Schlämmen aus diversen Absetzbecken und von Deckschichten von mit bewachsenen Sandfiltern und Splitt-Kiesfiltern gelegt.

2.2 Strassenabwasserbehandlung bei Hochleistungsstrassen

2.2.1 Schadstoffe im Strassenabwasser

Im Strassenabwasser sind zahlreiche Schadstoffe enthalten, dazu zählen [3]:

- Partikuläre Stoffe generell: Reifenabrieb, Fahrbahnabrieb und weitere
- Schwermetalle: Kupfer, Zink, Antimon und weitere
- Kohlenwasserstoffe, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- Gelöste organische Stoffe aus Reifenabrieb

Ein wesentlicher Teil dieser Schadstoffe ist partikulär oder an Partikel adsorbiert und wird in SABA abhängig vom Behandlungsverfahren unterschiedlich gut im Schlamm von Ölabscheidern oder Absetzbecken oder in Deckschichten von Retentionsfilterbecken zurückgehalten [4]. Deshalb sind Schlämme und Deckschichten stark mit diesen Schadstoffen belastet. Auch verkehrsfremde Stoffe wie Blätter, Zigarettenstummel, Blütenstaub, Feinstaub und durch Trockendeposition abgelagerte Partikel gelangen ins Strassenabwasser.

2.2.2 Relevante SABA-Typen, Vergleich zu Schlammssammlern

In der Richtlinie Strassenentwässerung an Nationalstrassen [3] werden folgende Behandlungsverfahren, abhängig von der Behandlungsanforderung, empfohlen:

- Anforderung «Erleichtert»: Absetzbecken im Dauerstau
- Anforderung «Standard»: Splitt-Kiesfilter
- Anforderung «Erhöht»: Mit Schilf bewachsener Sandfilter

Künftig werden Absetzbecken, entweder als Vorbehandlung oder Hauptbehandlung und der mit Schilf bewachsene Sandfilter massgebend sein, weshalb der Fokus der Untersuchungen auf diesen beiden SABA-Typen liegt. Splitt-Kiesfilter werden vergleichsweise selten projektiert, sind aber dennoch in geringer Zahl vorhanden.

Die Vergleichbarkeit von Schlämmen aus Schlammssammlern mit Schlämmen aus Absetzbecken und mit Deckschichten bewachsener Sandfilter und Splitt-Kiesfiltern basiert auf der Verfahrenstechnik. Schlammssammler sind dafür ausgelegt, die anschliessende Kanalisation vor übermässigen Ablagerungen aus Sand, gröberen Partikeln oder von Blättern zu bewahren. Dies reduziert den Unterhaltsaufwand. Zudem wird mit einem Tauchbogen im Fall von Havarien ein gewisser Rückhalt von Mineralölstoffen gewährleistet.

Die Zielsetzung von SABA ist die Behandlung von Strassenabwasser vor der Einleitung in einen Vorfluter oder der Versickerung im Untergrund. Dabei soll typenabhängig ein maxi-

maler Schadstoffrückhalt gewährleistet werden. Zum besseren Schlammrückhalt in Absetzbecken ist die Aufenthaltszeit im Vergleich zu Schlammssammlern höher und beim mit Schilf bewachsenen Sandfilter wird die Zusammensetzung der Deckschicht durch die Zersetzung des Schilfs beeinflusst.

Damit stellt sich die Frage, ob und wie stark sich die Schadstoffkonzentrationen in Schlämmen und Deckschichten von SABA im Vergleich zu Strassensammlerschlämmen unterscheiden und ob dies die Aufbereitung und die Entsorgungswege beeinflusst.

2.3 Klassierung der Schadstoffgehalte

Die Entsorgung und Wiederverwertung belasteter Materialien ist in der Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (VVEA [2]) und in der Verordnung über den Verkehr mit Abfällen (VeVA, [10]) festgelegt. Dazu zählen Schlämme aus Schlammssammlern und Strassenwischgut ([2], Artikel 22)).

Heute werden Schlämme von Schlammssammlern, Strassenwischgut sowie Schlämme von Absetzbecken und Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern in spezielle Aufbereitungsanlagen geliefert. Solche Anlagen gewinnen Kies und Sand zurück und reduzieren mit unterschiedlichen verfahrenstechnischen Schritten das Volumen der zu verbrennenden oder schliesslich in Deponien zu entsorgenden Stoffen [3].

In der Schweiz sind einige solcher Aufbereitungsanlagen in Betrieb. Zum Stand der Technik dieser Anlagen wird in der BAFU-Dokumentation «Behandlung von Strassensammlerschlämmen und Strassenwischgut - Stand der Technik», verwiesen [6]. Ebenso ist eine Dokumentation zum Stand der Technik betreffend Aufbereitung von belastetem Aushub- und Bodenmaterial in der Vernehmlassung [6].

In Tab. 2.1 sind die Grenzwerte für Typ A-, Typ B- und Typ E-Deponien sowie für Sonderabfälle gemäss [2] für die massgebenden Parameter angegeben, zusammen mit den wichtigsten Verschmutzungsquellen im Strassenabwasser. Materialien, welche den Grenzwert für unverschmutztes Material "A" unterschreiten, können in einer Deponie Typ A abgelagert werden. Werden die Werte für wenig verschmutztes Material "B" unterschritten, entspricht dies der Ablagerung in einer Deponie für Inertstoffabfälle (Typ B). Für stark verschmutztes Material, entsprechend Deponietyp E, und für Sonderabfälle, die aus mit gefährlichen Stoffen verunreinigten Materialien bestehen, sind die VVEA-Grenzwerte ebenfalls angegeben.

Tab. 2.1 Beurteilung der Belastung von Schlämmen gemäss VVEA. TOC400=Gesamter organischer Kohlenstoff, freigesetzt bis 400°C, Kupfer, Zink: Totale Gehalte, KW=Aliphatische Kohlenwasserstoffe. PAK=Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.

Parameter	Quelle	Referenzwert					Einheit
		Typ A Anhang 3 Ziff. 1	Anhang 3 Ziff. 2	Typ B Anhang 5 Ziff. 2.3	Typ E Anhang 5 Ziff. 5.2	Sonder- abfall	
TOC400	Reifenabrieb, organische Materialien (Blätter etc.)	0	1	2	5	>5	%TS
Kupfer	Bremsbeläge	40	250	500	5000	>5000	mg/kg TS
Zink	Reifenabrieb, verzinkte Oberflächen	150	500	1000	5000	>5000	mg/kg TS
KW-Index (C10-C40)	Motoröle, Kraftstoffe, Schmieröle	50	250	500	5000	>5000	mg/kg TS
Summe PAK	Abgase, Fahrbahnabrieb, Reifenabrieb	3	13	25	250	>250	mg/kg TS
Benzo(a)pyren	Verbrennung von Fahrzeugkraftstoffen, Reifenabrieb	0.3	1.5	3	10	>10	mg/kg TS

3 Methodik

3.1 Untersuchte SABA

3.1.1 Ausgewählte Behandlungsverfahren

Zur Abbildung der heutigen und künftigen Entwässerungssituation wurden für diese Studie Schlämme und Deckschichten folgender Behandlungsverfahren untersucht:

- Bisherige Ölabscheider, Absetzbecken Vorbehandlung: hydraulisch stark belastet
- Absetzbecken Hauptbehandlung, Stapelbecken: hydraulisch schwach belastet
- Splitt-Kiesfilter
- Mit Schilf bewachsene Sandfilter

3.1.2 Standorte

Zur Berücksichtigung unterschiedlicher Entwässerungssituationen und Verkehrsbelastungen wurde auf eine breite räumliche Verteilung der zu untersuchenden SABA an unterschiedlichen Hochleistungsstrassen geachtet. Die Standorte sind in Abb. 3.1 dargestellt und erstrecken sich auf drei Gebietseinheiten (I, VII, VIII). Dies ist wichtig, damit Unterschiede beim Unterhalt der SABA integriert sind.

Die Arbeitsgruppe bedankt sich an dieser Stelle bei den Gebietseinheiten und bei den ASTRA Filialen Thun, Winterthur und Zofingen und beim BAFU für die Zusammenarbeit.

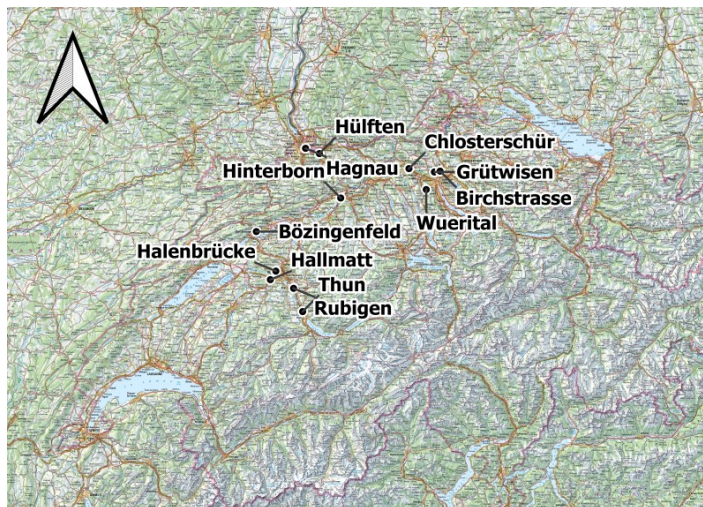


Abb. 3.1 Standorte der untersuchten SABA verteilt auf unterschiedliche Hochleistungsstrassen und Gebietseinheiten.

