

Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria
Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband
Band: 115 (2023)
Heft: 2

Artikel: Grundlagen der Fluss-Grundwasser-Interaktionen
Autor: Brunner, Philip / Hunkeler, Daniel / Schälchli, Ueli
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1043749>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 23.02.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Grundlagen der Fluss-Grundwasser-Interaktionen

Philip Brunner, Daniel Hunkeler, Ueli Schälchli, Stephanie Zimmermann

Zusammenfassung

In diesem Beitrag werden die Grundlagen von Fluss-Grundwasser-Interaktionen anhand von konzeptuellen Überlegungen erläutert und diskutiert. Ein besonderes Augenmerk ist dabei auf perkolative Verhältnisse gerichtet. Die Rolle der Fluss-Grundwasser-Interaktionen im regionalen Kontext und ihre Auswirkungen auf die Wasserqualität werden ebenfalls diskutiert. Es wird aufgezeigt, wie sich Änderungen im Flusswasserstand und der Durchlässigkeit der Gewässersohle auf die Grundwasser-Quantität und -Qualität auswirken können und wie diese von den vorherrschenden Fluss-Grundwasser-Interaktionstypen abhängen. Die grössten Auswirkungen auf das Grundwasservorkommen sind bei perkolativen Verhältnissen zu erwarten.

Résumé

Dans cet article, les bases des interactions cours d'eau-nappe phréatique sont expliquées et discutées sur la base de réflexions conceptuelles. Une attention particulière est portée aux conditions de percolation. Le rôle des interactions cours d'eau-nappe phréatique dans le contexte régional et leur impact sur la qualité de l'eau sont également discutés. On démontre comment les modifications du niveau d'eau et de la perméabilité du lit des cours d'eau peuvent avoir un impact sur la quantité et la qualité des eaux souterraines et comment celles-ci dépendent des types d'interaction cours d'eau-nappe phréatique prédominants. Les effets les plus importants sur la nappe phréatique sont à prévoir dans des conditions de percolation.

1. Einführung

Der Austausch zwischen Fliessgewässern und Grundwasser ist ein wichtiger Teil des Wasserkreislaufs. Insbesondere in Lockergesteins-Grundwasserleitern in Flussnähe trägt dieser Austausch oft wesentlich zur Wasserbilanz des Grundwasservorkommens bei. Diese Austauschprozesse laufen auf unterschiedlicher räumlicher und zeitlicher Skala ab, sind aber nicht direkt zugänglich. Durch konzeptuelle Betrachtungen können jedoch die relevanten Prozesse identifiziert und klassifiziert werden, was wichtig ist, um die Auswirkungen von wasserbaulichen Massnahmen auf Fluss-Grundwasser-Interaktionen zu charakterisieren.

Wasserbauprojekte an Fliessgewässern können sich in verschiedener Hinsicht auf die angrenzenden Grundwasservorkommen auswirken. Dabei kann es zu kurz-, mittel-

oder langfristigen Auswirkungen kommen. Beispielsweise können Wasserbauprojekte die hydraulischen Eigenschaften und die Morphologie des Gewässerbetts verändern, was zu einer Veränderung der Anbindung des Fliessgewässers an das Grundwasser führen kann. Dies kann den Grundwasserstand und die Austauschraten beeinflussen, welche wiederum die Qualität des Grund- oder Flusswassers verändern können.

Ziel dieses Beitrages ist es – insbesondere für Nicht-Hydrogeologen, welche in Wasserbau-Projekte involviert sind – die wichtigsten Grundlagen von Fluss-Grundwasser-Interaktionen zu erläutern und deren Rolle im regionalen Kontext aufzuzeigen. Im ersten Teil stehen quantitative Aspekte im Vordergrund. Es werden die lokalen flussnahen Mechanismen, welche die Austauschraten zwischen Fluss und Grundwasser beeinflussen, diskutiert (Abschnitt 2). Regionale Einflussfaktoren wer-

den im Abschnitt 3 erläutert. Anschliessend werden die Auswirkungen der Fluss-Grundwasser-Interaktionen auf die mikrobielle und chemische Wasserqualität diskutiert (Abschnitt 4). Auch werden mögliche Auswirkungen einer Änderung der hydraulischen Leitfähigkeit der Gewässersohle und der Flusswasserstände auf die Grundwasser-Quantität und -Qualität allgemein diskutiert (Abschnitt 5). Diese beiden Punkte werden hervorgehoben, da wasserbauliche Massnahmen diese Faktoren beeinflussen können. Eine Diskussion der Auswirkung von einzelnen wasserbaulichen Massnahmen war hingegen im Rahmen dieses Artikels nicht möglich.

2. Grundlagen der Fluss-Grundwasser-Interaktion

2.1 Typen der Fluss-Grundwasser-Interaktion

2.1.1 Infiltrierende und exfiltrierende Verhältnisse

Fliessgewässer können einen Grundwasserleiter sowohl drainieren als auch zur Grundwasserneubildung beitragen. Hydrogeologen bezeichnen Situationen, in denen Grundwasser ins Oberflächengewässer fliest, als exfiltrierende Verhältnisse (Bild 1a). In diesem Fall ist der Wasserstand im an den Fluss angrenzenden Grundwasserleiter (H_{GW}) höher als im Fluss (H_{FW}). Bei infiltrierenden Verhältnissen dagegen fliest das Flusswasser ins Grundwasser und trägt dabei zur Neubildung des Grundwassers bei (Bild 1b). In diesem Fall ist der Wasserstand im Grundwasserleiter tiefer als im Fluss. Eine Infiltration findet ebenfalls statt, wenn die Gewässersohle tiefer als der Grundwasserstand liegt, vorausgesetzt der Flusswasserstand ist höher als der Grundwasserstand. Die beiden Zustände können auch innerhalb eines Flussabschnitts gleichzeitig auftreten. Exfiltriert Grundwasser auf einer Seite des Flusses ($H_{GW1} > H_{FW}$), während auf der anderen Seite Flusswasser ins Grundwasser infiltriert

$(H_{GW2} < H_{FW})$, spricht man von infiltrierend-exfiltrierenden Verhältnissen (Bild 1c). Zur Bestimmung des Fluss-Grundwasser-Interaktionstyps müssen deshalb auf beiden Seiten des Flusses Piezometer installiert werden.

