

A 015/2009-N2

# Gewässerbelastung durch Biozide aus Gebäudefassaden

## Pollution des eaux par les biocides ajoutés aux crépis de façade

Le lessivage des crépis de façade par les eaux de pluie entraîne de nombreux polluants vers l'hydrosphère, notamment les algicides et les fongicides ajoutés en grande quantité aux crépis. Un modèle de lixiviation corrélant régime des précipitations et vitesse de ruissellement a été développé, en combinaison avec un modèle «leaching» empirique, dans le cas des biocides terbutryne et cybutryne pour évaluer leur potentiel d'écotoxicité dans l'hydrosphère, selon différents scénarios de construction projetés sur un bassin versant réel. Les résultats montrent que la teneur de ces deux biocides dépasse de manière chronique et aiguë les seuils admis, notamment dans les petits cours d'eau. Le taux de pollution atteint son maximum lorsque le pourcentage d'immeubles neufs ou rénovés est élevé et que leurs eaux météoriques sont rejetées directement dans l'hydrosphère par des égouts séparatifs.

## Water Pollution by Biocides from Facades

A whole series of hazardous substances may be emitted from urban surfaces during rainfall and washed out into the receiving waters. Among these are various biocides which are used in large amounts in renders and wall paints against algae and fungi growth. A rainfall-discharge model combined with an experimentally based leaching model has been developed and used in a real urban catchment to simulate concentration and load dynamics of the biocides Terbutryne and Cybutryne in facade runoff and in the receiving water. It also allowed predicting statistical information on ecotoxicological risks in the receiving water. The results reveal that for both biocides the concentrations in the receiving water exceed acute and chronic quality standards fairly often, especially in small rivers. The most severe case was identified to be an area with new or newly renovated buildings discharging the surface runoff through separate sewers directly into the receiving water.

Alexander Walser



**Eine ganze Palette von Schadstoffen kann aus Aussenhüllen von Gebäuden vom Regenwasser ausgewaschen und in die Gewässer gelangen. Darunter sind verschiedene Biozide, die in grossen Mengen in Fassadenbeschichtungen gegen Algen und Pilze eingesetzt werden. Ein Niederschlag-Abfluss-Modell, kombiniert mit einem auf Experimenten basierendem «Leaching»-Modell wurde entwickelt und dafür genutzt, für verschiedene bauliche Szenarien eines realen Einzugsgebietes die Regenabwasser- und Gewässerbelastung durch die Auswaschung der Biozide Terbutryn und Cybutryn und deren ökotoxisches Risiko im Gewässer vorherzusagen. Die Ergebnisse zeigen, dass durch beide Biozide akute und chronische Qualitätskriterien insbesondere in kleinen Fließgewässern überschritten werden. Am höchsten dürfte die Belastung sein, wenn im Einzugsgebiet von zahlreichen neuen und renovierten Gebäuden das Regenwasser direkt in den Vorfluter geleitet wird.**

## 1. Einführung

Im Schweizer *Gewässerschutzgesetz* (GSchG) ist festgelegt, dass nicht verschmutztes Abwasser zu versickern oder, wenn dies die örtlichen Verhältnisse nicht erlauben, in ein oberirdisches Gewässer einzuleiten ist [1]. Aufgrund der Art, der Menge, der Eigenschaften und des zeitlichen Anfalls der Stoffe in einem Abwasser und der potenziellen Verunreinigungen, die diese in einem Gewässer verursachen können, sind *Oberflächenabflüsse* aus urbanen Gebieten und von Strassen als *verschmutzt* oder *nicht*

verschmutzt zu beurteilen [2]. Inzwischen wurde im Vollzug dieser Bestimmungen klar, dass für die zeitlich stark variierenden Mengen und mit unterschiedlicher Beschaffenheit anfallenden Oberflächenabflüsse keine klare Grenze zwischen verschmutzt und nicht verschmutzt gezogen werden kann. Die Wegleitung des BAFU [3], die Richtlinie des VSA [4] und die Norm des VSS [5] tragen diesem Umstand Rechnung, indem sie eine differenziertere Betrachtungsweise im Umgang mit Abflüssen befestigter Flächen empfehlen. Wichtig ist aus Sicht von Ökologie und Nachhaltigkeit, dass trotz der häufig als mittel bis stark verschmutzt zu qualifizierenden Oberflächenabflüsse die im GSchG vorgesehene Entwässerungsphilosophie, die Oberflächenabflüsse vom häuslichen, gewerblichen und industriellen Schmutzwasser abzutrennen, ihre Gültigkeit behält. Die bekannten hydraulischen Vorteile der räumlich getrennten Entsorgung von oberflächlich abfließendem Regenabwasser wie dezentrale Versickerung, Abminderung von Abflussspitzen, Entlastung der Kläranlagen, Verminderung der Häufigkeit von Hochwasser- und Regenentlastungen usw. verbinden sich vor allem mit der Möglichkeit, bei der separaten Entsorgung viel besser auf die spezifischen Verunreinigungs- und Belastungsparameter einzugehen. Bei allfälliger Belastung kann die Behandlungstechnik auf die spezifische Situation zugeschnitten werden und, was besonders im Sinne der langfristigen Nachhaltigkeit steht, der Weg zu sinnvollen Massnahmen am Ort des Anfalls zielgerichteter gefunden werden. Die Verknüpfung der Siedlungsentwässerung mit *materialtechnischen Fragen*, beispielsweise zur Beschaffenheit von Gebäudeoberflächen oder Verschleissteilen im Verkehr, stellt die Basis für einen zukunftsgerich-

teten Gewässerschutz und den Umgang mit Materialien dar.

Verschiedene Untersuchungen der Eawag haben in den letzten Jahren gezeigt, dass oberflächlich abfließendes Regenwasser vor allem von Strassen und Dächern zum Teil ein hohes Verschmutzungspotenzial aufweist. Hohe Anteile von Kupfer- und Zinkblechen an der Aussenhaut von Gebäuden [6, 7] sowie organische Additive in Flachdachabdichtungen [8] können die Qualität des abfließenden Regenabwassers stark beeinträchtigen. Als Folge solcher Belastungen wird deshalb empfohlen, dass bei der Flächenentwässerung planerische und technische Massnahmen zum Schutz von Boden und Gewässern berücksichtigt werden [4]. Bislang wurden vor allem die Einträge aus *Landwirtschaft* und *Kläranlagenabläufen* für das Vorkommen von organischen Mikroverunreinigungen verantwortlich gemacht. So wurden in zahlreichen Fliessgewässern des Kantons Zürich erhöhte Konzentrationen an *Pflanzenschutzmitteln* nachgewiesen [9, 10]. Neuere Untersuchungen zeigen nun, dass biozide Schutzmittel auch aus *Baustoffen* ausgewaschen und in Gewässern nachgewiesen werden können [11]. Anwendungsgebiete für den Materialschutz sind beispielsweise Fassadenbeschichtungen, Holzschutzmittel oder Flachdachabdichtungen. Die Kenntnisse über die Anwendungsgebiete von Bioziden und Austragswege in die Gewässer sind vergleichsweise gering, obwohl der biozide Materialschutz im Gebäudebereich bereits vielfach als Stand der Technik gilt. Die heutigen Kenntnisse zum Aufkommen, zur substanzspezifischen Ökotoxizität sowie zum Abbau- und Sorptionsverhalten von Bioziden im Wasser, im Boden und Sediment sind noch ungenügend, um daraus ein ganzheitliches Bild über ihr Belastungspo-

tenzial sowie umfassende Massnahmenpläne abzuleiten. Eine *stoff- und quellenspezifische Umweltbeurteilung* ist heute notwendig.

