

56. Spurenstoffeinträge aus Baumaterialien in Gewässer

Michael Burkhardt, Rapperswil / Schweiz

1 Einleitung

In unserer Zivilisation werden immer mehr synthetische organische Stoffe in Umlauf gebracht. Dazu gehören Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel, Biozidprodukte und zahllose Industriechemikalien. Immer häufiger sind die Quellen ausschließlich im urbanen Raum zu finden. Auch im Baubereich werden immer mehr organische Stoffe eingesetzt, sodass Bauen „organischer“ wird. Durch die Stoffeigenschaften und die Umweltexposition bedingt ist es daher nicht überraschend, dass immer mehr organische Spurenstoffe in unsere Gewässer gelangen.

Der Eintrag von Spurenstoffen in die Gewässer erfolgt punktuell über Kläranlagen und diffus aus Siedlungen, Verkehr und Landwirtschaft (Abbildung) [Wittmer et al., 2011, Clara et al. 2014, DWA, 2016]. Zu den diffusen Eintragswegen zählen Dräna- gen, Versickerung und Direkteinleitung via Trennsystem. Bei Trennung des Niederschlagswassers vom Schmutzwasser (z.B. 70 % Trennkanalisation in Berlin) gelangen die Stoffe an den Kläranlagen vorbei meist unbehandelt in die urbanen Gewässer.

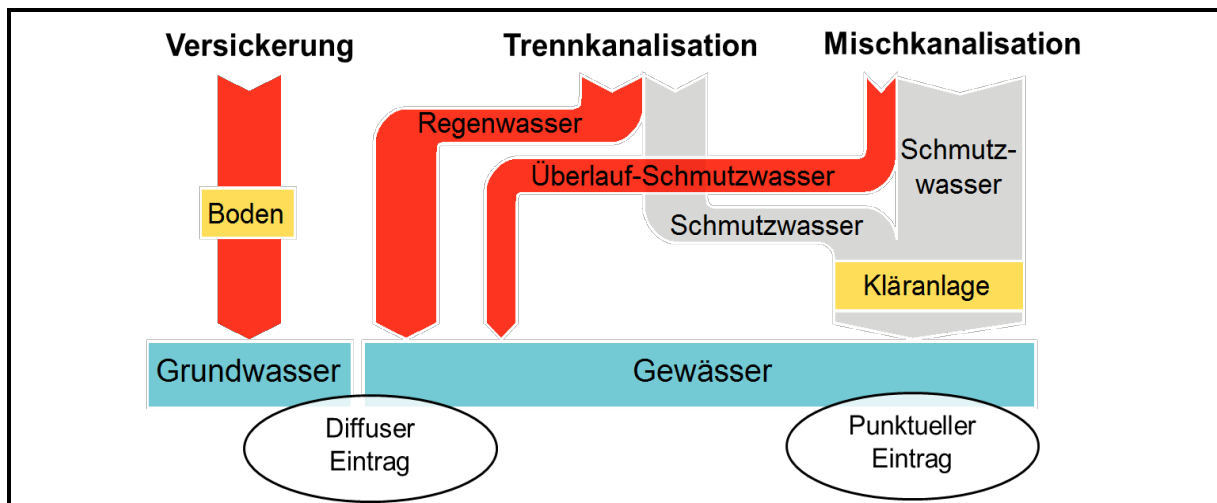


Abb. 1: Eintragswege von Spurenstoffen in die Gewässer. Stoffe aus Baumaterialien gelangen mit dem Regenwasser über das Trennsystem oder Regenüberläufe diffus in Grund- und Oberflächengewässer oder aus Kläranlagen bei geringer Stoffelimination punktuell in Oberflächengewässer.

Urbane Wasserressourcen sollen durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die Oberflächengewässerverordnung und die Grundwasserverordnung geschützt werden. Kritisch für die Gewässerqualität sind vor allem Stoffe mit langer Verweilzeit, hoher Mobilität und hoher Toxizität. Für Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte werden oft als numerische Anforderung 0.1 µg/L je Einzelstoff genannt. In der WRRL

sind stoffspezifische Umweltqualitätsnormen definiert, z. B. für Diuron (0.2 µg/L Jahresdurchschnitt, 1.8 µg/L Höchstkonzentration) und Terbutryn (0.065 µg/L Jahresdurchschnitt, 0.3 µg/L Höchstkonzentration).

Zwar sollen die Exposition und die Risiken für die Anwendung der Stoffe in Bauprodukten unter REACH, der EU-Biozidrichtlinie (BPR) und der EU-Bauprodukterichtlinie (CPR) abgeschätzt werden. Insgesamt ist das Wissen zur Freisetzung von solchen organischen Stoffen ins Abwasser aber sehr begrenzt, weil die Stoffe im berechneten Baumaterial häufig nicht bekannt und die Überwachungsprogramme in Gewässern überwiegend auf andere Eintragswege und Parameter ausgerichtet sind, die darüber hinaus eher auf die Trockenwetterbelastung fokussieren.

Um die Einträge zu reduzieren, vor allem an Belastungsschwerpunkten, drängen sich Maßnahmen an der Quelle (source-control) oder nachgeschaltet (end-of-pipe) auf [Fuchs et al., 2017]. Maßnahmen an der Quelle sind regulatorischer (z.B. durch Information, Auflagen, Verbote) oder technischer Art (z.B. Produktveränderungen) und folgen häufig dem Gedanken eines vorsorgeorientierten Gewässerschutzes. Maßnahmen an der Quelle lassen sich noch immer schwer realisieren, weil dazu die Hersteller oder Anwender von stoffemittierenden Produkten eingebunden werden müssen. Nachgeschaltete Maßnahmen können eine größere Breitenwirkung erzielen.