Die Höhendifferenz zwischen Fluss- und Grundwasserstand bestimmt nicht nur, ob das System infiltrierend oder exfiltrierend ist, sondern beeinflusst auch die Austauschrate. Diese ist durch das Darcy-Gesetz gegeben und ergibt sich aus dem Produkt des hydraulischen Gradienten und der hydraulischen Leitfähigkeit. Der hydraulische Gradient wird berechnet aus der Höhendifferenz zwischen dem Fluss- und dem Grundwasserstand dividiert durch die Fliesslänge, d. h. die Distanz zwischen

dem Fluss und dem Piezometer. Ist die Höhendifferenz gleich Null, findet kein Austausch statt. Der zweite Faktor, der die Austauschrate bestimmt, ist die hydraulische Leitfähigkeit zwischen dem Fluss und dem Piezometer. Diese setzt sich aus der hydraulischen Leitfähigkeit der Gewässersohle und des Grundwasserleiters zusammen.

2.1.2 Perkolative Verhältnisse

Ein wichtiger Interaktionstyp in der Kategorie der infiltrierenden Verhältnisse ist der perkolative Zustand (Bild 2). Im perkolativen Zustand trennt eine ungesättigte Zone den Fluss und das Grundwasser. Eine Infiltration von Flusswasser in den Untergrund findet dennoch statt. Damit perko-

lative Verhältnisse vorherrschen, muss die Gewässersohle in der Regel kolmatiert sein (Brunner et al., 2009a) und der Grundwasserstand unterhalb der Gewässersohle liegen. Der Vollständigkeit halber muss noch erwähnt werden, dass perkolative Verhältnisse auch ohne Kolmation auftreten können, z. B. unter schmalen Kanälen und bei sehr tiefen Grundwasserständen (Xie et al., 2014). In diesem Kontext ist dieser Spezialfall jedoch nicht relevant. Eine Kolmation liegt vor, wenn die hydraulische Leitfähigkeit der Gewässersohle geringer ist als jene des darunterliegenden Grundwasserleiters. Eine kolmatisierte Gewässersohle muss also nicht komplett undurchlässig sein.

In Fliessgewässern kann die Gewässersohle durch Sedimentationsprozesse kolmatieren (Schälichi, 1995). Packman und MacKay, 2003 zeigten, dass bereits eine relativ geringe Menge an Feinsediment zur Kolmation der obersten Schicht der Gewässersohle führen kann. Auch durch biologische Aktivität kann eine Kolmation der Gewässersohle erfolgen (Treese et al., 2009; Battin und Sengschmitt, 1999). In exfiltrierenden Zonen findet keine Deposition von feinen Sedimenten statt, da das exfiltrierende Grundwasser die Deposition von feinen Sedimenten verhindert (Partington, 2017). Kolmatierte Bereiche der Gewässersohle sind daher unter exfiltrierenden Verhältnissen sehr selten.

Ist eine Gewässersohle kolmatiert und es herrschen infiltrierende Verhältnisse, so fliesst Flusswasser in den Grundwasserleiter. Sinkt der Grundwasserspiegel weiter, erhöht sich die Infiltrationsrate und eine ungesättigte Zone kann sich zwischen der Gewässersohle und dem Grundwasserleiter entwickeln. Ist die ungesättigte Zone vollständig entwickelt, wird eine weitere Absenkung des Grundwassers die Infiltrationsrate nicht weiter erhöhen, d. h. die Infiltrationsrate hat ihren maximalen Wert erreicht. Dennoch ist sie wegen des kolmatierten Zustands der Gewässersohle zu klein, um gesättigte Verhältnisse zu erreichen. Häufig ist der Sättigungsgrad in der ungesättigten Zone jedoch nahe einer vollständigen Sättigung.

In der ungesättigten Zone unter der Gewässersohle herrscht ein hydraulisches Potenzial H_{unges} . Um die Infiltrationsrate abzuschätzen, muss H_{unges} bekannt sein, da die Infiltrationsrate bei perkolativen Verhältnissen vom hydraulischen Gradienten durch die Gewässersohle abhängt. Die genaue Bestimmung von H_{unges} ist anspruchsvoll, da Konzepte der ungesättigten Grundwasserhydraulik miteinbezogen werden müssen. Irvine et al., 2011 haben