Die *Biozidauswaschung* von Gebäuden ist ein sehr komplexer Prozess, der zur experimentellen Erfassung einen sehr hohen Aufwand bedingt. Regencharakteristik, Windrichtung, Alter der Gebäude, Fassadenexposition usw. sind wesentliche Parameter, deren Einflüsse besser mittels modellgestützter Simulationsrechnungen beurteilt werden können. Experimentell gewonnene Erkenntnisse zur Auswaschung von Bioziden werden vor allem zur Eichung der Modelle benötigt. Die Definition unterschiedlicher Szenarien, die im Wesentlichen auf dem Stoffeinsatz und ihrem Auswaschverhalten, der Flächenbenetzung sowie der Überbauungs- und Entwässerungsstruktur basiert, erlaubt, die relevanten Biozide vom Dach- oder Fassadenabfluss über den Regenwasserkanal bis ins Gewässer für unterschiedliche Situationen rechnerisch in ihrem zeitlichen und örtlichen Verlauf nachzuvollziehen. Die Prognose der dynamischen Biozidkonzentrationen im Gewässer erlaubt schliesslich den Gewässerökologen, die Belastung aufgrund wirkungsbasierter Qualitätskriterien zu bewerten.

## 2. Biozide Wirkstoffe in Fassaden

Biozide oder biozide Zubereitungen sind dazu bestimmt, auf chemischem oder biologischem Wege Schadorganismen zu kontrollieren, abzutöten oder unschädlich zu machen [12]. Ihre Wirkungsweise ist meist unspezifisch. Als Schutzmittel für Farbe und Putz eingesetzt, sollen sie vor Befall durch Pilze, Algen und Bakterien schützen. Biozide unterscheiden sich von Pflanzenschutzmitteln in erster Linie nur durch ihre Anwendungsgebiete und können die gleichen Wirkstoffe umfassen.

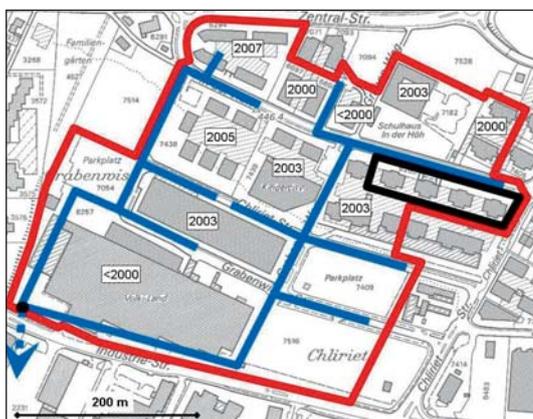
Für die Anwendung in Fassaden stehen zahlreiche biozide Wirkstoffe zur Verfügung [13]. Damit ein umfassender Fassadenschutz sichergestellt werden kann, setzen die Hersteller Wirkstoffkombinationen ein. Bei der Zusammenstellung von Kombinationen werden einerseits die physikochemischen Stoffeigenschaften wie Wasserlöslichkeit und Abbauverhalten berücksichtigt, andererseits deren spezifische Wirkungsweise gegen Algen oder Pilze. Vor allem stabile Biozide sind für die angestrebte Schutzwirkung geeignet. Dazu zählen beispielsweise die Algizide *Cybutryn*, *Diuron* und *Terbutryn*. Für die Modellierung wurden *Cybutryn* und *Terbutryn* ausgewählt. Beide Biozide gehören

zu der Wirkstoffgruppe der *Triazine* und hemmen den gleichen Wirkmechanismus der Photosynthese.

### 3. Untersuchungsgebiet

Das im Folgenden als *Fallbeispiel* verwendete Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von rund elf Hektaren und liegt in der Gemeinde Volketswil im Kanton Zürich (*Abb. 1*). Die Liegenschaftsentwässerung erfolgt via *Trennkanalesation*. Am südwestlichen Ende des Einzugsgebietes werden die zwei Haupt-Regenkanäle des Trennsystems vereint (*Abb. 1: schwarzer Punkt*) und nach rund 300 m in einen kleinen Bach eingeleitet, der im übrigen als Vorfluter für alle Trennsystem der Gemeinden Volketswil und Schwerzenbach wirkt. Das Teileinzugsgebiet und Gesamteinzugsgebiet sind durch Dachflächen, Strassen sowie Park- und Vorplätze charakterisiert. Im Bereich jeder Wohnüberbauung befinden sich intensiv begrünte und in den Trennkanalesation dränierte Tiefgaragendächer. Die Flächenanteile im Teil- und Gesamteinzugsgebiet sind in *Tabelle 1* aufgeführt.

Das hydraulisch klar abgegrenzte Gebiet ist seit dem Jahr 2000 durch eine intensive Bautätigkeit gekennzeichnet. Ein Baumarkt, ein Freizeitzentrum, ein Schulhaus und fünf mehrgeschossige Wohnüberbauungen wurden in dieser Periode neu erstellt. Davor existierten im Untersuchungsgebiet nur ein Einkaufszentrum und ein Wohnhaus. Alle Wohnhäuser wurden mit handelsüblichen biozidhaltigen Fassadenputz und -anstrich beschichtet. Die Fassaden des Einkaufszentrums, des Baumarktes, des Freizeitentrums und der Schule sind biozidfrei.



**Abb. 1** Untersuchungsgebiet mit Regenkanälen (blaue Linie), Teileinzugsgebiet (schwarze Linie) und hydraulischem Gesamteinzugsgebiet (rote Linie) sowie Angaben zum Erstellungsjahr der Gebäude [14].

