

Defekte Abwasserkanäle – ein Risiko für Boden und Grundwasser?

- Untersuchungen zur Quantifizierung und qualitativen Bewertung der Abwasserexfiltration -

*Dr. Jochen Klinger, Ing.-Büro Roth & Partner GmbH, Karlsruhe,
Robert Thoma, Friedrichstraße 14, 97082 Würzburg;*

Dr. Leif Wolf, Angewandte Geologie Karlsruhe, Adenauerring 20b, 76131 Karlsruhe

1 Einführung

Die Inspektion der rund 500.000 km langen öffentlichen Kanalisation ist weitgehend abgeschlossen. Die Inspektion von Anlagen zur Ableitung von häuslichem Abwasser, die auf eine Länge von 1,3 Mio. km geschätzt wird muss bis Ende 2015 abgeschlossen sein (DIN 1986-T30). Die anhand der optischen Inspektion vorgenommene Bewertung der Kanaldefekte und der Einstufung in die entsprechende Schadenklasse nach den technischen Regelwerken erfolgt lediglich nach der visuell erkennbaren Ausprägung und Größe des Schadens. Umweltrelevante Aspekte, wie Eintrag von Abwasser in Boden und Grundwasser, Mächtigkeit der ungesättigten Zone, spielen bei der Einstufung und Festlegung der Sanierungspriorität eine untergeordnete Rolle.

Die Ergebnisse eines Langzeitversuchs, bei dem die Exfiltration von Abwasser aus einem realen Kanaldefekt der öffentlichen Kanalisation quantitativ und qualitativ bewertet wurde, zeigen jedoch, dass es zu einem kontinuierlichen Eintrag von Abwasser in Boden und Grundwasser kommt.

Anhand einer Gegenüberstellung mit Untersuchungsergebnissen eines Versuchsstandes zur Bewertung von Kanaldefekten im Bereich der privaten Grundstücksentwässerungsanlagen (Thoma & Götz 2006), werden die im Vergleich zur öffentlichen Kanalisation unterschiedlichen Randbedingungen und Risikopotentiale aufgezeigt.

Die Ergebnisse beider Untersuchungen untermauern festgestellte Beeinflussungen und Veränderungen der natürlichen Grundwasserzusammensetzung, die sich differenzierbar aus der Abwasserexfiltration der öffentlichen und privaten Kanalisation ergeben (siehe Wolf 2006).

2 In-Situ Messstrecke Kehler Straße, Rastatt

2.1 Konzeption des Testfeldes

Mit der Errichtung einer Teststrecke an einem aktiven Schmutzwasserkanal, wurde die Abwasserversickerung unter laufendem Betrieb aus einem künstlich geschaffenen Leck definierter Größe und Lage untersucht. Ein Schwerpunkt lag dabei auf der quantitativen und hydrochemischen Bewertung der räumlichen und zeitlichen Variationen in Boden- und Sickerwasser. Bild 1 zeigt den freigelegten Abwasserkanal in der Kehler Straße.

Dieses wurde im südwestlichen Stadtteil von Rastatt, einer Stadt mit ca. 45.000 Einwohnern, 20 km südlich von Karlsruhe errichtet.

Das gesamte Schmutzwasser des Wohnviertels Münchfeld wird hier über einen Abwassersammler in der Kehler Straße abgeleitet. In diesem Bereich wurde der Schmutzwasserkanal (DN 500) an einem Böschungsanschnitt auf einer Länge von ca. 5 m freigelegt und der Betonmantel an zwei Stellen an der Sohle im Abstand von ca. 1,0 m aufgebrochen.

Dieser Haltungsabschnitt war bei Errichtung des Testfelds bereits mit einem Inliner ausgekleidet. In den Inliner wurden zwei Schlitz mit Flächen von 120 bzw. 70 cm² quer zur Fließrichtung in die Sohle eingebracht. Damit wurde ein reales Schadensbild vergleichbar mit einem Lageversatz hergestellt. Leck 1 befindet sich oberstromig von Leck 2.

Leck 1: Unter Leck 1 (Leckgröße 120 cm²) wurde ein mit Mittelsand gefüllter Edelstahlbehälter (Vol. 53,16 l) an die Kanalausienwandung eingepasst, um das exfiltrierende Abwasser vollständig aufzufangen. Am Auslass, am tiefsten Punkt des Behälters, wurde das Sickerwasser abgeführt und die Sickerate mit einem Tropfenzähler zeitlich hoch aufgelöst aufgenommen (siehe Bild 1). Die Sickerstrecke von der Kanalsohle bis zum Auslass bzw. bis zum Tropfenzähler beträgt ca. 50 cm.