2 Vorkommen von Stoffen aus Bauprodukten in Gewässern

Zahlreiche organische und anorganische Stoffe stammen aus Bauprodukten [Burkhardt et al., 2011, Kasser et al., 2015]. Wassermobilisierbare Stoffe im Gebäudebereich sind beispielsweise folgende:

- Biozide in Aussenputzen und Dach- und Fassadenfarben (z.B. Carbendazim, Terbutryn, Diuron, Isoproturon)
- Durchwurzelungsschutzmittel in Bitumendachbahnen (Mecoprop-P, MCPA)
- Weichmacher in PVC-Kunststoffbahnen (z.B. DIDP, DEHP)
- Vulkanisationsbeschleuniger in EPDM-Dichtungsbahnen (Benzothiazole)
- Biozide in Holzschutzmitteln (z.B. Dichlofluanid, Permethrin, Propiconazol)
- Betonzusatzmittel in Beton (z.B. Fließmittel Naphtalinsulfonatcondensate)
- Härter in Epoxidharzen für Korrosionsschutzbeschichtungen (z.B. Bisphenol A)
- Flammschutzmittel in Dichtungsbahnen (Organophosphate TBEP und TCPP) und aus Dämmstoffen (HBCD)

Viele weitere Quellen existieren, denen stets gemeinsam ist, dass organische und anorganische Spurenstoffe in unbekannter Menge bei Regenwetter freigesetzt werden und diese bevorzugt in kleinen Vorflutern zu lokalen und zeitlich begrenzten Stoßbelastungen führen [Sinniger et al., 2012]. Die Emissionsschwerpunkte hängen, neben der Art des Bauprodukt und dessen Zusammensetzung, im Wesentlichen mit der Art und dem Alter der Siedlungsstruktur zusammen.

Bemerkenswert ist, dass einige Spurenstoffe sogar überwiegend regengetrieben in die Gewässer gelangen [Bollmann et al., 2014, Wicke et al., 2016]. Sie werden bei Regenwetter freigesetzt und über die Siedlungsentwässerung in die Gewässer geleitet. Mit einem Bilanzmodell für Berlin wurde nachgewiesen, dass die Jahresfrachten einzelner Stoffe im Regenwasser in der gleichen Größenordnung liegen können wie kontinuierlich über Kläranlagen eingetragene Arzneimittel [Wicke et al., 2016].

Wie zwei Fallstudien in der Schweiz zeigen, sind die Schwankungen im urbanen Regenwasser auf die Art der Quellen (z.B. Flächengröße, Art des Produkts, Gebäudealter), das verzweigte Trennsystem und den Witterungsverlauf zurückzuführen. So mobilisiert und transportiert nicht jedes Regenereignis die Stoffe von Dächern oder Fassaden gleichermaßen. Im ersten Einzugsgebiet bei Zürich wurden an den Punkte 1 (0.5 ha), 2 (10 ha) und 3 (>20 ha), im Berner Einzugsgebiet an einem Punkt (>30 ha) im Regenwasserkanal Proben gesammelt.

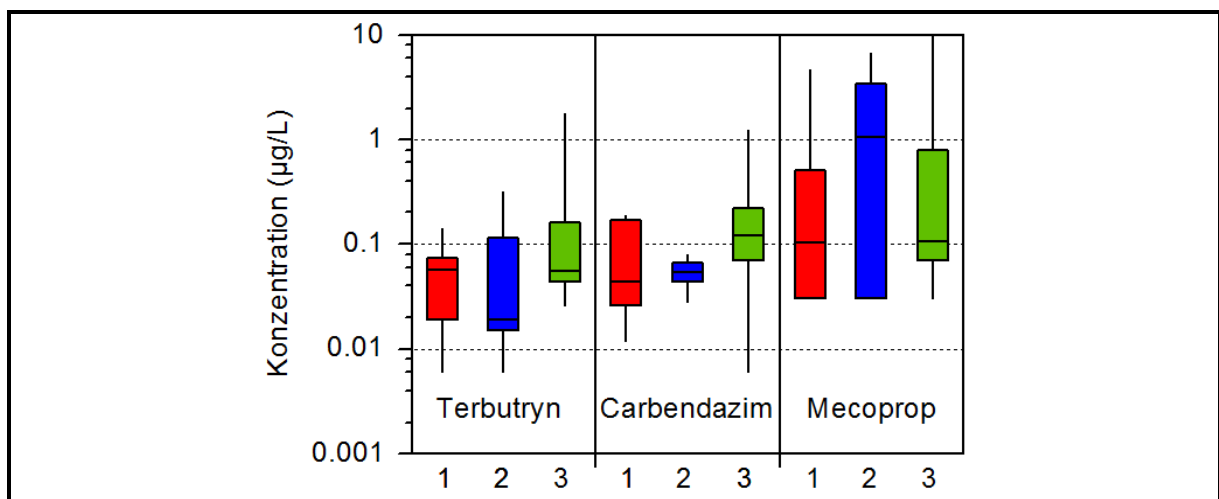


Abb. 2: Spurenstoffe im Regenwasser von drei Messpunkten bei Zürich (oben). Die dargestellten Stoffe sind exemplarisch ausgewählt und die Herkunft ist eindeutig auf Baumaterialien zurückzuführen.

Die Konzentrationen von Mecoprop lagen in Zürcher Einzugsgebiet im Mittel $>0.1 \mu\text{g/L}$ ($n=20$ Ereignisproben) mit Maxima bei $>10 \mu\text{g/L}$ (Abb. 2) und im Einzugsgebiet bei Bern in rund 80 % der Proben $>0.1 \mu\text{g/L}$ mit einem Maximum von $4 \mu\text{g/L}$ ($n=25$ Ereignisproben) (Abb. 3). Mecoprop erreichte immer die höchsten Konzentrationen unter allen analysierten Einzelstoffen. Die höheren Konzentrationen im Sommer sind darauf zurückzuführen, dass die höheren Temperaturen und langer Wasserkontakt auf Gründächern die Stofffreisetzung begünstigen. Terbutryn und Diuron übertrafen die WRRL-Höchstkonzentrationen gelegentlich, während bei Carbendazim in keiner Sammelprobe $0.1 \mu\text{g/L}$ überschritten wurde. Dabei konnte Terbutryn regelmäßig nachgewiesen werden.

Durch abfließendem Regenwasser, in dem die Spurenstoffe nicht vorkommen (z.B. von Dächern, Plätzen, Wegen), kann die emittierte Stofffracht verdünnt werden. Dies ist aufgrund der Flächennutzung im Einzugsgebiet bei Bern zu erwarten. Im Regenkanal bei Zürich dagegen blieben die Konzentrationen von Terbutryn, Carbendazim und Mecoprop von Punkt 1 zu 3 (Ort der Einleitung ins Gewässer) tendenziell eher

gleich (Abb. 2). Dies lässt sich darauf zurückführen, dass im Verlauf des Regenkanals weitere Fassadenabflüsse von neuen und renovierten Gebäuden eingeleitet werden, der Anteil von unbelastetem Regenwasser somit keinen messbaren Verdünnungseffekt auslöst.