	Teileinzugsgebiet (m <sup>2</sup> )	Einzugsgebiet (m <sup>2</sup> )	Teileinzugsgebiet (%)	Einzugsgebiet (%)
Flachdach	1 070	19 640	21	17
Schrägdach	490	18 380	10	16
Tiefgaragendach	2 550	9 000	50	8
Vorplatz	190	36 120	4	31
Parkplatz	660	18 200	13	16
Strasse	100	14 440	2	12
<b>Summe</b>	<b>5 060</b>	<b>115 780</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

**Tab. 1** Flächenanteile der einzelnen Oberflächen, die abflusswirksam sein können und im Modell berücksichtigt sind.

Für jede Überbauung wurden die eingesetzten Wirkstoffe bzw. Wirkstoffkombinationen und deren eingesetzten Mengen ermittelt. Die im Fokus stehenden Biozide Terbutryn und Cybutryn gehören in vielen Fällen zu den relevanten Wirkstoffen.

### 4. Auswaschungscharakteristik

Biozide sind nur wirksam, wenn sie in der *wässerigen Phase* vorliegen. Das Wasser kann an Fassaden als Schlagregen, Kondens- und Tauwasser auftreten. An feuchten Fassaden können Biozide auch während regenfreier Zeiten aus dem Material an die Oberfläche diffundieren. Jedes abflusswirksame Schlagregenerereignis transportiert die Biozide an der Fassade abwärts. Bevorzugt bewittert werden *west-exponierte Flächen*, so dass sich hier das Biozidlager am schnellsten verringert. Daher wurden an drei west-exponierten Fassaden jeweils zehn Abflussereignisse beprobt und mittels LC-MS/MS analysiert. Generell waren die Fassadenabflussmengen gering. Die gemessenen Abflusskonzentrationen an zwei neuen Fassaden lagen im Bereich von einigen hundert µg/l und an einer vierjährigen Fassade bei einigen zehn bis wenigen hundert ng/l. Vom Fassaden-

abfluss fliesst ein Teil via Dränageleitungen über das Tiefgaragendach in den Regenkanal des Trennsystems. Vor allem im Regenkanal wird der belastete Abfluss durch weitere Oberflächenabflüsse von Parkplätzen und Dachflächen verdünnt. Dieses Teileinzugsgebiet dürfte für das ganze Untersuchungsgebiet repräsentativ sein.

Detaillierte Informationen zur Auswaschung von Bioziden wurden in Zusammenarbeit mit der Empa mittels *Beregnungsversuchen* von Modellfassaden erarbeitet. In diesen Versuchen konnte das Auswaschverhalten im Zuge *80-fach* wiederholter Schlagregen ermittelt werden. Terbutryn und Cybutryn verhielten sich in den Untersuchungen sehr ähnlich und zeigten über die Zeit eine exponentielle Abnahme der Abflusskonzentrationen. Basierend auf den eigenen experimentellen Studien und Beobachtungen aus der Baupraxis wurde zusammenfassend ein mittleres Szenario definiert, in dem innerhalb von fünf Jahren rund 20 % Cybutryn und 25 % Terbutryn der Anfangsmenge aus der Fassade mit einer exponentiell abnehmenden Rate ausgewaschen werden. Diese Raten wurden für die Mehrzahl der Modellrechnungen verwendet. In einem ergänzenden «worst case»-

Szenario wurde ausserdem die doppelte Auswaschrategie zugrunde gelegt. Die gesamte mit Bioziden ausgerüstete Fassadenfläche mit Westexposition umfasst rund 3500 m<sup>2</sup>.

### 5. Effekte biozider Wirkstoffe

Um schädigende Effekte durch pulsartige Belastungen, wie sie typischerweise durch Regenabflüsse entstehen, auf aquatische Organismen abschätzen zu können, sind *wirkstoffbasierte Qualitätskriterien* unerlässlich. In der Gewässerschutzverordnung ist ein generelles Gewässerqualitätsziel von 0,1 µg/l je Pestizid und Biozid festgelegt [2]. Eine ökotoxikologisch begründete Beurteilung der Gewässerbelastung kann jedoch damit nicht vorgenommen werden. Heute können auf der Basis neuer Bewertungsansätze, die auf einer substanzspezifischen Effektkonzentration beruhen, akute und chronische Belastungsgrenzen für bestimmte Substanzen definiert werden. Als Gewässerqualitätsziel wird von *Chèvre et al.* [15] vorgeschlagen, dass das *akute Qualitätskriterium* nie, das *chronische Qualitätskriterium* nicht in kürzeren Abständen als zwei Wochen überschritten werden soll. Die darin erwähnten spezifischen Effektkonzentrationen wurden für *Terbutryn* herangezogen. Das chronische Qualitätskriterium liegt bei 0,17 µg/l und das akute bei 1,4 µg/l. Für *Terbutryn* liegt aus Deutschland ein chronischer Qualitätsnorm-Vorschlag von 0,03 µg/l vor [16]. Da *Cybutryn* den gleichen Wirkmechanismus wie *Terbutryn* ausübt, wurden die Qualitätskriterien nach demselben Konzept (Spezies-Sensitivitäts-Verteilung) von *Chèvre et al.* [14] abgeleitet. Das chronische Kriterium von *Cybutryn* liegt mit 0,018 µg/l und das akute mit 0,15 µg/l im Bereich einer anderen Studie [17]. Damit ist *Cy-*

*butryn* rund zehnmal wirksamer als *Terbutryn* und das chronische Kriterium liegt rund fünfmal niedriger als das Schweizer Gewässerqualitätsziel für Pestizide und Biozide. Verglichen mit dem aus der Landwirtschaft bekannten und in Europa verbotenen Herbizid Atrazin ist *Terbutryn* rund zehnmal und *Cybutryn* hundertmal toxischer. Für die im Folgenden beschriebene *Modellierung* wurden die akuten und chronischen Qualitätskriterien der beiden Biozide *Cybutryn* und *Terbutryn* beigezogen.

Die Anwendung obiger Qualitätskriterien bedingt die statistische Analyse der Zeitreihen der Biozidkonzentrationen, wie sie aus der Langzeitsimulation berechnet werden. Dies wurde derart bewerkstelligt, dass jede Überschreitung des akuten oder chronischen Qualitätskriteriums im Fassadenabfluss, im Regenkanal und im Gewässer registriert und deren Dauer aufsummiert wurde. Da die Qualitätskriterien vor allem für das Gewässer Geltung haben, wurden durch Variation der Abflussmengen im Gewässer zwischen 100 und 8000 m<sup>3</sup>/h unterschiedliche Verdünnungsverhältnisse simuliert. Damit kann der Bereich empfindlicher Vorflutergrößen abgeschätzt werden.

