

Gesammelte Fachartikel zu Mikroverunreinigungen von Strasse und Schiene

Inhaltsverzeichnis

Braun C., Gälli R., Kammer, C., 2013. Belastung durch Gleisabwasser , Emissionen von Mikroverunreinigungen aus dem Bahnverkehr in Fliessgewässer. Aqua&Gas 7/8: 40-49.	Seite 2
Hürlimann J., 2011. Auswirkungen von Strassenabwasser auf Oberflächengewässer , Gewässerökologische Beurteilung. gwa 11: 793-811	12

BELASTUNG DURCH GLEISABWASSER

EMISSIONEN VON MIKROVERUNREINIGUNGEN AUS DEM BAHNVERKEHR IN FLIESSGEWÄSSER

Der Bahnverkehr führt zu Emissionen einer Vielzahl von Stoffen wie z. B. Schwermetallen, Kohlenwasserstoffen oder auch Pflanzenschutzmitteln. Mit dem Niederschlagswasser können diese Stoffe in Gewässer gelangen. In mittleren und grossen Fließgewässern (mittlerer Abfluss $Q_m > 5 \text{ m}^3/\text{s}$) führt die Einleitung des gefassten Gleisabwassers gemäss einer Worst-Case-Abschätzung für einen 1 km langen Gleisabschnitt nicht zu einer Beeinträchtigung der Wasserqualität. Bei Einleitung in sehr kleine Fließgewässer ($Q_m < 10 \text{ l/s}$) kann eine lokal begrenzte Gewässergefährdung jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Christian Braun; René Gälli; Christoph Kammer, BMG Engineering AG*

RÉSUMÉ

POLLUTION DES COURS D'EAU PAR LES EAUX USÉES DES CHEMINS DE FER – ÉMISSIONS DE MICROPOLLUTIONS DU TRAFIC FERROVIAIRE

En exploitation normale, le trafic ferroviaire émet une multitude de différentes substances, telles que des métaux lourds, des hydrocarbures ou des pesticides. On a évalué le risque pour l'eau que représente l'écoulement des eaux usées des chemins de fer pollués avec ces substances. Pour cela, des mesures de concentration des substances dans les eaux usées des chemins de fer ont été utilisées pour déterminer à l'aide de modèles du scénario du pire le risque pour des cours d'eau de différentes tailles. Ces évaluations ont été réalisées pour les paramètres globaux GUS, DOC, indice d'hydrocarbure et PAK ainsi que pour les métaux lourds chrome, fer, cuivre, nickel et zinc et le pesticide glyphosate et son produit de dégradation AMPA.

Dans des cours d'eau de taille moyenne et grande (écoulement moyen $Q_m > 5 \text{ m}^3/\text{s}$), le déversement des eaux usées collectées des chemins de fer d'une section d'une longueur de 1 km n'entraîne selon les estimations du scénario du pire aucune détérioration de la qualité de l'eau. Parmi les substances examinées, le glyphosate et l'AMPA ont déterminé le débit nécessaire des cours d'eau. Lorsque les eaux usées des chemins de fer sont déversées dans des cours d'eau plus petits, un risque localisé pour l'eau dû à plusieurs des substances examinées ne peut pas être complètement

EINFÜHRUNG

Der Eisenbahnverkehr emittiert im Normalbetrieb eine Vielzahl verschiedener Stoffe wie Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe oder Pflanzenschutzmittel, die Luft, Böden und Gewässer belasten können [1]. Da Teile der Schweizerischen Bahnstrecken entlang von Oberflächengewässern verlaufen, können Emissionen der Bahn in diese gelangen.

Gemäss Gewässerschutzgesetz (GSchG) muss verschmutztes Wasser behandelt werden. Ob Abwasser als verschmutzt oder nicht verschmutzt zu gelten hat, hängt von der Quantität und Qualität des Abwassers sowie dem Zustand des Gewässers ab, in welches das Abwasser gelangt. In der Wegleitung zur Entwässerung von Verkehrswegen werden die rechtlichen Grundlagen vom Bundesamt für Umwelt (Bafu), damals Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Buwal), konkretisiert sowie Kriterien zur Beurteilung von Abwasser aus Bahnanlagen definiert [2]. Diese Kriterien erlauben eine grobe Beurteilung basierend auf Verkehrsaufkommen, Anteil Güterverkehr, Gefälle der Strecke und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Numerische Anforderungen an die Abwasserqualität sind nicht enthalten. Um einen nachhaltigen Gewässerschutz gewährleisten zu können, ist es allerdings unerlässlich, die Stoffemissionen, deren

* Kontakt: rene.gaelli@bmgeng.ch

Umweltverhalten und die Auswirkungen auf die Umwelt zu kennen.

In diesem Artikel wird eine Situationsanalyse zur Belastung der Gewässer mit Mikroverunreinigungen aus dem Bahnverkehr vorgestellt. Nach einem Überblick der abgeschätzten Emissionsmengen und deren Quellen werden ausgehend von Konzentrationsmessungen im Gleisabwasser die Belastungen in kleinen Fließgewässern sowie im Rhein bei Basel abgeschätzt. Die Relevanz der Gewässerbelastung wird anhand der in der Gewässerschutzverordnung (GSchV) festgelegten Qualitätsziele und anhand von ökotoxikologischen Grenzwerten diskutiert und mit anderen diffusen Einträgen wie jenen der Strassenentwässerung verglichen.

MIKROVERUNREINIGUNGEN IM GLEISABWASSER

Im Rahmen des Projektes «Gleisabwasser an Bahnanlagen» bilanzierte die Eawag die Emissionen der Schweizerischen Bundesbahnen (SBB) für Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe (KW) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) [1]. Die Abschätzungen der Eawag basieren auf Verbrauchserhebungen aus den Jahren 1990 bis 2004 und beziehen sich lediglich auf das Streckennetz der SBB, obwohl auch die übrigen Bahnen und lokale Verkehrsträger wie Strassenbahnen einen relevanten Beitrag zu den Umweltmissionen leisten dürften [3]. Aufgrund fehlender Daten zum Bahnnetz der Privatbahnen und zum öffentlichen Lokalverkehr fokussiert dieser Artikel auf die diffusen Emissionen aus dem Normalbetrieb der SBB.

Emissionen aus dem Bahnverkehr werden vor allem durch physikalische Abriebprozesse an Bremsen, Fahrleitungsdrähten, Rädern und Schienen sowie durch die Auswaschung von chemischen Stoffen, die bewusst im Gleisbereich angewendet wurden, verursacht (Tab. 1). Für Schwermetalle sind zudem Korrosionsprozesse, z.B. an Rollmaterial und Bahninstallationen, weitere Emissionsquellen. Die mengenmässig relevantesten Emissionen werden gemäss der Eawag durch Bremsabrieb verursacht, der zum überwiegenden Teil aus Eisen besteht [1]. Von den restlichen Schwermetallen sind vor allem die Kupferemissionen von Bedeutung, deren Hauptquelle der Abrieb an Fahrleitungen ist. Die von der Eawag aufgrund von Verbrauchserhebungen geschätzte

Stoff	Gesamt-schweizerische Emissionsmengen der SBB in t/a [aus [1] bzw. [6]]	Hauptquellen der Bahnemissionen
Eisen	2176	Bremsbeläge >> Schiene, Rad
Kupfer	46,6	Fahrleitung >> Bremsbeläge
Zink	19,8	Korrosionsschutz
Chrom	6,9	Schiene > Grauguss-Bremsbelag
Nickel	0,4	Rad
KW	1357	Mechanismusschmierung >> Weichenschmierung > Spurkranzschmierung
PAK	80	Holzschwellen
Glyphosat	2,0 bis 3,9	Vegetationskontrolle

Tab. 1 Durch die Eawag mittels Verbrauchserhebungen von 1990 bis 2004 abgeschätzte, gesamt-schweizerische Emissionsmengen der SBB und deren Hauptquellen [1]. Herbizidmengen aus Eigendeklaration SBB 2003 bis 2012 [6]

Quantités d'émissions globales de toute la Suisse de la CFF et de ses sources principales estimées entre 1990 et 2004 par l'Eawag à l'aide d'enquêtes sur la consommation [1]. Quantités d'herbicides selon les déclarations de CFF 2003 à 2012 [6]

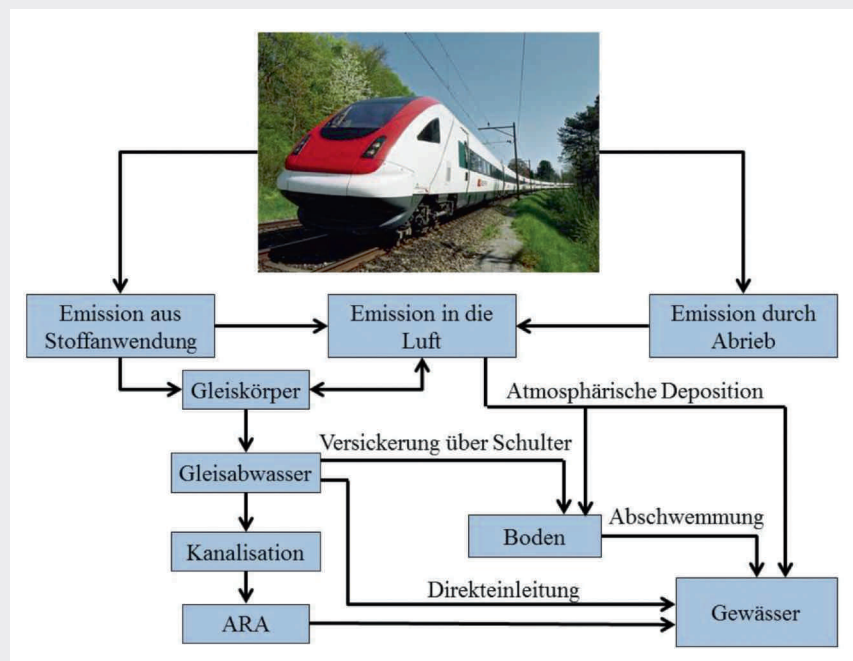


Fig. 1 Vereinfachte Darstellung der Emissionen aus dem Bahnverkehr und ihrer Eintragswege in Gewässer

Représentation simplifiée des émissions du trafic ferroviaire et des voies d'écoulement dans les cours d'eau

Kupferemission durch den Bahnbetrieb der SBB beträgt jährlich 46,6 t [1] und liegt in einem ähnlichen Bereich wie die Menge, die von *Arx* (1999) basierend auf Emissionsfaktoren abschätzte. Gemäss diesen Berechnungen werden in der Schweiz ca. 240 t/a Kupfer in die Umwelt eingetragen, wovon 36 t/a (ca. 15%) auf die gesamte Eisenbahn entfallen [4].

Durch die bewusste Anwendung von organischen Stoffen werden weitere Emissionen verursacht. Beispielsweise gelangen KW und PAK durch den Einsatz von Schmiermitteln an Weichen, von

Spurkranzöl (dient zur Reduktion von Geräuschen und des Abriebes zwischen Rad und Schiene, wird heute allerdings auf dem Netz der SBB nur noch auf der Gotthardstrecke eingesetzt) oder durch Ausgasung und Auswaschung aus mit Teeröl imprägnierten Holzschwellen in die Umwelt [5].

Die Eawag schätzt die Emissionen von PAK aus Holzschwellen auf 80 t/a [1], die in einer ähnlichen Grössenordnung sind wie die Schätzungen der *Empa* aus dem Jahr 2000 von rund 140 t [5]. Um einen sicheren Betrieb des Schienenverkehrs zu gewähr-

leisten, müssen die Gleisanlagen möglichst frei von Pflanzen sein. Zur Vegetationskontrolle wird auf dem Streckennetz der SBB im Gleisbereich vorwiegend der Wirkstoff Glyphosat eingesetzt. Um die Emissionen zu minimieren, wird Glyphosat mittels Handspritze direkt auf das Pflanzenmaterial gespritzt. Der Einsatz von Glyphosat durch die SBB belief sich im Jahr 2003 auf 3,9 t/a und im Jahr 2012 noch auf 2,0 t/a [6]. Verglichen mit dem gesamtschweizerischen Verbrauch von 350 t/a (im Jahr 2008, [7]) stellt dieser Anteil eine relativ geringe Menge dar. Glyphosat wird nach der Applikation teilweise zu Aminomethylphosphonsäure (AMPA) abgebaut, das regelmässig neben Glyphosat im Gleisabwasser nachgewiesen wird [8].

Die in dieser Studie nachfolgend durchgeführten Abschätzungen beruhen somit auf Datenmaterial, das zu unterschiedlichen Zeitpunkten erhoben wurde: Emissionsschätzungen von 1990 bis 2004, Gleisabwassermessungen von 1996 bis 2012. Veränderungen an der Infrastruktur des SBB-Netzes bzw. des Bahnbetriebs wie z.B. ein abnehmender Anteil an Holzschwellen, weniger Graugussbremsen und verringerter Herbizideinsatz werden aufgrund der verfügbaren Daten nur teilweise berücksichtigt.