Die hohen Konzentrationen von DEET im Berner Einzugsgebiet sind überraschend (Abb. 3). Das Auftreten wirft die Frage auf, woher DEET freigesetzt wird, denn die Anwendung als Mückenschutzmittel (Repellent) im Einzugsgebiet des Regenwassernetzes scheint für das Auftreten in allen Proben nicht plausibel. Vermutet wird eher, dass es eine Substanz (oder Transformationsprodukt) aus den Baubereich ist.

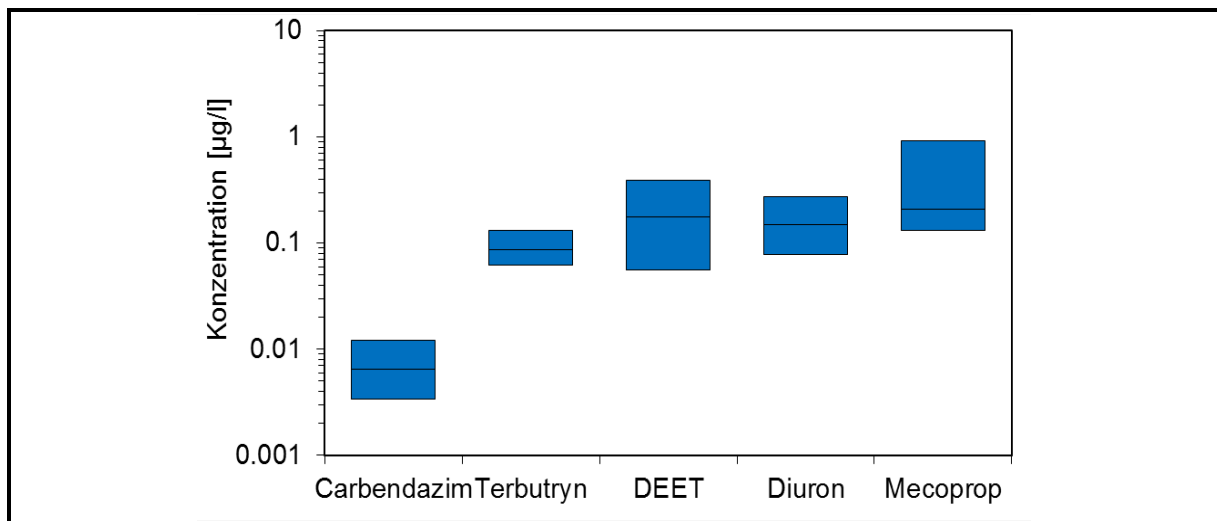


Abb. 3: Spurenstoffe im Regenwasser vom Neubaugebiet bei Bern.

In welchem Umfang die mit dem Regenwasser emittierten Stoffe auch ins Grundwasser von Siedlungsräumen gelangen, lässt sich kaum beurteilen, da Grundwasser-Überwachungsprogramme selten darauf ausgelegt sind. Im Bereich von Regenwasserversickerungsanlagen kann es zum Übertritt ins Grundwasser kommen [Lange et al., 2017]. Aus einem laufenden Projekt in der Schweiz gibt es Hinweise, dass z.B. Terbutryn, ein Biozid mit ausschließlicher Verwendung in Beschichtungsprodukten, im oberflächennahen Grundwasser auftritt. Mecoprop und Diuron dagegen kommen bekanntermaßen im Grundwasser vor, jedoch ist die Quellenzuordnung nicht immer eindeutig, weil Einträge sowohl von Gebäuden als auch der Pflanzenschutzmittelanwendung zu erwarten sind.

3 Beispiel Gebäudebeschichtungen

Wärmedämmverbundsysteme (WDVS) stellen ein kombiniertes Klebe-, Montage- und Beschichtungssystem dar. Wärmedämmende Materialien (Styropor, Mineralwolle, etc.) werden auf den Aussenwänden eines Gebäudes befestigt. Die Dämmung wird anschliessend mit einem Unterputz und einer 2-3 mm dicken Schlussbeschichtung (Putz, Farbe) abgedeckt. Der primäre technische Nutzen von Dämmsystemen liegt darin, dass die Gebäudeteile thermisch entkoppelt und somit unerwünschte Energieverluste vermieden werden.

Bei WDVS kommt es an den Oberflächen häufig und langanhaltend durch die Unterschreitung des Taupunktes zur Kondensatbildung und damit anhaltender Oberflächenfeuchte. Außerdem gelangt der Regen auf Fassaden. Es ist bekannt, dass dauerfeuchte Untergründe das Wachstum von Mikroorganismen begünstigen [

Stand der Technik ist es, solche Oberflächen durch Biozide (Filmschutzmitteln) bewuchshemmend einzustellen. Zum Einsatz kommen Algizide und Fungizide, die gemäß Biozidverordnung (Richtlinie 98/8/EG) angewendet werden dürfen. Die Filmkonservierung soll verhindern, dass die Oberfläche nicht von Mikroorganismen wie Algen oder Pilze befallen wird. Zur Erreichung einer Schutzwirkung müssen zwei bis drei Wirkstoffe in Kombination in Konzentrationen von 500–2000 ppm eingestellt sein. Bekannt sind aus der Klasse der Algizide die Stoffe Terbutryn, Diuron und Isoproturon und der Fungizide Octylisothiazolinon (OIT), Dichloroethylisothiazolinon (DCOIT), Zinkpyrithion, Carbendazim und IPBC [Sauer, 2017]. Der Jahresverbrauch wird in der Schweiz auf 50-100 t/a und in Deutschland auf 250-400 t/a geschätzt, davon rund die Hälfte langsam abbaubare Algizide [Burkhardt et al., 2015].