### 6. Simulationsmodell – Hydraulik und Stofftransport

Das entwickelte *Niederschlag-Abfluss-Modell* berücksichtigt Niederschlag, Abflussbildung, Abflusskonzentration und Regenwassertransport, welche bei der Bildung von oberflächlichen Regenabflüssen auftreten. Das hydraulische Modell wurde mit Hilfe von Abflussmessungen in einem Regenwasserkanal des Teileinzugsgebiets kalibriert, die Abflussprozesse hochskaliert und mit einem Stofftransportmodell für Biozide ergänzt. Das Modell wurde

mit einer Software der *Berkeley Universität* realisiert [18].

#### Niederschlag

Der Input der Niederschläge basiert auf *realen Regenmessungen*. Für acht Kalibrations- und fünf Validierungsereignisse unterschiedlicher Dauer und Intensität wurden eigene Niederschlagsdaten berücksichtigt, die vor Ort über acht Monate aufgezeichnet wurden. Für die fünfjährige Langzeitsimulation wurde die vom Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie *MeteoSchweiz* in Kloten (ZH) gemessene Niederschlagsverteilung für den Zeitraum 2003 bis 2007 verwendet [19].

#### Abflussbildung

Dieser Modellteil beinhaltet die Transformation von Niederschlag in effektiven Abfluss mittels *Grenzwertmethode*. Die Grenzwertmethode bestimmt den abflusswirksamen Anteil der Regenmenge, die auf einer definierten abflussrelevanten Oberfläche auftritt. Dabei wird das Einzugsgebiet in spezifische Teilflächen mit gleichem Verhalten hinsichtlich *Benetzungs-, Mulden- und Dauerverlusten* unterteilt. Trockene Oberflächen werden zu Beginn eines Regenereignisses benetzt und das benetzende Wasser kann verdunsten (*Benetzungsverlust*). Weitere Verluste entstehen, wenn auf teildurchlässigen Flächen das Wasser versickert oder Bodenunebenheiten mit Niederschlagswasser aufgefüllt werden (*Muldenverlust*). Unter Dauerverlusten werden alle Verlustarten zusammengefasst, die neben *Benetzungs- und Muldenverlusten* auftreten. Nach Abzug aller Verlustarten resultiert der abflusswirksame Niederschlag.

#### Abflussverzögerung

Die Transformation des abflusswirksamen Niederschlags in eine Abflussganglinie wurde mittels *Linearspeicher* berechnet. Der Linearspeicher hält ein variables Volumen des abflusswirksamen Niederschlags für eine bestimmte Dauer zurück und der Abfluss verhält sich linear zum Inhalt. Für alle Teilflächen des Untersuchungsgebiets, wie Parkplätze, Dächer, Tiefgaragen usw., wurden Linearspeicher definiert und separat kalibriert. Der Fassadenabfluss kann nicht als Linearspeicher modelliert werden, da vertikale Flächen ohne Wasserretention und mit anderer Intensität benetzt werden. Deshalb wurde eine direkte Niederschlag-Abfluss-Beziehung verwendet, die auf Fassadenabflussmessungen sowie Literaturdaten [20] beruht. Das Verhältnis von gemessenem

Niederschlag zu Fassadenabfluss wurde mit 1,0 % im Mittel festgelegt. Im Modell wurde vereinfachend angenommen, dass nur westlich exponierte Fassaden zum Abfluss beitragen.

Regenwassertransport

Das abflusswirksame Regenwasser wird in das Entwässerungssystem abgeleitet. Im Untersuchungsgebiet wurde an zwei Standorten der Regenwasserabfluss zwischen Mai und Dezember 2007 kontinuierlich aufgezeichnet. Der eine Standort repräsentiert den Abfluss im Regenkanal eines Teileinzugsgebiets von vier Wohnhäusern und der zweite das gesamte Einzugsgebiet von rund elf Hektaren Fläche. Der Regenabfluss wird im Modell mit einer *Linearspeicherkaskade* modelliert. Für die Szenarienrechnung mündet der Regenkanal in der Regel in ein fiktives Gewässer mit einem konstanten Abfluss von 500 m³/h.

Stofftransport

Der Stofftransport beinhaltet die Auswaschung von Bioziden und deren *Massenbilanzierung*. Die Auswaschung der Biozide aus den westexponierten Fassaden sämtlicher Überbauungen wird mit einer zeitlich exponentiell abnehmenden *Auswaschrates* modelliert (*Kap. 4*). Als Ausgangsgehalt wurden vereinfachend einheitliche Mengen von 1700 mg/m² Terbutryn oder 690 mg/m² Cybutryn festgelegt. Die gewählten Gehalte in Putz und zweifachem Deckanstrich entsprechen Rezepturen, wie sie vor Ort verwendet werden. Mittels Massenbilanzgleichungen wird der Transport über das Tiefgaragendach in den Regenkanal und ins Gewässer modelliert. Das Transportverhalten der Biozide wird vereinfachend als konservativ angenommen, es erfolgen also kein Abbau, keine Sorption oder Retardation bis ins Gewässer.

In den Simulationsrechnungen wurden *Szenarien* definiert, die insbesondere den Einfluss der *Altersstruktur von Gebäuden* berücksichtigen (*Tab. 2*). Die Altersstrukturen stehen repräsentativ für Quartiere mit:

- heterogener Altersverteilung, die der realen Gegebenheit entspricht (1., 3. und 5. Jahr je eine Überbauung),
- neuer Gesamtüberbauung (alle Gebäude im ersten Jahr erstellt),
- stetiger Erneuerung (eine renovierte Überbauung pro Jahr),

Im Weiteren wurde für jeden der zwei Wirkstoffe Cybutryn und Terbutryn im Szenario mit realen Gebäudealtern die Auswaschrates verdoppelt (*Tab. 2*).

Szenario	Wirkstoff	Auswaschung	Baualterstruktur
C20 <sub>Real</sub>	Cybutryn	20 %	wie in der Realität
C40 <sub>Real</sub>	Cybutryn	40 %	wie in der Realität
C20 <sub>Anfang</sub>	Cybutryn	20 %	alle im 1. Jahr erstellt
C20 <sub>Jährlich</sub>	Cybutryn	20 %	jährlich eine Überbauung
T25 <sub>Real</sub>	Terbutryn	25 %	wie in der Realität
T50 <sub>Real</sub>	Terbutryn	50 %	wie in der Realität
T25 <sub>Anfang</sub>	Terbutryn	25 %	alle im 1. Jahr erstellt
T25 <sub>Jährlich</sub>	Terbutryn	25 %	jährlich eine Überbauung

Tab. 2 Modellerte Szenarien, die den Einfluss der drei Faktoren Wirkstoff, Auswaschrates und Gebäudealter auf den Stofftransport berücksichtigen.