EINTRAGSWEGE

Die vom Bahnbetrieb emittierten Stoffe werden durch verschiedene Transportprozesse in die Luft, den Boden und das Wasser

eingetragen. Gas- und staubförmige Emissionen gelangen in die Luft und können mit dem Regen in die Gewässer eingetragen werden. Schwermetalle werden grösstenteils durch Abrieb verursacht und in Form von Partikeln in die Luft emittiert, von wo sie mittels kleinräumiger atmosphärischer Deposition in den Gleiskörper, in den Boden oder direkt in ein nahe gelegenes Gewässer eingetragen werden. Aus dem Gleiskörper oder Boden werden Stoffe mit dem Regen als Partikel (z.B. Schwermetalle), an Partikel gebunden und in gelöster Form (Schwermetalle, KW, PAK, Glyphosat) direkt oder indirekt über eine ARA in Oberflächengewässer gelangen. Die Buwal-Wegleitung zum Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen schreibt vor, dass das Gleisabwasser in erster Priorität versickert werden soll, falls nötig mit vorgeschalteter Behandlungsanlage [2]. Ist der Untergrund durchlässig, wird das Wasser deshalb nach Möglichkeit direkt über die Böschung versickert. Der Oberboden wirkt dabei als Filter für Partikel und adsorbierende Stoffe wie Schwermetalle, PAK und KW und Glyphosat. Ist eine Versickerung vor Ort nicht möglich, wird das Gleisabwasser in ein Oberflächengewässer eingeleitet. Mit zusätzlichen Massnahmen wie Rückhaltebecken und Filteranlagen können Konzentrationsspitzen reduziert werden [2]. Im Bericht zum Gewässerschutz an Bahnanlagen der Eawag wird erwähnt, dass vermutlich rund 50% des SBB-Gleisnetzes über eine Direkteinleitung in einen

Stoff	Einheit	Konzentrationsbereich im Drainagewasser	Mittelwert der Konzentrationen im Drainagewasser, in Klammern Anzahl Messwerte	Qualitätsziele für Fließgewässer (GSchV)	weitere Anforderungen
Summenparameter					
GUS	mg/l	< 5–132	43 (10)		20 ³⁾
DOC	mg C/l	0,51–4,7	1,7 (13)	1–4 ¹⁾	
KW	mg/l	< 0,05–0,34	0,07 (13)		10 ³⁾
PAK (total)	µg/l	< 0,02–0,64	0,13 (13)		
Organische Stoffe					
Glyphosat	µg/l	0,03– 19	4,09 (12)	0,1 ¹⁾	
AMPA	µg/l	0,17– 12	2,72 (12)	0,1 ¹⁾	
Metalle Gesamtgehalt					
Chrom	mg/l	< 0,002– 0,0087	0,004 (13)	0,005 ¹⁾	
Eisen	mg/l	0,18–2,6	0,9 (13)		
Kupfer	mg/l	< 0,01– 0,039	0,018 (13)	0,005 ¹⁾	
Nickel	mg/l	< 0,005	< 0,005 (10)	0,01 ¹⁾	
Zink	mg/l	< 0,01– 0,16	0,057 (13)	0,02 ¹⁾	
Metalle gelöste Anteile					
Chrom	mg/l	< 0,002– 0,0043	0,002 (13)	0,002 ¹⁾	
Eisen	mg/l	< 0,01–0,039	0,02 (13)		0,3 ²⁾
Kupfer	mg/l	< 0,002– 0,0083	0,005 (13)	0,002 ¹⁾	
Nickel	mg/l	< 0,005	< 0,005 (10)	0,005 ¹⁾	
Zink	mg/l	< 0,005– 0,029	0,015 (13)	0,005 ¹⁾	

¹⁾ GSchV, Anhang 2 Ziff. 12 Abs. 5, Anforderungen an die Wasserqualität

²⁾ FIV, Anhang Ziff. 2, Toleranzwert der für Trinkwasser zugelassenen Höchstkonzentration

³⁾ GSchV, Anhang 3 Ziff. 2 Abs. 7, Allgemeine Anforderungen an die Einleitung von Industrieabwasser in Gewässer

Tab. 2 Gemessene Konzentrationen im Drainagewasser ([9] und [10] aus den Jahren 2009, 2010 und 2012) und Vergleich mit Qualitätszielen der GSchV bzw. weiteren Anforderungen, fett gedruckt sind Konzentrationen, die bei schlechtem Gewässerzustand als problematisch betrachtet werden können, Glyphosatmessungen (H. Singer, Eawag und Th. Poiger, ACW Wädenswil), übrige Messungen durch Umweltlabors BMG Engineering AG)

Concentrations mesurées dans l'eau d'évacuation ([9] et [10] des années 2009, 2010 et 2012) et comparaison avec les objectifs de qualité de l'OEaux et d'autres exigences, les concentrations pouvant être considérées problématiques en cas de mauvais état du cours d'eau sont marquées en gras, mesures de glyphosate (H. Singer, Eawag et Th. Poiger, ACW Wädenswil), autres mesures par le laboratoire environnemental BMG Engineering AG)

Vorfluter entwässert wird [1]. Als letzte Möglichkeit kann das Gleisabwasser über die öffentliche Kanalisation in eine Kläranlage eingeleitet werden [2], wobei in der Kläranlage ein grosser Teil der Stoffe im Gleisabwasser eliminiert wird. Dieser Entsorgungsweg ist typisch für Bahnstrecken im urbanen Raum.

DYNAMIK DES EINTRAGS

Die Emissionen aus dem Bahnbetrieb erfolgen grösstenteils kontinuierlich, sind aber geographisch aufgrund von Faktoren wie beispielsweise unterschiedlicher Verkehrsdichte, unterschiedlichem Verhältnis zwischen Personen- und Güterverkehr, Anteil von Bremsstrecken oder allfälliger Holzschwellen nicht gleichmässig über das SBB-Netz verteilt. Der Gewässereintrag aller durch den Bahnverkehr emittierten Stoffe entsteht hauptsächlich durch Niederschlagsereignisse und zeigt deshalb ein ausgeprägt dynamisches Verhalten. Nicht kontinuierliche Einträge stammen aus der Anwendung von Glyphosat, welches meist im Frühsommer und teilweise im Herbst bei warmem und trockenem Wetter erfolgt. Im Gegensatz zu den sonstigen Stoffeinträgen, die über das ganze Jahr verteilt erfolgen, wird Glyphosat nur kurze Zeit nach der Ausbringung in Gewässer eingetragen.

MESSUNGEN IM GLEISABWASSER

Um eine Grundlage für die Beurteilung der Gewässergefährdung durch den Normalbetrieb der Bahn zu erhalten, haben das Bafu, das Bundesamt für Verkehr (BAV) und die SBB beschlossen, die Zusammensetzung von Gleisabwasser zu untersuchen [1, 9, 10]. Aufgrund von theoretischen Überlegungen wurden zahlreiche Standorte evaluiert und sogenannte *Hot Spots* definiert, die aufgrund von hoher Zugfrequenz, Bremsstrecken, dem Vorhandensein von Holzschwellen oder der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln hohe Emissionen aufweisen können. In einer ersten Kampagne wurde Gleisabwasser an zwei Standorten untersucht [9]:

- Rangierbahnhof Limmattal (RBL)
- Viadukt Hardbrücke

An den beiden Standorten wurden während Niederschlagsereignissen orientierende Untersuchungen durchgeführt. Stichproben zu Beginn des ersten Regenereignisses nach der Glyphosatapplikation (nur RBL) wurden auf ungelöste Stoffe (GUS), gelösten organischen Kohlenstoff (DOC), Schwermetalle, KW, PAK und Glyphosat (inkl. dem Abbauprodukt AMPA) untersucht. Am RBL wurden anschliessend während mehrerer Niederschlagsereignisse nach der Glyphosatapplikation kontinuierliche Gleisabwasseranalysen und Untersuchungen am Fliessgewässer durchgeführt, in welches das Gleisabwasser eingeleitet wird.

Die Ergebnisse wurden in einer zweiten Messkampagne an vier weiteren Standorten überprüft [10].

- Däniken: Rangierbahnhof und Hauptstrecke Aarau-Olten
- Dietikon: Hauptstrecke Zürich-Basel/Bern
- Effretikon: Hauptstrecke Zürich-Winterthur
- Rapperswil: 4-gleisige Hauptstrecke Aarau-Lenzburg/Brugg

Die Probennahmen erfolgten jeweils beim ersten Regenereignis nach der Applikation von Glyphosat und beim nächsten Starkregenereignis. Für die Analysen wurden Schöpfproben während zwei Stunden aus den jeweils den Gleisen am nächsten gelegenen Schächten gemischt. Die Analyseresultate der beiden

Messkampagnen sind in *Tabelle 2* zusammengefasst. Angegeben sind jeweils die gefundenen Konzentrationsbereiche sowie der Mittelwert aller Messwerte. Für die Bestimmung der mittleren Konzentrationen wurde für Messwerte unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze die Bestimmungsgrenze eingesetzt.

Zur Bewertung einer möglichen Belastung des Fliessgewässers wurden die gemessenen Konzentrationen im Drainagewasser mit den Anforderungswerten an die Wasserqualität aus der Gewässerschutzverordnung verglichen. Diese Anforderungswerte gelten für Fliessgewässer, d. h. nach weitgehender Durchmischung mit eingeleitetem Abwasser. Demzufolge kommt der Grösse und dem Zustand des Gewässers, in das eingeleitet wird, und der Eintragsdynamik (Emissionen nur bei Niederschlag) eine entscheidende Bedeutung zu. Eine Überschreitung dieser Anforderungswerte ist demzufolge dort problematisch, wo ein geringes Verdünnungsverhältnis vorherrscht oder der Zustand des Gewässers ohnehin schon durch hohe Belastungen gekennzeichnet ist. Wo Anforderungswerte in der Gewässerschutzverordnung fehlen (Eisen, GUS und KW), wurde der Toleranzwert für Trinkwasser der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) bzw. der Einleitgrenzwert für Industrieabwasser herangezogen. Hier sei einschränkend darauf hingewiesen, dass einerseits ins Grundwasser gelangendes Drainagewasser bis zur Entnahme an einer abstrom gelegenen Trinkwasserfassung mit dem vorhandenen Grundwasser vermischt werden könnte und andererseits es sich bei Gleisabwasser nicht um Industrieabwasser handelt. Die DOC-Konzentration, ein Indikator für die Gesamtfracht an gelösten organischen Verbindungen, ist in der Regel gering und lag bei maximal 4,7 mg/l. Die maximal gemessenen Konzentrationen für KW (0,34 mg/l) und PAK (Gesamtgehalt der 16 EPA-PAK 0,64 µg/l) in den unfiltrierten Proben sind ebenfalls gering. Aufgrund der Stoffeigenschaften wird erwartet, dass sowohl die KW als auch die PAK grösstenteils partikelgebunden vorliegen. Die Messergebnisse in filtrierten und unfiltrierten Proben des Gleisabwassers zeigen, dass bei den Schwermetallen der Gesamtgehalt deutlich höher ist als der gelöste Gehalt. Somit liegt ein Grossteil der Schwermetalle in ungelöster Form vor (als Partikel oder an Partikel gebunden). Nickel konnte in keiner Probe nachgewiesen werden. Die maximalen Gesamtgehalte der übrigen untersuchten Metalle lagen maximal einen Faktor 8 (Kupfer, Zink), die höchsten gelösten Gehalte maximal einen Faktor 6 (Zink) oberhalb der Qualitätsziele für Fliessgewässer der GSchV. Das heisst, dass nur bei ungünstiger Durchmischung (geringer Abfluss im Gewässer bei gleichzeitig hohem Abfluss von den Gleisanlagen) diese Schwermetallkonzentrationen im Gleisabwasser problematisch sein können. Die Belastung mit gelöstem Eisen liegt mit maximal 0,039 mg/l deutlich unterhalb des Toleranzwertes für Trinkwasser der FIV von 0,3 mg/l und dürfte somit für Fliessgewässer kaum relevant sein.

Die maximal gemessenen Konzentrationen an Glyphosat und AMPA betragen 19 beziehungsweise 12 µg/l. Diese Werte liegen einen Faktor 190 für Glyphosat bzw. 120 für AMPA über den Qualitätszielen für Fliessgewässer der GSchV von 0,1 µg/l. Da die Probennahmen jeweils auch beim ersten Regenereignis nach der Applikation von Glyphosat erfolgten, können die gemessenen Glyphosat-Konzentrationen als eine Art Worst-Case betrachtet werden. An allen Standorten nahm die Konzentration an Glyphosat mit der Anzahl der Regenereignisse nach der Applikation ab. Gleichzeitig nahm das Verhältnis AMPA/Glyphosat zu.

Bezüglich der Dynamik konnte in den kontinuierlichen Messungen festgestellt werden, dass mit zunehmender Regen-

dauer die Konzentration der Stoffe im Drainagewasser sinkt, die Maximalwerte aber vereinzelt auch erst mehrere Stun-

den nach Beginn des Regens auftreten [9]. In *Figur 2* ist dieses Verhalten am Beispiel einer Messkampagne am Rangierbahnhof Limmattal gezeigt. Nach einer einmaligen Ausbringung von Glyphosat (in einer Blindprobe des Sickerwassers vor der Ausbringung konnte kein Glyphosat nachgewiesen werden) nimmt die Belastung des Gleisabwassers während eines Regenereignisses zunächst stark zu, aber in der ersten Stunde um ca. eine Grössenordnung wieder ab. Nach wiederholten Regenereignissen sinkt die Konzentration unter die Bestimmungsgrenze.