3.1.3 Untersuchte SABA

Für diese Studie wurden die vier betrachteten Behandlungsverfahren an zwölf SABA untersucht (Tab. 3.1). Der mit Schilf bewachsene Sandfilter wurde mit sechs SABA am Stärksten gewichtet, da dieser SABA-Typ künftig vermehrt eingesetzt werden wird und damit Auswirkungen unterschiedlicher Faktoren berücksichtigt werden konnten. Dazu zählen die unterschiedliche Gestaltung der SABA, Dimensionierungen von Retentionsfilterbecken sowie unterschiedliche Standzeiten der Deckschichten, und damit deren Alterungsprozess. Letzteres ist angesichts der Prozesse in der Deckschicht, wozu der biologische Abbau des Schilfs zählt, wichtig.

Die vier untersuchten Splitt-Kiesfilter haben ebenfalls eine unterschiedliche Betriebsdauer. Angesichts der periodischen Entsorgung der sich bildenden Deckschicht ist das Datum der Inbetriebnahme im Vergleich zu den bewachsenen Sandfiltern jedoch weniger massgebend. Einer der untersuchten Splitt-Kiesfilter wird horizontal durchflossen (Chlosterschür) und dient nach dem Absetzbecken als zusätzliche Vorbehandlung.

Tab. 3.1 Untersuchte SABA gemäss Behandlungstyp. (*) Horizontaler Splitt-Kiesfilter.

Bewachsene Sandfilter (6 SABA)	Splitt-Kies Filter (4 SABA)	Absetzbecken hydr. gering belastet (4 SABA)	Absetzbecken hydr. hoch belastet (4 SABA)
Bözingenfeld	Hallmatt	Chlosterschür	Halenbrücke
Rubigen	Hagnau	Halenbrücke Grobabscheider	Halenbrücke Schlammbecken
Birchstrasse	Hülften	Halenbrücke Sandfang	Hinterborn
Grütswen	Chlosterschür (*)	Thun Nord	Wüerital
Wüerital			
Chlosterschür			

Es wurden vier Absetzbecken beziehungsweise Ölabscheider, die zur Vorbehandlung vor technischen SABA oder bewachsenen Sandfiltern eingesetzt werden, untersucht. Solche Absetzbecken sind hydraulisch hoch belastet und unterschiedlich gestaltet. Je kleiner sie dimensioniert sind und je ungünstiger die Durchströmung ist, desto schlechter werden Feinpartikel zurückgehalten, was die Schadstoffgehalte im Schlamm reduziert.

Hydraulisch gering belastete Absetzbecken des Typs Hauptbehandlung wurden bei vier SABA untersucht. Zwei Absetzbecken, Wüerital und Hinterborn, entsprechen der heutigen Dimensionierung. Das Absetzbecken Halenbrücke dient als Retentionsbecken und das Schlammstapelbecken der SABA Halenbrücke ist hydraulisch ebenfalls gering belastet. Bei solchen Absetzbecken ist die Absetzdauer für Partikel länger als bei hydraulisch hoch belasteten Becken: Je länger die Absetzdauer, desto besser die Abscheidewirkung für Feinpartikel.

Je nach Konzeption der SABA konnten bei einer SABA die Schlämme oder Deckschichten mehrerer Verfahrenstypen untersucht werden (Tab. 3.2). Dies betrifft beispielsweise die SABA Chlosterschür, bei welcher das Absetzbecken, der horizontale Splitt-Kiesfilter und der mit Schilf bewachsene Sandfilter untersucht wurden.

Tab. 3.2 Untersuchte SABA gemäss Behandlungstyp. (*) horizontaler Splitt-Kiesfilter. ASB=Absetzbecken, hydr.=hydraulisch.

SABA	Behandlungsverfahren				Fläche RFB pro Fläche EZG	Inbetriebnahme
	ASB hydr. hoch	ASB hydr. gering	Splitt-Kiesfilter	Sandfilter bewachsen	[m²/ha]	Jahr
Bözingenfeld				X	-	2017
Halenbrücke	X	2 X			1	2015
Thun Nord	X				304	2011
Rubigen				X	-	2019
Hallmatt			X		178	2009
Hinterborn		X			-	2017
Wüerital	X	X		X	98	2009
Birchstrasse				X	181	2018
Grütswen				X	250	2018
Hagnau			X		120	2006
Chlosterschür	X		X	X	115	2009
Hülften			X		-	2013

3.2 Probenahme

3.2.1 Zeitlicher Ablauf

Die Proben wurden an drei Tagen genommen, und zwar am 25. September, am 10. Oktober und am 30. Oktober im Jahr 2023. Für die Probenahme bei den Splitt-Kiesfiltern und den bewachsenen Sandfiltern war es notwendig, dass einige Tage zuvor kein Regen gefallen war und die Deckschichten abtrocknen konnten. Dies war insbesondere bei den bewachsenen Sandfiltern entscheidend, denn bei der Probenahme bei feuchter Deckschicht ist die Sichtbarkeit der Grenze zur Oberfläche des Sandfilters erschwert, was zur Beeinflussung der Probe führt. Ebenso ist die Begehung des RFB erschwert.

Bei den Absetzbecken wurden die Probenahmen mit den jährlichen Unterhaltsintervallen der Becken koordiniert. Dies war die Voraussetzung dafür, dass die Probenahme direkt in der Schlammschicht erfolgen konnte, welche nach Abpumpen des überstehenden Wassers zugänglich war. Bei der SABA Wüerital erfolgte die Probenahme im gefüllten Absetzbecken.

3.2.2 Ölabscheider, Absetzbecken

Die Schlammproben wurden jeweils von der Sohle der leer gepumpten Absetzbecken vor der Reinigung der Becken an unterschiedlichen Stellen der Schlammschicht genommen, woraus anschliessend eine Sammelprobe hergestellt wurde. Dies ist in Abb. 3.2 beispielhaft für den Behandlungstyp Absetzbecken als Hauptbehandlung der SABA Hinterborn dargestellt (hydraulisch gering belastet).



Abb. 3.2 Von Klarwasser leer gepumptes Absetzbecken der SABA Hinterborn (links), Sammelprobe aus fünf Einzelprobenahmen von der Sohle des Absetzbeckens, voraus eine Menge von 1 kg zur Analyse geschickt wurde.

3.2.3 Bewachsene Sandfilter, Splitt-Kiesfilter

Die Probenahme der Deckschicht bewachsener Sandfilter war im Vergleich zu den Schlämmen bedingt durch den Bewuchs aufwändiger. Bei der Probenahme wurde die Deckschicht an der gewünschten Stelle nach dem Entfernen des Schilfs mit einem Spaten bis zur Sandoberfläche abgetragen (Abb. 3.3, Abb. 3.4) und in einen weissen Kübel abgefüllt. Dabei wurde darauf geachtet, dass möglichst kein Sand entnommen wurde.

Der Heterogenität der Deckschichten wurde Rechnung getragen, indem ähnlich wie bei den Schlammproben jeweils eine Sammelprobe hergestellt wurde. Diese bestand aus drei Einzelproben, welche im Umkreis von 1 bis 2 Metern vom Probenahmestandort genommen wurden. Diese wurden in einen Kübel gegeben und von Hand kräftig mit einer Handschaukel durchmischt.



Abb. 3.3 Probenahme der Deckschicht des bewachsenen Sandfilters der SABA Rubigen.

Zur Überprüfung der Heterogenität der Sammelproben wurde bei den ersten beiden Probenahmetagen von jeder Sammelprobe zwei Einzelproben genommen und separat analysiert. Da die Ergebnisse jeweils beider Analysen vergleichbar waren, wurde bei den beprobten SABA am dritten Tag auf zwei Analysen pro Sammelprobe verzichtet. Sammelproben mit zwei Analysen sind in Tab. 4.1 mit der Bezeichnung (mw) nach dem Namen der SABA gekennzeichnet.

Bei den Probenahmen der Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern wurde genauso vorgegangen. Da infolge des wenige Monate vorher durchgeführten Unterhalts wenig Bewuchs vorhanden war, gestaltete sich die Probenahme vergleichsweise einfacher.



Abb. 3.4 Probenahme bei der SABA Bözingenfeld. Die Oberfläche des Sandfilters ist gut zu sehen (rechts).

3.3 Analytik und Parameter

Die Proben wurden zur Analyse an ein akkreditiertes Labor geschickt (Bachema [9]). Die Auswahl der zu analysierenden Schadstoffen richtet sich nach der VVEA (Tab. 2.1). Bei den Analysen des BAFU-Projekts wurden mit der Ausnahme von Summenparametern für die organische Belastung (TOC400) dieselben Stoffe bestimmt [5].

Der TOC400 wurde zum Vergleich der Schlämme und Deckschichten untereinander genutzt, da unklar war, ob der TOC-Gehalt bei Deckschichten bewachsener Sandfilter bedingt durch den biologischen Abbau des Schilfs im Vergleich zu Schlämmen oder Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern erhöht ist.

3.4 Vergleich mit anderen Messungen

Die Messwerte werden mit den Daten des Grundlagenberichts zum Stand der Technik zur Behandlung von Strassensammlerschlämmen und Strassenwischgut [5] und weiteren ähnlichen Untersuchungen verglichen [14] [21].

Der Vergleich erfolgt erstens aufgrund der Schadstoffzusammensetzung der Schlämme und Deckschichten anhand der in Tab. 2.1 beschriebenen Parametern. Zweitens werden Erfahrung der Gebietseinheiten bezüglich der Entsorgung hinzugezogen.

4 Ergebnisse

Die Ergebnisse sind in Tab. 4.1 zusammengestellt. Bei SABA mit dem Zusatz (mw) handelt es sich um Mittelwerte von zwei Analysen der Sammelproben. Die Daten sind in den folgenden Kapiteln gemäss den Fragestellungen ausgewertet.