Teilfläche	Beschaffenheit	h <sub>a</sub> (mm)	ψ <sub>D</sub> (%)	C <sub>M</sub> (mm)	K <sub>Sp</sub> (h)	ψ <sub>m</sub> (-)
Schrägdach	Ziegel, Neigung 45°	0,25	6	-	0,04	0,8 – 1,0
Flachdach	Kies, 6 cm	2,7	28	3,4	2,4	0,7
Parkplatz	Pflaster mit offenen Fugen, eben	1,6	24	1,5	1,9	0,5
Vorplatz	Pflaster mit offenen Fugen, leicht geneigt	1,3	21	1,3	1,4	0,5
Tiefgaragendach	begrünt, humoser Oberboden, 50 cm	5,2	28	6,5	6	0,1
Einfahrt	Asphalt, fugenlos, stark geneigt	0,7	9	-	0,07	> 0,9

Tab. 3 Resultate der Kalibration mit Benetzungsverlust h<sub>a</sub>, Dauerverlust ψ<sub>D</sub>, Muldenkapazität C<sub>M</sub> und Speicherkonstante K<sub>Sp</sub>. Vergleich mit dem mittleren Abflussbeiwert ψ<sub>m</sub> nach ATV-DVWK-A 117 [21].

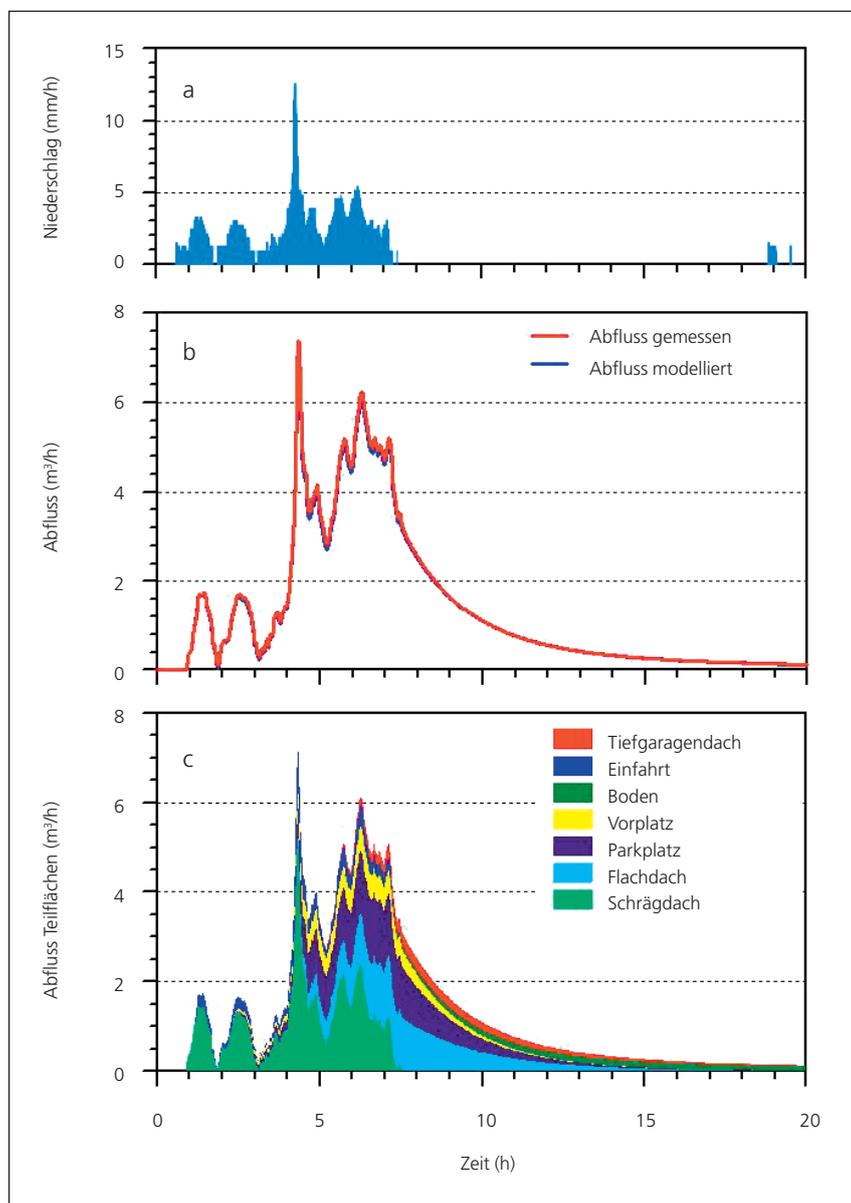
7. Resultate und Diskussion

7.1 Abflussmodellierung

Die Parameter zur Abflussmodellierung wurden mit Hilfe von Abflussmessungen kalibriert, die im Zeitraum von Mai bis Dezember 2007 im Bereich des Teileinzugsgebiets durchgeführt wurden. *Tabelle 3* gibt einen Überblick über die Teilflächen und deren parametrisierte Abflusseigenschaften. Anschliessend wurde das kalibrierte Abflussmodell anhand

von Regenereignissen, welche nicht zur Kalibration verwendet wurden, validiert.

Wie die Ergebnisse der Modellrechnungen in *Abbildung 2* nachweisen, bildet das Modell die gemessenen Abflussganglinien im Regenkanal einer einzelnen Überbauung – bestehend aus mehreren Häusern mit Dränagen, befestigten Oberflächen und Regenkanal – mit ausgezeichneter Übereinstimmung ab. Beispielsweise wird die Gesamtabflussmenge



**Abb. 2** Gemessener Niederschlag eines Regenereignisses (a), gemessener und modellierter Gesamtabfluss (b) und vorhergesagte Abflussganglinien für die Teilabflüsse (c). Die kumulierte Vorhersage erfasst 97 % des gemessenen Abflussesereignisses.

vom Modell zu 97 % vorhergesagt (Abb. 2b). Zusätzlich wurden die Abflussbeiträge der Teilflächen einzeln dargestellt, damit für jede Teilfläche der Abflussbeitrag und die Dynamik quantifiziert werden konnten (Abb. 2c). Daraus lässt sich ableiten, dass die ersten ausgeprägten Abflussspitzen von geneigten, glat-

ten Teilflächen (Schrägdächer, Einfahrt) stammen. Ebenfalls lässt sich das zeitlich nachlaufende Wasser von den begrünten Tiefgaragendächern nachvollziehen, die nur bei intensiven Regenereignissen reagieren, weil Benetzungs- und Muldenverluste sowie die Retentionskapazität des Bodens vergleichsweise hoch sind.