In früheren Untersuchungen im Auftrag von SBB, Bafu und BAV wurden die Gehalte von Glyphosat im Sickerwasser der Versuchsstrecke Schüpfen und von 13 Drainagen des SBB-Netzes in den Jahren 1996/97 bestimmt [11]. *Schüpfen* diente dabei als Worst-Case-Standort, da dort versuchsweise die doppelte Applikationsmenge (0,49 g/m²) ausgebracht wurde. In enger Zusammenarbeit mit der SBB wurden 2007 zusätzlich umfangreiche Messungen von Glyphosat und AMPA in Drainagen entlang des gesamten SBB-Netzes im Rahmen einer Diplomarbeit an der Eawag durchgeführt [12]. Dabei wurden Gleisabwasserproben vom ersten Regenereignis nach der Glyphosatapplikation von 48 unterschiedlich stark genutzten Standorten untersucht. Als maximaler Wert konnte eine Glyphosatkonzentration von 110 µg/l nachgewiesen werden. Die Medianwerte der Glyphosatkonzentrationen lagen für Gleisabwasser aus Bahnhofsbereichen bei 14 µg/l, für die Hauptlinien bei 4,7 µg/l und für Nebenlinien bei 2 µg/l.

Die GUS-Belastung des Gleisabwassers schwankte je nach Standort zwischen weniger als 5 mg/l und maximal 132 mg/l. Aufgrund des relativ hohen Maximalwertes und der Tatsache, dass ein grosser Teil der untersuchten Stoffe partikulär vorliegt, waren Schlammuntersuchungen an allen Standorten geplant. Einzig am Standort Rupperswil wurde in einem Absetzbecken wenig Schlamm gefunden [10]. Deshalb wurden an den Standorten Däniken, Dietikon sowie Effretikon je eine grosse Menge an Gleisabwasser entnommen und im Labor filtriert. Dieser Rückstand (Schlamm) wurde auf die relevanten Stoffe untersucht. Die in *Tabelle 3* zusammengefassten Resultate zeigen, dass die Stoffgehalte sowohl bei der Schlammprobe in Rupperswil als auch im Durchschnitt der analysierten Rück-

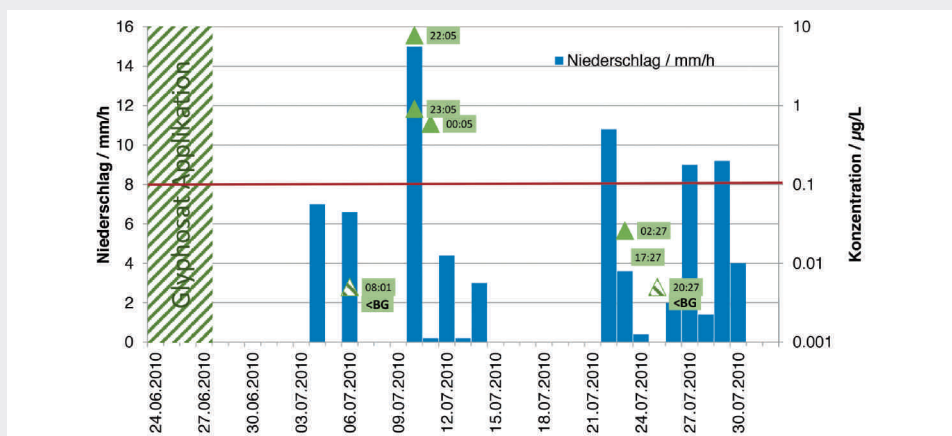


Fig. 2 Glyphosat-Konzentrationen in 1-h-Mischproben des Drainagewassers am Rangierbahnhof Limmattal nach einmaliger Ausbringung (24.6. bis 27.6.). Nach den ersten Niederschlägen kann noch kein Glyphosat im Drainagewasser nachgewiesen werden (schraffierte Symbole angegeben als 1/2-Bestimmungsgrenze (<BG) von 5 ng/l). Nach dem Starkregen vom 10.7. und den weiteren Niederschlägen nimmt die Konzentration im Drainagewasser ab (am 25.7. bereits wieder unterhalb der Bestimmungsgrenze). Glyphosattmessungen: H. Singer, Eawag

Concentrations de glyphosate de des échantillons variés d'1h de l'eau d'évacuation de la gare de triage de Limmattal après déversement unique (24.6. au 27.6.). Pas de glyphosate détectable dans l'eau d'évacuation après les premières précipitations (symboles grisés indiqués comme limite de détection 1/2 (<LD) de 5 ng/l). Après les fortes pluies du 10.07. et les autres précipitations, la concentration dans l'eau d'évacuation baisse à nouveau (à partir du 25.07. déjà de nouveau en dessous de la limite de détection). Mesures de glyphosate: H. Singer, Eawag

Parameter	Gehalt in Schlammprobe Rupperswil [mg/kg TS]	Durchschnittlicher Gehalt im GUS [mg/kg TS]	Grenzwert TVA unverschmutzter Aushub [mg/kg TS]
Kohlenwasserstoffe C10-C40	560		50
Summe PAK	6,9		3
Arsen	<15		15
Barium	110		
Beryllium	<1		
Blei	56		50
Bor	<50		
Cadmium	<0,5		1
Chrom	60	53	50
Eisen	44 000	15 750	
Kobalt	<10		
Kupfer	380	103	40
Molybdän	6		
Nickel	51		50
Quecksilber	<0,1		0,5
Zink	180	475	150

Tab. 3 Zusammenstellung der Resultate aus den Schlamm- und GUS-Analysen aus dem Jahr 2012 [10]. Fett gedruckt sind Messwerte über den Grenzwerten. Alle Analysen wurden durch die Umweltlabors BMG Engineering AG durchgeführt

Compilation des résultats des analyses de boue et de GUS de l'année 2012 [10]. Les mesures supérieures aux seuils sont marquées en gras. Toutes les analyses ont été réalisées par les laboratoires environnementaux BMG Engineering AG

stände meist im Bereich des Grenzwertes für unverschmutzten Aushub der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) liegen. Deutlich oberhalb der Grenzwerte liegen die Gehalte für Kohlenwasserstoffe (Faktor 11), Kupfer (maximal Faktor 9) und Zink (maximal Faktor 3). Da bei Regenereignissen in einem Einzugsgebiet GUS nicht nur durch Gleisabwasser in die Gewässer gelangt, sondern in viel höherem Mass Feststoffe aus dem Oberboden und befestigten Flächen abgeschwemmt werden, ist davon auszugehen, dass der Anteil des GUS aus dem belasteten Gleisbereich im Vergleich zu den anderen Quellen klein ist. Dies wird durch den, für den Rhein abgeschätzten, geringen Frachtanteil aus dem Gleisabwasser bestätigt.

BELASTUNG KLEINER FLIESSGEWÄSSER DURCH GLEISABWASSER

Die numerischen Anforderungen für Fließgewässer im Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung gelten bei jeder Wasserführung nach weitgehender Durchmischung des eingeleiteten Abwassers. Deshalb wurden die Auswirkungen der Bahnemissionen auf kleine Fließgewässer grob abgeschätzt. Dazu wurde ein einfaches Worst-Case-Szenario betrachtet, bei dem während eines Starkregenereignisses das Gleisabwasser direkt in ein entlang der Bahnstrecke verlaufendes Fließgewässer unterschiedlicher Grösse geleitet wird (siehe Annahmen in Box 1). Im Sinne eines Worst-Case wurde als Stoffkonzentration im Gleisabwasser der höchste gemessene Wert als Berechnungsgrundlage verwendet (Tab. 2). Die mit diesem Szenario berechneten Konzentrationen für die verschiedenen Fließgewässer sind in Tabelle 4 aufgeführt. Als Ergänzung zu den Anforderungen an die Wasserqualität der GSchV enthält die Tabelle 4 ökotoxikologisch begründete Qualitätsziele (PNEC = Predicted No Effect Concentration).

ANNAHMEN FÜR EIN WORST-CASE-SZENARIO «KLEINE FLIESSGEWÄSSER»

- Länge der entwässerten Bahnstrecke: 1000 m
- Breite Gleiskörper: 8 m
- Niederschlag: 1 Stunde, 30 mm
- Grösse Fließgewässer: 0,01; 0,1; 1 m³/s
- 70% des Niederschlags auf den Gleiskörper werden zu Gleisabwasser und gelangen ungereinigt in das Gewässer
- Es finden keine Adsorption, kein Abbau und keine Sedimentation statt.
- Während des einstündigen Niederschlagsereignisses nimmt der Abfluss im Fließgewässer nur um den Anteil des eingeleiteten Gleisabwassers zu.

Box 1

Glyphosat und AMPA überschreiten die numerischen Anforderungen der GSchV für alle Fließgewässergrößen deutlich. Um die Anforderungen für Glyphosat einzuhalten, muss das Gleisabwasser im Gewässer mit einem Faktor 190 durchmischt werden. Im betrachteten Szenario entspräche dies der Einleitung in ein Fließgewässer mit dem Abflussvolumen von ca. 9 m³/s. Die Gesamtgehalte der Schwermetalle Chrom, Kupfer und Zink würden bei einer Einleitung in das kleinste Fließgewässer Konzentrationen aufweisen, die über den Qualitätszielen der GSchV liegen. Bei einem Gewässer mit einem Abfluss von 0,1 m³/s liegen nur noch Kupfer und Zink geringfügig über den Qualitätszielen, während bei einem Abfluss von 1 m³/s die Qualitätsziele eingehalten würden.

Bei den in Tabelle 4 aufgeführten PNEC-Werten handelt es sich um chronische Qualitätsziele für Wasserorganismen, die langfristig nicht überschritten werden dürfen. Bei den grob

Stoff	Einheit	Konzentration Fließgewässer Q _m =0,01 m ³ /s	Konzentration Fließgewässer Q _m =0,1 m ³ /s	Konzentration Fließgewässer Q _m =1 m ³ /s	Qualitätsziele für Fließgewässer (GSchV) ¹⁾	PNEC ²⁾
Summenparameter						
GUS	mg/l	108,7	42	5,9		
DOC	mg C/l	3,87	1,50	0,21	1–4	
KW	mg/l	0,28	0,11	0,02		
PAK (total)	µg/l	0,52	0,20	0,03		
organische Stoffe						
Glyphosat	µg/l	15,6	6,0	0,8	0,1	13 [15]
AMPA	µg/l	9,9	3,8	0,5	0,1	
Metalle, gesamt						
Chrom	mg/l	0,007	0,003	0,0004	0,005	0,0034 [16]
Eisen	mg/l	2,14	0,82	0,11		0,016 [17]
Kupfer	mg/l	0,032	0,012	0,002	0,005	0,0078 [18]
Nickel	mg/l	<0,004	<0,001	<0,0001	0,01	
Zink	mg/l	0,13	0,05	0,007	0,02	0,002 [19]

¹⁾ GSchV, Anhang 2 Ziff. 12 Abs. 5, Anforderungen an die Wasserqualität

²⁾ PNEC: predicted no effect concentration

Tab. 4 Vergleich der abgeschätzten Konzentrationen der Worst-Case-Situation des Szenarios «Fließgewässer» mit den numerischen Anforderungen der GSchV für Fließgewässer und den PNEC-Werten. Fett gedruckt sind die Konzentrationen über den numerischen Anforderungen der GSchV

Comparaison de concentrations estimées dans le pire des cas du scénario « Cours d'eau » avec les exigences chiffrées de l'OEaux relatives aux cours d'eau et les valeurs PNEC. Les concentrations supérieures aux exigences chiffrées de l'OEaux sont marquées en gras

abgeschätzten Konzentrationen für die verschiedenen Fliessgewässergrössen handelt es sich um kurzzeitige Konzentrationsspitzen, die nicht direkt mit den chronischen Qualitätszielen verglichen werden können. Liegen die Konzentrationsspitzen unterhalb der chronischen Qualitätsziele, so ist von keiner Gefährdung für aquatische Organismen auszugehen. Im umgekehrten Fall ist eine Gefährdung zwar nicht ausgeschlossen, aber eine definitive Einschätzung kann nicht gemacht werden.

Im Fall von Zink hat die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) ein akutes Qualitätskriterium (MAC-EQS = maximal erlaubte Konzentration) von 15,6 µg/l festgelegt. Dieser Wert wird im betrachteten Worst-Case-Szenario bei einem Abfluss oberhalb von 1 m³/s nicht mehr überschritten. Im Weiteren wird für die ökotoxikologische Bewertung von kurzzeitigen Konzentrationsspitzen, wie sie bei der Einleitung von Gleisabwasser auftreten, auf die Arbeiten von R. Ashauer [13] verwiesen. Ein Vergleich dieser Abschätzungen mit Messungen an Fliessgewässern, die ausschliesslich von Gleisabwasser beeinflusst sind, kann nicht gemacht werden, da entsprechende Messungen nicht bekannt sind. Untersuchungen am Spreitenbacher Dorfbach, in den das Gleisabwasser des RBL eingeleitet wird, ergaben keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Fliessgewässerbelastung und Belastung im eingeleiteten

Gleisabwasser. Einerseits war der Bach möglicherweise bereits oberhalb der Einleitstelle mit den untersuchten Stoffen belastet bzw. die nicht eindeutige Entwässerungssituation liess eine genaue Massenbilanz über die drainierte Fläche nicht zu [9].