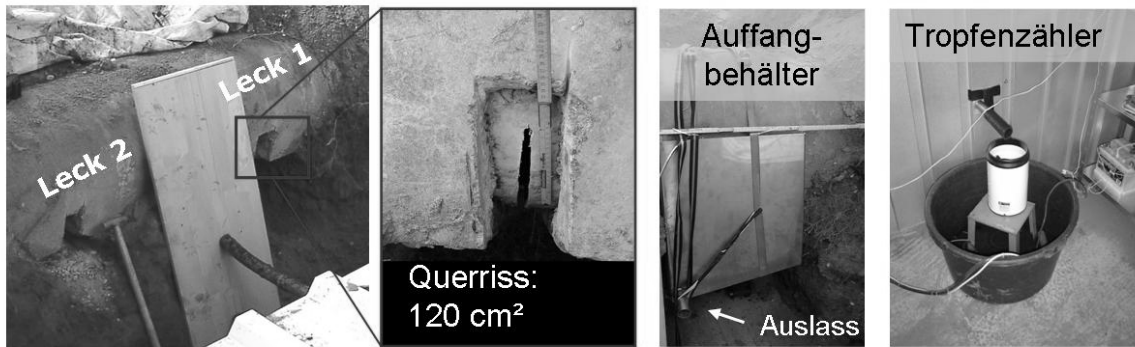
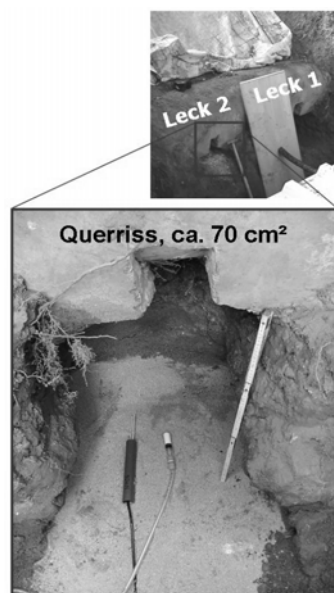


Bild 1 : Leck 1 mit ca. 120 cm² Fläche, Auffangbehälter aus Edelstahl und Tropfenzähler (Klinger 2007)

Leck 2: Unter Leck 2 wurde der Bodenkörper bis in eine Tiefe von 80 cm unter der Kanalsohle ausgehoben, gegen einen Mittelsand ausgetauscht und mit 5 TDR-Bodenfeuchte-Sonden, 3 Tensiometern und 9 Saugkerzen in unterschiedlicher Tiefe (10, 20, 30, 40, 50 und 60 cm) und relativer Lage (zentral, rechts, links, ober- und abstromig) zum Leck ausgestattet (Bild 2).

Bauphase Leck 2



Schematische Darstellung Leck 2

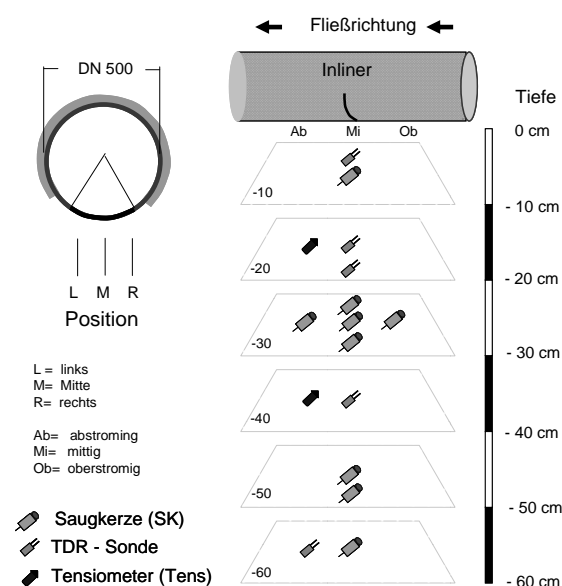


Bild 2: Leck 2 mit einer Fläche von ca. 70 cm². Rechts: Skizze des Gesamtsystems am Leck 2 (Klinger 2007).

2.2 Abflusscharakteristik des Einzugsgebiets in der Kehler Straße

Die mittels Ultraschall durchgeführten Durchflussmessungen im Kanal der Kehler Straße ergaben ein typisches Abflussmuster im Tagesgang eines Wohngebiets, wobei gegen 10 Uhr morgens im Schnitt die Abflüsse mit 19 m³/h registriert wurden. Geringste Abflüsse von 3 – 4 m³/h wurden zwischen zwei und sechs Uhr morgens registriert. Die Schmutzwassermenge beläuft durchschnittlich auf 12,5 m³/h. Der Fremdwasseranteil betrug rund 32%. Der Kanal ist als reiner Schmutzwasserkanal konzipiert und ausgewiesen. Trotzdem war der Einfluss auf die Abflussmengen während Niederschlägen bemerkenswert. Bei Starkniederschlagsereignissen wurde häufig ein Vielfaches des Trockenwetterabflusses (bis zu 500 m³/h) festgestellt.

Die el. Leitfähigkeit lag im Mittel bei 1.200 – 1.800 µS/cm; temporär wurden bis zu 4.000 µS/cm erreicht. Der pH-Wert lag durchschnittlich bei 8,5 bei Temperaturen relativ konstanten Temperaturen von 20-23°C.

2.3 Exfiltrationsrate am Leck 1 nach der Bodenpassage

Die kontinuierliche Beobachtung und Aufnahme der Exfiltration erfolgte über insgesamt 882 Tage vom 22.07.2004 bis zum 20.12.2006. die Zeitreihe ist in Bild 3 dargestellt.