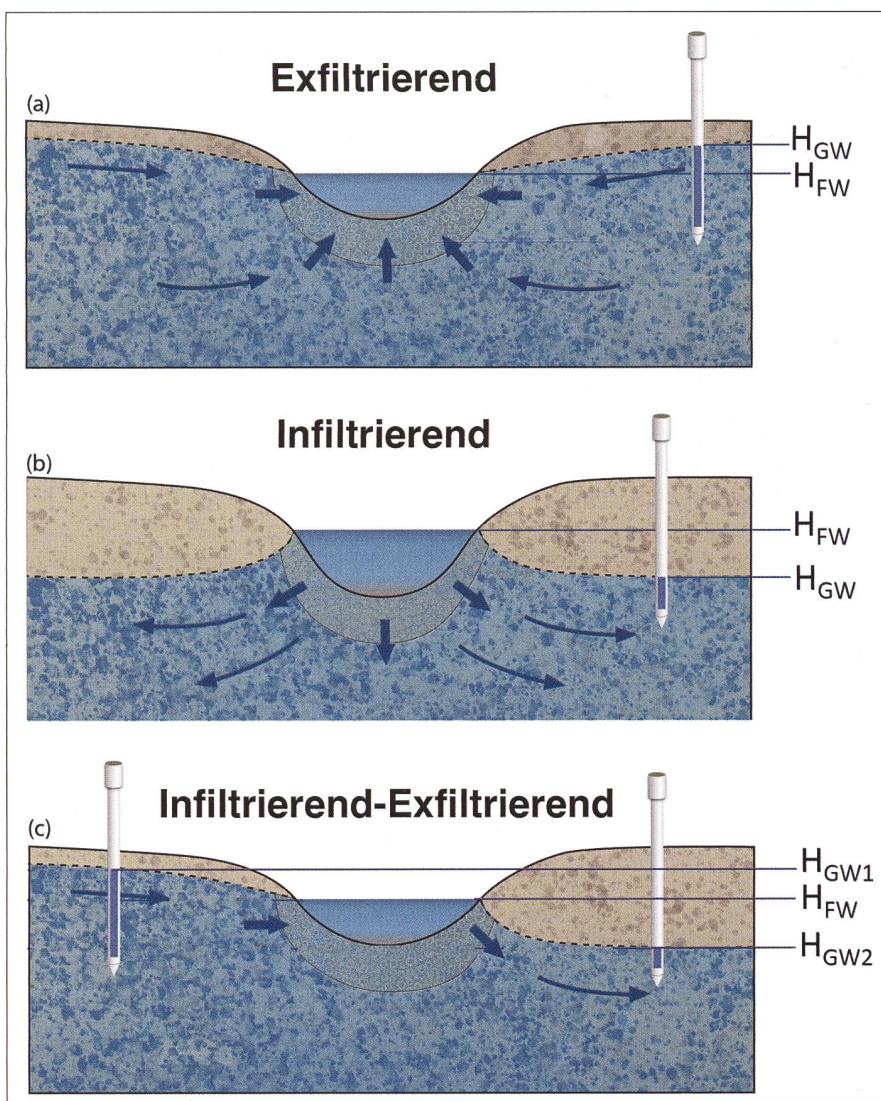


Bild 1: Idealisierte Darstellung unterschiedlicher Fluss-Grundwasser-Interaktionstypen (Bild basiert auf Brunner et al., 2009a). In einem exfiltrierenden System (a) drainiert das Oberflächengewässer (mit Wasserstand H_{FW}) den Grundwasserleiter (Grundwasserstand H_{GW}). In einem infiltrierenden System (b) fliesst das Wasser vom Oberflächengewässer in den Grundwasserleiter. In diesem Zustand ist der Wasserstand im Fluss höher als im Grundwasser ($H_{FW} > H_{GW}$). Bei infiltrierend-exfiltrierenden Verhältnissen (c) liegen beide Zustände vor ($H_{GW1} > H_{FW} > H_{GW2}$).

jedoch gezeigt, dass in den meisten Situationen das hydraulische Potenzial unter der Gewässersohle ($H_{\text{unges.}}$ in Bild 2) durch die Höhenlage der Grenze zwischen Gewässersohle und dem Grundwasserleiter gut approximiert werden kann. Damit entspricht der Gradient durch die Gewässersohle einfach der Höhendifferenz zwischen H_{FW} und $H_{\text{unges.}}$ dividiert durch die vertikale Ausdehnung der Gewässersohle. Diese Annahme wird implizit auch in den meisten numerischen Modellen getroffen, welche Fluss-Grundwasser-Interaktionen simulieren.

Da in diesem Fall die Infiltrationsrate also vom hydraulischen Gradienten durch die Gewässersohle und daher nicht vom Grundwasserstand abhängt, verursacht – wie oben erläutert – eine weitere Abnahme des Grundwasserstands keine Erhöhung der Infiltrationsrate. Änderungen des Flusswasserstands wirken sich jedoch auf die Infiltrationsrate aus: Mit steigendem Flusswasserstand nimmt der Gradient durch die Gewässersohle zu und die Infiltrationsrate steigt. Eine physikalische Beschreibung dieser Phänomene und analytische und numerische Berechnungsansätze zur Abschätzung der Infiltrationsrate unter transienten perkolativen Verhältnissen sind in (Brunner et al., 2011, 2009a, 2009b) beschrieben.

Ein wichtiger Aspekt bezüglich perkolativer Systeme ist, dass es bis heute keine zuverlässigen Feldmethoden gibt, um solche Verhältnisse nachzuweisen. Aus diesem Grund wird häufig nur der Fluss- und der Grundwasserstand miteinander verglichen. Die Interpretation dieser Daten ist jedoch sehr anspruchsvoll und unsicher.

Auch wenn das Grundwasser in nächster Nähe des Flusses sehr tief liegt, heißt das nicht unbedingt, dass perkolative Verhältnisse vorherrschen. Einflussfaktoren wie die Infiltrationsraten, die Breite des Flusses, die hydraulische Leitfähigkeit der Gewässersohle und die Mächtigkeit des Grundwasserleiters spielen eine grosse Rolle. Lamontagne et al., 2014 beschreibt einen konzeptuellen Ansatz wie diese Parameter verwendet werden können, um aufgrund der Höhenunterschiede im Fluss- und Grundwasser zu entscheiden, ob perkolative Bedingungen vorherrschen oder nicht.

2.2 Heterogenität der Gewässersohle

In den konzeptuellen Betrachtungen in Bild 1 wird die Struktur der Gewässersohle und die grosskalige Geologie als homogen und eindeutig identifizierbar dargestellt. Die Gewässersohle ist per se jedoch weder homogen noch einfach zu definieren, da es keine offensichtliche Grenze zwischen der Gewässersohle und den darunterliegenden Sedimenten gibt. Heterogenität der Gewässersohle ist ein wichtiger Faktor bezüglich der Entwicklung von perkolativen Verhältnissen: Damit sich diese entwickeln können, muss die vertikale hydraulische Leitfähigkeit der Gewässersohle geringer als jene in den darunterliegenden Sedimenten sein (Brunner et al., 2009a). Calver, 2005 hat bis zu 10 Größenordnungen Unterschiede auf kleinem Raum in der hydraulischen Leitfähigkeit nachgewiesen. Da in einem Flussabschnitt die Strömungsverhältnisse und somit die Depositionsraten von Schwebstoffen im Porenraum unter der Deckschicht oft sehr unterschiedlich sind, können kolmatierte sowie nicht kol-

matierte Zonen auf engstem Raum vorkommen. Bei tiefen Grundwasserständen führt diese räumliche Heterogenität zu nicht vollständig perkolativen Verhältnissen, da es immer noch eine gesättigte hydraulische Verbindung unter den nicht-kolmatierten Zonen gibt. Eine Diskussion, wie sich Heterogenität der Gewässersohle auf perkolative Fluss-Grundwasser-Interaktionen quantitativ auswirkt, ist in Schilling et al., 2017 gegeben.