Tab. 4.1 Schadstoffkonzentrationen in Schlämmen und Deckschichten

SABA / Behandlungsverfahren		TOC400	Kupfer	Zink	KW-Index	Benzo(a)p yren	PAK- Summe
		%	mg/kg TS				
Bözingen (mw)	Bewachsene Sandfilter	9.1	300	1950	1700	0.715	9.3
Rubigen (mw)		10.3	340	1500	2200	0.385	5.1
Birchstrasse (mw)		3.6	175	765	600	0.19	2.7
Grütswilen (mw)		3.6	155	625	455	0.435	5.1
Wuerital Mitte		11	350	1300	1800	0.42	5.9
Wuerital Zulauf		17	450	1800	3100	0.56	7.8
Chlosterschür Zulauf		6.4	290	1300	220	0.53	6.6
Chlosterschür Mitte		4.4	240	1000	270	0.47	6.3
Chlosterschür Ende		3.6	200	840	500	0.33	3.6
Hallmatt (mw)	Splitt-Kiesfilter	15.5	485	2600	4450	0.725	10.3
Hagnau		7.9	380	1700	1700	0.91	11
Hülften		9.6	300	1800	2500	1.1	13
Chlosterschür		5.5	220	1000	1300	0.47	5.8
Chlosterschür Absetzbecken	Absetzbecken hydraulisch hoch belastet	15.5	72	270	440	0.24	2.9
Halenbrücke Grobabscheider		7.9	84	560	1000	0.37	4.7
Halenbrücke Sandfang		9.6	57	390	720	0.31	4.3
Thun Nord		5.5	39	420	660	0.12	1.7
Wuerital	Absetzbecken hydraulisch ge- ring belastet	14	440	2000	4700	0.49	8.4
Halenbrücke Absetzbecken		12	370	1700	4800	1	13
Halenbrücke Schlamm- becken		8.5	550	2400	7600	1.4	20
Hinterborn (mw)		15	520	2400	6200	0.71	12.5

4.1 Optischer Vergleich der Schlämme und Deckschichten

Der optische Vergleich einer typischen Schlammprobe eines hydraulisch gering belasteten Absetzbeckens (Hauptbehandlung), einer Deckschicht eines Splitt-Kiesfilters sowie eines bewachsenen Sandfilters sind in Abb. 4.1 dargestellt. Der Schlamm des Absetzbeckens ist schwarz gefärbt, von pappiger, schlammiger Konsistenz und dicht. Es sind wenige Einzelbestandteile zu erkennen. Im Vergleich dazu ist die Deckschicht des Splitt-Kiesfilters weniger pappig, teilweise sind Wurzeln des unerwünschten Bewuchses zu erkennen, der vorher entfernt wurde. Durch das teilweise Austrocknen ist die Schicht weniger schlammig. Die Deckschicht des bewachsenen Sandfilters ist im Vergleich dazu weniger dicht und weniger pappig, teilweise aufgelockert und zeigt Bestandteile des abgestorbenen Schilfs, was dessen biologischen Abbau dokumentiert. Teilweise sind auch humose Bestandteile erkennbar, vor Ort auch am Geruch.

Bereits diese Feststellungen geben einen Hinweis auf die Schadstoffgehalte. Im Schlamm des Absetzbeckens sind im Vergleich zur Deckschicht des bewachsenen Sandfilters weniger unbelastete Fremdstoffe vorhanden, welche die Schadstoffgehalte herabsetzen. Dies zeigt auch die intensiv dunkle Färbung. Durch die Bestandteile des Schilfs wurde vermutet, dass der TOC-Gehalt ansteigen könnte, was jedoch nicht der Fall ist.



Abb. 4.1 Schlamm eines Absetzbeckens (links), Deckschicht eines Splitt-Kiesfilters (mittig) und Deckschicht eines bewachsenen Sandfilters (rechts).

4.2 Variabilität der Sammelproben

Zur Bestimmung der Variabilität der Schadstoffgehalte von Sammelproben wurden bei sechs Sammelproben zwei Proben analysiert, mit den Ergebnissen in Tab. 4.2. Im Allgemeinen liegt die prozentuale Abweichung beider Proben im Bereich von 10 % oder weniger. Dies ist angesichts der Heterogenität plausibel.

Die höchsten Abweichungen sind bei der SABA Rubigen mit Werten zwischen 13 % und 37 % zu verzeichnen, was auf die starke Durchwurzlung der Deckschicht mit Schilf und einem entsprechend lokal hohen organischen Anteil zurückzuführen ist. Dies zeigt, dass eine Homogenisierung der Proben gerade bei heterogener Struktur wesentlich ist und dass die Variabilität matrixbedingt ist.

Die Variabilität ist beim Vergleich mit Grenzwerten zu berücksichtigen. Bei Schlämmen von Absetzbecken beträgt sie bis zu 10 %, bei Deckschichten bewachsener Sandfilter 10 % bis 20 %. Bei Doppelbestimmung wird diese Unsicherheit reduziert, indem für die Auswertungen die Mittelwerte beider analysierten Proben verwendet wurden.

Tab. 4.2 Prozentuale Differenz zweier Analysen derselben Sammelprobe. Berechnung: $(\max - \min) / (\max)$.

Schadstoff	Bözingen	Rubigen	Hallmatt	Birchstrasse	Grütweisen	Hinterborn
TOC 400	2%	13%	6%	8%	5%	0%
Kupfer	6%	16%	2%	6%	6%	4%
Zink	5%	33%	0%	4%	5%	0%
KW-Index (C10-C40)	11%	24%	2%	3%	6%	3%
PAK Summe	12%	37%	13%	4%	21%	8%
Benzo(a)pyren	9%	33%	12%	0%	39%	3%

4.3 Schadstoffgehalte

4.3.1 Vergleich der Schadstoffgehalte in Schlämmen und Deckschichten

Die Schadstoffgehalte in Schlämmen und Deckschichten der vier Behandlungsverfahren sind anhand der Mittelwerte in Abb. 4.2 dargestellt. Die Detailanalyse der untersuchten SABA ist im Anhang I.1 beschrieben.

Die geringsten Schadstoffgehalte werden in Schlämmen hydraulisch stark belasteter Absetzbecken gemessen, gefolgt von Deckschichten bewachsener Sandfilter und Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern. Die höchsten Konzentrationen zeigen Schlämme hydraulisch gering belasteter Absetzbecken.

Diese Reihenfolge gilt für alle betrachteten Stoffe mit Ausnahme des höheren Werts von Benzo(a)pyren bei Splitt-Kiesfiltern im Vergleich zu hydraulisch schwach belasteten Absetzbecken. Am deutlichsten sind die Unterschiede zwischen den Behandlungsverfahren beim KW-Index und beim TOC. Bei letzterem zeigt sich interessanterweise, dass der TOC-Gehalt in Deckschichten bewachsener Sandfilter durch das sich zersetzende Schilf nicht höher ist als beim Splitt-Kiesfilter.

Diese Abfolge der Schadstoffgehalte widerspiegelt das Ausmass des Partikelrückhalts, den daran adsorbierten Schadstoffen sowie den Einfluss von Fremdstoffen. So sind die Schadstoffgehalte in Schlämmen hydraulisch stark belasteter Absetzbecken im Vergleich zu Schlämmen von hydraulisch schwach belasteten Absetzbecken geringer. Die höheren Schadstoffgehalte in den Deckschichten bewachsener Sandfilter im Vergleich zu Schlämmen hydraulisch gering belasteter Absetzbecken sind die Folge des besseren Schadstoffrückhalts.

Im Unterschied zu Splitt-Kiesfiltern zeigt sich bei bewachsenen Sandfiltern der Einfluss des Schilfs, welches in die Deckschicht eingearbeitet wird und so geringere Schadstoffgehalte bewirkt. Ein weiterer Grund für die tieferen Gehalte in Deckschichten bewachsener Sandfilter im Vergleich zu Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern kann in der Vorbehandlung mittels Absetzbecken gesehen werden.

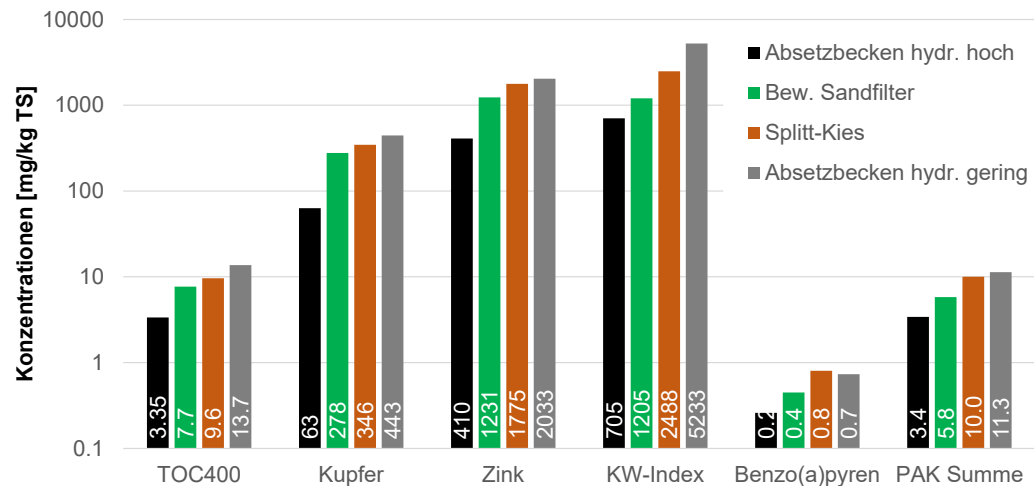


Abb. 4.2 Schadstoffgehalte in Deckschichten und Schlämmen der vier Behandlungsverfahren basierend auf Mittelwerten.