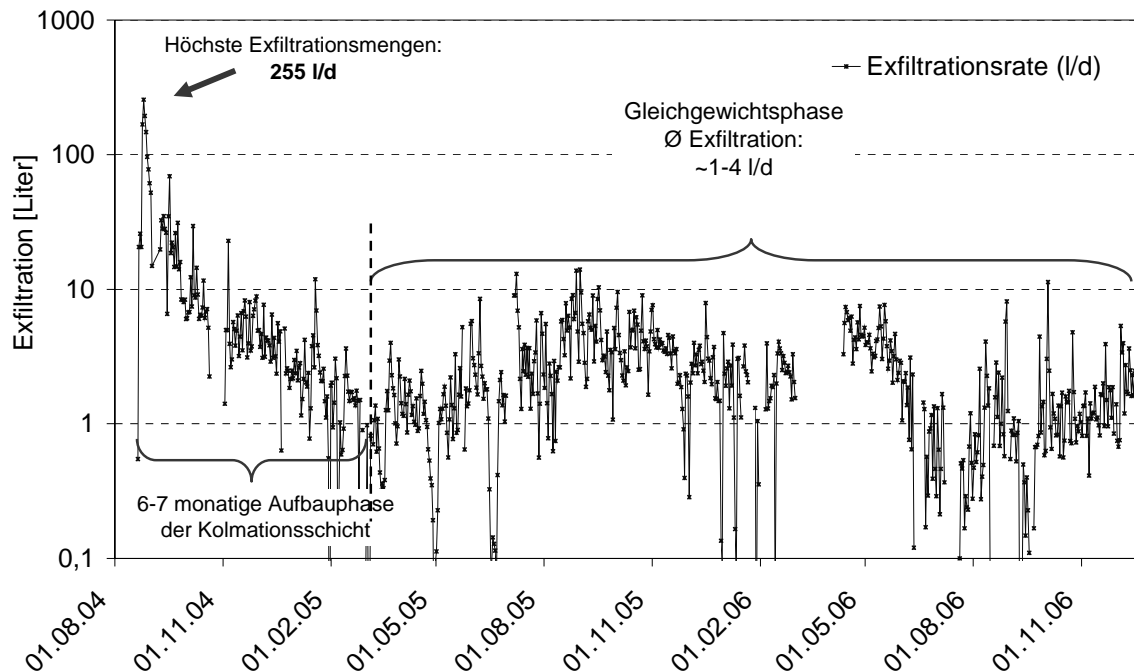


Bild 3: Exfiltrationsrate gemessen am Auslass des Auffangbehälters an Leck 1

Die Exfiltrationsrate erreichte in der Anfangsphase, unmittelbar nach der Fertigstellung der Teststrecke mit ca. 255 l/d höchste Werte. Die Exfiltrationsrate nahm dann exponentiell ab und erreichte nach ca. sechs Monaten einen ersten „metastabilen“ Zustand, in dem ca. 1-2 l/d aus der Leckage austraten. In den Folgemonaten bewegte sich die Exfiltrationsrate im Mittel um 2,45 l/d. In der folgenden Tab. ist die Einteilung der Exfiltrationsraten dargestellt.

Tab. 1.1: Exfiltrationsraten über die gesamte Versuchszeit

	Anzahl Versuchstage (Start am 22.07.2004)		Exfiltration		
	Dauer (Tagen)	Tage pro Phase	Min. [l/d]	Max. [l/d]	Mittelwert [l/d]
Einlaufphase	0 - 194	194	0,54	255,79	15,02
GGW-Phase	194 - 882	688	0,10	14,01	2,45

Die ersten 6 Monate (194 Tage) nach Fertigstellung der Teststrecke werden als Einlaufphase des Systems betrachtet. Hier endet die exponentielle Abnahme der Exfiltration. Es stellt sich nach einer ersten minimalen Exfiltration ein Gleichgewichtszustand ein. Zu diesem Zeitpunkt exfiltrieren noch 1,0 - 3,0 l/d. Die rasch abnehmende Exfiltration wird verursacht durch die Ablagerung von Feststoffpartikeln und das Aufwachsen eines Biofilms im Bereich der Leckage. Dies führt zu einer kontinuierlichen Versiegelung der Schadensfläche.

In der anschließenden Gleichgewichtsphase, treten durchschnittlich nur noch 2,45 l Abwasser pro Tag durch das Leck in den Untergrund.

Der im Versuch beobachtete Trend der exponentiellen Abnahme der Exfiltrationsrate, die sich durch die Selbstversiegelung des Lecks einstellt, wurde in allen bisher vorgenommenen Studien beobachtet. Während sich der Aufbau einer effektiven Kolmationsschicht in einem Abwasserkanal über mehrere Monate hinzieht, wurden unter Modellbedingungen wesentlich kürzere Zeiträume von wenigen Minuten bzw. Stunden (Blackwood et al. 2005), Tagen (Vollertsen & Hitved-Jacobsen 2003) oder wenigen Wochen (Turkovic et al. 2006) angegeben.

2.4 Flächenbezogene Exfiltration

Berechnung der benetzten Schadensfläche

Als Grundlage für eine näherungsweise Abschätzung des Gefährdungspotentials durch schadhafte Abwasserkanäle, ist eine übertragbare Größe für die Abwasserexfiltration von entscheidender Bedeutung.

Die Verwendung der Zeitreihen des Füllstandes und der Exfiltrationsmengen erlauben eine relative Abschätzung der flächenbezogenen Exfiltrationsmengen pro Tag (Details siehe Klinger 2007). Für die Berechnung eines flächenbezogenen Tageswertes wurden die mittleren Exfiltrationsraten pro Stunde für einen Tag hochgerechnet und sind in Tab. 1.2 dargestellt.