## 7.2 Stofftransportmodellierung und ökotoxische Belastung

In allen Szenarien wird eine Belastung des abfließenden Regenabwassers und des Gewässers durch Biozide aus Fassadenbeschichtungen vorhergesagt. Das definierte akute Qualitätskriterium für den Vorfluter von  $0,15 \mu\text{g}/\text{l}$  für Cybutryn und  $1,4 \mu\text{g}/\text{l}$  für Terbutryn wird in den meisten Fällen überschritten (Tab. 4). Das dargestellte Szenario C20<sub>Real</sub> veranschaulicht nicht nur, wie häufig und wie lange die akuten Überschreitungen bei Cybutryn auftreten, sondern auch die zeitliche Verteilung über fünf Jahre in Abhängigkeit zum Baujahr der jeweiligen Überbauung (Abb. 3). Nur bei Terbutryn wird in den Szenarien T25<sub>Real</sub> und T25<sub>Jährlich</sub> keine akute Überschreitung erwartet (Tab. 4). Hingegen werden in sämtlichen Szenarien die chronischen Kriterien von  $0,018 \mu\text{g}/\text{l}$  für Cybutryn und  $0,17 \mu\text{g}/\text{l}$  für Terbutryn überschritten. Der mittlere zeitliche Abstand zwischen den chronischen Überschreitungen unterstreicht, dass durch Cybutryn häufiger eine Belastung im Gewässer zu erwarten ist. Dabei sind generell die zeitlichen Abstände am grössten, wenn alle Überbauungen zum gleichen Zeitpunkt erstellt werden. Folglich sind im Gewässer bei Neubaugebieten die meisten akuten Belastungen zu erwarten.

Die reale Baustruktur, repräsentiert durch die Szenarien T25<sub>Real</sub> und C20<sub>Real</sub> (Tab. 4 und Abb. 3), resultiert in der geringsten akuten Belastung des Gewässers. Unter den gewählten Randbedingungen kommt zum Ausdruck, dass die Gebäude in Abständen von zwei Jahren entstanden sind und während diesen zwei Jahren nach Fertigstellung die Auswaschung exponentiell stark abgenommen hat. Andererseits zeigt sich eine massive chronische Belastung für das Gewässer über die fünf simulierten Jahre. Wird mit einer doppelt so hohen Auswaschrates gerechnet, vervielfachen sich die akuten Überschreitungen in der Dauer und Anzahl, die chronischen Überschreitungen nehmen jedoch im Mittel nur um 30 % zu. Eine noch grössere chronische Belastung lassen die Szenarien C20<sub>Jährlich</sub> und T25<sub>Jährlich</sub> erwarten, wenn jährlich eine neue Überbauung erstellt wird. Zudem werden bei diesen Szenarien im Gewässer die akuten Kriterien häufig überschritten. Von allen Szenarien weisen aber C20<sub>Anfang</sub> und T25<sub>Anfang</sub> (Neuüberbauung) die häufigsten und längsten Überschreitungen im akuten Bereich auf (Tab. 3). Hingegen sind nach den ersten eineinhalb Jahren keine weiteren akuten Überschreitungen zu erwarten.

Der Quotient der maximal erreichten Konzentrationsspitze  $C_{max}$  zum akuten Qualitätskriterium  $C_{akut}$  ist ein Indikator für die höchste pulsartige Gewässerbelastung. Für Cybutryn ist der Quotient durchwegs grösser zwei, während für Terbutryn unter den gewählten Randbedingungen der Quotient generell kleiner zwei ist (Tab. 4). In den Szenarien T25<sub>Real</sub> und T25<sub>Jährlich</sub> wird das akute Qualitätskriterium von Terbutryn nie erreicht und der Quotient ist kleiner eins. Darin kommt zum Ausdruck, dass die ermittelten Qualitätskriterien von Cybutryn rund zehnmal niedriger liegen als von Terbutryn.

**7.3 Verdünnung im Vorfluter**

Durch die Verdünnung von verschmutztem Regenabwasser im Gewässer wird die Belastungssituation so lange als unkritisch beurteilt, wie die Qualitätskriterien für das Gewässer eingehalten werden. Im vorgestellten Szenario C20<sub>Real</sub> mit einer Abflussmenge von 500 m<sup>3</sup>/h im Vorfluter wird über 257 Stunden das akute Kriterium von 0,15 µg/l überschritten (Tab. 4). Wird die Abflussmenge auf 1250 m<sup>3</sup>/h erhöht, so sind bereits keine akuten Überschreitungen mehr zu erwarten (Abb. 4). Anders verhält sich der Verdünnungsfaktor auf die chronische Belastung. Noch bei 5000 m<sup>3</sup>/h Abfluss wird über rund 200 Stunden das Qualitätskriterium von 0,018 µg/l überschritten. Andersherum verhält sich die Situation, wenn der Abfluss des Vorfluters nur 100 m<sup>3</sup>/h beträgt. In einem entsprechenden Gewässer wird das akute Kriterium rund 16-mal so lange überschritten als bei einem Abfluss von 500 m<sup>3</sup>/h, das chronische aber nur rund doppelt so lange.

Insgesamt sind in den Szenarien rund 3500 m<sup>2</sup> Fassadenfläche austragsrelevant angeschlossen. Wird die Fassadenfläche erhöht, beispielsweise vor dem Hintergrund, dass nicht nur Westfassaden dem Schlagregen ausgesetzt sind, nimmt die Gesamtbelastung im Regenabwasser zu. Folglich müsste die Verdünnung im Vorfluter entsprechend höher ausfallen, damit insbesondere akute Belastungssituationen minimiert werden.

**8. Folgerung und Ausblick**

Die Modellrechnungen belegen für die gewählten Szenarien, dass potenziell zahlreiche akute Überschreitungen und häufige und lang anhaltende chronische Belastungen des hier theoretisch in Rechnung gesetzten Fließgewässers durch Biozide in Fassaden auftreten können. Die Belastung des Regenabwassers

Szenario	Akut		Quotient $C_{Max}/C_{Akut}$	Chronisch		Mittlerer Abstand (h)
	Anzahl (-)	Dauer (h)		Anzahl (-)	Dauer (h)	
C20 <sub>Real</sub>	45	257	2,3	476	6 895	3,8
C40 <sub>Real</sub>	204	1 478	4,6	519	9 723	3,5
C20 <sub>Anfang</sub>	111	988	6,2	255	4 521	7,2
C20 <sub>Jährlich</sub>	92	636	2,5	557	8 838	3,3
T25 <sub>Real</sub>	0	0	0,7	275	2 234	6,6
T50 <sub>Real</sub>	11	40	1,4	416	4 863	4,4
T25 <sub>Anfang</sub>	14	88	1,9	170	2 267	10,7
T25 <sub>Jährlich</sub>	0	0	0,8	385	3 349	4,7

Tab. 4 Resultate der modellierten Szenarien. Aufgeführt sind Anzahl und Dauer der Qualitätsüberschreitungen.