4.3.2 Einfluss der Dimensionierung bei bewachsenen Sandfiltern

Der Einfluss der Dimensionierung der RFB auf die Schadstoffgehalte der Deckschichten ist in Abb. 4.3 dargestellt. Die Auswirkungen der zunehmenden RFB-Fläche bezüglich der angeschlossenen Strassenfläche sind bei den beiden SABA Grütweisen und Birchstrasse sichtbar, deren Schadstoffkonzentrationen am Beispiel von Kupfer und Zink tiefer sind als diejenigen der SABA Wüerital, Rubigen und Bözingenfeld. Allerdings können auch geringere Einträge aus dem Absetzbecken zu einem ähnlichen Effekt führen. Heutige SABA werden in der Regel gemäss dem Stand der Technik mit einem Flächenverhältnis im Bereich von 100m² Filterfläche pro Hektare Strassenfläche projiziert, weshalb die entsprechenden Schadstoffgehalte repräsentativ sind.

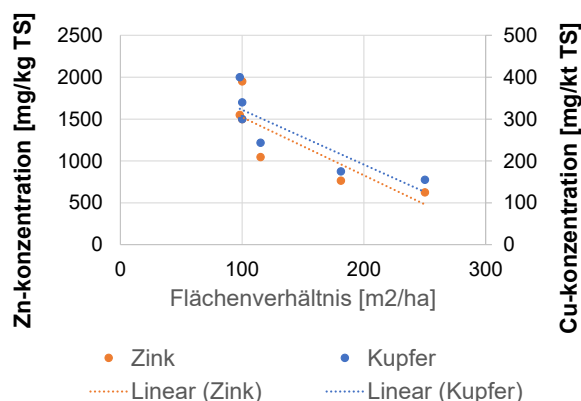


Abb. 4.3 Schadstoffgehalte von Kupfer und Zink in der Deckschicht bewachsener Sandfilter in Abhängigkeit des Flächenverhältnisses (Fläche RFB / Strassenfläche).

4.4 Korrelation der Schadstoffe

Die bereits festgestellten Korrelationen der Schadstoffgehalte widerspiegeln sich bei den Korrelationskoeffizienten in Tab. 4.3 mit Werten zwischen 0.72 und 0.97. Die höchsten Korrelationen werden zwischen den beiden Schwermetallen Kupfer und Zink mit 0.95 und von der PAK-Summe mit Benzo(a)pyren mit 0.97 festgestellt. Die Korrelation beider Schwermetalle mit dem KW-Index (0.83) und mit der PAK-Summe (0.79, 0.82) ist beträchtlich. Im selben Ausmass (0.84) ist die Korrelation zwischen PAK und KW-Index. Eine detaillierte Ranganalyse ist in Abb. 5.6 im Anhang I.1 dargestellt.

Infolge dieser Korrelationen kann die Bestimmung der Schadstoffgehalte von Schlämmen und Deckschichten vor der Aufbereitung optimiert werden. Dies wird von mindestens einer Gebietseinheit bereits teilweise umgesetzt, indem auf PAK-Analysen verzichtet wird.

Tab. 4.3 Korrelationskoeffizienten der Schadstoffe.

Korrelationskoeffizient (R)	Kupfer	Zink	KW-Index (C10-C40)	Benzo(a)pyren	PAK Summe
Kupfer	1.00	-	-	-	-
Zink	0.95	1.00	-	-	-
KW-Index (C10-C40)	0.83	0.83	1.00	-	-
Benzo(a)pyren	0.70	0.75	0.72	1.00	-
Summe PAK	0.79	0.82	0.84	0.97	1.00

4.5 Beurteilung Anhand der VVEA-Grenzwerte

Zur Beurteilung der stofflichen Belastung der Schlämme und Deckschichten werden die Mittelwerte der Schadstoffgehalte mit den Grenzwerten gemäss VVEA verglichen. Die Mittelwerte sind in Tab.4.4 in aufsteigender Reihenfolge der Belastung, von Schlämmen vom Absetzbecken mit hoher hydraulischer Belastung über Deckschichten bewachsener Bodenfilter und Splitt-Kiesfilter bis hin zu Schlämmen von Absetzbecken mit geringer hydraulischer Belastung dargestellt.

Die beiden massgebenden Schadstoffe sind Zink und der KW-Index. Die Schlämme und Deckschichten werden entsprechend dem Typ E zugeordnet. Schlämme aus Absetzbecken mit geringer hydraulischer Belastung würden aufgrund der Überschreitung des Grenzwerts des Typs E sogar als Sonderabfall gelten.

Aufgrund des TOC-Gehalts wären jedoch einzig Schlämme aus hydraulisch gering belasteten Absetzbecken prinzipiell deponierbar. Infolge der Aufbereitungs- und Verwertungspflicht steht die Ablagerung in einer Deponie ausser Frage [2][3].

Kupfer, Zink und PAK entsprechen teilweise anderen Grenzwerten. Die Zinkgehalte der Schlämme hydraulisch hoch belasteter Absetzbecken entsprechen den Grenzwerten gemäss VVEA-Anhang 3 Ziffer 2. Schlämme hydraulisch gering belasteter Absetzbecken sowie die beiden Deckschichten werden aufgrund der Werte gemäss Anhang 5 Ziffer 5.2 dem Typ E zugeordnet. Die Gehalte von Benzo(a)pyren und der PAK-Summe unterschreiten bei beiden Deckschicht-Typen und dem Schlamm von Absetzbecken zur Vorbehandlung den Grenzwert im Anhang 3 Ziffer 2. Bei Kupfer wird Typ B erreicht (Anhang 5 Ziffer 2.3).

Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse, dass bezüglich Klassierung der VVEA die Schlämme und Deckschichten grösstenteils vergleichbar sind. Künftig kann dies chemische Analysen vor der Behandlung in Aufbereitungsanlagen erübrigen. Falls Analysen durchgeführt werden, können sie sich mit dem KW-Index oder mit Zink als Schlüsselparameter vereinfacht werden.

Tab.4.4 Konzentrationsmittelwerte der Behandlungsverfahren verglichen mit VVEA-Grenzwerten.

Behandlungs- verfahren	TOC	Kupfer	Zink	KW-In- dex	Benzo- (a)pyren	Summe PAK
	%			mg/kg TS		
ASB hydr. hoch belastet	3.4	63	410	705	0.3	3.4
Bewachsene Sandfilter	7.7	278	1'231	1'205	0.5	5.8
Splitt-Kiesfilter	9.6	346	1'775	2'488	0.8	10
ASB hydr. gering belastet	13.7	443	2'033	5'233	1.0	11
VVEA Typ A, Anhang 3 Ziff. 1		40	150	50	0.3	3
VVEA Anhang 3 Ziff. 2	1	250	500	250	1.5	12.5
VVEA Typ B, Anhang 5 Ziff. 2.3	2	500	1'000	500	3.0	25
VVEA Typ E, Anhang 5 Ziff. 5.2	5	5'000	5'000	5'000	10	250
Sonderabfall	>5	>5'000	>5'000	>5'000	>10	>250

4.6 Vergleich Untersuchungen im Auftrag des BAFU

Die Zusammensetzung der Strassensammlerschlämme aus dem Grundlagenbericht [5] ist bezüglich der VVEA-Typisierung in Tab. 4.5 dargestellt. Mit Ausnahme der DSTS-Probe sind beiden den anderen Analysen die Schlämme der Strassensammler mit Strassenwischgut vermisch (Mischfraktion). Bedingt durch das weniger mit Schadstoffen belastete Strassenwischgut sind die Schadstoffgehalte von Strassensammlerschlämmen höher.

Bezüglich der VVEA-Typisierung zeigt sich eine hohe Vergleichbarkeit der Mischfraktion mit den in dieser Studie untersuchten Schlämmen und Deckschichten von SABA. Dasselbe trifft auf die Schadstoffgehalte zu. Die Schadstoffgehalte der Mischfraktion entsprechen am ehesten denjenigen von Deckschichten bewachsener Sandfilter, was infolge der Zusammensetzung plausibel ist.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Vergleichbarkeit der Schadstoffgehalte der Strassensammlerschlämme vermisch mit Strassenwischgut mit Schlämmen und Deckschichten der Strassenabwasserbehandlung gegeben ist. Dies dürfte prinzipiell auch auf die Zusammensetzung der Stoffe zutreffen. Weitere Messungen, welche diese Ergebnisse bestätigen sind im Anhang I.4 beschrieben.

Tab. 4.5 Werte von Strassensammlerschlämmen vermisch mit Strassenwischgut, VVEA-Grenzwerte. M=Mischprobe, F=Frühjahr, S=Sommer. nv=nicht vorhanden.

Probenotyp	TOC	Kupfer	Zink	KW-In-dex	Benzo-(a)pyren	Summe PAK
	%					mg/kg TS
AMF	nv	233	795	455	0.26	3.8
BMF	nv	76	478	960	2	23
CMF	nv	112	406	930	nv	8
DSTS	nv	101	598	820	1.9	31
AMH	nv	61	331	931	0.7	11
BMH	nv	71	373	970	0.6	9
CMH	nv	118	303	446	0.47	6.7
DMH	nv	117	617	1556	0.54	9.9
VVEA Typ A, Anhang 3 Ziff. 1		40	150	50	0.3	3
VVEA Anhang 3 Ziff. 2		250	500	250	1.5	12.5
VVEA Typ B, Anhang 5 Ziff. 2.3	2	500	1'000	500	3.0	25
VVEA Typ E, Anhang 5 Ziff. 5.2	5	5'000	5'000	5'000	10	250
Sonderabfall	>5	>5'000	>5'000	>5'000	>10	>250

4.7 Vergleich der Entsorgung mit Strassenschlämmen

4.7.1 Schlämme von Absetzbecken

Schlämme in Absetzbecken bilden sich im Schlamm-bunker und am Boden des Beckens. Im Rahmen der ein- bis dreijährlichen Reinigung wird im ersten Schritt das Klarwasser bis zur Schlamm-schicht abgepumpt. Anschliessend wird der Schlamm mittels Saugwagen abgesaugt und zur Aufbereitungsanlage gebracht.