Tab. 1.2: Mittlere Exfiltrationsraten pro Flächeneinheit und Gesamtschadensfläche

		Durchschnittlicher Füllstand		
Füllstand [mm] →		31		
Benetzte Fläche [cm ²] →		53,35		
Exfiltration ↓	[l/(h·cm ²)]	[l/(d·cm ²)]	[l/d]	
Min.	0,0008	0,0194	1,04	
Max.	0,0107	0,2575	13,74	
Mittelwert	0,0029	0,0695	3,70	

Die mittlere Exfiltrationsrate wurde mit 0,0695 l/(d·cm²) berechnet. Auf die gesamte Schadensfläche bezogen, ergibt dies eine tägliche Exfiltrationsmenge von 3,70 l. Diese Werte korrespondieren gut mit den durchschnittlichen Trockenwetterexfiltrationsraten von 3 - 4 l/d, die in dieser Messperiode registriert wurden.

2.5 Vergleich Exfiltration / Abfluss Schmutzwasser

Ein Vergleich von Exfiltrationsmengen mit den täglichen Schmutzwassermengen zeigt jedoch auf, dass die Austrittsmengen am Einzelschaden von untergeordneter Bedeutung in der Abflussbilanz (QKanal) sind. Die Verluste belaufen sich selbst bei höchsten Exfiltrationsraten auf weniger als 0,02 % des Gesamtabflusses. In folgender Tabelle sind die Abwasserverluste im Vergleich zum Tagesdurchfluss aufgelistet. Die Abwassermengen die durchschnittlich während niederschlagsfreien Tagen in den ersten sechs Monaten durch das Leck sickerten, wurden in das Verhältnis zum durchschnittlichen Trockenwetterabfluss (TWA) gesetzt. Es treten weniger als 0,003 % des Gesamtabflusses aus. Selbst bei der Betrachtung sehr hoher Exfiltrationsraten während Regenwetterabfluss (RWA) in dieser Phase belaufen sich die Exfiltrationsmengen auf weniger als 0,02 %. Die Exfiltrationsmengen nehmen nach Erreichen eines stabilen Zustandes um eine weitere Zehnerpotenz ab und exfiltrieren noch max. 0,0011 % der Abflussmenge.

Tab. 1.3: Abschätzung Verhältnis: Abflussmenge / Exfiltration

Abfluss	Bedingungen Niederschlag	Abfluss (Q_{Kanal})	Exfiltration (q_{Leckage})	Exfiltrationsmenge (Q/q)
	[mm]	[m ³ /d]	[l/d]	[%]
TWA	-	317	8,4	0,0026
RWA	22,18	847	167	0,0197
TWA	-	289	1,54	0,0005
RWA	11,41	489	5,225	0,0011

TWA = Trockenwetterabfluss; RWA = Regenabfluss

Die aufgeführten Exfiltrationsmengen bei Trockenwetterbedingungen nach Erreichen der Gleichgewichtsphase von max. 0,0005 % im Vergleich zum Tagesabfluss, korrespondieren gut mit den von Turkovic et al (2006) gemessenen Exfiltrationsverlusten von 0,0001 - 0,0004 % die am Modellkanal beobachtet wurden. Im Vergleich mit weiteren Studien stehen diese Werte jedoch zunächst im Widerspruch. Es wird von Exfiltrationsverlusten berichtet, die 0,40 - 34 % des Trockenwetterabfluss betragen (Härig & Mull 1992; Dohmann et al. 1999; etc.). Die am Realschaden erzielten Ergebnisse erreichen selbst bei maximalen Exfiltrationsraten nur 1/80 im Vergleich zu den in der Literatur angegebenen Werten. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass die genannten Exfiltrationsmengen auf eine Einzelleckage zu beziehen sind, während die zitierten Arbeiten stets einen Bezug zu einem Siedlungsgebiet herstellen und somit eine Vielzahl Kanalleckagen berücksichtigen, die exfiltrationswirksam sind.

2.6 Hauptinhaltsstoffe in den Bodenwasserproben

Der Einfluss von exfiltrierendem Abwasser wurde mittels wöchentlicher Analyse der Bodenwasserproben aus den Saugkerzen (Leck 2) insbesondere anhand des Parameters NO_3^- dokumentiert. Für Bor, als typisch abwasserbürtigen Parameter, konnten im Sickerwasser in allen beprobten Horizonten annähernd Abwasserkonzentrationen von 0,5 – 0,6 mg/l nachgewiesen werden. Ähnliches Verhalten konnte bei den ebenfalls als konservativ einzustufenden Stoffen Chlorid und Kalium festgestellt werden.

2.7 Pharmazeutische Rückstände im Abwasser und Sickerwasser

Im Rahmen einer orientierenden Messkampagne, wurden Abwasser- und Sickerwasserproben sowie der Kläranlagenzulauf auf ca. 50 pharmazeutische Substanzen analysiert. Für die Betablocker Atenolol und Metoprolol ließen sich sowohl im Abwasser, als auch nach einer Bodenpassage von 50 cm signifikante Mengen (bis zu 1.200 ng/l) nachweisen. Gleiches galt für die chlorierten Pharmaka, Bezafibrat und Carbamazepin, die mit 1,5 – 2,9 $\mu\text{g/l}$ im Sickerwasser deutlich höhere Konzentrationen als im Abwasser aufwiesen.