2.3 Zeitliche Aspekte

2.3.1 Auswirkungen von Änderungen des Fluss- und/oder des Grundwasserstands

Ändert sich der Fluss- und/oder der Grundwasserstand, kann sich der hydraulische Gradient und somit die Austauschrate ändern. Es kommt auch häufig vor, dass sich die Richtung des Gradienten ändert und somit auch der Interaktionstyp. Solche Änderungen können kurzfristig auftreten, zum Beispiel während eines Hochwassers. Dies kann insbesondere bei perkolativen Verhältnissen zu grossen Auswirkungen führen: eine Zunahme des Flusswasserstands kann zu gesättigten Verhältnissen unter der Gewässersohle und somit zu einem markanten Anstieg des Grundwasserstands führen. Eine ausführliche Studie zu diesem Phänomen wurde von Shanafield et al., 2012 publiziert. Ein weiterer, oft unterschätzter Faktor bezüglich Schwankungen des Flusswasserstands ist, dass die Infiltration durch die Uferbereiche bei Hochwasser überproportional stark ansteigen kann. Da die Uferbereiche oft weniger kolmatiert sind, kann die Infiltration über die Uferbereiche grösser sein als durch die Gewässersohle.

Auch durch saisonal bedingte Wasserstandsschwankungen kann sich der Gradient zwischen Fluss- und Grundwasser und somit der Interaktionstyp ändern. Steigt das Grundwasser bis zur Gewässersohle an, dann wird das System von einem perkolativen in einen gesättigt infiltrierenden Zustand überführt. Steigt der Grundwasserstand noch weiter an, kann das System auch in einen exfiltrierenden Zustand übergehen. Dies kann beispielsweise an Flüssen im Mittelland im Winterhalbjahr auftreten, wenn der Grundwasserstand durch die Versickerung örtlicher Niederschläge seinen Höchststand erreicht (pluviales Grundwasserregime) und die Wasserstände im Fluss vergleichsweise tief sind, da der Niederschlag vorwiegend in Form von Schnee im (alpinen) Einzugsgebiet der Flüsse fällt.

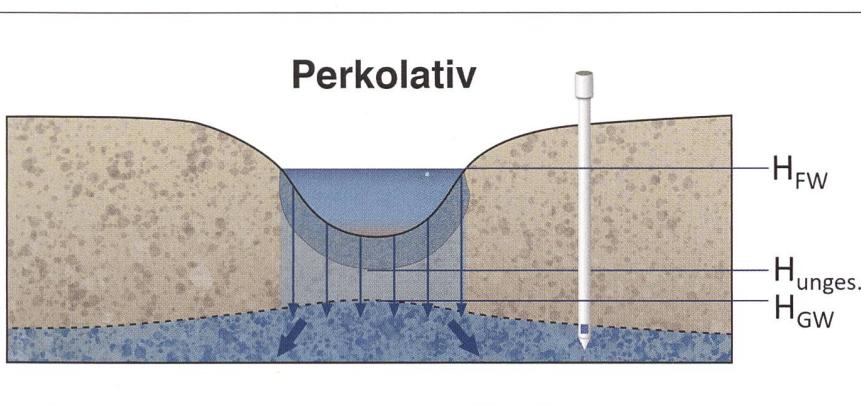


Bild 2: Bei perkolativen Verhältnissen liegt der Grundwasserspiegel (H_{GW}) tief unter der Gewässersohle. Perkolative Verhältnisse treten vor allem unter kolmatierten Gewässersohlen auf. In der ungesättigten Zone herrscht unter der Gewässersohle ein hydraulisches Potenzial $H_{\text{unges.}}$ Ist der Grundwasserstand tief genug, wird dieses hydraulische Potenzial nicht mehr durch das Grundwasser beeinflusst. Die Infiltrationsrate ist daher einzig durch den Gradienten durch die Gewässersohle gegeben und nicht durch den Gradienten zwischen dem Fluss- und dem Grundwasser. Das Bild basiert auf Brunner et al., 2009a.

2.3.2 Erosions- und Depositionsprozesse und die Auswirkungen auf Austauschraten

Erosions- und Kolmationsprozesse führen zu einer zeitlichen Veränderung der hydraulischen Eigenschaften und der Morphologie des Gewässerbetts. Grundsätzlich führen Kolmationsprozesse zu einer Abnahme der Austauschraten. Eine oberflächliche Dekolmation der Gewässersohle findet bei Hochwasser beim Aufreissen der Deckschicht (Gianni et al., 2016; Partington et al., 2017) statt. Erosionsprozesse können zusätzlich zur Mobilisierung von tieferliegenden Kolmationsschichten führen. Bei Fließgewässern mit Verlagerung von Kolk-Bank-Systemen finden entsprechende Dekolmationsprozesse auch ohne Sohlenerosion statt. In Feldstudien wurden Veränderungen der hydraulischen Leitfähigkeit der Gewässersohle um bis zu zwei Größenordnungen nach Hochwassereignissen dokumentiert (Gianni et al., 2016;

Fette et al., 2005; Genereux et al., 2008; Hatch et al., 2010).

3. Fluss-Grundwasser-Interaktionen im regionalen Kontext

Entlang eines Fließgewässers treten typischerweise sowohl perkolative als auch infiltrierende und exfiltrierende Abschnitte auf. Diese regionale räumliche Variabilität wird durch topographische und geologische Faktoren im Einzugsgebiet sowie durch die Dynamik im Fließgewässer und die damit verbundenen Erosions-, Ablagerungs- und Kolmationsprozesse beeinflusst. Auch die Geometrie der Talebene und des Grundwasserleiters spielen eine wichtige Rolle. Bild 3 zeigt einen Talabschnitt mit einer für die Schweiz typischen Geologie. Ein Gletscher hat eine Mulde in das schlecht durchlässige Molassegestein gegraben, die nach dem Rückzug des Gletschers von Fließgewässern mit gut

durchlässigen Lockergesteinen aufgefüllt wurde. In den Lockergesteinen fliesst das Grundwasser in Richtung der Talachse. Das Grundwasser wird sowohl durch infiltrierendes Flusswasser als auch durch versickernde Niederschläge in der Talebene und seitliche Zuflüsse gespeist. Dabei treten unterschiedliche Fluss-Grundwasser-Interaktionstypen auf.