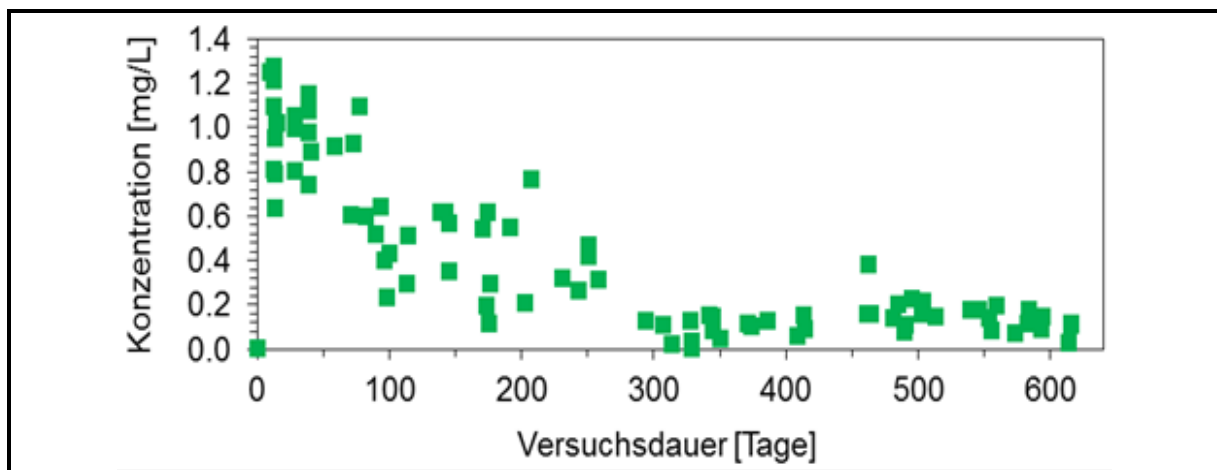


Abb. 4: Auswaschung von Terbutryn aus einer westexponierten Fassade. Der Putz enthielt den Wirkstoff in verkapselter Form.

Da alle Stoffe wasserlöslich sind, werden sie mit dem Regenwasser ausgewaschen [Kahle et al., 2009; Burkhardt et al., 2012]. So wurde festgestellt, dass die Schutzmittel aus der Beschichtung durch Wasser und Temperatureinfluss ausgewaschen werden. Auch zeigten die Studien, dass die Stofffracht zum Beginn der Bewitterung von filmgeschützten Beschichtungen besonders hoch ist [Burkhardt et al., 2009].

In einer zweijährigen Felduntersuchung bei Zürich wurden der Konzentrationsverlauf und die Austragsmengen von Terbutryn bilanziert, nachdem der Wirkstoff in verkapselter Form mit Fassadenputz (1400 mg/m^2) aufgebracht wurde (Abb. 4). Die Konzentrationen im Fassadenabfluss erreichten ein Maximum zu Beginn und lagen mit rund 1 mg/L um einen Faktor 5 bis 10 niedriger als bei einem System mit nicht verkapseltem Terbutryn. Die Austragsmengen erreichten nach zwei Jahren rund 1.9 % der eingesetzten Menge und lagen damit über das erste Jahr betrachtet gegenüber den konventionellen, nicht verkapselten Beschichtungen um ca. 30% niedriger (1.3 vs. 2.0 %).

Auf Grundlage der Feldstudie wurde für ein Modellgebäude (7.5 m Höhe, 292 m² mit Terbutryn) eine dynamische Langzeitsimulation (zeitliche Auflösung 1 Stunde über 20 Jahre) zum Auftreten von Terbutryn im Einleitgewässer mit der HSR-Software COMLEAM durchgeführt (Abb. 5) [Tietje et al., im Druck]. Eine logarithmische Funktion mit den Parametern aus der Feldstudie wurde eingesetzt und der Schlagregen für die Fassaden simuliert. Die Dachfläche wurde nicht mitberücksichtigt.

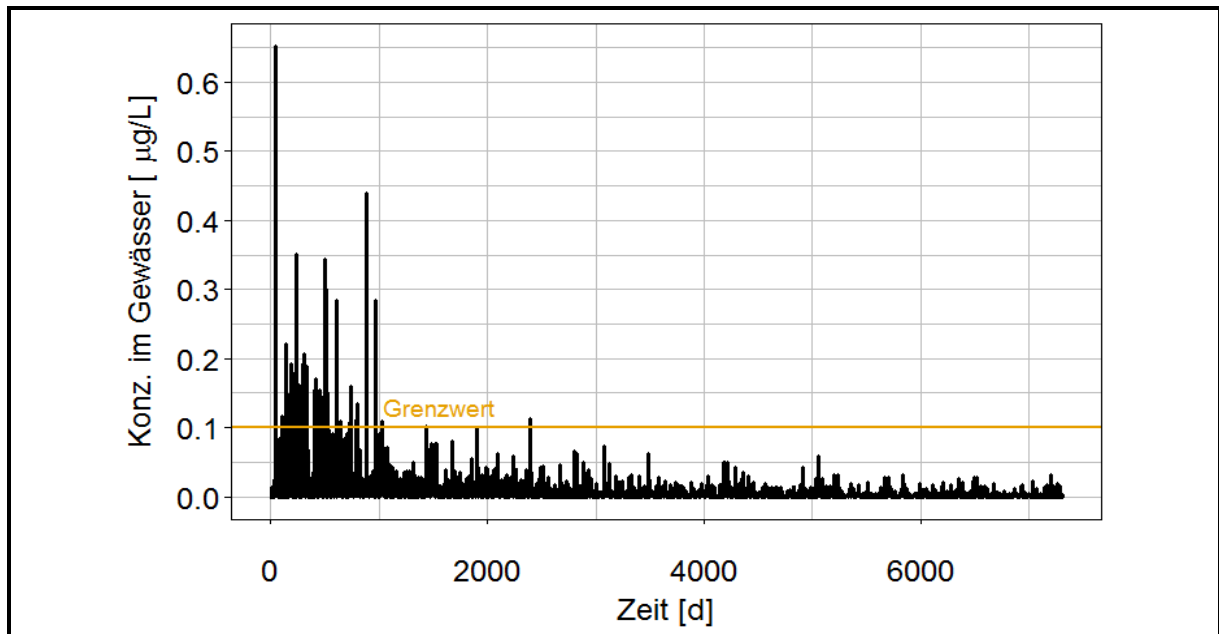


Abb. 5: Abgeschätztes Vorkommen von Terbutryn in einem kleinen Fließgewässer (50 L/s). Die Modellierung erfolgte mit der Software COMLEAM.

Entsprechend der Niederschlagsverteilung und in Abhängigkeit zur bevorzugten Windrichtung ergeben sich die höchsten Auswaschungen an der Westfassade während der ersten ein bis zwei Jahre nach der Fertigstellung. Die Abhängigkeit von der Expositionsrichtung ist nicht linear: eine Fassade mit doppelt so hoher Niederschlagsmenge emittiert nicht doppelt so viel Substanzmenge.

Die Konzentrationen von Terbutryn in einem kleinen Bach mit 50 L/s Abfluss überschreiten den Anforderungswert von 0.1 µg/L pro Pestizid im Fließgewässer innerhalb von drei Jahren bei Starkregenereignissen. Insgesamt ergaben sich 62 Überschreitungen mit rund 1080 Stunden Dauer (Abb. 5).