Schlämme von Absetzbecken haben einen hohen Feinanteil. Entsprechend ist der Anteil der rückgewinnbaren, mineralischen Fraktionen gering. Deshalb führen solche Schlämme bei den Aufbereitungsunternehmen infolge des höheren Entsorgungsaufwands zu höheren Annahmekosten.

4.7.2 Deckschichten bewachsener Sandfilter und von Splitt-Kiesfiltern

Deckschichten bewachsener Sandfilter werden abgeschält, nachdem sie während einer mehrtägigen beschickungsfreien Zeit, idealerweise im Sommer oder im Herbst, abgetrocknet sind. Bei SABA mit zwei parallel betriebenen bewachsenen Sandfiltern kann zu diesem Zweck jeweils ein Becken ausser Betrieb genommen werden.

Somit sind diese Deckschichten zumindest teilweise entwässert. Inwiefern sie einer anderen Entsorgung, beispielsweise direkt der Verbrennung, zugeführt werden können, ist Gegenstand von Abklärungen. Aufgrund der Schadstoffzusammensetzung ist eine Aufbereitung in den bestehenden Aufbereitungsanlagen möglich.

Dabei ist die Verlagerung eines geringen Teils der Schadstoffe in den Sandfilter zu berücksichtigen. Dieser erfolgt während mehreren Jahrzehnten und bedingt wahrscheinlich längerfristig einem Ersatz der Sandschicht, welcher zusammen mit der Deckschicht oder später erfolgen kann. Der Sand sollte aus heutiger Sicht in Aufbereitungsanlagen zurückgewonnen werden.

Bewachsene Sandfilter sind heute seit 15 Jahren gemäss aktueller Dimensionierung in Betrieb. Es wird erwartet, dass Standzeiten von 30 Jahren oder mehr erzielt werden können. Für Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern gelten dieselben Zusammenhänge. Jedoch müssen sie, teilweise zusammen mit dem Splitt, alle 5 bis 8 Jahre ersetzt werden.

5 Folgerungen

Die Schadstoffkonzentrationen von Schlämmen von Absetzbecken, von Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern und bewachsenen Sandfiltern sind typenspezifisch. Die tiefsten Konzentrationen werden in Schlämmen von Absetzbecken mit hoher hydraulischer Belastung gemessen (Vorbehandlung), gefolgt von Deckschichten bewachsener Sandfilter, von Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern und schliesslich von hydraulisch gering belasteten Absetzbecken (Hauptbehandlung).

Diese Abfolge der Schadstoffgehalte resultiert aus dem unterschiedlichen Rückhalt der Feinpartikel und der daran adsorbierten Schadstoffe: Je höher der Rückhalt der Feinpartikel, desto höher die Schadstoffgehalte. Vermindernd wirkt die Vermischung durch unbelastete Fremdstoffe wie Sand, Kies oder organisches Material wie Schilf.

Bei Sammelproben sind zwar bei jedem Behandlungsverfahren Unterschiede vorhanden und von Faktoren wie dem Ort der Probenahme abhängig. Jedoch bewirken diese Unterschiede keine Änderung der Zuordnung bezüglich des Verfahrenstyps.

Zur Beurteilung der Belastung anhand der VVEA-Typisierung, welche für die betrachteten Stoffe grösstenteils vergleichbar ist, sind der TOC und der KW-Index die massgebenden Parameter. Damit sind Messungen zur Bestimmung der Schadstoffgehalte vor der Aufbereitung der Schlämme und Deckschichten prinzipiell nicht mehr notwendig oder können auf die Schlüsselparameter KW-Index und allenfalls Zink eingeschränkt werden.

Die gemessenen Schadstoffgehalte der Schlämme und Deckschichten sind mit anderen Messungen vergleichbar. Dies betrifft insbesondere die Messungen beschrieben im Grundlagenbericht im Auftrag des BAFU zu Untersuchung und Aufbereitung von Strassensammlerschlämmen und Strassenwischgut.

Schlämme von Absetzbecken werden in Aufbereitungsanlagen, genauso wie Strassensammlerschlämme und Strassenwischgut, behandelt. Allerdings sind Schlämme von Absetzbecken für die Aufbereitungsanlagen problematisch, da der Anteil der zurückgewinnbaren Stoffe bedingt durch den hohen Feinanteil verhältnismässig gering ist.

Von der stofflichen Zusammensetzung her betrachtet können auch Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern in Aufbereitungsanlagen für Strassensammlerschlämme entsorgt werden. Ob Deckschichten bewachsener Sandfilter ebenfalls in diesen Aufbereitungsanlagen oder einer anderen Entsorgung, beispielsweise der Verbrennung zugeführt werden sollten, bleibt abzuklären.

Anhänge

I	Ergebnisse und Berechnungen	29
I.1	Schadstoffgehalt im Detail	29
I.1.1	Absetzbecken – hydraulisch stark belastet.....	29
I.1.2	Absetzbecken – hydraulisch gering belastet.....	29
I.1.3	Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern	30
I.1.4	Deckschichten bewachsener Sandfilter	31
I.2	Kennzahlen der Schadstoffgehalte	33
I.3	Korrelationen der Schadstoffe im Detail	34
I.4	Ergebnisse weiterer Messungen	35

I Ergebnisse und Berechnungen

I.1 Schadstoffgehalt im Detail

I.1.1 Absetzbecken – hydraulisch stark belastet

Die Schadstoffgehalte der Schlämme hydraulisch stark belasteter Absetzbecken sind in Abb. 5.1 dargestellt. Die Werte der jeweiligen Schadstoffe liegen in einem begrenzten Bereich. Der Quotient vom höchsten zum tiefsten Wert liegt rund zwischen Faktor zwei und drei. Am geringsten ist der Unterschied bei Zink (Faktor 2.1), am höchsten bei Benzo(a)pyren (Faktor 3.1).

Die Unterschiede der Schadstoffgehalte sind die Folge des unterschiedlichen Partikelrückhalts. Je besser vor allem die Feinpartikel zurückgehalten werden, desto höher sind die Konzentrationen im Schlamm. Unterschiedliche Zulaufkonzentrationen können ebenfalls einen Einfluss haben.

Die Schadstoffgehalte der Schlämme der SABA weisen einen ähnlichen Verlauf auf (untere Abbildung). Auffällig ist dies beispielsweise bei Kupfer und der PAK-Summe sowie bei Kupfer und Zink. TOC verhält sich ähnlich, ist aufgrund der Übersichtlichkeit nicht dargestellt.

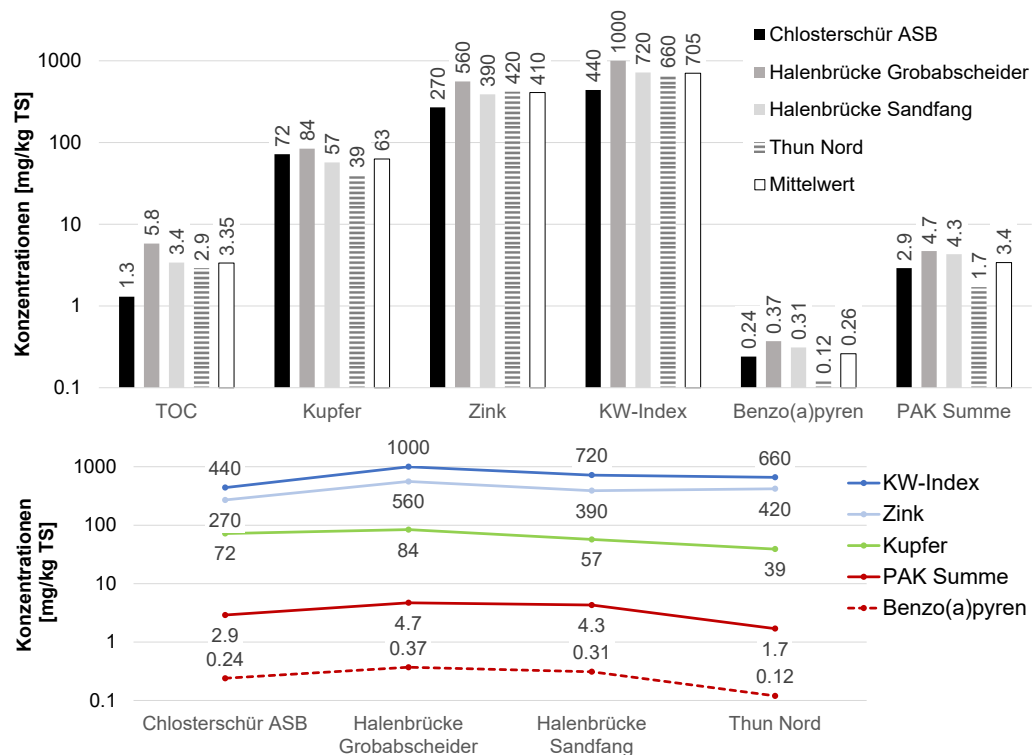


Abb. 5.1 Schadstoffgehalte in Schlämmen hydraulisch hoch belasteter Absetzbecken.

I.1.2 Absetzbecken – hydraulisch gering belastet

Auch bei Schlämmen hydraulisch gering belasteter Absetzbecken liegen die Schadstoffgehalte innerhalb einer begrenzten Bandbreite (Abb. 5.2). Der tiefste Faktor zwischen dem höchsten und dem tiefsten Wert beträgt 1.4 bei Zink, der höchste 2.9 bei Benzo(a)pyren. Diese Bandbreite ist im Vergleich zu hydraulisch hoch belasteten Absetzbecken tiefer. Angesichts der unterschiedlichen Absetzbecken kann auch bei hydraulisch schwach belasteten Absetzbecken von typischen Schadstoffgehalten im Schlamm ausgegangen werden.