BELASTUNG DES RHEINS DURCH GLEISABWASSER

In einem ersten Schritt wurden die Stofffrachten im Gleisabwasser der Schweiz abgeschätzt und mit den von der Eawag abgeschätzten Gesamtemissionen der SBB verglichen. Dazu wurden die im Mittel gefundenen Gesamtgehalte der Stoffe im Gleisabwasser (Tab. 2) verwendet. Aus diesen Konzentrationen lässt sich mit den in Box 2 aufgeführten Annahmen die maximale Gesamtfracht der Stoffe berechnen, die im Worst-Case jährlich von den auf die Fläche des SBB-Netzes gelangenden Niederschlägen mobilisiert werden kann. Die abgeschätzten maximalen Stofffrachten im Gleisabwasser werden in Tabelle 5 mit den totalen Emissionsmengen der SBB (aus den Jahren 1996 bis 2004) aus Tabelle 1 verglichen. Der Vergleich zeigt, dass effektiv nur ein sehr kleiner Teil der abgeschätzten Emissionen in das Gleisabwasser gelangt. Die maximalen Anteile für das Gleisabwasser sind bei Zink mit 5% und bei Glyphosat mit 3% am höchsten. Am kleinsten ist der Anteil bei den PAK, was mit deren teilweise geringen Wasserlöslichkeit und

ANNAHMEN FÜR EIN WORST-CASE-SZENARIO «BELASTUNG DES RHEINS»

- Länge SBB-Netz: 3011 km [14]
- Breite Gleiskörper: 8 m
- Niederschlag pro Jahr: 1050 mm
- 70% des Niederschlags kommen zum Abfluss.
- Der Rhein entwässert zwei Drittel der Schweiz, zwei Drittel der Stofffracht gelangen in den Rhein.
- Abfluss Weil am Rhein: 1085 m³/s (Jahresmittel 1999–2009)
- Es findet weder Adsorption, noch ein Abbau oder Sedimentation statt.

Box 2

der starken Adsorption an Feststoffe im Schotterbett zusammenhängen dürfte. Ein Teil der PAK und der KW ist zudem biologisch gut abbaubar. Aufgrund des relativ hohen Dampfdrucks gelangen die leichter flüchtigen Komponenten in die Atmosphäre und sind somit nicht mehr für den Transport über die Gleisentwässerung verfügbar.

In einem weiteren Schritt wurden mit den Annahmen aus Box 2 die aus dem Eintrag von Gleisabwasser resultierenden maximalen Jahresdurchschnittskonzentrationen im Rhein abgeschätzt und mit den Messungen der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein verglichen (Tab. 6). Im Sinne eines Worst-Cases wurde angenommen, dass 70% des Nie-

Stoff	Totale abgeschätzte max. Stofffrachten im Gleisabwasser im SBB-Netz [kg]	Totale Emissionsmengen der SBB [1, 6] [kg]	Prozentualer Anteil max. Stofffrachten/ totale Emissionsmengen [%]
Summenparameter			
GUS	761 301	-	-
DOC	30 098	-	-
KW	1239	1 357 000	0,09
PAK (total)	2,3	80 000	0,003
Organische Stoffe			
Glyphosat	72	2500	2,9
AMPA	48	-	-
Metalle			
Chrom	71	6900	1,0
Eisen	15 934	2 176 000	0,7
Kupfer	319	46 600	0,7
Nickel	<88	400	<22
Zink	1009	19 800	5,1

Tab. 5 Vergleich der abgeschätzten Stofffrachten im Gleisabwasser mit den totalen Emissionen der Schweizerischen Bundesbahnen (SBB)
 Comparaison des charges de substances estimées dans les eaux usées des chemins de fer avec les émissions totales des CFF

Stoff	Einheit	Abgeschätzte durchschnittliche Worst-Case-Konzentration im Rhein	Durchschnittlich gemessene Konzentration bei Weil am Rhein ¹⁾	Anteil aus dem Bahnbetrieb (%)	Qualitätsziele für Fließgewässer GSchV ²⁾	PNEC
Summenparameter						
GUS	mg/l	0,0149	10,294	0,14		
DOC	mg C/l	0,00059	1,777	0,03	1–4	
KW	mg/l	0,00002	–	–		
PAK (total)	µg/l	0,00005	–	–		
organische Stoffe						
Glyphosat	µg/l	0,00142	0,03 ³⁾	4,7	0,1	13 [15]
AMPA	µg/l	0,00094	0,05 ³⁾	1,9	0,1	
Metalle, gesamt						
Chrom	mg/l	0,000001	0,0003	0,46	0,005	0,0034 [16]
Eisen	mg/l	0,000312	0,1	0,31		0,016 [17]
Kupfer	mg/l	0,000006	0,001	0,62	0,005	0,0078 [18]
Nickel	mg/l	<0,000002	0,0007	<0,25	0,01	
Zink	mg/l	0,000020	0,002	0,99	0,02	0,002 [19]

¹⁾ Mittel der Messwerte der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein aus den Jahren 2009–2011

²⁾ GSchV, Anhang 2 Ziff. 12 Abs. 5, Anforderungen an die Wasserqualität, welche nach weitgehender Durchmischung des eingeleiteten Abwassers gelten

³⁾ Die Konzentrationen von Glyphosat und AMPA wurden in Stichproben bestimmt [8]

Tab. 6 Vergleich der abgeschätzten Worst-Case-Konzentrationen aus dem Gleisabwasser mit den gemessenen Konzentrationen im Rhein bei Weil, den Qualitätszielen für Fließgewässer der GSchV und den ökotoxikologischen Qualitätszielen PNEC

Comparaison des concentrations estimées dans le pire des cas des eaux usées des chemins de fer avec les concentrations mesurées dans le Rhin près de Weil, les objectifs de qualité de l'OEaux concernant les cours d'eau et les objectifs de qualité écotoxicologiques PNEC

derschlags in Form von Gleisabwasser abflusswirksam wird und ungereinigt in die Gewässer gelangt. Abbau, Sorption und Sedimentation der Stoffe wurden vernachlässigt. Es ist ersichtlich, dass die abgeschätzten maximalen Konzentrationen für den Rhein um mindestens zwei Größenordnungen tiefer liegen als die Messwerte. Einzig für Glyphosat und AMPA stammt im Worst-Case-Szenario mit einem Anteil von fast 5% bzw. 2% ein relevanter Teil aus dem Bahnbetrieb. Die Anteile der gemessenen Konzentrationen aller anderen Stoffe, die aus dem Bahnbetrieb stammen, sind selbst unter den angenommenen Worst-Case-Bedingungen vernachlässigbar. Erwartungsgemäss werden bei der extremen Verdünnung im Rhein für keinen Stoff die ökotoxikologischen Qualitätskriterien oder die numerischen Anforderungen überschritten.

Die Immission von Stoffen durch das Gleisabwasser dürfte in Realität zu Konzentrationsschwankungen im Jahresgang führen, wobei aufgrund der geringen zu erwartenden Frachten und der Überlagerung durch Emissionen aus anderen Quellen diese Schwankungen messtechnisch kaum erfasst werden können. Für Glyphosat, das durch die SBB nur zu definierten Zeitpunkten, aber nicht im

gesamten Netz zeitgleich ausgebracht wird, sind diese Konzentrationsspitzen lokal ausgeprägter als für die anderen betrachteten Stoffe. Der Nachweis dieser Konzentrationsspitzen ist aber durch den geringen Anteil der SBB an der gesamten ausgebrachten Glyphosatmenge schwierig durchführbar.

VERGLEICH VON GLEISABWASSER MIT STRASSENABWASSER

Um die Belastung der Oberflächengewässer durch den Bahnbetrieb in Relation zu setzen mit dem Eintrag von Stoffen aus anderen diffusen Quellen, werden in *Tab. 7* die im Gleisabwasser beobachteten Konzentrationsbereiche der Stoffe denjenigen aus der Strassenentwässerung gegenübergestellt [20]. Die im Gleisabwasser gemessenen Konzentrationen liegen für alle Stoffe deutlich tiefer. Das Schweizer Strassennetz weist insgesamt eine Länge von rund 70 000 km auf, wobei das Abwasser der Gemeindestrassen zum grössten Teil in die Kanalisation geleitet wird. Das Netz der National- und Kantonsstrassen (total ca. 20 000 km) ist ca. 7-mal länger als das Netz der SBB. Aufgrund der geringeren Konzentrationen im Gleisabwasser und der wesentlich kleineren entwässerten Fläche ist davon

auszugehen, dass die Stofffrachten, die mit dem Gleisabwasser in die Gewässer gelangen, deutlich geringer sind als diejenigen, die mit dem Strassenabwasser in Gewässer gelangen. Ebenso wie das Gleisabwasser entsteht Strassenabwasser nur bei Niederschlagsereignissen. Die damit einhergehende Dynamik des Eintrags von Stoffen in Oberflächengewässer, d.h. Konzentrationsspitzen zu Beginn des Regenereignisses, ist auch für Strassenabwasser bekannt [21].

Ein genauer Vergleich ist schwierig, da weder für die Strasse noch für das Gleisnetz der SBB bekannt ist, welcher Anteil des Abwassers tatsächlich direkt in die Gewässer gelangt.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die durch den Bahnbetrieb der SBB verursachten Emissionen an Schwermetallen und organischen Stoffen sind mengenmässig relevant. Davon gelangt jedoch nur ein kleiner Teil in das Gleisabwasser, das wiederum nur zu einem kleinen Teil direkt in die Oberflächengewässer gelangt. Abschätzungen für eine 8000 m² grosse entwässerte Fläche bei einem Starkregenereignis mit 30 l/m² haben ergeben, dass selbst unter Worst-Case-Betrachtungen (keine Sorption, kein Abbau, 70% des Nie-

Stoff	Gleisabwasser Konzentrationsbereich [9],[10] [mg/l]	Strassenabwasser Konzentrationsbereich [20] [mg/l]
Eisen	0,18–2,6	3,8–8,5
Kupfer	<0,01–0,039	0,066–0,15
Zink	<0,01–0,16	0,333–0,895
Chrom	<0,002–0,0087	0,002 – 0,018
Nickel	<0,005	0,007–0,04
KW	<0,05–0,34	8
PAK	<0,00002–0,00064	0,0025–0,0056
Glyphosat	0,00003–0,019	–
GUS	<5–132	118 –388
DOC	0,51–4,7	7–53

Tab. 7 Vergleich der gemessenen Konzentrationen in Strassen- und Gleisabwasser (bei den Schwermetallen, KW und PAK handelt es sich um die Gesamtgehalte)

Comparaison des concentrations mesurées dans les eaux usées de chaussées et de chemins de fer (pour les métaux lourds, HC et HAP, il s'agit de teneurs totales)

derschlags wird gefasst und in das Gewässer geleitet) das Gleisabwasser keine Beeinträchtigung der Qualität von mittleren und grossen Fliessgewässern darstellt. Es konnte gezeigt werden, dass bei einer Wasserführung von mindestens 5 m³/s die Qualitätsziele stets eingehalten werden. Von den untersuchten Stoffen bestimmen Glyphosat und AMPA diese notwendige Wasserführung im Fliessgewässer.

Für Gewässer, in die Gleisabwasser aus Standorten mit grossen Emissionen wie Bahnhöfen oder Gleisabwasser, das andere Abwasser enthält, eingeleitet wird, ist eine detaillierte Betrachtung nötig: Die Abflussverhältnisse von Gleisabwasser zu Fliessgewässern, der Anteil Fremdwasser im eingeleiteten Gleisabwasser und die Konzentrationen der Stoffe im Gleisabwasser müssen bekannt sein oder durch Abschätzung der Stofffrachten von der drainierten (Gleis)fläche hergeleitet werden.

Für sehr kleine Fliessgewässer (solche mit einem mittleren Abfluss von nicht mehr als 10 l/s bei einer entwässerten Fläche von 8000 m²) kann lokal eine Gewässergefährdung durch die untersuchten Stoffe nicht vollständig ausgeschlossen werden. Hier muss eine Einzelfallbetrachtung durchgeführt werden. Durch die Worst-Case-Abschätzungen für kleine Fliessgewässer konnte gezeigt werden, dass hier – neben den Herbizidkonzentrationen – auch die Konzentrationen der Schwermetalle Cr, Cu und Zn oberhalb der Qualitätsziele der GSchV liegen können. In mittelgrossen Gewässern (10 l/s bis 5 m³/s) können ausgehend von der Worst-Case-Abschätzung bei Gleisabwasser, das von einer entwässerten Fläche von mindestens 8000 m² stammt, die Qualitätsziele für Glyphosat überschritten werden. Hier wäre im

Einzelfall zu prüfen, welche Konzentrationen im Gleisabwasser direkt nach der Applikation des Glyphosats gefunden werden. Eine abschliessende Beurteilung der ökotoxikologischen Auswirkungen der Einleitung von Gleisabwasser in kleine Fliessgewässer ist nicht möglich, da die Belastungsspitzen kurzfristig und bisher nicht charakterisiert sind und teilweise die ökotoxikologischen Beurteilungskriterien fehlen.