2.8 Stoffbilanzierung bei Passage der Sickerstrecke

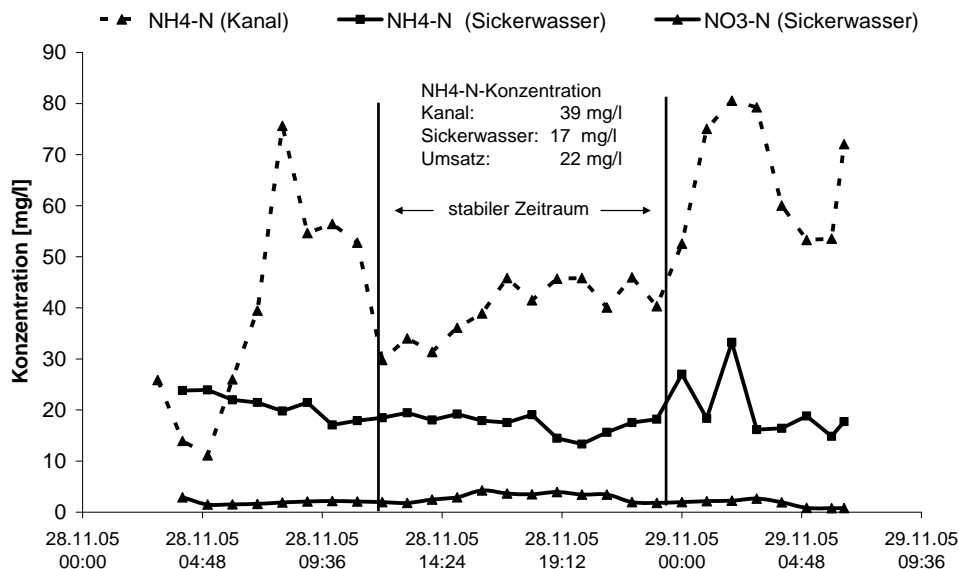


Bild 4: NH4-N Bilanz aus AW- und SW Proben

Für die Abbildung der raumzeitlichen Stofftransportprozesse des Sickerwassers bei der Bodenpassage, wurden 8 humanpharmazeutische Substanzen, sowie die Stickstoffverbindungen im Abwasser- und Sickerwasser im 1-Stunden-Intervall durchgeführt (Klinger et al 2006). Der direkte Vergleich der Auslaufkonzentrationen von Ammonium, Ibuprofen und Carbamazepin mit den jeweiligen Abwasserkonzentrationen zeigte, dass die im Abwasser gemessenen Konzentrationsspitzen bei der Bodenpassage „gepuffert“ und homogenisiert wurden. Die Stoffbilanzierung für $\text{NH}_4\text{-N}$ ergab einen Stickstoffumsatz von ca. 56 % bei der Bodenpassage. Die Konzentrationen von Nitrat-N lagen im Ablauf bei ca. 10 mg/l. Trotz einer hohen Transformationsrate erreichen Sickerwässer mit durchschnittlich 20 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ tiefere Bereiche der ungesättigten Zone.

Die Ibuprofenkonzentrationen nahmen bei der Bodenpassage zwar deutlich um ca. 70 % ab, eine vollständige Elimination konnte jedoch nicht festgestellt werden. Die Messergebnisse für Carbamazepin verdeutlichten den persistenten Charakter dieser Substanz. Für die Stoffe Diclofenac, Bezafibrat, Clofibrinsäure, Fenofibrat, Gemfibrozil und Indometazin konnte aufgrund der festgestellten stark schwankenden Ab- und Sickerwasserkonzentrationen keine aussagekräftige Bilanzierung durchgeführt werden. Es konnte jedoch festgestellt werden, dass es zu keiner signifikanten Elimination der untersuchten Stoffe kam und diese selbst tiefere Kompartimente der ungesättigten Zone und das Grundwasser erreichen können.

2.9 Effekt der Selbstversiegelung

Die Selbstversiegelung, bzw. Kolmation der Schadensfläche wird hervorgerufen durch den Eintrag partikulärer Fracht, sowie durch Aufwachsen eines mikrobiologischen Films. Mit der In-Situ Entnahme von Stechzylinderproben und Analyse auf DNA wurde die Mächtigkeit der Kolmationsschicht abgeschätzt. Bild 5 zeigt den Stechzylinder aus Plexiglas mit Probematerial sowie die Konzentrationsverteilung der Biomasse über die Tiefe.

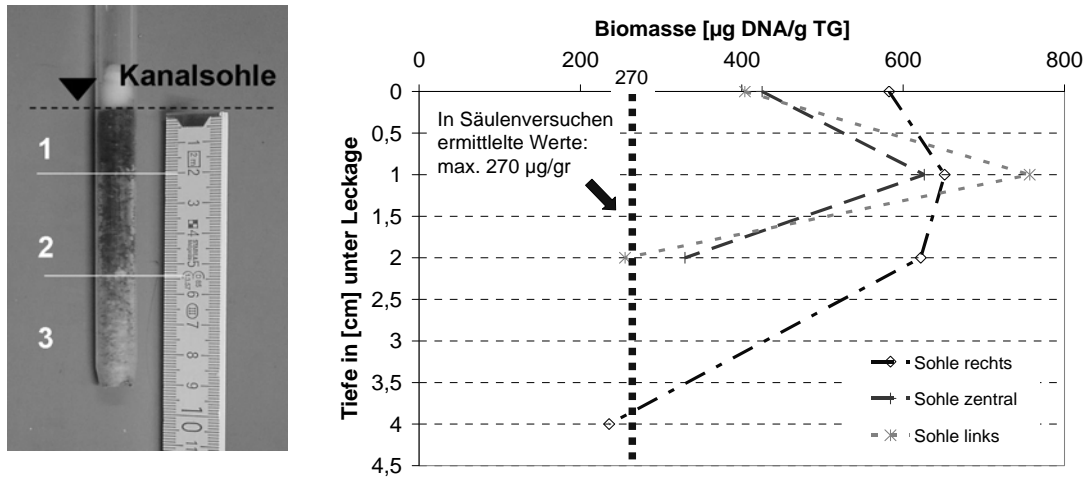


Bild 5: links: Stechzylinderprobe der Kolmationsschicht, rechts: DNA-Konz.-Verteilung (Klinger et al. 2006).