Die jeweils höchsten Werte werden beim Schlammbecken Halenbrücke gemessen. Dies ist angesichts der Funktion des Beckens als Schlammstapel plausibel, da bereits aufkonzentriertes Schlammwasser in das Stapelbecken gepumpt wird, und bedingt durch die lange Aufenthaltszeit, die mit Schadstoffen stark belasteten Feinpartikeln besser sedimentieren.

Aus diesem Grund wurde das Schlammbecken nicht in die Auswertungen dieses Verfahrenstyps einbezogen und ist deshalb nicht im Mittelwert enthalten. Dieser Ausschluss ist methodischer Natur, und ändert wenig an der generellen Beurteilung.

Das Absetzbecken der SABA Wüerital wurde aufgrund der Dimensionierung dem Typ hydraulisch schwach belastetem Absetzbecken zugeordnet, was sich in den Schadstoffgehalten widerspiegelt. Im unteren Teil der Grafik zeigen sich analog zum hydraulisch hoch belasteten Absetzbecken ähnliche Verläufe der Schadstoffgehalte der SABA.

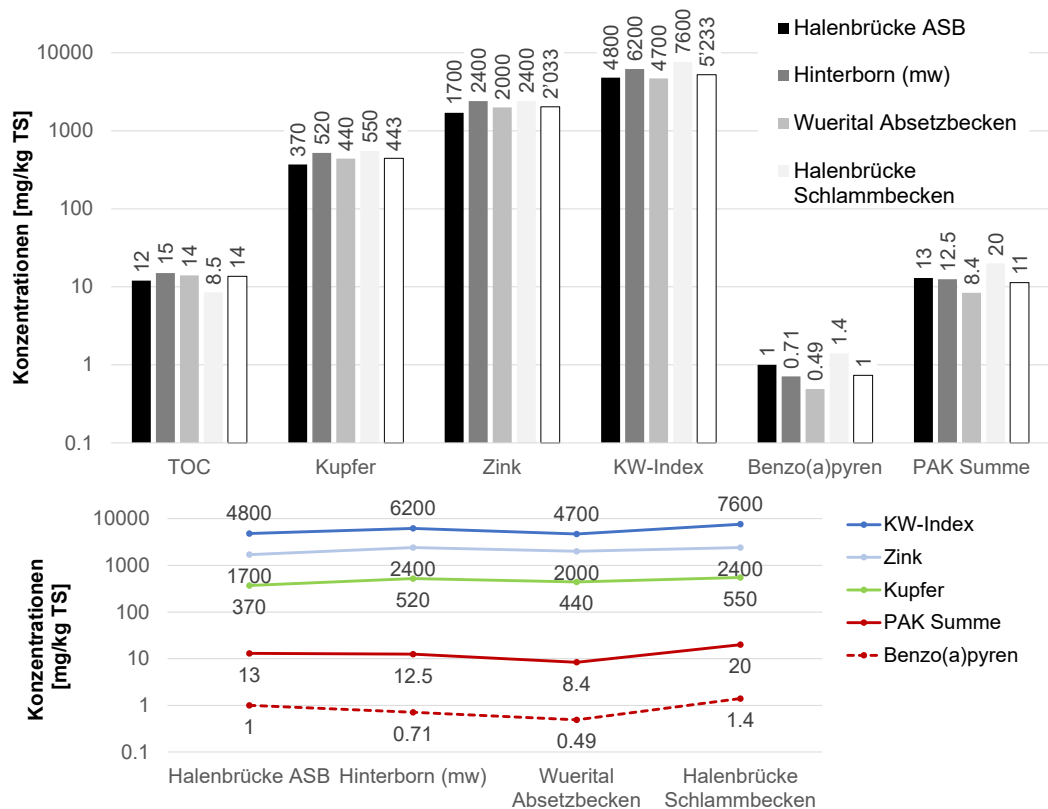


Abb. 5.2 Schadstoffgehalte in Schlämmen hydraulisch schwach belasteter Absetzbecken.

I.1.3 Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern

Bei Splitt-Kiesfiltern, erfolgt die Bildung der Deckschicht auf der Oberfläche des Splitts. Allerdings zeigt sich, anders als bei bewachsenen Sandfiltern, eine stärkere Tiefenverlagerung der Schadstoffe in die Splittschicht [20].

Auch bei den vier beprobten Splitt-Kiesfiltern bewegen sich die Schadstoffkonzentrationen innerhalb einer mit den Absetzbecken vergleichbaren Bandbreite (Abb. 5.3). Die tiefsten Werte resultieren aus dem horizontal durchströmten Splitt-Kiesfilter der SABA Chlosterschür. Dies ist plausibel, denn dieser Splitt-Kiesfilter ist infolge des vorgeschalteten Absetzbeckens und der horizontalen Anströmung weniger stark belastet als die anderen drei.

Trotz dieser unterschiedlichen Konfiguration liegen die Quotienten des höchsten und tiefsten Werts der Schadstoffe in einem ähnlichen Bereich wie bei den Absetzbecken: Der tiefste Wert mit Faktor 2.2 wird bei Kupfer und der höchste mit 3.4 beim KW-Index erzielt. Dies zeigt, dass beim Splitt-Kiesfilter wie auch bei den Absetzbecken von typenspezifischen

schen Schadstoffgehalten ausgegangen werden kann. Frühere Messungen der Schadstoffgehalte in der Deckschicht des Splitt-Kiesfilters der SABA Hagnau mit Kupferkonzentrationen im Mittel von 476 mg/kg und Zinkkonzentrationen im Mittel von 2'167 mg/kg bestätigen diese aktuellen Werte [17], genauso wie frühere Messungen im Splitt-Kiesfilter der SABA Hallmatt [20].

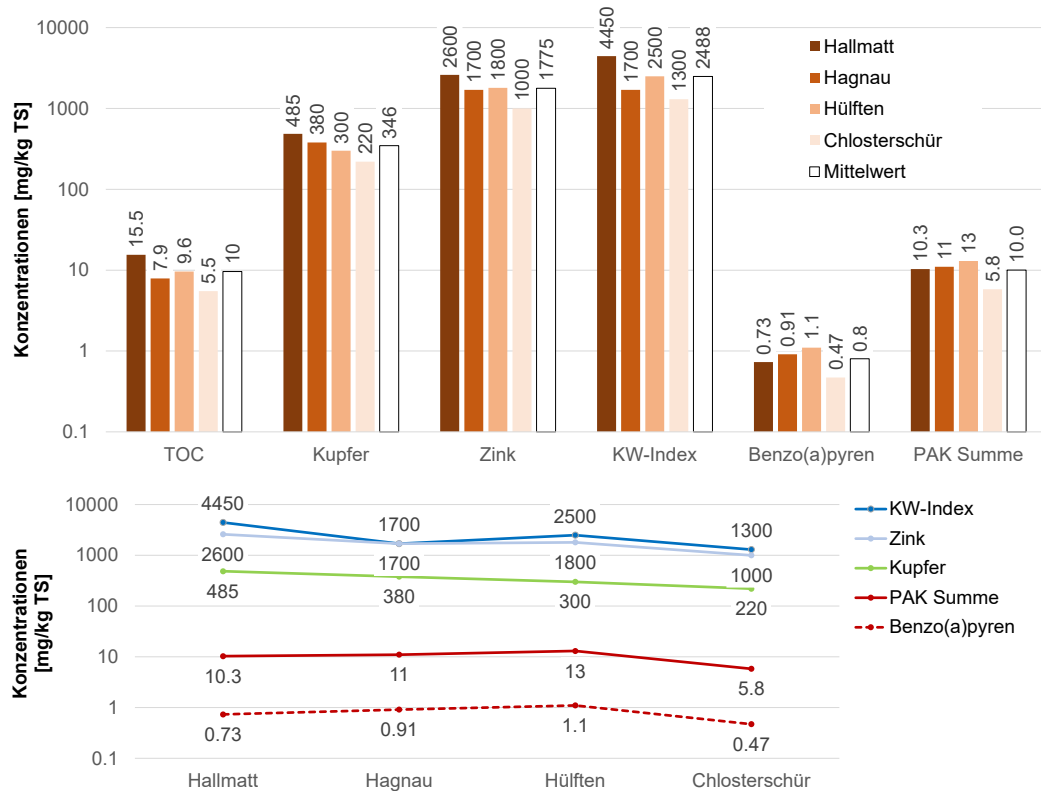


Abb. 5.3 Schadstoffgehalte in Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern.

I.1.4 Deckschichten bewachsener Sandfilter

Die Schadstoffgehalte der Deckschichten der untersuchten mit Schilf bewachsenen Sandfilter sind in Abb. 5.4 dargestellt.

Bei mit Schilf bewachsenen Sandfiltern werden die Schadstoffe mehrheitlich in der Deckschicht, bestehend aus Schlamm und abgestorbenem Schilf zurückgehalten [4], was dort zu einer entsprechend hohen Schadstoffbelastung führt. Nur die obersten Zentimeter der Sandschicht sind ebenfalls stark mit Schadstoffen belastet [18][19]. Diese Schadstofffront verlagert sich mit zunehmender Standzeit langsam in die Tiefe der Sandschicht.