Der Grossteil der Stoffe im Gleisabwasser ist partikelgebunden, der Gehalt an ungelösten Stoffen ist jedoch an den meisten untersuchten Standorten gering. Der Schadstoffgehalt dieses partikulären Materials ist im Bereich der Grenzwerte für unverschmutzten Aushub bzw. der Richtwerte für Oberböden der Verordnung über die Belastung des Bodens (VBBo). Da bei Niederschlagsereignissen der GUS-Gehalt in Fliessgewässern durch Abschwemmungen von Oberboden dominiert ist, ist der Anteil der mit dem Gleisabwasser eingetragenen GUS-Frachten an der Gesamtfracht gering.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Eawag (2005): Gewässerschutz an Bahnanlagen – Emittierte Stoffe im Normalbetrieb der SBB sowie Grundlagen zu deren Umweltverhalten, Dübendorf
- [2] Buwal (2002): Wegleitung, Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen. Vollzug Umwelt, Bern
- [3] Chèvre, N. et al. (2011): Substance flow analysis as a tool for urban water management: the case of copper in Lausanne, Switzerland. *Water Science and Technology* 63: 1341–1348
- [4] Arx, U. v. (1999): Kupfer in der Schweiz. Standortbestimmung. Buwal, Bern
- [5] Empa (2000): Gehalte und Emissionen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in und aus teerölbehandelten Holzschwellen des schweizerischen Eisenbahnnetzes. Im Auftrag vom Buwal, Bern
- [6] SBB (2012): Die SBB in Zahlen und Fakten 2012, Bern
- [7] Wittwer, A.; Gubser, C. (2010): Umsetzung des Verbots von Pflanzenschutzmitteln. Untersuchung zum Stand der Umsetzung des Anwendungsverbots von Unkrautvertilgungsmitteln auf und an Strassen, Wegen und Plätzen. *Umwelt-Wissen Nr. 1014*. Bundesamt für Umwelt, Bern
- [8] Hanke, I. et al. (2006): Quantification of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in Water using Solid Phase Extraction–Liquid Chromatography–Tandem Mass Spectrometry. *Proceedings of the IAEAC European Conference on Pesticides*, 26. bis 29. November 2006, Almeria, Spain

VERDANKUNG

Die Autoren bedanken sich beim Bundesamt für Umwelt Bafu (Patrick Fischer, Benjamin Meylan), dem Bundesamt für Verkehr BAV (Tobias Schaller) sowie den Schweizerischen Bundesbahnen SBB (Judith Schöbi, Astrid Nägeli, Walter Räss) für die finanzielle Unterstützung und die fachliche Begleitung. Eben solcher Dank gilt der Eawag (Heinz Singer, Irene Hanke und Tobias Doppler) für die fachliche Begleitung und die Unterstützung bei den Probenahmen.

- [9] *BMG Engineering AG (2011): Gewässerschutz an Bahnanlagen. Untersuchung von Gleisabwasser. Schlussbericht - Orientierende Beprobung, Abfluss-Charakterisierung und Messkampagne an ausgewählten Standorten. Studie im Auftrag von SBB, BAV, BAFU, Bern*
- [10] *BMG Engineering AG (2012): Untersuchung von Gleisabwasser. Studie durchgeführt im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, Bern*
- [11] *Bafu (2004). Bestimmung von Glyphosat und AMPA an Bahnanlagen, Schriftenreihe Umwelt Nr. 170, Bern*
- [12] *Bohnenblust, S. (2008): Flächendeckende Bestandaufnahme der Belastung von Gleisabwasser mit Glyphosat und AMPA, Diplomarbeit, ETH Zürich*
- [13] *Ashauer, R. (2012): Ökotoxikologische Bewertung. Schwankende Stoffkonzentrationen und wiederholte Konzentrationsspitzen in Gewässern. Aqua & Gas 11/12: 24-31*
- [14] *Fachkom (2011): Schweizer Schienennetz ist dreimal so lang wie das Autobahnnetz. www.fachkom.ch/news-details/items/schweizer-schienennetz-ist-dreimal-so-lang-wie-das-autobahnnetz.html*
- [15] *Norwegisches Nationales Forschungszentrum (ohne Jahr): Vorschlag für einen PNEC für Glyphosat, Oslo. www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/72542/Glyphosat.pdf*
- [16] *European Commission (2003): Risk Assessment Report on chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate, potassium dichromate, Environmental Part, Brüssel*
- [17] *UK Environment Agency (2009): Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: iron (total dissolved), Science Report SC040038/SR9, UK Technical Advisory Group, Bristol*
- [18] *European Commission (2009): Voluntary Risk Assessment Report on Copper and its compounds, Health & Consumer Protection DG, Brüssel*
- [19] *European Commission (2007): Risk Assessment Report on zinc, Environmental Part, Scientific Committee on Health and Environmental Risks, Brüssel*
- [20] *AquaPlus (2011): Strassenabwasser in der*

Schweiz. Literaturarbeit und Situationsanalyse Schweiz hinsichtlich gewässerökologischer Auswirkungen (Immissionen), Zug

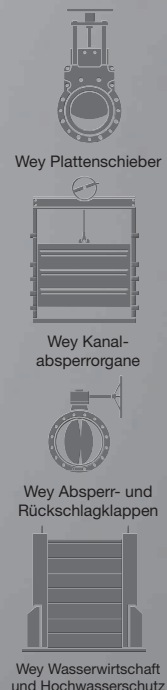
- [21] *Scheiwiller, E. et al. (2008): Schadstoffabschwemmungen - Am Beispiel von Hochleistungsstrassen, gwa 7: 539-546*

> SUITE DU RÉSUMÉ

exclu. Il faudrait pour cela réaliser une étude au cas par cas, avec comme paramètres déterminants: la dimension de la surface drainée, les concentrations réelles des substances dans les eaux usées des chemins de fer et le comportement d'écoulement de l'évacuation ainsi que du cours d'eau dans lequel elle se déverse.

**That's
theWey.**

Überall dort, wo flüssige, feststoff- oder gasförmige Medien geregelt, gelenkt, gestoppt oder aufgefangen werden müssen, sorgt Wey mit schweizerischem Qualitätsverständnis für sichere Verhältnisse. Bei Wasser und Abwasser, in der Industrie und bei der Umwelttechnik. Absperrtechnik von Wey ist für höchste Sicherheitsansprüche gedacht und gemacht. Technisch perfekt wie ein Schweizer Uhrwerk. Weil sie jahrzehntelang funktionieren muss. So gut wie sicher.



**Wey bietet höchste Sicherheit.
Jeden Tag. Rund um die Uhr.**

WEY[®]
VALVE INNOVATION MANAGEMENT

+
SWISS
PERFORMANCE

Auswirkungen von Strassenabwasser auf Oberflächengewässer

Gewässerökologische Beurteilung

Joachim Hürlimann



Effets des eaux de chaussée sur les eaux de surface

Évaluation basée sur l'écologie des cours d'eau

L'eau de chaussée survient par temps de pluie. Elle se compose d'un mélange de diverses substances (entre autres des métaux lourds et des hydrocarbures), qui peuvent se retrouver sous forme dissoute ou particulaire dans les eaux de surface, en fonction du mode d'écoulement des eaux. Les effets écologiques des eaux de chaussée (immissions) se manifestent sous forme hydraulique, morphologique, matérielle ou biologique, selon les circonstances et le cours d'eau. Des quantités élevées de polluants sont principalement associées à la fraction particulaire. A cause de ces dépôts de boue, des effets toxiques chroniques sont attendus, principalement pour les organismes filtrants, les habitants des sédiments et les consommateurs de sédiments fins.

Impact of Road Runoff on Surface Water

Water Ecology Assessment

Road runoff occurs when it rains. It consists of a mixture of different substances (e.g. heavy metals, hydrocarbons), which depending on the drainage system may either dissolved or partly make their way into surface water. The impact on the water ecology (immissions) manifests itself hydraulically, morphologically, materially or biologically depending on the conditions and type of water. High pollutant loads are predominantly associated with particles. These road sludge deposits are likely to have severe toxic effects on filter feeders, sediment populations and fine sediment feeders.

Strassenabwasser fällt bei Regenwetter an. Es besteht aus einem Gemisch von verschiedenen Stoffen (u. a. Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe), die je nach Entwässerungsart gelöst oder partikulär in die Oberflächengewässer gelangen können. Die gewässerökologischen Auswirkungen (Immissionen) manifestieren sich je nach Gegebenheiten und Gewässertyp hydraulisch, morphologisch, stofflich oder biologisch. Hohe Schadstofffrachten sind mehrheitlich mit Partikeln assoziiert. Durch diese Strassenschlammablagerungen sind chronisch toxische Effekte eher bei Filtrierern, Sedimentbewohnern und Feinsedimentfressern zu erwarten.

1 Ausgangslage

Das Strassennetz der Schweiz besteht aus rund 1900 km Nationalstrassen, 18 000 km Kantonsstrassen und 50 000 km Gemeindestrassen [1]. Die Strassenfläche umfasst damit rund 82 000 ha, was etwa 2% der Landesfläche entspricht. Insgesamt wurden in der Schweiz im Jahr 2007 durch den motorisierten Individualverkehr rund 93 Milliarden Personenkilometer zurückgelegt, was in etwa 2,2 Millionen Erdumrundungen entspricht [2]. Aus topografischen Gründen befinden sich

Strassen oft in der Nähe eines Gewässers und beeinflussen dieses mit ihrer Entwässerung (Abb. 1, 2 und 3). Obwohl heute zur Behandlung des Strassenabwassers insbesondere bei stark befahrenen Strassen gemäss der Wegleitung des Bundes [3] Anstrengungen unternommen werden, dürfte noch ein Grossteil des abfliessenden Strassenabwassers unbehandelt in Oberflächengewässern fließen. Der Druck auf die

Gewässer wird sich bis ins Jahr 2030 aufgrund der prognostizierten Zunahme des motorisierten Individualverkehrs von bis zu 20 % (Basis Jahr 2000) noch erhöhen [2]. Im Rahmen einer Studie wurde eingeschätzt, welche gewässerökologischen Auswirkungen die Einleitung von unbehandeltem und stark verschmutztem Strassenabwasser haben kann [4]. Als Grundlage diente eine umfassende Literaturstudie

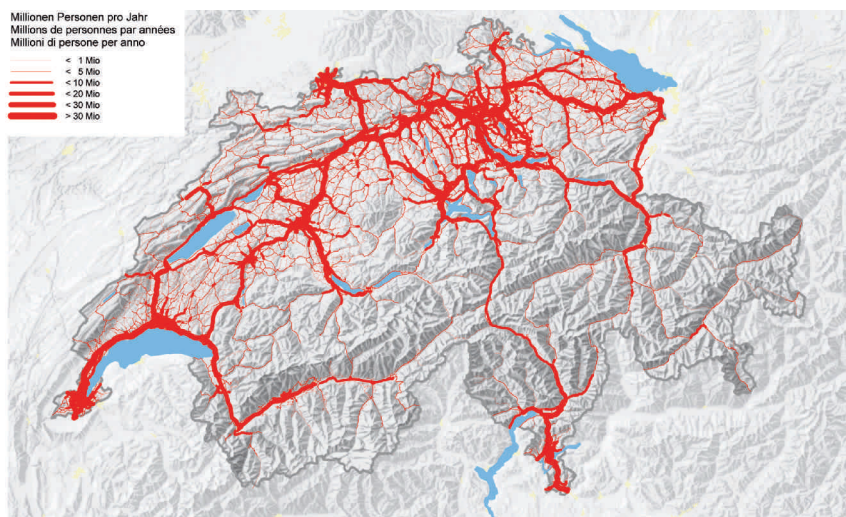


Abb. 1 Netzbelastung im Personenverkehr auf dem schweizerischen Strassennetz des Jahres 2008. Der Verkehr innerhalb der Gemeinden wurde in dieser Karte nicht berücksichtigt.
(Quelle: Verkehrsmodellierung VM-UVEK (ARE), INFOPLAN-ARE, BFS-GEOSTAT, swisstopo. © ARE)



Abb. 2 Strassen- und Gewässernetz im Raum Autobahnkreuz Wiggertal der A1/A2 bei Oftringen und Zofingen.
(Quelle: BAFU/swisstopo)



Abb. 3 Autobahntwässerungen in unterschiedliche Gewässertypen.

Oben: Bach (Urtenen, A6, Foto: Elmar Scheiwiller)
Mitte: Flusstau (Limmat westlich von Oetwil a.d.L., A1)
Unten: Flachwasserzone (Lauerzersee, A4)

von insgesamt 220 nationalen und internationalen Arbeiten und Publikationen sowie eine Expertenbefragung mittels Fragebogens. 25 der 43 angeschriebenen Fachleute der Bereiche Gewässerschutz sowie Strassen- und Siedlungsentwässerung (Bund, Kantone, Universitäten, Hochschulen und Firmen) gaben eine Rückmeldung. Das Thema Strassenabwasser wird in der Literatur seit den 1970er-Jahren thematisiert, wobei es gehäuft erst seit den 1990er-Jahren auftritt.

2 Charakterisierung von Strassenabwasser

Im Strassenabwasser treten eine Vielzahl verschiedener Stoffe auf, wobei das saisonale Vorkommen sowie die Konzentrationen und

Frachten relativ stark variieren, da sie von unterschiedlichsten Quellen stammen und von zahlreichen Parametern beeinflusst werden können. Beeinflusst werden diese Emissionen u. a. durch Strassenzustand, Witterung, Regenintensität, Dauer der Trockenperiode vor dem Regenereignis, Verkehrsaufkommen und Schwerverkehr, Fahrverhalten, Fahrgeschwindigkeit, seitliche Barrieren (Standspuren, Wände), Verwehungen, Entwässerungssystem sowie Strassenlängs- und -quergefälle [5, 6]. Zudem gibt es verschiedene Stoffquellen. So kann Zink beispielsweise von Leitplanken, Autokomponenten, Reifenpartikeln, Bremsstäuben, Autoschmierstoffen oder auch durch atmosphärische Deposition auf die Fahrbahn gelangen.

Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht jener Schmutzstoffe und deren Konzentrationsbereiche, die in Strassenabwasser bereits gemessen wurden. Daneben können aber auch eine Vielzahl weniger bekannter Stoffe – anthropogener und natürlicher Herkunft – vorkommen. Viele dieser Stoffe sind eher von kommunalem Abwasser bekannt wie nichtionische Tenside, Phytoesterole, Flammenschutzmittel, Holzschutzmittel und Antioxidantien [5]. Durch die stoffliche und hydraulische Dynamik während eines Regenereignisses, wie auch durch saisonale Unterschiede (z.B. Strassensalzung) sowie die Sprühverluste, erweist sich die qualitative und quantitative Charakterisierung des Strassenabwassers als schwierig.