Das Tiefenprofil lässt sich in 3 Horizonte einteilen. Horizont 1 ist ca. 2 cm mächtig und stellt die eigentliche Kolmation aus Feinpartikeln und Mikroorganismen (Bakterien, Algen, etc.) dar. Die DNA Konzentrationen lagen bei 400-600 $\mu\text{g/g}$ und damit um den Faktor 3-4 höher im Vergleich zu Laborversuchen (Turkovic et al 2005). Horizont 2 ist ca. 3 cm mächtig und bräunlich und stellt die Übergangszone mit abnehmendem Feinpartikelanteil dar. In Horizont 3 (Mächtigkeit von ≥ 3 cm sind keine färbenden Ausfällungsprodukte mehr zu beobachten. Die Existenz einer biologischen Kolmation kann jedoch anhand der DNA-Konzentrationen von bis zu 200 $\mu\text{g/g}$ belegt werden. Horizontierte Proben aus dem Stechzylinder wurden mit einem ICP-MS auf Schwermetallkonzentrationen im Feststoff analysiert. Die Anreicherung korreliert mit der im Boden festgestellten Mobilitätsreihe. Es werden dabei hauptsächlich die Elemente $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Mn}$ mit absteigender Intensität in den obersten Zentimetern der Kolmationsschicht gebunden.

3 Vergleichbarkeit mit Hausanschluss

Bei einem in Würzburg durchgeführten Exfiltrationsversuch (Thoma & Götz 2006) wurde frisch anfallendes Abwasser in einem Mehrfamilienhaus in eine Versuchsanlage im Keller des Gebäudes eingeleitet. Die Versuchsanlage bestand aus einer ca. 20 m langen Ringleitung mit 1 % Gefälle. In die Ringleitung wurden insgesamt 6 Sohlschlitze mit einer Breite von 2-5 mm angebracht. 4 der 6 Schlitze wurden als Längsschlitze mit einer Länge von 120 – 150 mm, 2 wurden als Querschlitze mit einer Länge ca. 80 mm eingebracht.

Es wurde beobachtet, dass sich die anfänglich hohen Exfiltrationsraten sich innerhalb weniger Stunden auf ein Minimum reduzierten. Diese stiegen jedoch nach einem Zeitraum von ca. 7 Tagen auf ca. 0,5 % des Tagesabflusses an. Im Durchschnitt exfiltrierten ca. 1,1 l/d und Schadstelle.

Die Exfiltration des Langzeitversuchs war zudem saisonalen Schwankungen unterworfen und nahm in der kühlen Jahreszeit bei Umgebungstemperaturen von ca. 10 °C deutlich auf 0,1 % pro Schadstelle ab. In der warmen Jahreszeit mit Temperaturen von bis 20 °C stieg die Exfiltration auf 0,3 % bis vereinzelt auf 1-2 %.

Die Gegenüberstellungen der Versuchsergebnisse in Tabelle 1.4 zeigen vergleichbare Trends.

Tab. 1.4: Vergleich Kanalddefekt öffentliche Kanalisation / private Grundstücksentwässerungsanlage

Einflussgröße	Öffentliche Kanalisation	Private Grundstücksentwässerungsanlagen
Exfiltration	Initial: hoch Exp. Abnahme	Initial hoch Kont. Reduktion
Gleichgewichtsphase	Nach ca. 6 Monate	Nach Stunden
Dauer Aufbau eff. Kolmation	ca. 6 Monate	Tage
Mittlere Exfiltrationsrate	0,0005 %	0,4 %
Mittl. Exfiltr (l/d) am Einzelschaden	1,54 l/d (bei TWA)	1,1 l/d
Flächenbezogene Exfiltration [l/d/cm ²]	0,0695	0,11 – 0,37
Abflusscharakteristik	schwach intermittierend	stark intermittierend
Trockenfallen des Abwasserrohrs	nie	regelmäßig
Abwasser	homogenisiert	nicht homogenisiert
Schadstellen	immer benetzt	fallen zeitweise trocken
Temperatur Abwasser	stabil Ø 10 °C	saisonal schwankend < 10 – 20 °C
Effektivität Kolmation	+++	++
Sensitivität hinsichtlich saisonaler Schwankungen	0	+
Zusammenhang Schadensfläche - Exfiltration	++	-
Zusammenhang Füllstand - Exfiltration	+++	-

Die beiden Versuchsreihen geben den in allen Studien beobachteten Trend einer anfänglich sehr hohen und einer anschließend exponentielle bzw. kontinuierlichen Abnahme der Exfiltration wieder. Die Exfiltration ist in beiden Versuchsreihen als hochgradig instationärer Prozess zu beschreiben. Während beim Versuchsstand in der Kehler Straße (öffentlicher Kanal) zeitweise ein Zusammenhang zwischen Füllstand und Exfiltrationsrate nachgewiesen wurde, spielt dieser im Bereich der GEA keine ausschlaggebende Rolle. Vielmehr haben saisonale Temperaturschwankungen, die nicht homogenisierte Zusammensetzung sowie der stark intermittierende Abfluss Einfluss auf die Exfiltration.