Die Bandbreite der Schadstoffgehalte, wiederum ausgedrückt mit dem Quotienten berechnet aus dem höchsten und tiefsten Wert jedes Schadstoffs, ist mit Ausnahme des KW-Index mit Werten zwischen 2.9 und 3.8 etwas höher als bei den bisherigen Verfahren. Der Quotient des KW-Index mit 14.1 hingegen ist deutlich höher. Diese im Vergleich zu Schlämmen von Absetzbecken und Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern höheren Bandbreiten haben die Ursache in den tiefen Konzentrationen der Deckschichten der SABA Chlosterschür, welche durch die zweistufige Vorbehandlung mit einem Absetzbecken und anschliessendem Splitt-Kiesfilter zustande kommen. Eine solche SABA-Konfiguration wird heute nicht mehr projektiert, weshalb diese Werte nicht repräsentativ sind.

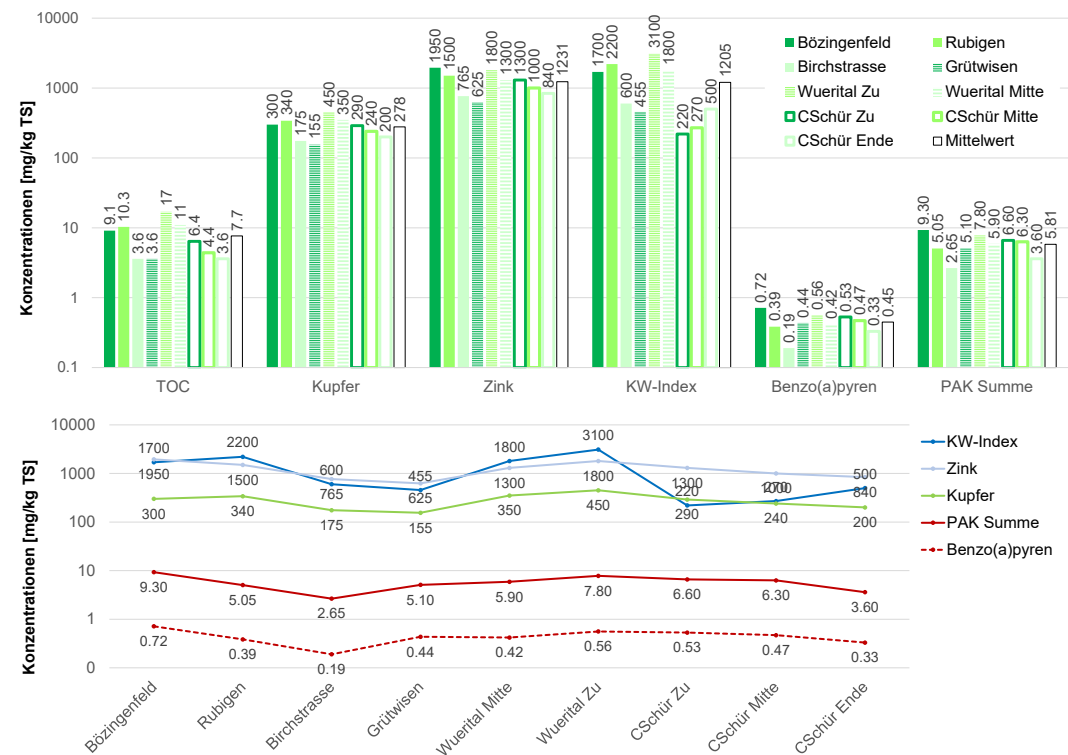


Abb. 5.4 Schadstoffgehalte in Deckschichten von mit Schilf bewachsenen Sandfiltern.

Einfluss der Schadstoffverteilung in Abhängigkeit des Abstands vom Zulauf

Zur Abklärung von Optimierungsmöglichkeiten bei der Probenahme wurden bei der SABA Chlosterschür die Schadstoffgehalte in Abhängigkeit des Abstands vom Zulauf untersucht. Dazu wurden Proben im Zulaufbereich, in der Mitte und vom Zulauf her betrachtet am Ende des RFB genommen. Bei der SABA Wuerital wurden Proben im Zulaufbereich und in der Mitte des RFB analysiert. Bei beiden RFB zeigt sich für die meisten Schadstoffe eine Abnahme der Schadstoffgehalte mit zunehmendem Abstand vom Zulaufbereich (Abb. 5.5).

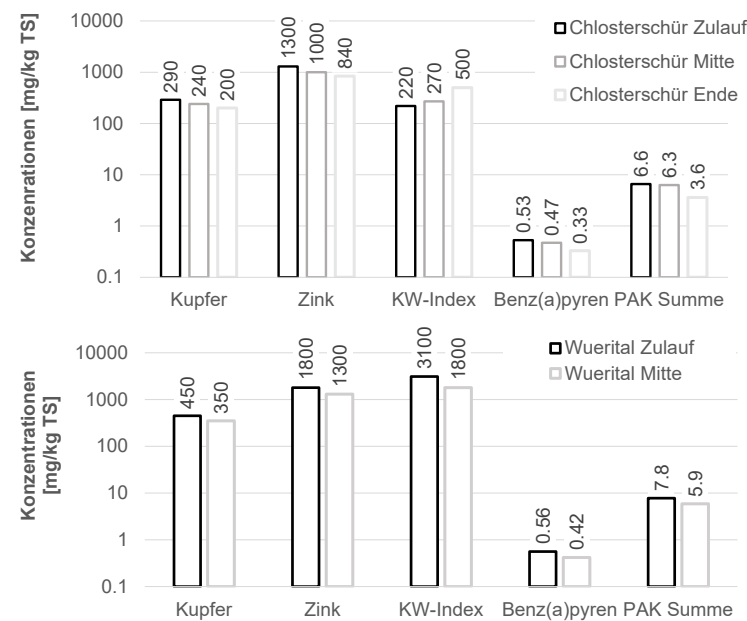


Abb. 5.5 Schadstoffgehalte in Deckschichten bewachsener Sandfilter als Funktion des Abstands des Zulaufs ins RFB.

Eine Ausnahme sind die KW bei der SABA Chlosterschür, deren Konzentration in der am Weitesten entfernten Probe am höchsten ist. Dies wird bei der SABA Wüerital nicht festgestellt und kann nicht schlüssig begründet werden.

Die Abnahme der Schadstoffgehalte aller anderen Stoffe mit zunehmender Distanz ist plausibel, denn der Bereich des Zulaufs wird am häufigsten beschickt, nämlich bei jedem, auch schwachen Regen. Eine Füllung des RFB mit stehendem Wasserspiegel findet nur bei stärkeren Regen statt. Die Art der Wasserverteilung hat keinen Einfluss auf die Reinigungsleistung einer SABA mit bewachsenem Sandfilter, kann jedoch den Unterhaltsaufwand wesentlich beeinflussen.

Für eine repräsentative Probenahme bedeutet dies, dass die Entnahme der Proben in der Mitte der RFB bezüglich des Zulaufs genommen werden sollten. Der Probenahmestandort hat jedoch keinen Einfluss auf die Klassierung der Schadstoffgehalte gemäss VVEA.

Einfluss des Alters der Deckschichten

Mit zunehmendem Alter nimmt die Höhe der Deckschicht zwar zu, die Zusammensetzung bleibt jedoch gleich.

I.2 Kennzahlen der Schadstoffgehalte

Tab. 5.1 Minimum, Maximum und Mittelwerte der Schadstoffkonzentrationen in Schlämmen und Deckschichten.

Min	TOC	Kupfer	Zink	KW-Index (C10-C40)	Benzo (a)pyren	PAK Summe
Max						
Mittelwert	%	mg/kg TS				
Absetzbecken hydraulisch hoch	1.3	39	270	440	0.12	1.7
	5.7	84	560	1000	0.37	4.7
	3.4	63	410	705	0.2	3.4
Bewachsene Sandfilter	3.6	155	625	220	0.19	2.7
	17	450	1950	3100	0.72	9.3
	7.7	278	1231	1205	0.45	5.8
Splitt-Kiesfilter	5.5	220	1000	1300	0.47	5.8
	15.5	485	2600	4450	1.10	13.0
	9.6	346	1775	2488	0.80	10.0
Absetzbecken hydraulisch gering	8.5	370	1700	4800	0.49	8.4
	15	550	2400	6200	1.40	20.0
	13.7	443	2033	5233	0.7	11.3

I.3 Korrelationen der Schadstoffe im Detail

In der Ranganalyse in Abb. 5.6 dargestellt. Bei der SABA Hinterborn beispielsweise liegen die Ränge der betrachteten Schadstoffe zwischen 15 und 20 oder bei der SABA Grütswien zwischen 4 und 9. Beim Absetzbecken der SABA Thun Nord mit tiefen Schadstoffgehalten liegen die Ränge ohne KW-Index zwischen 1 und 3, der KW-Index ist mit Rang 7 etwas erhöht. Bei Schlammbecken der SABA Halenbrücke liegen die Ränge zwischen 20 und 21, mit Ausnahme von TOC mit Rang 12.