In der Übersicht von Burkhardt et al. [2015] sind Maßnahmen benannt, die für Fassadenbeschichtungen denkbar erscheinen. Dazu gehört auch der Einsatz von verkapselten Bioziden zur Verringerung des Austrags [UBA, 2015]. Biozidfreie Lösungen, die auf mineralischen Filmschutzsystemen basieren, sind kaum verfügbar und vom Markt schwach akzeptiert, weil mineralische WDVS erfahrene Stuckateure benötigen, nicht alle Farbtöne möglich sind und die Kosten deutlich höher liegen. Problematisch ist zudem der teils hohe Zinkgehalt in Form von Zinkoxid.

4 Beispiel wurzelfeste Bitumenbahnen

In wurzelfesten Bitumenbahnen werden chemische Durchwurzelungsschutzmittel, in der Regel Ester der Wirkstoffe Mecoprop (MCPP), Mecoprop-P (MCPP-P) und 2-Methyl-4-chlorphenoxy-essigsäure (MCPA) mit ca. 10-20 g/m² eingesetzt (Abb. 6). Zu den Durchwurzelungsschutzmitteln gehören z.B. der racemische Polyglykolester von MCPP (Preventol® B2), der enantiomerenreine 2-Ethylhexylester von MCPP-P (Herbitect®, Tectogreen P), der enantiomerenreine n-Octylester von MCPP-P (Preventol® B5, Tectogreen P-5) oder der 2-Ethylhexylester von MCPA (Tectogreen M). Gekennzeichnet sind auf Wurzelfestigkeit geprüfte Produkte mit „WF“.



Abb. 6: Wurzelfeste Bitumenbahnen für Dachabdichtungen, vor allem bei begrünten Flachdächern.

Durch Hydrolyse oder mikrobiellen Abbau der Ester entsteht der jeweilige Wirkstoff. Mit abfließendem Niederschlagswasser gelangen die Wirkstoffe via Regenwasserkanal des Trennsystems oder Mischwasserüberläufe direkt ins Oberflächengewässer. Aufgrund der geringen Eliminationsrate der meisten Kläranlagen für die entsprechenden Stoffe (10-30%) erfolgt auch hierüber ein Eintrag in die Gewässer. Bei nicht fachgerecht konstruierten Versickerungsanlagen, z.B. ohne genügende Bodenpassage, sind Einträge ins Grundwasser zu erwarten.

Niederschlagswasser muss in der Schweiz die Anforderungen an die Einleitung von anderem verschmutzten Abwasser in Gewässer oder in die öffentliche Kanalisation einhalten. Demzufolge hat die Behörde die Anforderungen an die Einleitung auf Grund der Eigenschaften des Abwassers, des Standes der Technik und des Zustandes des Gewässers im Einzelfall festzulegen. Der Stand der Technik fordert, dass so wenig wie möglich eines Schadstoffes in ein Gewässer eingeleitet werden darf.

Zur Erfassung der Auswaschung von Bitumenbahnen wird deshalb erstmalig ein europaweit harmonisierter Labortest empfohlen (Horizontale dynamische Oberflächenauslaugprüfung DSLT, DIN CEN/TS 16637-2:2014) [BAFU, 2017]. Dafür sind von zwei verschiedenen Produktionschargen je zwei Prüfkörper (100 cm²) herzustellen. Die ausgeschnittenen Bahnen sollen auf Glas aufgeschweißt und die Schnittkanten allseitig wasserdicht mit Bitumen versiegelt werden. Die Prüfkörper sind vorzubehandeln, um die hohe Variabilität der Anfangsabwaschung zu reduzieren, die auf zu-

fällige, produktionsbedingte oberflächliche Verunreinigungen zurückzuführen ist. Bei einem Flüssigkeit/Oberflächen-Verhältnis von 20 (20 L/m²) wird von jeder Produktionscharge der eine Prüfkörper mit deionisiertem Wasser und der zweite bei pH 9 eluiert. Pro Produkt werden 8 Messpunkte erfasst, wobei die Wasserkontaktzeiten von 6 Stunden beim ersten auf 28 Tage beim letzten Messpunkt zunehmen (Abb. 7).

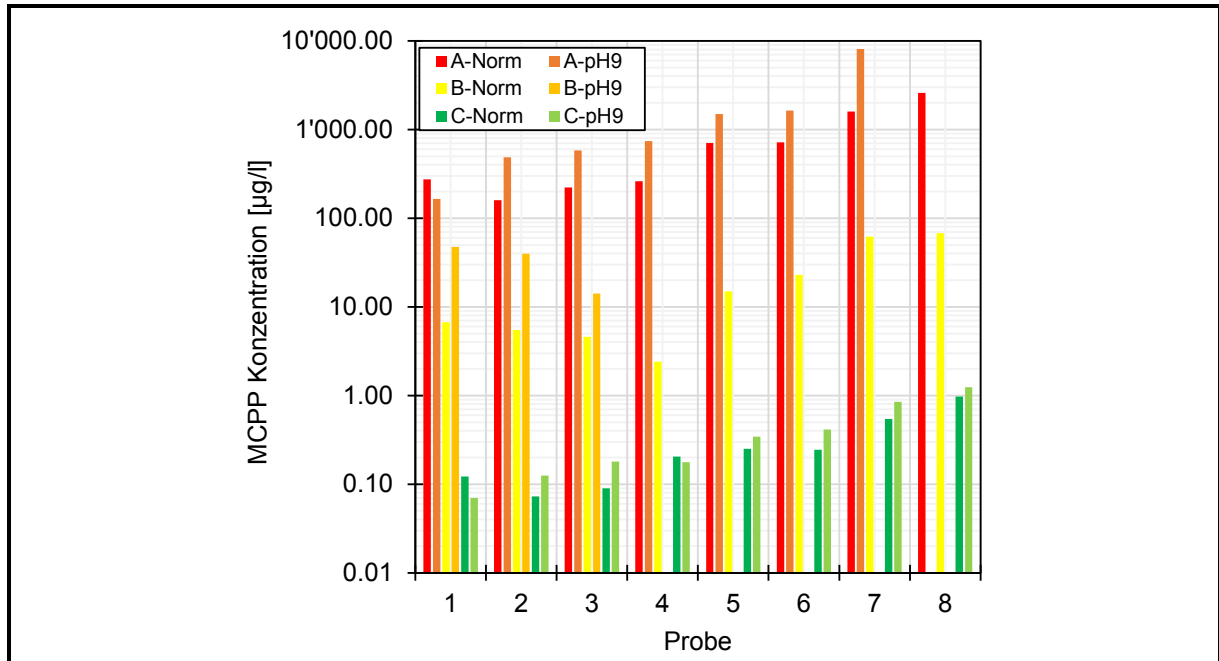


Abb. 7: MCPP-Konzentrationen von drei wurzelfesten Bitumenbahnen, untersucht mit DSLT.