4 Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch defekte Abwasserkanäle

Wolf (2006) belegte mit Messungen im Grundwasser am Detailmessfeld Danziger Straße, im östlichen Bereich der Stadt Rastatt, den Einfluss defekter Abwasserkanäle auf die Grundwasserqualität. Für die Abschätzung wurden auf kleinräumigem Gebiet insgesamt 4 Grundwassermessstellen errichtet (siehe Bild 6) Die Messstellen D4 und D3 befinden sich im unmittelbaren Grundwasserabstrom von bekannten Schäden im Abwasserkanal der Danziger Straße. Die Messstellen D2 und D1 liegen im Zustrombereich des Kanals.

Die Messung der el. Leitfähigkeit in den Messstellen D4 und D4 zeigten Reaktionszeiten von weniger als einer Stunde auf Niederschlagsereignisse (deutliche Abnahme der el. Leitfähigkeit) und somit die kurzen Verweilzeiten und ein nur beschränktes Rückhaltevermögen der ungesättigten Zone bei Starkniederschlagsereignissen.

Im Rahmen von monatlichen Untersuchungen an den vier Messstellen wurden deutliche Konzentrationserhöhungen von Ammonium und Chlorid im Abstrom eines Abwasserkanals festgestellt. Erhöhte Werte wurden jedoch ebenfalls in der Zustrommessstelle D1 gemessen, die auf einem Emittenten im Bereich der privaten Entwässerungsanlage hinweisen (Wolf 2006).

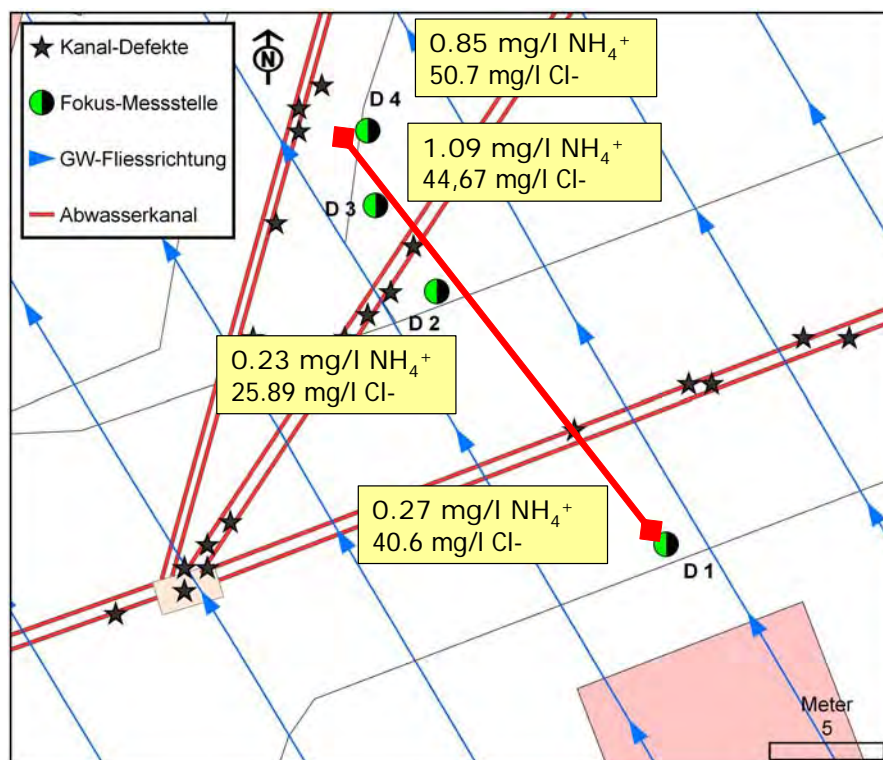


Bild 6: Detailmessfeld Danziger Straße, mit gemessenen Konzentrationen im Grundwasser (Wolf 2006)

5 Zusammenfassung

In einen aktiven Abwasserkanal wurden zwei Schlitz in die Sohle des Kanals eingebracht, vergleichbar mit einem Lageversatz. Im Rahmen des Langzeitversuchs wurden die zeitlich hoch aufgelöste Exfiltration sowie die hydrochemischen Prozesse beim Abwassertransport durch die ungesättigte Zone beobachtet. Initial höchste Exfiltrationsraten reduzierten sich von ursprünglich 255 l/d auf ca. 3 – 4 l/d nach einem Zeitraum von 6 Monaten. Kontinuierlicher Eintrag von Feststoffen und ein Aufwachsen eines mikrobiellen Films führen zu einer signifikanten Reduktion der Exfiltration. Eine vollständige Versiegelung wurde jedoch nicht beobachtet.

Im Abwasser nachgewiesene pharmazeutische Substanzen wurden zeitversetzt, nach einer Bodenpassage von ca. 0,5 m nachgewiesen und in annähernder Abwasserkonzentration festgestellt.