Die Tabelle 1 beinhaltet Daten aus amerikanischen, schweizerischen, österreichischen und britischen Studien. Obwohl länderspezifische Unterschiede bei der Beschaffenheit von Strassenabwasser vorhanden sind, bewegen sich die Konzentrationen in der gleichen Bandbreite. Augenfällig ist die grosse Spannweite, in welchen die Konzentrationen auftreten können. So kann beispielsweise die Zinkkonzentration von wenigen µg/l bis gegen 2000 µg/l variieren.

3 Auswirkungen von Strassenabwasser-einleitungen auf Oberflächengewässer

Die Einleitung von verschmutztem Strassenabwasser kann im Gewässer je nach Gewässertyp, Gewässergrosse und Situation im Gewässer ganz unterschiedliche Effekte aufweisen. Grundsätzlich kann zwischen hydraulischen, morphologischen, stofflichen und biologischen Auswirkungen unterschieden werden, wobei es kurz- und langfristige Effekte gibt.

Parameter	Nachweis							Anteil gelöst	
	Einheit	%	EM	Mini-mum	Maxi-mum	Median	Mittel		
Konventionell	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	mg/l			1.2	483	13.1	18.7	
	Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅) ⁶	mg/l			10	70	40		
	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) ⁸	mg/l			30	1500	100		
	pH-Wert	pH			4.47	10.1	7	7.1	
	Total gelöste Stoffe (TDS)	mg/l			3.7	1800	60.3	87.3	
	Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	mg/l			1.6	530	15.3	21.8	
	Gesamte ungelöste Stoffe (GUS, TSS)	mg/l			1	2988	59.1	112.7	
Kohlenwasserstoffe	Kohlenwasserstoffindex (C ₁₀ -C ₄₀) ⁴	µg/l						293	
	Benzol ³	µg/l		0.21					
	Toluol ³	µg/l		0.37					
	Ethylbenzol ³	µg/l		0.15					
	m- und p-Xylol ³	µg/l		0.39					
	o-Xylol ³	µg/l		0.24					
	Isopropylbenzol ³	µg/l		0.02					
	MTBE (Methyl-tert-butylether) ^{3,5}	µg/l			0.13	0.21			
Metalle	Aluminium (Al), total ³	µg/l		9000					
	Arsen (As), total	µg/l	62%		0.5	70	1.1	2.7	30 - 60%
	Bor (B), total ³	µg/l		80					
	Barium (Ba), total ³	µg/l		200					
	Cadmium (Cd), total	µg/l	76%		0.2	30	0.44	0.73	30%
	Cobalt (Co), total ⁴	µg/l			2.5	15			
	Chrom (Cr), total	µg/l	97%		1	94	5.8	8.6	20 - 40%
	Kupfer (Cu), total	µg/l	100%		1.2	270	21.1	33.5	50%
	Eisen (Fe), total ^{2,3,4}	µg/l			791	22000			
	Quecksilber (Hg), total	µg/l	39%		0.0078	0.16	0.026	0.0367	
	Mangan (Mn), total ^{2,3}	µg/l			100	1500			
	Molybdän (Mo), total ^{2,3}	µg/l			1	32			
	Nickel (Ni), total	µg/l	95%		1.1	130	7.7	11.2	30 - 50%
	Blei (Pb), total ^{1,2,3,4,5}	µg/l			1	200		15	10 - 20%
	Palladium (Pd), total ⁷	µg/l	30%			7		0.38	
	Platin (Pt), total ⁷	µg/l	3%			120		4	
	Rubidium (Rb), total ³	µg/l		10					
Antimon (Sb), total ^{1,2}	µg/l			1.5	48	11	13		
Titan (Ti), total ³	µg/l		4						
Vanadium (V), total ^{2,3}	µg/l			6	58				
Zink (Zn), total	µg/l	100%		5.5	1'680	111.2	187.1	30 - 60%	
Brom (Br), total ⁴	µg/l		30						
Nährstoffe	Ammonium (NH ₄ -N)	mg/l	100%		0.33	3.9	0.77	1.08	
	Nitrat (NO ₃ -N)	mg/l	90%		0.011	48	0.6	1.07	
	Nitrit (NO ₂ -N) ¹	mg/l		0.06					
	Ortho-Phosphat (PO ₄ -P), gelöst	mg/l	64%		0.014	204	0.06	0.11	
	Gesamtphosphor (P), total	mg/l	89%		0.03	4.69	0.18	0.29	
	Sulfat (SO ₄) ²	mg/l			23	52			
	Kjeldahl-Stickstoff (TKN)	mg/l	94%		0.1	17.7	1.4	2.06	
PAK ^{3,5,7}	µg/l			1.4	10				
Anilin ¹	µg/l							nachgewiesen im einstelligen bis unteren zweistelligen µg-Bereich [analytische Unsicherheiten]	
Benzothiazol ¹	µg/l								
Cyclohexylamin ¹	µg/l								

Tab. 1 Schmutzstoffe im Strassenabwasser stark befahrener Strassen.

Statistische Zusammenfassung von staatsweiten Daten von Autobahnanlagen (2000–2003). California Department of Transportation [7]: Discharge Characterization – Study Report. Verändert und ergänzt mit: ¹Scheiwiller, E. [6]; ²Umweltinstitut Vorarlberg [8]; ³Parriaux A. et al. [9]; ⁴Steiner, M.; Goose, P. [10]; ⁵Langbein, S. et al. [11]; ⁶Herrera Environmental Consultants [12]; ⁷Crabtree et al. [13].

Legende: % = Auftretenswahrscheinlichkeit in den Proben; EM = Einzelmessungen oder nicht näher definierte Messungen, PAK (polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe).

Anmerkung: In der Studie vom California Department of Transportation (2003) [7] werden sehr hohe Bleikonzentrationen erwähnt. Da in der Schweiz solche Konzentrationen in neueren Studien nicht bestätigt werden konnten, wurden die hohen amerikanischen Konzentrationen nicht berücksichtigt.

3.1 Hydraulische Auswirkungen

Die gewässerökologischen Auswirkungen einer hydraulischen Belastung durch die Einleitung von Strassenabwasser sind vielfältig und stark abhängig von der Gewässerart (stehend oder fliessend), der Gewässergrösse und vom morphologischen Gewässerzustand. Die häufige Einleitung von Strassenabwasser kann das natürliche Abflussregime insbesondere von kleineren Fliessgewässern verändern und öfters zu Hochwasserspitzen führen. Zudem besteht die Gefahr, dass hydraulische Belastungen die Zahl der Abflüsse mit Geschiebetrieb atypisch erhöhen, was morphologische Veränderungen im Gewässer sowie eine Verarmung der Lebensgemeinschaften bedingen kann. Kurzlebige Pionierarten werden gefördert und die Individuendichte nimmt ab. Die Einleitmenge an Strassenabwasser sollte daher unter Berücksichtigung des Hochwasserswellenwertes von 60 % des einjährigen Hochwasserabflusses (HQ_1) erfolgen, da ab diesem Abfluss in etwa Geschiebetrieb ausgelöst werden kann [14].

3.2 Morphologische Auswirkungen

Morphologische Auswirkungen durch die Einleitung von Strassenabwasser zeigen sich im Gewässer hauptsächlich in Form von Verschlammung, Erosion, Auflandungen und Umlagerung von Feinsedimenten (Abb. 4). Feinsedimentablagerungen können zur Verstopfung der Gewässersohle (Kolmation) führen. Dies kann negative Auswirkungen auf die Qualität und Beschaffenheit des Lebensraumes «Interstitial» und damit auf die Organismen (v.a. Fauna) haben, wie auch generell auf den hydrologischen Austausch mit dem Grundwasser. Solche Ablagerungen müs-

sen verhindert werden, denn gemäss Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung (GSchV), darf sich infolge Abwassereinleitungen im Gewässer kein Schlamm bilden.

3.3 Chemische und physikalische Auswirkungen

Die *Wassertemperatur* ist ein entscheidender Faktor bei vielen biologischen Prozessen. Sie kann im Gewässer infolge Einleitung von Strassenabwasser z.B. während eines Sommergewitters erhöht werden. Gemäss Anhang 2 GSchV darf die Temperatur eines Fliessgewässers durch Wärmeeintrag gegenüber dem möglichst unbeeinflussten Zustand um höchstens $3\text{ }^\circ\text{C}$, in Gewässerabschnitten der Forellenregion um höchstens $1,5\text{ }^\circ\text{C}$, verändert werden; dabei darf die Wassertemperatur $25\text{ }^\circ\text{C}$ nicht übersteigen. Diese Anforderungen gelten nach weitgehender Durchmischung. Im sommerkalten Grienbach ZG (Q_{347} ca. $< 10\text{ l/s}$) stieg die Wassertemperatur infolge Einleitung von Strassenabwasser um maximal $3\text{ }^\circ\text{C}$ an (Maximaltemperatur $20,4\text{ }^\circ\text{C}$ basierend auf Online-Messungen während 8 Monaten). Die Zeit mit einer Erwärmung von mehr als $1,5\text{ }^\circ\text{C}$ dauerte vier Stunden [15]. Erfahrungsgemäss ist eine durch Strassenabwasser bedingte Temperaturerhöhung von kurzer Dauer (Stunden) und dürfte für Flora und Fauna in den meisten Fällen unproblematisch sein [16]. Einzig Organismen von ganzjährig kühlen Gewässern (Quellaufstösse, Giessen, sommerkalte Bäche) dürften sensibel auf solche Temperaturerhöhungen reagieren.

Im Winterhalbjahr vermag die Strassensalzung den *Ionengehalt* (gemessen als elektrische Leitfähigkeit) von kleineren Gewässern stark zu beeinflussen. Messungen zeigten, dass die grösste Salzfracht

ganz zu Beginn eines Regens abfließt; dies bei schon geringen Niederschlagsmengen. Im Grienbach ZG (Q_{347} ca. $< 10\text{ l/s}$, Leitfähigkeit bei Trockenwetter um $500\text{ }\mu\text{S/cm}$) wurden im Winter aufgrund der oben erwähnten Online-Messungen Leitfähigkeiten von $> 2500\text{ }\mu\text{S/cm}$ festgestellt [15]. Insgesamt veränderte die Strassensalzung den Ionengehalt des Grienbaches während Wochen massiv.

Chlorid wirkt sich grundsätzlich auf alle Kiemenatmer aus, weil die Ionen- und Osmoregulation gestört wird. Inwieweit sich aber nur kurzfristig erhöhte Chloridkonzentrationen und damit ein erhöhter Ionengehalt (v.a. Win-



Abb. 4 Verschiedene Ablagerungen von Feinsedimenten aus der Strassentwässerung.

terhalbjahr) auf aquatische Organismen auswirken, ist unklar. Wiederkehrende impulsartige Belastungen bedeuten für Einzeller und Mehrzeller mit geringer Differenzierung und Spezialisierung der Zellen einen physiologischen Stress. Aufgrund von Angaben im BAUFU Modul Chemie [17] sind Chloridkonzentrationen > 200 mg/l toxisch für Pflanzen, insbesondere Algen. Bei den Fischen, insbesondere Salmoniden, ist die Nitrittoxizität umso geringer, je höher die Chloridkonzentration ist. Die Einleitung von Strassenabwasser kann zumindest kurzfristig zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Wasser und langfristig zu erhöhten Schadstoffgehalten in Sedimenten führen. Gemäss *Ochsenbein* und *Scheiwiller* [18] überschreiten *Schwermetalle* wie Zink, Kupfer und Blei in der Urtenen BE bei mittleren bis grösseren Regenereignissen oft die numerischen Anforderungen für Fließgewässer gemäss Anhang 2 GSchV.

Die GSchV stellt keine expliziten Anforderungen an die Einleitung von Strassenabwasser in Gewässer. Anhang 3.3 GSchV hält fest, dass die Anforderungen an die Einleitung aufgrund der Beschaffenheit des Abwassers, des Standes der Technik und des Zustandes des Gewässers im Einzelfall festgelegt werden müssen. Im Anhang 2 GSchV befinden sich – neben verbalen Anforderungen – auch numerische Anforderungen an die Wasserqualität oberirdischer Gewässer, die *nach weitgehender Durchmischung* des eingeleiteten Abwassers im Gewässer gelten. Sie basieren auf öko-toxikologischen Untersuchungen. Die *Abbildung 5* setzt diese numerischen Anforderungen in Bezug zu den auftretenden Schadstoffkonzentrationen im Strassenabwasser stark befahrener Strassen. Daraus ist ersichtlich, dass Strassenabwasser grundsätzlich das Potenzial hat, Gewässer zu verschmutzen und deshalb, sofern es in ein Gewässer eingeleitet wird, behandelt werden muss. Die Mittelwertkonzentrationen im reinen Strassenabwasser sind etwa bis zu einer Grössenordnung, die Maximalwerte im Bereich von bis zu zwei (DOC bis drei) Grössenordnungen über den numerischen Anforderungen an Gewässer.

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist ein Mass für die Konzentrationen aller gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen. Gemäss *ASTRA* [19] weist der DOC im Strassenabwasser eine andere Zusammensetzung auf als der DOC im gereinigten Abwasser einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage. DOC kann generell Schwermetalle und PAK

(polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe) adsorbieren und somit deren Mobilität erhöhen. Der Summenparameter DOC ist somit auch in Zusammenhang mit Strassenabwasser relevant. Die Konzentrationen variieren aber stark (*Tab. 1, Abb. 5*). Sofern biologisch gut abbaubare Stoffe enthalten sind, kann ein erhöhter DOC-Gehalt abwasertolerante Arten fördern und damit die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft verändern.