Im Oberlauf (Bild 3, Abschnitt 1) ist der Fluss wenig kolmatiert. Es herrschen infiltrierende Verhältnisse und der relativ kleine Querschnitt des Grundwasserleiters ist fast bis zum Flussniveau gesättigt. Im Abschnitt 2 ist die Gewässersohle kolmatiert und der Grundwasserstand tiefer, da der Talquerschnitt grösser ist und das zuströmende Grundwasser den Grundwasserleiter nicht mehr vollständig ausfüllen kann. Unter diesen Umständen werden sich perkolative Verhältnisse einstellen. Im Abschnitt 3 fliesst der Fluss in einem Randbereich über gering durchlässige Ablage-

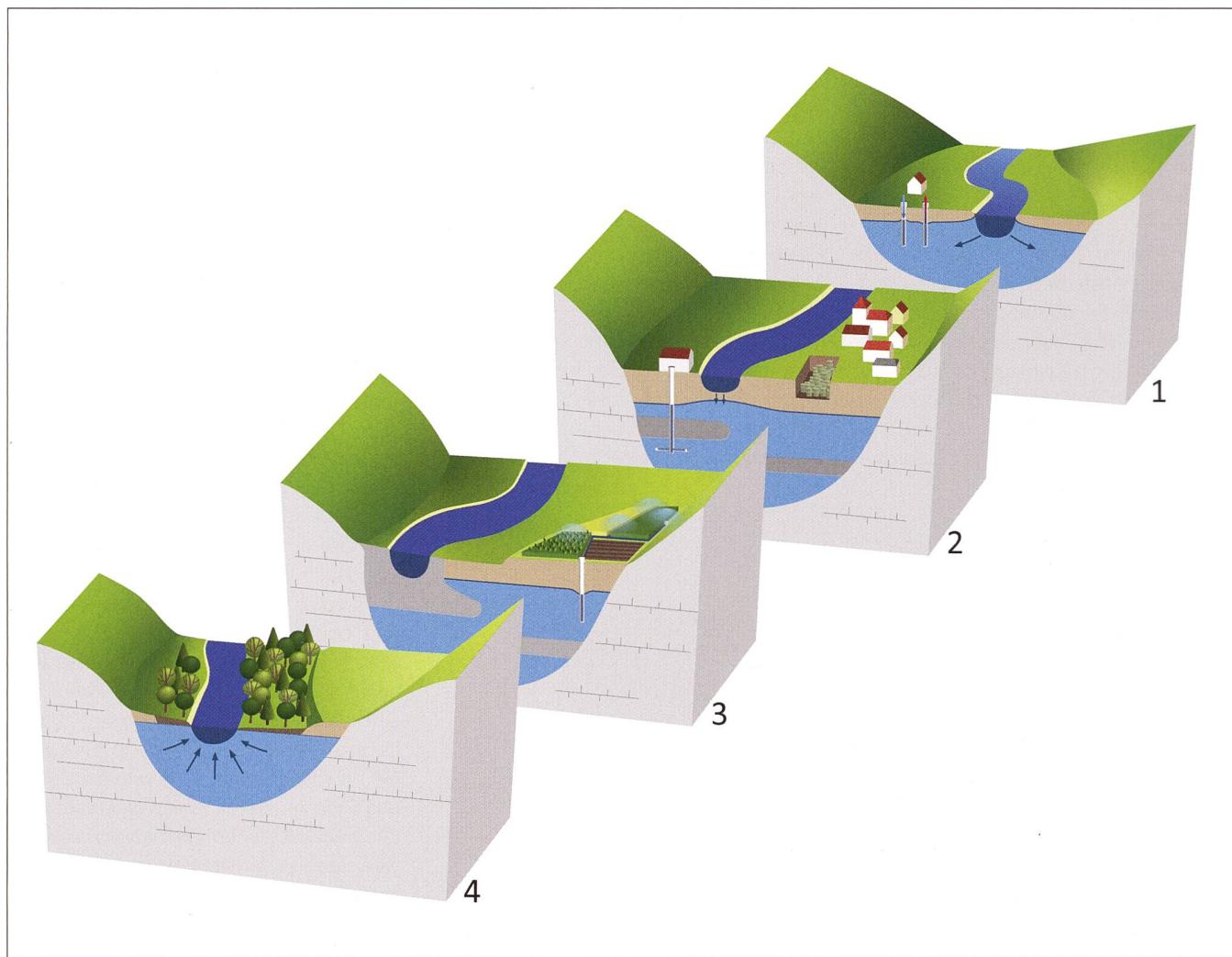


Bild 3: Konzeptuelle Illustration eines Talabschnitts mit einer für die Schweiz typischen Geologie. In Abschnitt 1 (oberster Abschnitt) herrschen infiltrierende Verhältnisse vor, und die Gewässersohle ist wenig kolmatiert. Im zweiten Abschnitt treten perkolative Verhältnisse unter der kolmatierten Gewässersohle auf. Im Abschnitt 3 fliesst der Fluss über gering durchlässige Ablagerungen, es findet keine nennenswerte Interaktion mit dem Grundwasser statt. Im Abschnitt 4 verengt sich das Tal, was zu exfiltrierenden Verhältnissen führt.

rungen und es findet keine nennenswerte Interaktion mit dem Grundwasser statt. Schliesslich verengt sich das Tal wieder und die Mächtigkeit des Grundwasserleiters nimmt ab (*Abschnitt 4*). Das Grundwasser kann nicht mehr vollständig durch den engen Talquerschnitt fliessen und exfiltriert deshalb in den Fluss.

Fluss-Grundwasser-Interaktionen können durch Grundwasserentnahmen beeinflusst werden. Wie sich solche Nutzungen auf die Interaktionen auswirken, ist von den hydraulischen Bedingungen abhängig. Liegen z. B. gesättigte, infiltrierende Verhältnisse vor (*Abschnitt 1*), kann der Pumpbetrieb zu einer Erhöhung des Gradienten und folglich einer Zunahme der Infiltration führen. Findet eine Grundwasserentnahme in exfiltrierenden Bedingungen statt (*Abschnitt 4*), kann ein Wechsel von exfiltrierenden zu infiltrierenden Verhältnissen stattfinden. In solchen Situationen treten auch häufig infiltrierend-exfiltrierende Verhältnisse auf (*Bild 1c*).

Eine spezielle Situation ergibt sich bei einer Grundwasserentnahme unter perkolativen Verhältnissen. Wie im *Kapitel 2.1.2* besprochen, ist die Infiltrationsrate im perkolativen Zustand unabhängig vom Grundwasserstand. Deshalb wird oft fälschlicherweise angenommen, dass eine weitere Absenkung des Grundwasserstands den Abfluss im Fluss nicht weiter beeinflusst. Dies ist jedoch nur dann der Fall, wenn sich das Gewässer im gesamten Einflussbereich der Grundwasserentnahme im perkolativen Zustand befindet (*Fox und Durnford, 2003*).