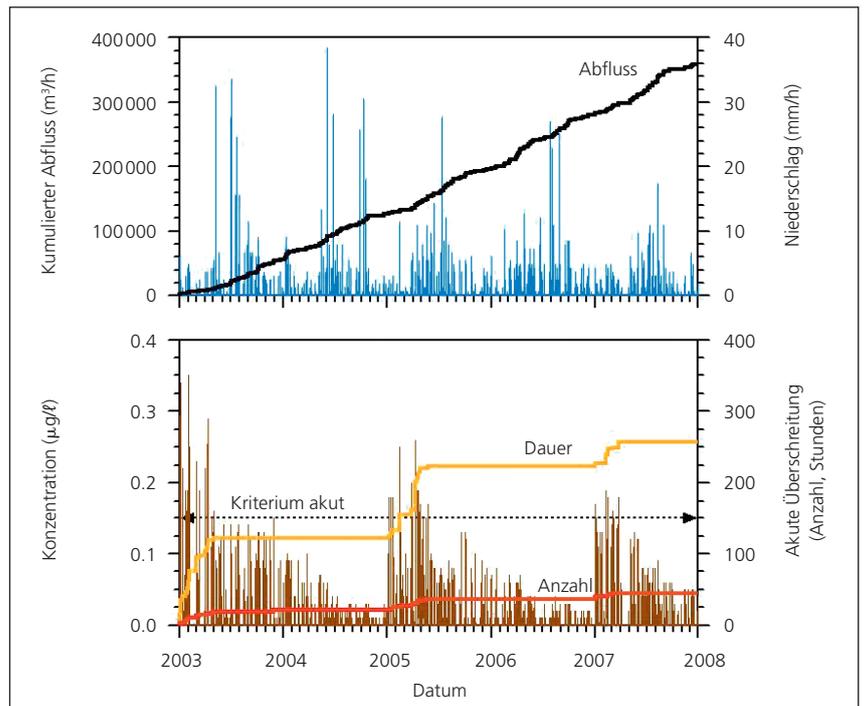


Abb. 3 Modellierter Abfluss und gemessener Niederschlag für den Zeitraum 2003 bis Ende 2007 (oben) sowie erwartetes Vorkommen von Cybutryn im Gewässer unter Berücksichtigung von Anzahl und Dauer der Überschreitungen des akuten Qualitätsziels von 0,15 µg/l. Das dargestellte Szenario C20<sub>Real</sub> widerspiegelt die realen Gebäudealter mit einer angenommenen exponentiell abnehmenden Auswaschrates von 20 % des eingesetzten Cybutryn über fünf Jahre.

steht in Abhängigkeit zum Gebäude- oder Renovationsalter, zu dem Wirkstoff und der Wirkstoffmenge, der Exposition und angeschlossenen Liegenschaftsentwässerung. Aus dem Vergleich von Terbutryn und Cybutryn lässt sich zudem ableiten, dass bei der Anwendung von Terbu-

tryn die wirkungsbasierten Grenzwerte weniger häufig überschritten werden, obwohl die Menge in den Fassaden fast dreimal höher angenommen wurde. Betroffen von der Belastung durch Biozide aus Fassaden mit möglichen Schadefekten auf die aquatischen

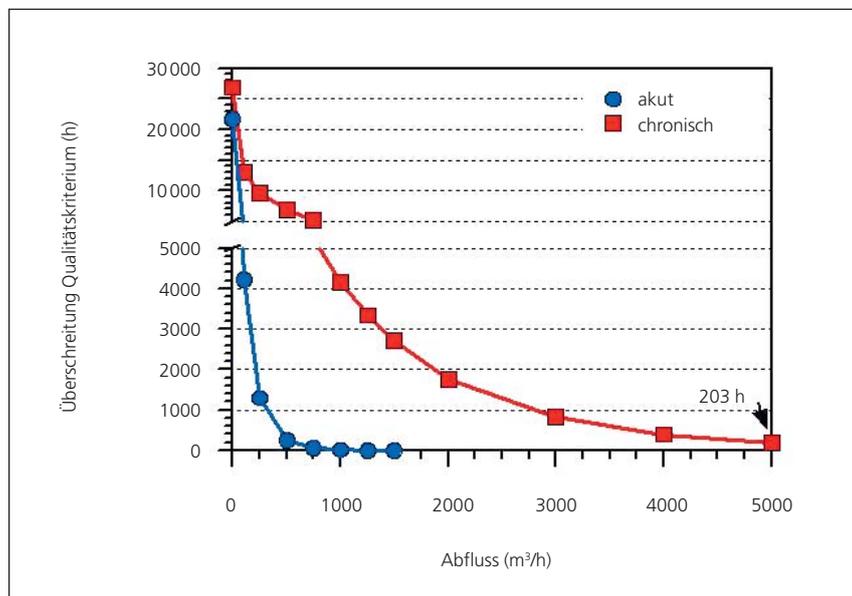


Abb. 4 Einfluss der Verdünnung von verschmutztem Regenabwasser auf die Dauer der akuten und chronischen Belastung im Gewässer. Die Abschätzung basiert auf dem Szenario C20Real, jedoch variiert die Abflussmenge der fiktiven Vorfluter zwischen 100 und 5000 m<sup>3</sup>/h.

Organismen dürften vor allem kleinere Fließgewässer sein, denn hier ist eine unzureichende Verdünnung zu erwarten. Vor dem Hintergrund, dass in die kleinen Gewässer die meisten Regenkanäle von Trennsystemen münden, stellt sich die Frage, wie die Regenwasserentsorgung nachhaltiger gestaltet werden kann. Bereits heute lässt sich dazu sagen, dass nur Massnahmen an der Quelle zu einem nachhaltigen Gewässerschutz führen werden.

Die Ergebnisse lassen auch darauf schliessen, dass aussagekräftige Probenahmen im Gewässer unter hoch dynamischen Bedingungen ausserordentlich anspruchsvoll sein dürften. Die Frachten schwanken nicht nur über einzelne Regenereignisse, sondern vor allem in Abhängigkeit zum urbanen Einzugsgebiet. Daher bietet die Modellierung eine wertvolle Ergänzung zu den analytisch gewonnenen Momentaufnahmen im Gewässer.