Auf Grundlage der Laborergebnisse wird, unter Berücksichtigung der abgeschätzten Auswaschmenge über 30 Jahre Nutzungsdauer, das abfließende Niederschlagswasser mit einer entwickelten Beurteilungsmethodik den Belastungsklassen gering, mittel und hoch zugeordnet (Abb. 8). Die drei Belastungsklassen orientieren sich an der neuen VSA-Richtlinie „Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter“ [VSA, 2017].

Wie eine breite Marktuntersuchung zeigt, sind hohe Belastungen des Niederschlagswassers (Milligramm pro Liter) vor allem beim Durchwurzelungsschutzmittel Preventol®B2, dem Glykolester von MCPP, zu erwarten (Abb. 7). Bei hoher Auswaschung (Belastungsklasse „hoch“: >200 mg/m² in 30 Jahren) ist das Niederschlagswasser in der Kläranlage oder vorm Versickern dezentral mit nachweislich hoch wirksamen Substrat zu behandeln. Bitumenbahnen mit Preventol®B2 werden seit 2009 in der Schweiz nicht mehr verwendet [Burkhardt et al., 2008] (Abb. 8).

Heutige Bitumenbahnen mit MCPP-P führen in der Regel zu einer mittleren Belastung des Niederschlagswassers (10-200 mg/m² in 30 Jahren) (Abb. 8). Niederschlagswasser von Bitumenbahnen, welches als „mittel“ belastet gilt, ist vor der Einleitung in ein oberirdisches Gewässer durch eine für den Stoffrückhalt geeignete mikrobiell aktive Bodenschicht oder ein Substrat mit mindestens ebenbürtiger Reinigungswirkung zu versickern.

Niederschlagswasser von Bitumenbahnen mit geringer Belastung ($< 10 \text{ mg/m}^2$ in 30 Jahren) kann ohne zusätzliche Maßnahmen versickert oder in ein oberirdisches Gewässer eingeleitet werden. Für Planer und Bauherren, aber auch die Hersteller, erweisen sich demnach innovative, auswaschreduzierte Produkte auch als wirtschaftlich vorteilhaft! Diese Bitumenbahnen sind ökologisch vertretbar und stellen der Stand der Technik dar, weil sie sich durch optimierte Rezepturen auszeichnen – wie Putz mit verkapselten Bioziden. Wenn eine Bitumenbahn mit geringer Auswaschung gewünscht wird, ist der Nachweis seitens Hersteller sehr empfehlenswert.

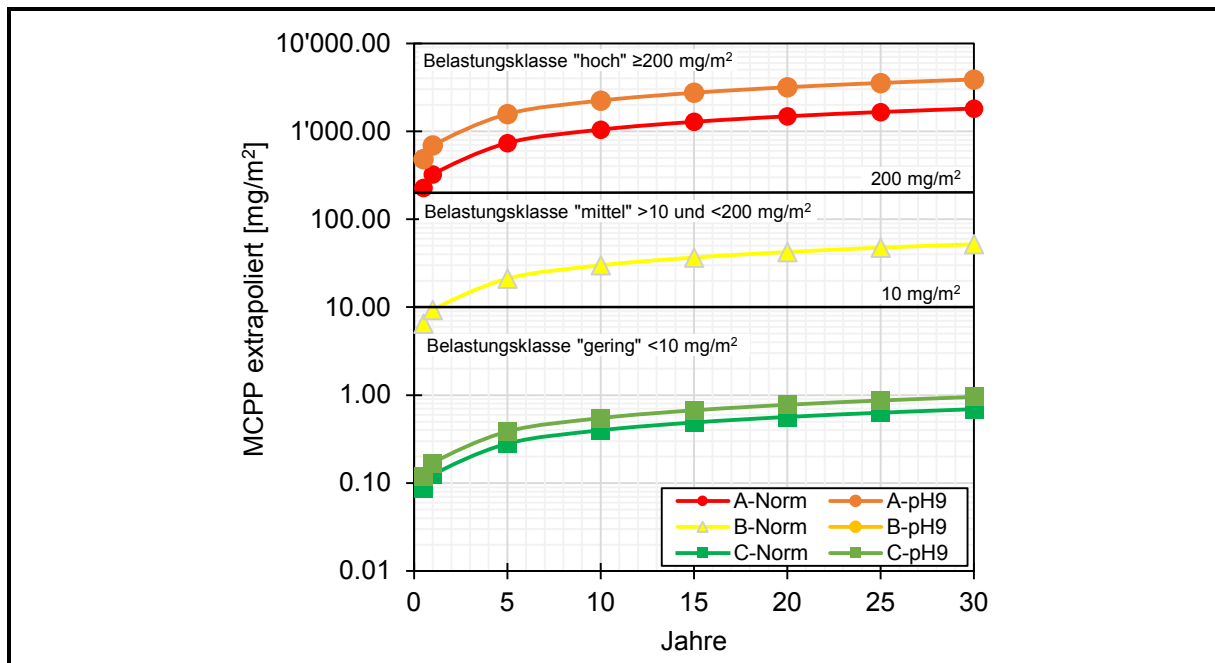


Abb. 8: Bewertung der extrapolierten Auswaschresultate aus dem DSLT.

5 Beispiel Regenwasserbehandlung

Belastetes Regenwasser ist vor der Versickerung oder Einleitung ins Oberflächengewässer zu behandeln. Eine solche nachgeschaltete Behandlungsmaßnahme wird als „end-of-pipe“ bezeichnet. Dafür geeignete Böden müssen eine hohe Wasserleitfähigkeit und eine hohe mikrobielle Aktivität aufweisen. Hydraulisch besonders geeignet sind sandige Substrate, die für gelöste Spurenstoffe jedoch eher ungeeignet sind [Burkhardt, 20176]. Tonige Böden wiederum binden gelöste Stoffe gut, weisen aber eine geringe Wasserleitfähigkeit auf.