4. Qualitative Aspekte der Fluss-Grundwasser-Interaktion

Bei wasserbaulichen Massnahmen steht häufig die Veränderung der Grundwasserqualität durch die Infiltration von Flusswasser im Bereich von flussnahen Trinkwasserfassungen im Vordergrund. Umgekehrt kann aber auch die Exfiltration von Grundwasser die Qualität des Flusswassers beeinflussen. In beiden Fällen kann die Wasserqualität sowohl verbessert als auch verschlechtert werden. Dabei ist zwischen der mikrobiellen und der chemischen Wasserqualität zu unterscheiden. Bei letzterer ist neben anorganischen und organischen Schadstoffen auch die allgemeine Hydrochemie von Interesse, insbesondere die Wasserhärte und der Redoxzustand, die z. B. für die Grundwassernutzung wichtige Parameter sind. Darüber hinaus wird auch die Grundwassertemperatur durch die Infiltration von Flusswasser

beeinflusst. Dies spielt bei der thermischen Nutzung des Grundwassers oder auch über die Temperaturabhängigkeit biogeochemischer Prozesse eine Rolle. Letztere beeinflussen indirekt die Grundwasser-Qualität.

4.1 Einfluss von infiltrierenden Verhältnissen auf die Grundwasser-Qualität

Der Einfluss der Flusswasserinfiltration auf die Grundwasser-Qualität hängt von der unterschiedlichen Qualität zwischen Fluss- und Grundwasser ab, aber auch von Retentions- und Transformationsprozessen während der Infiltration. Aufgrund der guten Nährstoff- und Sauerstoffversorgung weisen die Gewässersohle und die unmittelbar darunter liegenden Sedimente häufig eine hohe biogeochemische Aktivität auf, die sowohl die chemische als auch die mikrobielle Qualität des infiltrierenden Flusswassers beeinflusst.

Einfluss auf die mikrobielle Wasserqualität

Bei der mikrobiellen Wasserqualität steht die Beeinträchtigung durch pathogene Viren, Bakterien und Protozoen aus fäkalen Quellen im Vordergrund. Genau genommen gehören zwar Viren nicht zu den Mikroorganismen, werden aber hier einfachheitsshalber nicht separat erwähnt. In den meisten Fällen werden nicht die pathogenen Organismen direkt gemessen, sondern Bakterien, die in grossen Mengen in Fäkalien vorhanden sind und somit eine Verschmutzung anzeigen. Solche fäkalen Belastungsindikatoren lassen sich in den meisten Fliessgewässern nachweisen. Inwiefern problematische Mikroorganismen in einen Grundwasserleiter eindringen können, hängt davon ab, ob diese im Gewässerbett und Untergrund zurückgehalten und/oder inaktiviert werden (*Hiscock und Grischek, 2002; Schijven und Hassanzadeh, 2000*). Bei den Rückhalteprozessen spielt aufgrund der geringen Grösse von Mikroorganismen insbesondere die physikalisch-chemische Filtration, d. h. die Anlagerung durch elektrostatische Wechselwirkungen nach Kollision mit Körnern, eine wichtige Rolle. Grössere Mikroorganismen können auch im Porenhals zwischen den Körnern zurückgehalten werden. Die Filtration von Mikroorganismen ist umso effizienter, je feinkörniger das Substrat und je geringer die Fliessgeschwindigkeit ist. Die Ablagerung von Feinpartikeln im Gewässerbett und insbesondere in der Gewässersohle begünstigt daher die Filtration. Darüber hinaus hängt die Filtration auch von hydrochemischen und geochemischen Faktoren

ab. Feldstudien weisen darauf hin, dass die flussnahen Zonen eine höhere Filtrationskapazität aufweisen als der Grundwasserleiter selbst (*Page et al., 2012; Wang et al., 2022*). Aufgrund dieser hohen Rückhalteleistungen sind Indikatorbakterien schon im flussnahen Bereich bei Mittel- und Niedrigwasser oft nicht mehr nachweisbar, bei Hochwasser aber teilweise vorhanden. Dies kann auf eine rasche Infiltration durch weniger kolmatierte Randbereiche oder eine Dekolmation der Gewässersohle zurückgeführt werden (*Wang et al., 2022*). Zusätzlich kann die Konzentration von Mikroorganismen im Flusswasser je nach Abfluss variieren. Enthält das Flusswasser Schwebstoffe, werden Bereiche mit geringer Kolmation aufgrund der höheren Infiltrationsrate bevorzugt rekolmiert und die Filterwirkung dabei regeneriert. Eine starke Kolmation durch die hohe Infiltration im Bereich von Pumpbrunnen kann zu einer Verlängerung der Fliesspfade vom Fluss zu Pumpbrunnen führen und so auch indirekt die Rückhalteprozesse beeinflussen (*Knabe et al., 2020*). Innerhalb des Grundwasserleiters können Mikroorganismen vor allem durch Schichten mit geringem Feinkornanteil, wie z. B. Rollkiesschichten, und entsprechend höherer Fliessgeschwindigkeit über weitere Strecken transportiert werden (*Mallen et al., 2005*), während sie in Schichten mit Feinkornanteil durch Filtration entfernt werden (*Page et al., 2012*). Inwiefern Mikroorganismen bis in den Grundwasserleiter gelangen, hängt deshalb vor allem von der Anordnung von solchen Ablagerungen ab.

Chemische Wasserqualität

Die Infiltration von Flusswasser kann sowohl einen positiven als auch einen negativen Einfluss auf die Grundwasser-Qualität haben, je nach Zusammensetzung des Flusswassers im Verhältnis zum Grundwasser. In der Schweiz liegen die Oberläufe der mittleren und grossen Flüsse meist im alpinen und voralpinen Raum. Deshalb ist der Flächenanteil mit intensiver Landnutzung am gesamten Einzugsgebiet oft relativ gering. Eine weniger intensive Landnutzung und der Ausbau der Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe führen zu einer geringeren Belastung dieser Flüsse. Im Gegensatz dazu kann Niederschlagswasser, das in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten in den Grundwasserleiter infiltriert, erhöhte Nitratgehalte aufweisen und mit Rückständen von Pflanzenschutzmitteln belastet sein (*BAFU, 2019*). Zusätzlich kann das Grundwasser durch Altlasten und diffuse Einträge im Siedlungs-

raum beeinträchtigt sein. Fließt ein Fluss aus einem extensiv genutzten Einzugsgebiet durch ein intensiv genutztes Tal, kann sich die Infiltration von Oberflächenwasser positiv auf die Grundwasser-Qualität auswirken (Baillieux et al., 2014). Kleinere Fließgewässer im Mittelland mit intensiv genutzten Einzugsgebieten können jedoch stärker belastet sein und die Grundwasser-Qualität entsprechend teilweise negativ beeinflussen (Hintze et al., 2020).