Die stofflichen Auswirkungen manifestieren sich nicht nur mit erhöhten Konzentrationen in der fließenden Welle, sondern auch mit *Feinsedimentablagerungen* an Seeufern, in Kleinseen, Stauräumen oder in strömungsberuhigten Hinterwasserzonen von allenfalls revitalisierten Fließgewässern, Aufweitungen usw. Dabei akkumulieren sich diese Stoffe in Fließgewässern je nach Gefälle und hydraulischen Bedingungen nicht unmittelbar unterhalb

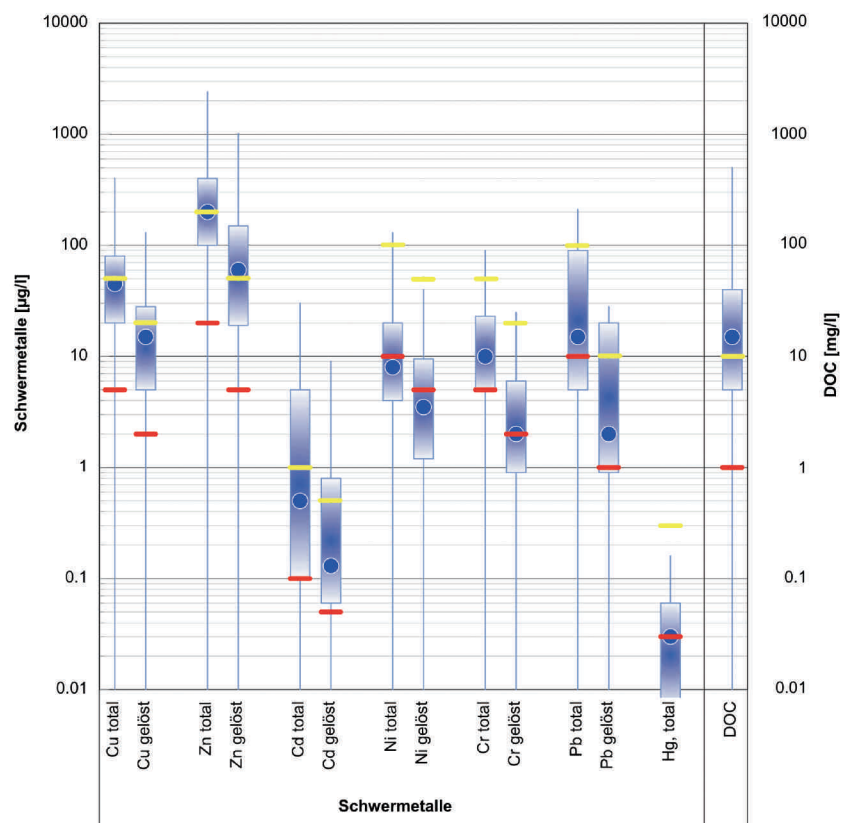


Abb. 5 Zu erwartende Konzentrationsbereiche im Strassenabwasser jener Parameter, für welche in Anhang 2 Ziffer 12 der Gewässerschutzverordnung eine numerische Anforderung für Fließgewässer formuliert ist.

Diese Darstellung erhebt nicht den statistischen Anspruch eines Box-Plots, sondern dient nur der Veranschaulichung verschiedener Untersuchungen gemäss *Tabelle 1*. Blau sind die Konzentrationen im verschmutzten Strassenabwasser. Es sind die Maximal- und die Minimalkonzentration dargestellt (blauer senkrechter Strich), wobei angenommen wurde, dass das Minimum theoretisch immer bei Null liegen kann. Der dicke blaue senkrechte Balken stellt den Bereich in einer Probe wahrscheinlich anzutreffenden Konzentrationen dar, wobei der Punkt eine Art Mittelwert bezeichnet. Die numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 GSchV sind rot eingezeichnet. Diese Anforderungen gelten für das Gewässer nach weitgehender Durchmischung des eingeleiteten Abwassers. Schadstoffkonzentrationen über der gelben Markierung erfüllen diese numerischen Anforderungen auch bei einer 10-fachen Verdünnung im Gewässer nicht.

der Einleitstelle, sondern allenfalls erst in einiger Entfernung zur Einleitstelle bachabwärts im Bereich von Auflandungen. Solch belastete Feinsedimente sind oft im Feld schon infolge Schwarzfärbung und mittels Geruch nach Kohlenwasserstoffen wie Öl, Petrol oder Teer erkennbar (Abb. 4 und 6, Äusserer Aspekt gemäss [20]). Meist ist ein grosser Teil der im Strassenabwasser vorkommenden Schadstoffe wie Metalle oder Kohlenwasserstoffe an Schlammpartikel gebunden. Langfristig kann dies zu erhöhten Schadstoffgehalten in Sedimenten führen.

Bei den Kohlenwasserstoffen wie auch bei den Schwermetallen zeigen Messungen in *Sedimenten*, die in Zusammenhang mit Strassenabwasser an Seeufern und Fliessgewässern entnommen wurden, dass die Schadstoffgehalte, bezogen auf die Trockensubstanz, auch höher als die Beurteilungswerte der IGKB (*Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee*) oder die Zielvorgaben der IKSR (*Internationale Kommission zum Schutz des Rheins*) sein können (Tab. 2).

Bei Zink und dem KW-Index C₁₀-C₄₀ traten Konzentrationen auf, die gar den T-Wert der Aushubrichtlinie [21] überschritten. Wird solch belastetes Sediment gestört oder entnommen, muss es im Sinne von verschmutztem Aushub TVA-konform deponiert werden.

Die *Modellierung* eines punktuellen Zinkeintrages in ein Seeufer ergab, dass je nach Steilheit des Ufers in einem Umkreis der Punkteinleitung von 30 bis 100 m mit einer Überschreitung der Zielvorgabe gemäss IKSR (200 mg/kg TS) gerechnet werden muss [4]. Unbehandeltes Strassenabwasser generiert, basierend auf dieser Modellierung, je nach Verkehrsaufkommen und Steilheit der Flachwasserzone eine mit Zink zu stark belastete Sedimentfläche, welche in etwa 10 bis 25 % der entwässerten Strassenfläche entspricht.

3.4 Biologische Auswirkungen

Die biologischen Auswirkungen, verursacht durch Schadstoffe im Strassenabwasser, können vielfältig sein. Denkbar sind Schadstoffakkumulation im Gewebe der Organis-

men sowie chronische Effekte wie Wachstums hemmung, Embryotoxizität, Verhaltensstörungen usw. Insbesondere bei wenig mobilen und sessilen Organismen wie Algen, submersen (untergetauchten) Moosen und Wasserpflanzen, Schnecken, Muscheln sowie bei Feinsedimentfressern und -bewohnern sind toxische Effekte zu erwarten (Abb. 7). Dies, weil Feinsedimente für viele Organismen zugleich Lebensraum, Entwicklungsort (Eigelege, Larven) und Nahrung (organische Partikel) darstellen. Unter den Schwermetal-

Parameter	Konzentrationen							Bewertungen			
	Einheit	n	Min.	Max.	Median	Mittel	SD	IGKB	IKSR	T-Wert	
Schwermetalle	Cadmium	mg/kg TS	26	0.1	3.1	0.4	0.5	0.6	0.8	1	5
	Kupfer	mg/kg TS	43	1.3	167	24	33	32	50	50	250
	Blei	mg/kg TS	43	5.0	90	23	29	21	50	100	250
	Zink	mg/kg TS	33	13.3	800	80	131	145	200	200	500
KW	PAK	mg/kg TS	33	0.2	7.8	0.8	1.3	1.4	1.5		15
	Benzo(a)-pyren	mg/kg TS	33	0.0	0.9	0.07	0.11	0.2	0.15		1
	KW-Index C10-C40	mg/kg TS	41	17.2	2250	125	251	372	100		250

Tab. 2 Sedimentkonzentrationen stehender und fliessender Gewässer in Zusammenhang mit Einleitung von Strassenabwasser und Bewertungsmöglichkeiten.

KW = Kohlenwasserstoffe
 PAK = polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
 SD = Standardabweichung
 TS = Trockensubstanz
 n = Anzahl Proben
 IGKB = Beurteilungswert der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee

IKSR = Zielvorgabe der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins
 T-Wert = tolerierbares Aushubmaterial gemäss Aushubrichtlinie [20].

(Quelle: Diverse unpublizierte Untersuchungen, die AquaPlus im Auftragsverhältnis durchführte.)



Abb. 6 Beeinträchtigungen des Äusseren Aspektes durch Strassenabwasser.

Oben: Schaumbildung (Scheibenwaschmittel)
 Mitte: Verschlämzung, Eisensulfid, Geruch
 Unten: Trübung eines Kleinses

len können besonders Kupfer (bis 400 µg/l Cu total) und Zink (bis 2000 µg/l Zn total) in höheren Konzentrationen auftreten. Selbst bei einer angenommenen 10-fachen Verdünnung und der Berücksichtigung des gelösten Anteils können Konzentrationen auftreten, welche ökotoxikologisch wirksam sind. So reagieren viele aquatische Organismen empfindlich auf Kupfer. Die bei uns verbreitete Spitzschlamm Schnecke (*Lymnaea stagnalis*) reagiert bei Langzeitexposition sehr sensitiv auf Kupfer (30 Tage Exposition, EC20: < 3 µg/l Cu



Abb. 7 Vertreter von gegenüber Strassenabwasser möglicherweise besonders sensiblen Organismen.

Oben: Wasserpflanzen (sessile Organismen, Foto: Arno Schwarzer)
Mitte: Muscheln (Sedimentbewohner, Sedimentresser, Filtrierer, Foto: Patrick Steinmann)
Unten: Kriebelmückenlarven (Filtrierer, Foto: Patrick Steinmann)

gelöst, nach [22]) und Konzentrationen um 70 µg/l Cu gelöst wirken tödlich bei Wasserflöhen und Bachflohkrebsen [23]. Ebenso sind viele Bakterien und Algen zinksensitiv. Erhöhte Zinkkonzentrationen können bei Forellen die Aufnahme von Calcium unterbinden und 50 µg/l Zn gelöst rufen Beeinträchtigungen in der Fortpflanzung hervor [24]. Rund 70 µg/l Zn gelöst wirken tödlich auf die Regenbogenforelle (LC50/96 Std., *Salmo gairdneri*, [23]).

Die auftretenden Höchstkonzentrationen (*Peaks*) sind ökotoxikologisch schwierig zu bewerten, da sie einerseits oft nur für eine kurze Zeit und an Stellen im Gewässer ohne weitgehende Durchmischung vorhanden sind und andererseits kaum als Einzelstoffe auftreten, sondern als Stoffgemische (Mischungseffekte). Zudem wurden viele ökotoxikologischen Studien unter Laborbedingungen mit Einzelstoffen durchgeführt, bei welchen Konzentrationen über eine längere Zeit (≥ 1 Tag) konstant gehalten wurden. Die Verhältnisse *in situ* sind viel komplexer, da Stoffgemische vorhanden sind (Mischungstoxizitäten), mobile Organismen die Möglichkeit haben, auf Störungen zu reagieren und die Konzentrationsverhältnisse in Raum und Zeit stark schwanken.

Da neben Strassenabwasser oft gleichzeitig weitere Faktoren aus der Siedlungsentwässerung wie auch aus der Landwirtschaft als Stressoren wirken oder eine Vorbelastung vorhanden ist, kann der durch das Strassenabwasser allein verursachte biologische Schaden selten einfach ermittelt werden. Es fehlen dazu umfassende Studien, mit dem Ziel, die ökotoxikologischen Risiken einschätzen zu können. Insbesondere sollten Sedimentbewohner sowie pulsartige

Belastungen in die Untersuchungen einbezogen werden.

3.5 Auswirkungen auf Lebensräume

Die Einleitung von Strassenabwasser wirkt sich je nach Belastung und je nach betroffenem Lebensraum unterschiedlich aus. Besonders gefährdet sind aquatische Lebensräume:

- mit erhöhtem Potenzial zu Sedimentation (Seeufer, Flachwasserzonen, Kleinseen, Stauhaltungen, Hinter- und Stillwasserbereiche in Auengebieten und revitalisierten Fliessgewässern, Fliessgewässer mit wenig Gefälle usw.),
- mit geringer Grösse (Bachbreite < 2 m, Seefläche < 50 ha, mittlerer jährlicher Abfluss < 100 l/s),
- mit quellnaher Lage (Quelllöcher, Quellbäche),
- mit Versickerung (Einfluss auf das Grundwasser),
- mit kaum oder keiner Dynamik (wenig bis kein Geschiebetrieb, feines Substrat),
- die Grundwasser gespiesen sind (sommerkalte und winterwarme Gewässer, Giessen usw.),
- mit geringer Wasserführung (Restwasserstrecken, erhöhte Sedimentation infolge geringerer Fliessgeschwindigkeit und geringer Verdünnung).

Im Weiteren sind folgende Nutzungen und Schutzgebiete sensibel, so dass kein oder nur behandeltes Strassenabwasser zugeführt werden sollte:

- Fischaufzuchtgewässer,
- Fischzuchtanlagen, die Wasser eines Gewässers entnehmen,
- Naturschutzgebiete mit aquatischem Bezug (Auen, Feuchtgebiete, Flach- und Hochmoore, Amphibienlaichgewässer, Wasser- und Zugvogelreservate).

Zudem ist die Versickerung von Strassenabwasser in die Grundwasserschutzzonen S1 und S2 sowie in Gewässerschutzzonen verboten.