Vor dem Hintergrund der hydraulischen Limitierung und der beschränkten Wirkung traditioneller Bodenfilter beim Rückhalt organischer Spurenstoffe und fehlender Flächen im innerstädtischen Bereich, rücken technische Regenwasserbehandlungsanlagen in den Mittelpunkt eines nachhaltigen Boden- und Gewässerschutzes. Dieser Entwicklung wird in der Schweiz mit der neuen Richtlinie „Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter“ und dem Merkblatt „VSA-Leistungsprüfung“ Rechnung getragen, gemäß derer Dach-, Fassaden-, Platz- und Straßenwasser mit Adsorberanlagen behandelt werden kann [VSA, 2017, Burkhardt, 2017].

Bis heute werden Regenwasserbehandlungsanlagen auf im Regenwasserabfluss omnipräsente Spurenstoffe selten untersucht. Deshalb ist die Leistungsfähigkeit bestehender technischer Regenwasserbehandlungsanlagen zur Entfernung organischer Spurenstoffe unter realen Betriebsbedingungen weitgehend unbekannt.

Abbildung 7 zeigt die Elimination von fünf organischen Spurenstoffen aus dem Regenwasserabfluss im Einzugsgebiet bei Bern (vgl. Kap. 2). Der Adsorber erreichte im Mittel 80 % Rückhalt von Carbendazim und Diuron, beides vergleichsweise gut adsorbierende Pestizide (unpolar), und 50 % für die schlecht adsorbierenden Stoffe Mecoprop (eine polare Verbindung) und DEET (ein kleines Molekül). Mecoprop und DEET weisen auch einen geringen Rückhalt in Kläranlagen auf. Terbutryn lag mit 60 % Rückhalt zwischen beiden Gruppen. Schlecht adsorbierenden Stoffe sind nur mit erheblichem Aufwand zu eliminieren und deshalb sollten unerwünschte Emissionen mit Maßnahmen an der Quelle reduziert werden.

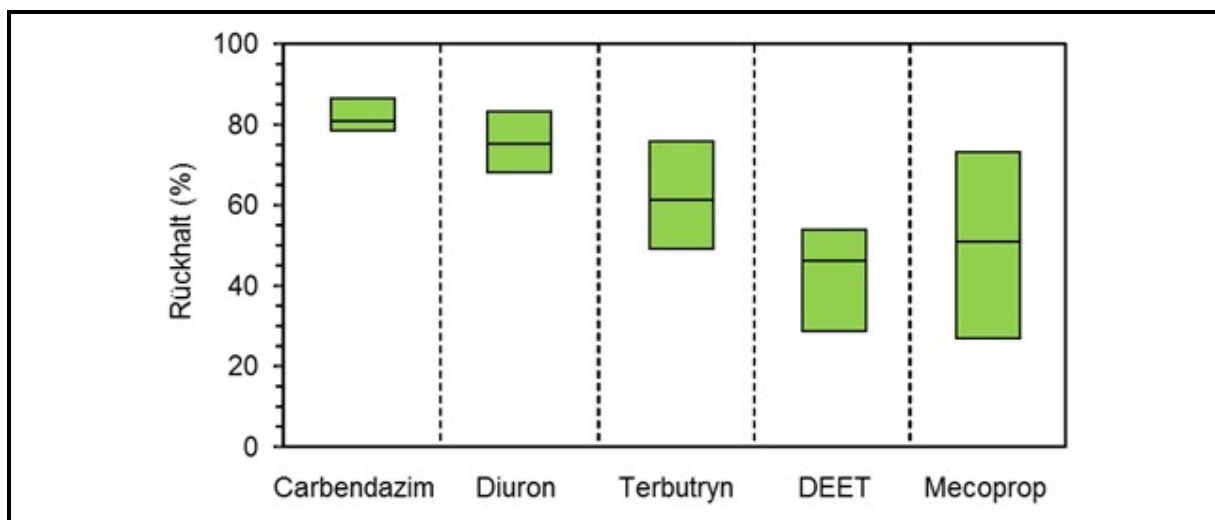


Abb. 7: Rückhalt für fünf Pestiziden sowie für Kupfer und Zink bei einem Mischadsorber (n = 25 Ereignisse).

Über die gesamte Versuchsdauer trat keine messbare Abnahme beim Stoffrückhalt auf, aber über die Einzelereignisse streute der relative Rückhalt um rund 10 bis 20 %. Im Labor wurden Beladungskapazitäten von 300 bis 400 mg Pestizide pro Gramm Adsorber (TS) ermittelt. Angesichts der kurzen Kontaktzeiten zwischen Stoff und adsorptiver Oberfläche auf einer Sickerstrecke von 10 bzw. 40 cm sind die Eliminationen bemerkenswert. Bei der Bemessung von Neuanlagen ist zu beachten, dass mit größeren Schichtdicken (hier 40 cm) höhere Eliminationsraten der Schadstoffe und längere Standzeiten zu erzielen sind.

6 Schlussfolgerungen

In Abhängigkeit von Art, Beschaffenheit sowie Belastung der Oberfläche müssen Regenwasserabflüsse häufig als verschmutzt eingestuft werden, womit ein Behandlungsgebot notwendig wird, um ökotoxische Effekte im Gewässer zu minimieren.

Trotzdem sollte die getrennte Erfassung der Oberflächenabflüsse der Mischkanalisation vorgezogen werden, da hierbei die oberflächenspezifischen Verschmutzungen gezielt an der Quelle identifiziert und behandelt bzw. durch vorbeugende planerische und technische Maßnahmen vermindert oder gar vermieden werden können.

Die HSR-Software COMLEAM (COstruction Materials LEAching Model), ein Modell zur Abschätzung der Auswaschung aus Bauprodukten und Umweltexposition, ist geeignet, um sowohl Pulsbelastungen als auch emissionsorientierte Produkteigenschaften abzuschätzen. Für die Praxis kann ein solches Modell als Argumentationshilfe im Umgang mit Bauherren und Behörden (Vollzug, Registrierung) genutzt werden. So kann ein mögliches Belastungspotential abgeschätzt und beurteilt werden, ob planerische oder bauliche Massnahmen am konkreten Objekt notwendig sind oder nicht.