Während mikrobielle Belastungen in der Gewässersohle und ufernahen Zonen oft effizient herausgefiltert werden, ist dies bei chemischen Stoffen nur bedingt der Fall. Die Verweilzeit in der besonders bioaktiven flussnahen Zone ist oft zu kurz, um solche Stoffe abzubauen. Untersuchungen dazu fanden z.B. im Rahmen des RECORD-Projektes an der Thur statt (Radny et al., 2018). Ob die Infiltration von Flusswasser zu einer Beeinträchtigung der Grundwasser-Qualität führt, hängt daher wesentlich von der Qualität des Flusswassers und den Stoffeigenschaften der Mikroverunreinigungen ab.

Allgemeine Hydrochemie, Redoxbedingungen und Temperatur

Für die Nutzung von Grundwasser ist neben der Verunreinigung durch Schadstoffe auch die allgemeine hydrochemische Zusammensetzung des Grundwassers von Bedeutung, insbesondere die Wasserhärte und der Redoxzustand. Wasserversorger bevorzugen aus technischen Gründen sauerstoffreiches Wasser (oxidierende Bedingungen) und möglichst weiches Wasser. Reduzierende Bedingungen können in den Pumpbrunnen und Leitungen zu problematischen Ablagerungen von Mangan und Eisen führen. Ebenso kann hartes Wasser zu Kalkablagerungen führen. Diese Parameter werden auch durch Fluss-Grundwasser-Interaktionen beeinflusst. Da Grundwasser – insbesondere in Lockergesteins-Grundwasserleitern – in der Regel stärker mineralisiert (härter) ist als Flusswasser, führt eine Infiltration von Flusswasser zu einer Verringerung der Wasserhärte (z.B. Baillieux et al., 2014). Der Unterschied in der Wasserhärte, bzw. der elektrischen Leitfähigkeit ist deshalb ein nützlicher Parameter, um eine Infiltration von Flusswasser nachzuweisen.

Fließgewässer sind in der Regel mit Sauerstoff gesättigt und eine Infiltration kann zu einem toxischen Zustand eines Grundwasserleiters beitragen. Erfolgt die Infiltration jedoch durch eine stärker kolmatierte Gewässersohle, kann es zu einer Sauerstoffzehrung durch organisches Ma-

terial in der kolmatierten Schicht kommen (Wang et al., 2022). Die Sauerstoffzehrung in der Gewässersohle variiert in der Regel jahreszeitlich, da die biogeochemischen Prozesse stark temperaturabhängig sind (Diem et al., 2013). Auch wird sie durch den Eintrag von partikulärem organischem Material in der Gewässersohle beeinflusst, welcher bei hohem Abfluss höher sein kann (Diem et al. 2013). Während flussfernes Grundwasser mit Ausnahme anthropogener Einflüsse im urbanen Bereich meist eine Temperatur im Bereich der mittleren Jahreslufttemperatur aufweist, führt die Infiltration von Flusswasser zu jahreszeitlichen Schwankungen der Grundwassertemperatur (Diem et al., 2013, Wang et al., 2022).

4.2 Einfluss von exfiltrierenden Verhältnissen auf die Flusswasser-Qualität und -Temperatur

Die Exfiltration von belastetem Grundwasser kann prinzipiell auch die Qualität von Fließgewässern beeinflussen. Dies spielt vor allem dann eine Rolle, wenn das Grundwasser grossflächig belastet und die Exfiltrationsrate relativ zum Abfluss nennenswert ist. Bei grösseren Fließgewässern tritt häufig ein erheblicher Verdünnungseffekt im Fließgewässer auf und der Einfluss des belasteten Grundwassers ist gering. Ähnlich wie bei infiltrierenden Verhältnissen, kann auch bei exfiltrierenden Verhältnissen die Wasserqualität durch Sorptions- und Abbauprozesse verändert werden. Das spielt vor allem dann eine Rolle, wenn die Exfiltration durch Schichten mit erhöhtem Anteil an organischem Material erfolgt, z.B. im Zusammenhang mit Feuchtgebieten oder Auenwäldern (Maitre et al., 2003). Die Exfiltration von Grundwasser kann auch lokal die Temperatur in der Gewässersohle beeinflussen, indem sie im Sommer kühlend und im Winter erwärmend wirkt, was biologisch relevant sein kann.

5. Einfluss von Änderungen im Fließgewässer auf das Grundwasser

Bei Wasserbauprojekten stellt sich die grundlegende Frage, welchen Einfluss diese auf das Grundwasser haben und wie sich diese auf das Grundwasservorkommen bzw. auf die Grundwasser-Quantität und -Qualität auswirken. Grundsätzlich können wasserbauliche Massnahmen die hydraulische Leitfähigkeit der Gewässersohle, den Wasserstand und die Breite des Flusses beeinflussen, welche wiederum zu Veränderungen des Grundwasserstands und der Austauschrate zwischen Fließgewässer

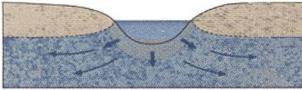
und Grundwasser führen. Dies hängt stark von den hydrogeologischen Bedingungen und dem Typ der Fluss-Grundwasser-Interaktion ab. In diesem Zusammenhang ist es wichtig, zwischen der Bau-, der Übergangs- und der Betriebsphase zu unterscheiden. Zum Beispiel können Arbeiten in der Gewässersohle die Deckschicht kurzfristig aufreissen und die Austauschraten erhöhen, aber in der Betriebsphase kann die Gewässersohle erneut kolmatiert sein. Wie sich Wasserbauprojekte auf die Fluss-Grundwasser-Interaktion auswirken, hängt wiederum stark von den hydrogeologischen Rahmenbedingungen ab. Wird zum Beispiel durch eine wasserbauliche Massnahme die Gewässersohle in einer perkolativen Situation dekolmatiert (Abschnitt 2 in Bild 3) kann dies zu einer starken Zunahme der Infiltrationsrate führen. Die gleiche Massnahme hat jedoch nur einen kleinen Einfluss, falls der Fluss über gering durchlässige Ablagerungen fliesst (Abschnitt 3, Bild 3), oder falls die Massnahme in Abschnitten mit exfiltrierenden Verhältnissen durchgeführt wird (Abschnitt 4, Bild 3).