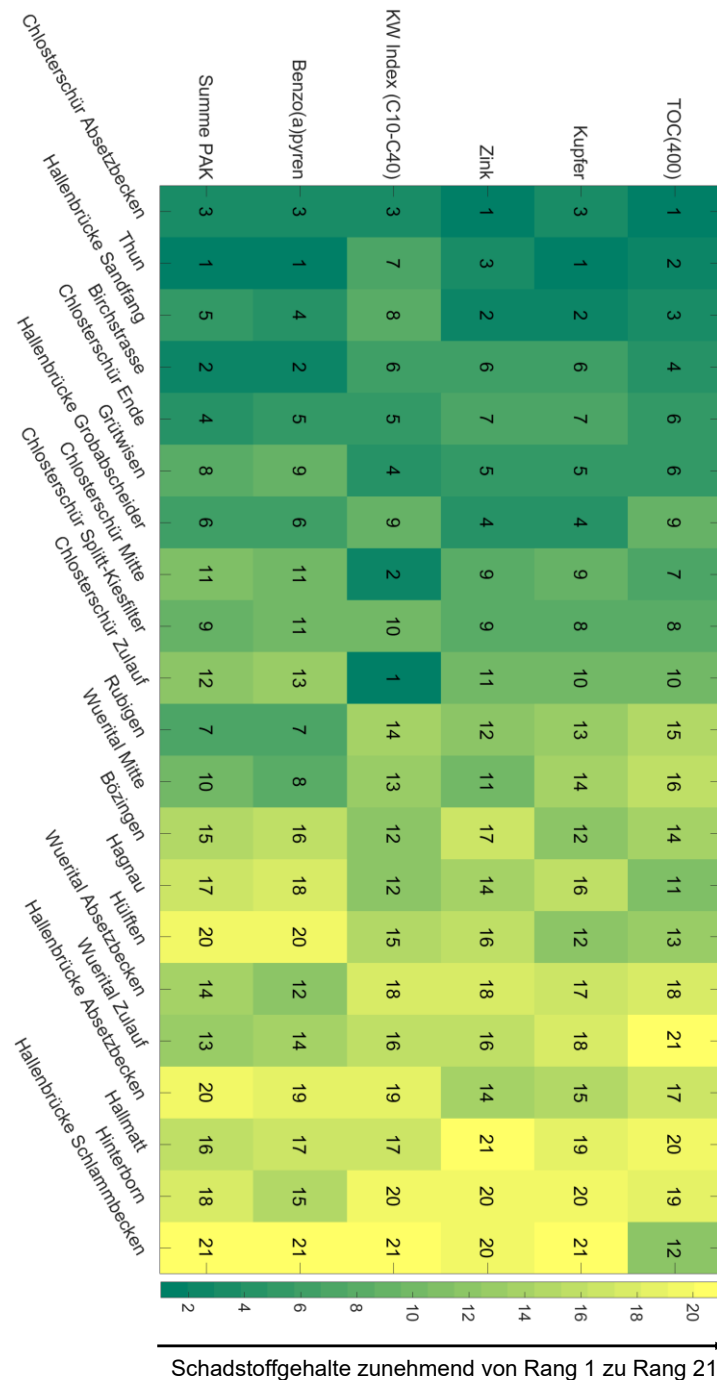


Abb. 5.6 Rangfolge der Schadstoffgehalte in Schlämmen und in Deckschichten.

I.4 Ergebnisse weiterer Messungen

Im Jahr 2008 wurde Untersuchungen zur Bestimmung der Schadstoffgehalte in Schlämmen der Strassenentwässerung durchgeführt [14]. Gemäss Tab. 5.2 zeigt sich, dass die Zusammensetzung der Stoffe, sowohl was die Gehalte als auch deren Verhältnis zueinander, den Messungen der vorliegenden Studie entsprechen. Dies betrifft auch die Einordnung gemäss VVEA-Grenzwerten. Dasselbe trifft auch auf Messungen in Schlammstammern an Kantonsstrassen zu [21].

Zusammengefasst zeigt sich, dass über einen Zeitraum von über zehn Jahren die Schadstoffgehalte von Schlämmen von Ölabscheidern und Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern stabil geblieben sind. Dies ist nicht überraschend, da sich die Ursache, nämlich die Schadstoffbelastung von Strassenabwasser, währenddessen nicht wesentlich verändert hat.

Tab. 5.2 Schadstoffgehalten in Schlämmen der Strassenentwässerung. Identischer Farbcode wie in Tab.4.4.

Schlammtyp	Kupfer	Zink	KW-Index (C10-C40)	PAK Summe
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Strassenwischgut	224	597	714	5.9
Schlamm Ölabscheider	187	1015	2159	25.0
Schlamm Geotextilfiltersack	410	2707	7577	12.0

Die Schadstoffgehalte des Wischguts entsprechen Absetzbecken zur Vorbehandlung, diejenigen des Ölabscheiders und des Geotextilfiltersacks den Gehalten von Deckschichten von Splitt-Kiesfiltern beziehungsweise Schlämmen von Absetzbecken zur Hauptbehandlung. Die tieferen Werte des Wischguts im Vergleich zum Ölabscheider kommen aufgrund von wenig belastetem Fremdstoffen wie Laub, Abbrandungen und Sand zustande, oder durch unterschiedliche Zusammensetzungen des Strassenabwassers. Auch diese Werte sind mit denjenigen aus Tab. 4.5 vergleichbar, genauso wie mit weiteren Messungen [21].

Glossar

Begriff	Bedeutung
ASTRA	Bundesamt für Strassen
BAFU	Bundesamt für Umwelt
HLS	Hochleistungsstrassen
KW-Index	Index der Kohlenwasserstoffe mit Kettenlängen C10-C40
PAK	Polyzyklische Kohlenwasserstoffe
RFB	Retentionsfilterbecken
SABA	Strassenabwasser-Behandlungsanlage
TOC400	Totaler organischer Kohlenstoff
VeVA	Vollzug der Verordnung über den Verkehr mit Abfällen
VVEA	Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen

Literaturverzeichnis

Bundesgesetze

- [1] Der Schweizerische Bundesrat (1998), „Gewässerschutzverordnung“, SR 814.201, www.admin.ch.

Verordnungen

- [2] Der Schweizerische Bundesrat (2015), „Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen“, SR 814.600, www.admin.ch.

Weisungen und Richtlinien des ASTRA und des BAFU

- [3] Bundesamt für Strassen ASTRA (2013), „Strassenabwasserbehandlung an Nationalstrassen“, Richtlinie ASTRA 18005, www.astra.admin.ch.
- [4] Bundesamt für Strassen ASTRA (2021), „Strassenabwasser Behandlungsverfahren, Stand der Technik“, Richtlinie ASTRA 88002, www.astra.admin.ch.
- [5] Bundesamt für Umwelt BAFU (2025), „Stand der Technik: Behandlung von Strassensammlerschlämmen und Strassenwischgut“. In Bearbeitung.
- [6] Bundesamt für Umwelt BAFU (2025), „Stand der Technik: Anlagen zur Behandlung von belastetem Boden- und Aushubmaterial“. In Bearbeitung.

Normen

- [7] Schweizerischer Verband der Strassen- und Verkehrsfachleute VSS (2019), „Strassenentwässerungs-Behandlungsanlagen“, VSS Norm SN 40 361.

Fachhandbuch des ASTRA

- [8] Bundesamt für Strassen ASTRA, (2022), „Bericht zum betrieblichen Unterhalt“.

Dokumentation / Berichte

- [9] Conference of European Directors of Roads (2016), „Management of contaminated runoff water: current practice and future research needs“.
- [10] Bundesamtes für Umwelt BAFU, „Klassierung von Abfällen aus Strassenschächten sowie Mineralöl- und Fettabscheidern“.
- [11] Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft - Sektion Oberflächengewässerschutz, Kanton Zurich, „Mess- und Beurteilungsmethoden Fließgewässer Methoden und Beurteilung“.
- [12] Bundesamt für Umwelt BAFU (2019), „Modul: Deponien“.
- [13] Bundesamt für Umwelt BAFU, „Schadstoffglossar“.
- [14] P. Kaufmann, Gewässer- und Bodenschutzlabor des Kantons Bern (GBL), and Tiefbauamt des Kantons Bern (2008), „Variantenstudium Behandlung Autobahnabwasser Messungen von Regenwasserabflüssen auf der A1 und A6 Untersuchung von Ölabscheidern und Schlamm aus Geotextilsäcken nach Scheibenfiltern“.
- [15] M. Steiner, P. Goosse (2023), „Funktionsprüfung SABA A1, 6-Spur Ausbau Härkingen Wiggertal, SABA 7 und SABA 9“. Bericht wst21, im Auftrag des ASTRA, 22. November 2023, v1.6.
- [16] M. Steiner, F. Hermann (2023), „Priorisierung von Massnahmen zur Reduktion des Eintrags von Reifenabrieb in Oberflächengewässer“. Bericht wst21, im Auftrag des BAFU, wst21, 28. Juni 2023, v1.2.
- [17] M. Steiner, P. Goosse, G. Koch, M. Ermuth, T. Lang, G. Aebin. 2009, „Leistungsprüfung der SABA Hagnau, zweiter Zwischenbericht“. Bericht wst21 im Auftrag des ASTRA, 21. April 2009, v1.1.
- [18] E. Scheiwiller. 2024, „SABA Bözingenfeld: Leistungsprüfung der SABA mit Sandfilter und Schilfbewuchs im Jahr 2021/2022“. ASTRA Filiale Thun, Bericht, 11.4.2024.
- [19] A. Pazeller und weitere Autoren. 2017, „Vergleich der Eignung von bewachsenen Boden- und Sandfiltern zur Reinigung von Strassenabwasser“. Schlussbericht Forschungsprojekt VSS 2011/204, Dezember 2017.
- [20] E. Scheiwiller. 2020, „SABA Hallmatt: Leistungsprüfung der SABA mit vorgeschaltetem Splittfilter und Behandlung mit Bodenfilter im Jahr 2017/18“. ASTRA Filiale Thun, Bericht, 29.4.20.
- [21] M. Steiner und P. Goosse. 2016, „Evaluation der Leistungsfähigkeit und Optimierung der Strassenabläufe (Schlammsammler) und Filtersäcke an der Kantonsstrasse in Männedorf“. Bericht wst21, 13.10.16, v1.4.
- [22] Ipso eco. 2020, „Behandlung von Schlämmen aus Strassenschächten und Strassenwischgut Studie – Phase 2“. Unveröffentlichte Studie des BAFU.

Auflistung der Änderungen

Ausgabe	Version	Datum	Änderungen
2025	1.01	10.04.2025	Zusammenfassung auf Italienisch hinzugefügt.
2025	1.00	27.02.2025	Inkrafttreten der Ausgabe 2025 und Publikation.