Eine lösungsorientierte Strategie ist zu entwickeln, um Baumaterialien und die auswaschbaren Inhaltsstoffe zu identifizieren, Problemstoffe in Produkten zu substituieren oder die Freisetzung zu reduzieren, sowie bei Belastungsschwerpunkten auch nachgeschaltete, breit wirksame Behandlungsanlagen zu etablieren. Vor allem mobile Substanzen, die auch weit verbreitet in Gewässern vorkommen, sollten mit Fokus auf quellenorientierte Maßnahmen reduziert werden. Beispiele sind die Verkapselung von Bioziden oder das Klassierungssystem für Bitumenbahnen, welches Anreize für geringe Auswaschung setzt. Die Erfahrung zeigt allerdings, dass eine proaktive Reduktion oft schwer umsetzbar ist. Zur Entfernung von organischen Spurenstoffen aus urbanem Regenwasser kann eine Behandlung mit technischen Adsorbermaterial eine vielversprechende Alternative darstellen. Daneben sind folgende Punkte hervorzuheben:

- Zum Vorkommen von organischen Bauchemikalien und möglichen Transformationsprodukten in Gewässern bestehen große Wissenslücken. In welchem Umfang die mit dem Regenwasser freigesetzten Stoffe auch ins urbane Grundwasser gelangen, lässt sich schwer beurteilen.
- Die Umweltauswirkung in der Nutzungsphase eines Produkts lässt sich abschätzen, wenn Auswaschtests und Modelle zur Risikoabschätzung eingesetzt werden [Walser et al., 2008, Tietje et al., im Druck].
- Mit der Schweizer Test- und Bewertungsmethodik wird ein Bauprodukt bezogen auf die erwartete Belastung, und damit den Behandlungsbedarf, einfach und nachvollziehbar beurteilt.

7 Danksagung

Die Untersuchungen wurden vom Schweizer Bundesamt für Umwelt BAFU unterstützt. Mitgewirkt haben daran u.a. Mirko Rohr, Olaf Tietje und Florian Hochstrasser (HSR) und Armin Zenker (FHNW).

Literatur

- BAFU (2017): Information über Mecoprop in Bitumen-Dachbahnen. Schweizer Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. https://www.umtec.ch/index.php?id=6652&content=20159&id_project=2594
- Bollmann, U., Vollertsen, J., Carmeliet, J., Bester, K. (2014): Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment - Concentrations, mass loads and emission processes. *Water Research* 56:66-76.
- Burkhardt, M., et al. (2008): Mecoprop in Bitumenbahnen - Auswaschung von Mecoprop aus Bitumenbahnen und Vorkommen im Regenabwasser. BAFU, S. 28.
- Burkhardt, M. M. Junghans, S. Zuleeg, U. Schoknecht, X. Lamani, K. Bester, R. Vonbank, H. Simmler und M. Boller (2009): Biozide in Gebäudefassaden - ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung (UWSF)*, 21(1):36-47.
- Burkhardt, M. (2011): Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. *Water Science & Technology*, 63(9), 1974-1982.
- Burkhardt, M., S. Zuleeg, R. Vonbank, K. Bester, M. Boller, J. Carmeliet und T.P. Wangler (2012): Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions. *Environmental Science & Technology*, 46 (10), 5497–5503.
- Burkhardt, M.; Dietschweiler, C. (2015): Reduction of environmental risks from the use of biocides: Environmental sound use of disinfectants, masonry preservatives and rodenticides: Annex IV: Case study on PT 7/10: Masonry preservatives and facade paints and plaster. UBA-Texte 53, Dessau-Rosslau.
- Burkhardt, M., Schmidt, S., Gohl, M., Zenker, A., Schmockler, M., Zbinden, D., Loretz, A., Bigler, R., Boller, M. (2017): Behandlung von Regenwasser - Grosstechnische Erfahrung mit unterirdischer Retention und nachgeschaltetem Adsorberfilter. *Aqua und Gas*, 4:78-85.
- Burkhardt, M., Schmidt, S., Bigler, R. (2017): VSA-Leistungsprüfung – Leistungsermittlung im Labor- und Feldtests für Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung. *Aqua & Gas*, 11:33-41.
- Clara, M., Ertl, T., Giselbrecht, G., Gruber, G., Hofer, T., Humer, F., Kretschmer, F., Kolla, L., Scheffknecht, C., Weiß, S., Windhofer, G. (2014): Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich.
- DWA [2016]: Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus Siedlungs- und Verkehrsflächen. DWA-Themen, 25 S.
- Fuchs et al., 2017: Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. UBA-Texte, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau.
- Kahle, M; Nöh, I. (2009): Biozide in Gewässern: Eintragungspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen. UBA-Texte 09, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau.
- Kasser, U., Savi, D., Klingler, M. (2015): Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen. Stadt Zürich, Amt für Hochbauten, 281 S.
- Lange, J., Olsson, O., Jackisch, N., Weber, T., Hensen, B., Zieger, F., Schuetz, T., Kümmerer, K. (2017): Urbane Regenwasserversickerung als Eintragungspfad für biozide Wirkstoffe in das Grundwasser? *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 10(4):198-202.
- Sauer (2017): Microbiocides in Coatings. Vincentz Network, Hannover, 156 S.
- Sinniger et al. (2012): Pestiziduntersuchung. AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich.
- Tietje, O., M. Rohr, M. Burkhardt, U. Schoknecht, N. Borho (im Druck): Emissions- und Übertragungsfunktionen für die Modellierung der Auslaugung von Bauprodukten. UBA-Texte, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau.
- UBA (2015): Merkblatt 1 - Entscheidungshilfen zur Verringerung des Biozideinsatzes an Fassaden. Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau www.umweltbundesamt.de/dokument/merkblaetter-zur-verringerung-des-biozideinsatzes

- VSA (2017): Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter. Basismodul (Entwurf), Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Glattbrugg.
- Walser, A. et al. (2008): Gewässerbelastung durch Biozide aus Gebäudefassaden. Gas, Wasser, Abwasser GWA, 8:639-647.
- Wittmer, I., Scheidegger, R., Bader, H.-P., Singer, H., Stamm, C. (2011): Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. Science of the Total Environment, 409:920–932.
- Wicke, D., Matzinger, A., Sonnenberg, H., Caradot, H., Schubert, R.-L., Rouault, P., Heinzmann, B., Dünnbier, U., von Seggern, D. (2017): Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 5:394-404.

Anschrift des Verfassers / der Verfasserin:

Prof. Dr. Michael Burkhardt
HSR Hochschule für Technik Rapperswil,
Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC)
Oberseestrasse 10
8640 Rapperswil
Schweiz
E-Mail: michael.burkhardt@hsr.ch