Bei einem Langzeitexfiltrationsversuch mit frischem häuslichem Abwasser (Thoma & Götz 2006) wurde reale Bedingung einer GEA simuliert. Anfänglich hohe Exfiltrationsraten am Einzelschadenschaden reduzierten sich auch hier kontinuierlich auf einen mittlere Exfiltrationsrate von 0,4 % bzw. 1,1 l/d. Die Exfiltrationsraten liegen damit um den Faktor 1.000 höher im Vergleich zu den Ergebnissen am Einzelschaden in der Kehler Straße. Als Gründe dafür werden hauptsächlich die intermittierenden Abflüsse, sowie das zeitweise Trockenfallen des Kanals genannt. Nicht homogenisiertes Abwasser, saisonale Temperaturschwankungen zeigen zusätzlich die zeitlich stark variablen Randbedingungen auf.

Insbesondere vor dem Hintergrund nachgewiesener pharmazeutischer Rückstände im Sickerwasser der öffentlichen Kanalisation, sind die Defekte im Bereich von Grundstücksentwässerungsanlagen hinsichtlich einer Belastung von Boden und Grundwasser differenzierter zu bewerten.

Untersuchungen in den Grundwassermessstellen des Detailmessfeldes Danziger Straße, zeigten den unmittelbaren Einfluss schadhafter Kanäle auf die Grundwasserqualität (Wolf 2006). Sowohl im Grundwasserabstrom als auch im Grundwasserzustrom konnten abwasserbürtige Stoffe positiv nachgewiesen werden. Vorbelastungen im Grundwasserzustrom weisen sogar eindeutig auf einen Emittenten im Bereich der GEA hin.

Die Untersuchungsergebnisse an Einzelschäden der öffentlichen und privaten Kanalisation sowie im kanalnahen Grundwasser zeigen in eindrücklicher Weise den Einfluss defekter Abwasserkanäle auf Boden und Grundwasser.

Bei der Festlegung der Sanierungspriorisierung von schadhafte Kanälen sollte diesen Erkenntnissen gerade im Bereich der GEA, mit der 3 – 4 fachen Länge der öffentlichen Kanalisation und höherer Schadensdichte, stärker Rechnung getragen werden.

Für die Bewertung der Auswirkungen undichter Abwasserleitungen und –kanäle auf die Umwelt wird aktuell von der DWA Arbeitsgruppe ES 8.1 ein Merkblatt DWA M 149-7 erarbeitet.

Danksagung

Die Untersuchungen in Rastatt wurden im Rahmen des von der DFG geförderten Projekts „Gefährdungspotential von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser durchgeführt. Besonderer Dank geht an das Tiefbauamt Rastatt für die ausgezeichnete und unbürokratische Zusammenarbeit.

Literatur

- Blackwood, J. D., Ellis, J. B., Revitt, D. M. & Gilmour, D. J. (2005): Factors influencing exfiltration processes in sewers. *Water Science and Technology* 51: 147-154.
- DIN 1986-30 (2003): Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke - Teil 30: Instandhaltung, Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- Dohmann, M., Decker, J. & Menzenbach, B. (1999): Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Belastung von Boden-, Grund- und Oberflächenwasser durch undichte Kanäle. In: Wassergefährdung durch undichte Kanäle - Erfassung und Bewertung. M. Dohmann (Hg.), Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Fuchs S., Hahn, H. H., Roddewig, J. Turkovic, R. (2006): Prozesse der Selbstabdichtung – Ursachen, Dynamik, Langzeitverhalten, DWA Tagungsband: Undichte Kanäle (k)ein Risiko? 11. Oktober 2006, Frankfurt.
- Härig, F. & Mull, R. (1992): Undichte Kanalisationssysteme - die Folgen für das Grundwasser. *gwf Wasser-Abwasser* (133): 196-200.
- Klinger J, Wolf, L, Hötzl H (2006): Beobachtungen einer realen Leckage – Abschlussbericht zur Exfiltrationsstrecke „Kehler Straße“ in Rastatt, DWA Tagung der undichte Abwasserkanal, eine Herausforderung für Wissenschaft und Praxis? Tagungsband auf CD, Karlsruhe.
- Klinger, J. (2007): Beschreibung der Wasser- und Stoffflüsse in einem urbanen Raum, Anwendung einer computergestützten Modellkette zur Abschätzung des Stoffeintrags in das Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung von Kanalleckagen, Dissertation, Universität Karlsruhe
- Thoma, R. & Götz, D. (2006): Grundstücksentwässerungsanlagen mit häuslichem Abwasser - Zustand, Schäden, Exfiltration, Bodenkontamination - Gefährdungspotential? Tagungsband der DWA: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko?, 11.-12. Okt.2006, Frankfurt a.M., DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, e.V., Hennef 2006.
- Thoma, R. & Götz, D. (2008) Zustand von Grundstücksentwässerungsanlagen, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall · 2008 (55) · Nr. 2, S. 116 – 130.
- Turkovic, R. (2006). Biomassekonzentration unterhalb von Kanalleckagen, persönliche Mitteilung.
- Turkovic, R., Fuchs, S. & Hahn, H. H. (2005): Einfluss der Biomassenverteilung auf Reinigungsleistung und Kolmation in abwasserbeschickten Sandsäulen. Tagungsband der 71. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, Bad Mergenheim.
- Vollertsen, J. & Hitved-Jacobsen, T. (2003): Exfiltration from gravity sewers - a pilot scale study. *Water Science and Technology* 47: 69-76.
- Wolf, L. (2006): Assessing the influence of leaky sewer systems on groundwater resources beneath the city of Rastatt, Germany – Abschätzung der Grundwasserbeeinflussung durch defekte Abwasserkanäle im Gebiet Rastatt, Dissertation, Universität Karlsruhe.