4 Anforderungen an die Strassenabwasserbehandlung

Strassenabwasser von Autobahnen und anderen stark befahrenen Strassen weisen Schadstoffkonzentrationen auf, bei welchen mit nachteiligen Einwirkungen im Gewässer gerechnet werden muss. Es kann davon ausgegangen werden, dass bei Einhaltung der verbalen und numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 GSchV nachteilige Einwirkungen vermieden werden können. Allerdings erfordert dies die Behandlung des Strassenabwassers.

Bei der Strassenentwässerung fallen relativ grosse Mengen an Strassenschlamm an; ab stark befahrenen National- und Hauptstrassen schätzungsweise eine Menge von jährlich 10000 bis 20000 Tonnen an gesamten ungelösten Stoffe (GUS). Da sich gemäss Anhang 2 der GSchV durch Abwassereinleitungen kein Schlamm im Gewässer bilden darf, spielt der Rückhalt von GUS grundsätzlich eine wichtige Rolle bei der Strassenabwasserbehandlung. Wichtige im Strassenabwasser vorhandene Schadstoffe (Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe, PAK) sind zudem grösstenteils partikulär an die GUS gebunden, deshalb ist ein effizienter Rückhalt der GUS der zentrale Faktor in der Strassenabwasserbehandlung. Zusätzlich lassen sich bei einer Retention die ökotoxikologisch schwer zu beurteilenden wiederkehrenden Konzentrationsspitzen brechen.

Wenn man beispielsweise bei Zink von einer mittleren Konzentration von 200 µg/l, von 70% an GUS gebundenem Zink und einer GUS-

Elimination von 80% ausgeht, dann können von den ursprünglichen 200 µg/l mindestens 112 µg/l zurückgehalten werden. Die 88 µg/l, die den-

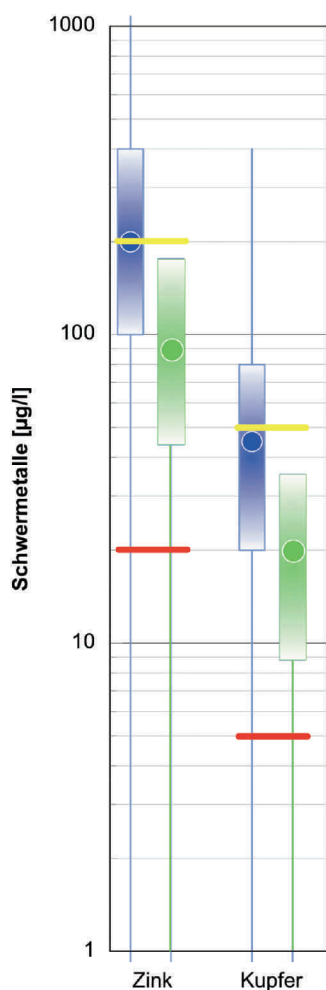


Abb. 8 Zu erwartende Konzentrationsbereiche von Kupfer und Zink in verschmutztem unbehandeltem und behandeltem Strassenabwasser.

Blau sind die Konzentrationen im Strassenabwasser und grün die berechneten Konzentrationen nach einer teilweisen Elimination (Annahme: 70% des Schwermetalls sind gebunden an GUS und 80% GUS werden eliminiert). Neben einer Reduktion der Konzentrationen werden normalerweise bei der Behandlung auch Konzentrationsspitzen eliminiert. Die numerischen Anforderungen gemäss Anhang 2 GSchV sind rot eingezeichnet. Diese Anforderungen gelten für das Gewässer nach weitgehender Durchmischung des eingeleiteten Abwassers. Schadstoffkonzentrationen über der gelben Markierung erfüllen diese numerischen Anforderungen auch bei einer 10-fachen Verdünnung im Gewässer nicht.

noch ins Gewässer gelangen, liegen zwar über der numerischen Anforderung an Fließgewässer von 20 µg/l Zink total (Anhang 2 GSchV), sollten aber infolge der Verdünnung bzw. nach weitgehender Durchmischung im Gewässer in vielen Fällen keine Verletzung der GSchV nach sich ziehen (Abb. 8). Ebenso ist die Schlammbildung im Gewässer stark vermindert.

Die realen Verhältnisse sind aber nicht immer mit mittleren Konzentrationen abbildbar. Die Variationsbreite der auftretenden Konzentrationen kann sehr gross sein; deshalb ist bei Spezialsituationen (Einleitungen in Seeufer-schutzzonen, kleine Gewässer, Naturschutzgebiete, Flachwasserzonen, geringem Platzbedarf usw.) immer eine Einzelfallbeurteilung nötig. In solchen Fällen gilt es neben Sedimentations- und Filtrationstechniken auch die Möglichkeiten der Adsorbentechnik zu prüfen, um auch hohe Konzentrationen gelöster Stoffe vom Gewässer fernzuhalten [25].

5 Fazit

Der Stand des Wissens ist insbesondere hinsichtlich der biotischen Auswirkungen von Strassenabwasser auf Flora und Fauna gering. Es fehlen gezielte und umfassende chemische, ökologische und ökotoxikologische Untersuchungen und Risikoeinschätzungen, insbesondere solche in Zusammenhang mit Sedimentbewohnern. Daher ist eine abschliessende Situationsanalyse erschwert.

Die Expertenbefragung, die Auswertung von 220 Literaturstudien sowie eigene Erfahrungen ergaben, dass sich Belastungen durch Strassenabwasser oft als Stoffbelastungen im Sediment manifestieren. Sie sind zudem je nach örtlichen Gegebenheiten erkennbar beim Äusseren Aspekt (Trübung, Geruch, Schaum, Eisensulfid) und als morphologische Effekte (Verschlammung, schwarze Ablagerungen). Offensichtliche biotische Auswirkungen auf Flora und Fauna wie Veränderung in der Artenvielfalt, Bioakkumulation oder Artensterben wurden bis anhin gemäss Expertenbefragung selten beobachtet. Die diesbezüglichen Untersuchungen waren aber oft auch nicht gezielt auf die Untersuchung von Strassenabwasser ausgerichtet.

Die im Strassenabwasser stark befahrener Strassen auftretenden Schadstoffkonzentrationen haben aber grundsätzlich das Potenzial, Gewässer zu verschmutzen und Flora und Fauna zu beeinträchtigen. Wichtige Schad-

stoffe sind grösstenteils an Strassenschlamm-partikel (GUS) gebunden. Strassenschlamm-ablagerungen im Gewässer sind denn vermut-lich auch eines der Hauptprobleme, welche toxische Effekte bei Filterern, Sedimentbe-wohnern und Feinsedimentfressern erwarten lassen. Schadstoffhaltige Sedimente dürften vor allem in Gewässern vorkommen, welche sich entlang stark befahrener Strassen befin-den. Sie sind – bis auf Flachwasserzonen und Stauhaltungen – kaum grossflächig ausgeprägt und können auch von der Einleitung aus ab-wärts verfrachtet werden. Erste Priorität bei Strassenabwasserbehandlung hat daher ein effizienter GUS-Rückhalt.

Da die Bewertung schadstoffhaltiger Sedi-mente heute aufgrund der Gewässerschutzge-setzgebung nicht möglich ist, wäre es für den Vollzug wünschenswert, wenn z.B. die numeri-schen Anforderungen an die Wasserqualität gemäss Anhang 2 GSchV bezüglich der Sedi-mentqualität ergänzt würden (Angaben bezo-gen auf das Trockengewicht).

Literaturverzeichnis

- [1] *ASTRA* (2009): Strassen und Verkehr – Zahlen und Fakten 2009: Jährliche Publikation des Bundesamtes für Strassen. www.astra.admin.ch/dokumentation/00119/00214/index.html?lang=de
- [2] *UVEK* (2011): Faktenblätter 2011, Verkehrspolitik des Bundes. 89 S.
- [3] *BUWAL* (2002): Wegleitung: Gewässerschutz bei der Ent-wässerung von Verkehrswegen. Vollzug Umwelt, 57 S.
- [4] *AquaPlus und wst21* (2010): Strassenabwasser in der Schweiz. Literaturarbeit und Situationsanalyse Schweiz hinsichtlich gewässerökologischer Auswirkungen (Immissionen). Studie im Auftrag des BAFU, 109 S.
- [5] *Smith, K.; Granato, G.* (2010): Quality of Stormwater Runoff Discharged from Massachusetts Highways, 2005–07.
- [6] *Scheiwiller, E.* (2008): Schadstoffabschwemmungen – Am Beispiel von Hochleistungsstrassen, Gas Wasser Abwasser Nr. 7: 539–546.
- [7] *California Department of Transportation* (2003): Discharge Characterization – Study Report.
- [8] *Umweltinstitut Voralberg* (2007): Retentionsfilterbecken L 202, Abwasser- und Bodenuntersuchungen.
- [9] *Parriaux, A.; Piguet, P.; Zigliani, J.* (2009): Réten-tion des pollu-ants des eaux de chaussées selon le système «infiltrations sur les talus», Bulletin n°1253 de la VSS et Office fédéral des routes, Berne.
- [10] *Steiner, M.; Goose, P.* (2009): Monitoring SABA Attinghausen – Schlussbericht, wst21.
- [11] *Langbein, S.; Steiner, M.; Boller, M.* (2006): Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbentmaterial. Eawag, HSB/HTI Burgdorf, GSA Kt. Bern, ASTRA, BAFU.
- [12] *Herrera Environmental Consultants* (2007): Untreated High-way Runoff in Western Washington, White Paper prepared for Washington State Department of Transportation.
- [13] *Crabtree, B.; Moy, F.; Whitehead, M.* (2005): Pollutants in high-way runoff. 10th Internatio-nal Conference on Urban Drain-age, Copenhagen/Denmark.
- [14] *BAFU* (2011): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Hydrologie – Abflussregime Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Voll-zug Nr. 1107: 113 S.
- [15] *AquaPlus* (2005): Strassenentwässerung Tal-acher. Gewässerökologische Untersuchung des Grienbaches vor Inbetriebnahme und während des Betriebs. Im Auftrag der Abtei-lung Strassenbau, Tiefbauamt des Kt. ZG. 35 S. und Anhang.
- [16] *Rossi, L.; Hari, R.* (2004): Temperaturverände-rungen im Gewässer bei Regenwetter. Gas Wasser Abwasser Nr. 11: 795–805.
- [17] *BAFU* (2010): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Voll-zug Nr. 1005: 44 S.
- [18] *Ochsenbein, U.; Scheiwiller, E.* (2010): Fach-tagung Strassenabwasser. VSA/VSS vom 18. März 2010. Hotel National, Bern.
- [19] *ASTRA* (2010): Strassenabwasserbehand-lungsverfahren: Stand der Technik. Dokumenta-tion. ASTRA 88 002, Ausgabe 2010 V1.00, 130 S.
- [20] *BAFU* (2007): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Äusserer Aspekt. Bundesamt für Umwelt, Bern. Um-welt – Vollzug Nr. 0701: 43 S.
- [21] *BUWAL* (1999): Richtlinie für die Verwertung, Behandlung und Ablagerung von Aushub-, Abraum- und Ausbruchmaterial (Aushub-richtlinie).
- [22] *Brix, K.V.; Esbaugh, A.J.; Grosell, M.* (2011): The toxicity and physiological effects of cop-per on the freshwater pulmonate snail, *Lym-naea stagnalis*. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 154: 261–267.
- [23] *ECOTOX* (2011): Ecotox Database (Release 4.0), U.S. Environmental Protection Agency. Siehe: http://cfpub.epa.gov/ecotox/quick_query.htm
- [24] *Hogstrand, C.; Wood, C.M.* (1995): The physio-logy and toxicology of zinc in fish. In: *Taylor, E.W.* (1996): Toxicology of aquatic pollution. Physiological, molecular and cellular approa-ches. Society for experimental biology. Semi-nar series 57: 61–79.
- [25] *Burkhardt, M.; Bode, J.; Stoll, J.-M.; Boller, M.* (2011): Verschmutzte Regenwasserabflüsse. Adsorbentechnik zur Elimination von Pestizi-den und Schwermetallen. Umwelt Perspekti-ven Nr. 4: 11–13.

Keywords

Strassenabwasser – Situationsana-lyse Schweiz – Gewässerökologie – Ökotoxikologie – Flora – Fauna

Dank

Die Autoren danken dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) für die finanzielle Unter-stützung sowie den Herren *Patrick Fi-scher, Christian Leu* und *Urs Helg*, alle BAFU, Abteilung Wasser, Bern, für die wertvollen Diskussionen und Anregun-gen zu diesem Manuskript sowie die Er-stellung der Karte (Abb. 2).

Den Herren *Elmar Scheiwiller, AWA/GBL, Bern, Patrick Steinmann, AWEL Zürich, so-wie Arno Schwarzer, Ecolo-GIS, Lüsslingen*, danken wir für die Benutzung der Bilder.


Adressen


Joachim Hürlimann
joachim.huerlimann@aquaplus.ch

Sarah Fässler
sarah.faessler@aquaplus.ch

Silvia Wyss
silvia.wyss@aquaplus.ch

AquaPlus
Elber Hürlimann Niederberger
Bundesstrasse 6
CH-6300 Zug
Tel. +41 (0)41 729 30 00





Gas-Detection

LAUPER

INSTRUMENTS

www.lauper-instruments.ch

Neuer 4-Gas Monitor MX4 Ventis
für O₂, UEG, CO oder SO₂, H₂S oder NO₂
robust, handlich, einfach, wasserdicht IP67
JETZT MIT PUMPE ERHÄLTlich !

LAUPER INSTRUMENTS AG, Irisweg 16B, 3280 Murten
Tel 026 672 30 50, Fax 026 672 30 59, info@lauper-instruments.ch