Die *Modellaussagen* können einerseits durch vertiefte Kenntnisse über

die Quellen noch verbessert werden. Daher werden im Rahmen des Projekts URBIC ([www.eawag.ch/urbic](http://www.eawag.ch/urbic)) auch *Laborstudien* durchgeführt, die Aufschluss über die relevanten Freisetzungprozesse geben. Andererseits erlauben die mathematischen Simulationen, die sehr dynamischen Prozesse des Stofftransports viel besser zu verstehen und ihre Auswirkungen in der Umwelt über längere Zeiträume abzuschätzen. Die Erweiterung auf Stoffgemische aus verschiedenen urbanen Quellen und die Verfeinerung der ökotoxischen Modellansätze werden darüber hinaus erlauben, die tatsächlichen Verhältnisse in zunehmendem Masse wahrheitsgetreu abzubilden. In einem optimierten Modellansatz sollen zukünftig auch die Erholungszeiten sowie die Dosismengen unterhalb der Qualitätsziele integriert werden. Durch Variation der Modellparameter kann schliesslich proaktiv aufgezeigt werden, welche Szenarien sensitiv auf die Auftretenshäufigkeit kritischer Lastfälle wirken

und in welchen Fällen quellennahe Massnahmen angezeigt sind.

### Danksagung

Die Arbeit wurde mit grosser Unterstützung von *Bastian Etter, Michael Federer, Willi Gujer, Marion Junghans, Jan Landert, Thomas Marti, Marc Neumann, Hans Simmler, Nathalie Vallotton* und *Roger Vonbank* erstellt. Dafür möchten die Autoren den Kolleginnen und Kollegen der Eawag, Abteilung Siedlungswasserwirtschaft und Abteilung Umwelttoxikologie, und der Empa, Abteilung Bautechnologien, danken. Die chemischen Analysen von Labor- und Feldproben wurden mit Unterstützung von *Kai Bester* und *Xolelwa Lamani* von der Universität Duisburg-Essen sowie *Alfred Lück, Heinz Singer* und *Irene Steimen*, Abteilung Umweltchemie der Eawag, durchgeführt.

Das Projekt URBIC bzw. Teilprojekte, die für die Modellierung wesentlich waren, wurden durch das Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Zürich und die Eawag gefördert.

### Literaturverzeichnis

- [1] *GSchG* (1991): Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer. Bundesgesetz 814.20, Bern.
- [2] *GSchV* (1998): Gewässerschutzverordnung. Bundesverordnung 814.201, Bern.
- [3] *BAFU* (2002): Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen – Wegleitung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- [4] *VSA* (2002): Regenwasserentsorgung – Richtlinie zur Versickerung, Retention und Ableitung von Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), Zürich.
- [5] *VSS*: Schweizer Norm SN 640347 – Belastung von Strassenabwasser. Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS), Zürich (in Bearbeitung).
- [6] *Boller, M.; Steiner, M.* (2002): Diffuse emission and control of copper in urban surface runoff. *Water Science and Technology*, 46:173–181.
- [7] *Langbein, S.; Steiner, M.; Boller, M.* (2005): Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies- und Gründächern. Forschungsbericht Eawag, Dübendorf.
- [8] *Bucheli, T.D.; Müller, S.R.; Voegelin, A.; Schwarzenbach, R.P.* (1998): Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (R,S)-mecoprop in roof runoff waters: potential contamination of groundwater and surface waters. *Environmental Science & Technology*, 32:3465–3471.
- [9] *Balsiger, C.; Niederhauser, P.; Jäggi, O.; Meier, W.* (2007): Gewässerbelastung durch Pestizide. *gwa Gas, Wasser, Abwasser*, 3:177–185.
- [10] *Gerecke, A.; Müller, S.; Singer, H.; Schärer, M.; Schwarzenbach, R.; Sägger, M.; Ochsenbein, U.; Popow, G.* (2001): Pestizide in Oberflächengewässern. Einträge via ARA: Bestandsaufnahme und Reduktionsmöglichkeiten. *gwa Gas, Wasser, Abwasser*, 81:173–181.
- [11] *AWEL* (2008): Pestiziduntersuchungen bei den Hauptmessstellen Furtbach Würenlos und Glatt vor Rhein im Jahr 2007. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Zürich.
- [12] *BPV* (2006): Verordnung über das Inverkehrbringen und den Umgang mit Biozidprodukten (Biozidprodukteverordnung). Bundesverordnung 813.12, Bern.

- [13] Paulus, W. (2006): Directory of Microbiocides for the Protection of Materials. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL.
- [14] Gemeinde Volketswil (2007): <http://volketswil.mapserver.ch>
- [15] Chèvre, N.; Loepfe, C.; Singer, H.; Stamm, C.; Fenner, K.; Escher, B. (2006): Including Mixtures in the Determination of Water Quality Criteria for Herbicides in Surface Water. Environmental Science & Technology, 40:426–435.
- [16] Nendza, M. (2003): Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern. Umweltbundesamt, Berlin.
- [17] UBA (2007): Field, fate and effect studies on the biocide Irgarol. Umweltbundesamt, UBA-Bericht, Dessau.
- [18] Macey, R.; Oster, G.F. (2000): Berkeley Madonna – Version 8.0.1. University of California, Berkeley.
- [19] Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz: [www.meteoschweiz.admin.ch](http://www.meteoschweiz.admin.ch)
- [20] Steiner, M.; Boller, M. (2004): Kupferabtrag einer Kupferfassade und Wirksamkeit der Eisenhydroxid-Kalk-Adsorbenschicht zur Abtrennung von Kupfer aus dem Fassadenwasser. Eawag, Dübendorf.
- [21] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2001): Bemessung von Regenrückhaltebecken. ATV-DVWK-A 117.

### Keywords

Biozide – Fassaden – ökotoxische Effekte – Regenabwasser – Stofftransportmodellierung

### Adresse der Autoren

Alexander Walser,  
Dipl. Umwelt-Ing. ETH  
[walser.alex@gmail.com](mailto:walser.alex@gmail.com)

Michael Burkhardt, Dr.  
[michael.burkhardt@eawag.ch](mailto:michael.burkhardt@eawag.ch)

Steffen Zuleeg, Dipl.-Ing.  
[steffen.zuleeg@eawag.ch](mailto:steffen.zuleeg@eawag.ch)

Markus Boller, Prof. Dr.  
[markus.boller@eawag.ch](mailto:markus.boller@eawag.ch)

Eawag  
Abteilung Siedlungswasserwirtschaft (SWW)  
Überlandstrasse 133  
CH-8600 Dübendorf  
Tel. +41 (0)44 823 55 11  
[www.eawag.ch/urbic](http://www.eawag.ch/urbic)



## Abwasser-Profis setzen auf

Qualität und Service.  
Typisch Häny – alles aus einer Hand.

**Wir sorgen dafür.**

**Hidrostat** **NETZSCH** **Spaans Babcock**

# HÄNY

Häny AG – Pumpen und Systeme • Buechstrasse 20 • CH-8645 Jona  
Tel. +41 44 925 41 11 • Fax +41 44 923 62 45 • [info@haeny.com](mailto:info@haeny.com) • [www.haeny.com](http://www.haeny.com)