In Bild 4 ist qualitativ aufgezeigt, wie sich Änderungen im Fluss (Durchlässigkeit der Gewässersohle und Wasserstand) bei infiltrierenden und exfiltrierenden Verhältnissen auf den Grundwasserstand und die Austauschrate auswirken können. Nicht berücksichtigt wurde eine Änderung der benetzten Fläche. Sowohl bei infiltrierenden als auch exfiltrierenden Verhältnissen kann in 7 von 9 möglichen Fällen die Richtung der Auswirkung qualitativ vorhergesagt werden, sofern bekannt ist, wie die wasserbaulichen Massnahmen den Wasserstand im Fluss und die hydraulische Durchlässigkeit der Gewässersohle verändern. Situationen, bei denen keine qualitative Aussage möglich ist, treten auf, wenn sich die Durchlässigkeit der Gewässersohle und der Wasserstand im Fluss (und damit der Gradient) in eine entgegengesetzte Richtung entwickeln.

Infiltrierende Verhältnisse

Erhöht sich z.B. die Durchlässigkeit der Gewässersohle bei gleichbleibendem Wasserstand im Fluss, so ist zu erwarten, dass bei infiltrierenden Verhältnissen sowohl der Grundwasserstand (H_+) als auch die Infiltrationsrate (Q_{inf+}) ansteigen (Bild 4). Nimmt neben der Durchlässigkeit der Gewässersohle auch der Wasserstand im Fluss zu, so ist mit einem stärkeren Anstieg des Grundwasserstands (H_{++}) und der Infiltrationsrate (Q_{inf++}) zu rechnen. In diesen beiden Fällen ist die qualitative Vorhersage der Veränderung des Grund-

a) **Infiltrierend**



		Wasserstand im Fluss		
		Abnehmend	Keine Änderung	Zunehmend
Durchlässigkeit Gewässersohle	Abnehmend	H--, Q _{inf} --	H-, Q _{inf} -	H?, Q?
	Keine Änderung	H-, Q _{inf} -	-	H+, Q _{inf} +
	Zunehmend	H?, Q?	H+, Q _{inf} +	H++, Q _{inf} ++

b) **Exfiltrierend**



		Wasserstand im Fluss		
		Abnehmend	Keine Änderung	Zunehmend
Durchlässigkeit Gewässersohle	Abnehmend	H?, Q?	H+, Q _{ex} -	H++, Q _{ex} --
	Keine Änderung	H-, Q _{ex} +	-	H+, Q _{ex} -
	Zunehmend	H--, Q _{ex} ++	H-, Q _{ex} +	H?, Q?

Bild 4: Matrix der erwarteten Auswirkungen auf die Grundwasser-Quantität (Grundwasserstand (H) und Austauschrate (Q_{inf}, Q_{ex})) in Abhängigkeit der Veränderung des Wasserstands im Fluss und der Durchlässigkeit der Gewässersohle, dargestellt für infiltrierende (a) und exfiltrierende (b) Verhältnisse. H+ oder H-: Grundwasserstand nimmt zu oder ab. Q_{inf}+ oder Q_{inf}-: Infiltrationsrate nimmt zu oder ab. Q_{ex}+ oder Q_{ex}-: Exfiltrationsrate nimmt zu oder ab. H?, Q?: Grundwasserstand und Austauschrate können zu- oder abnehmen. Rot hinterlegt: Die Austauschrichtung kann sich ändern.

wasserstands und der Infiltrationsrate eindeutig. In bestimmten Fällen kann es zu einer Umkehr der Austauschrichtung kommen, wodurch eine qualitative Vorhersage unmöglich wird (*Bild 4*, rote Hintergrundfarbe).

Perkolative Verhältnisse sind nicht explizit in *Bild 4* aufgezeigt. Die qualitative Vorhersage bzgl. der Änderung der Austauschraten und Grundwasserstände ist jedoch mit infiltrierenden Verhältnissen identisch. Allerdings muss bei perkolativen Verhältnissen mit einer viel stärkeren Reaktion des Grundwassers gerechnet werden.

Bezüglich der Grundwasser-Qualität gelten die gleichen Betrachtungen wie in *Kapitel 4.1*. Eine Dekolmation kann den mikrobiellen Rückhalt in der Gewässersohle temporär reduzieren. Je nach Zusammensetzung des Flusswassers im Vergleich zum Grundwasser kann sich eine erhöhte Infiltration positiv oder negativ auf die Grundwasserqualität auswirken. Eine erhöhte Infiltration kann auch die Verteilung von Stoffen im Grundwasser (z.B. Schadstofffahnen) durch eine Veränderung der Fließrichtung beeinflussen. Ein Anstieg des

Grundwasserstands kann zu einer Mobilisierung von Stoffen aus der ungesättigten Zone führen.

Exfiltrierende Verhältnisse

Wie sich Änderungen im Fließgewässer bei exfiltrierenden Verhältnissen auf das Grundwasser auswirken können, ist in *Bild 4b* aufgezeigt. Wird z.B. der Wasserstand im Fluss ohne eine Änderung der Durchlässigkeit der Gewässersohle abgesenkt, ist mit einer erhöhten Exfiltration (Q_{ex}+) und einer Abnahme des Grundwasserstands (H-) zu rechnen. Ein wichtiger Unterschied zu infiltrierenden Verhältnissen ist, dass eine Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit der Gewässersohle selten zu einem starken Anstieg der Austauschrate führt. Das liegt daran, dass bei exfiltrierenden Verhältnissen die Gewässersohle nicht kolmatiert ist und somit nicht für den Austausch limitierend ist. Bezüglich der Wasserqualität gelten wie bei den infiltrierenden Verhältnissen die Betrachtungen von *Kapitel 4.1*. Die Auswirkungen auf die Qualität des Fließgewässers hängen jedoch stark vom Verdünnungseffektes im Fluss ab.

6. Schlussfolgerungen

In diesem Beitrag wurden die Grundlagen verschiedener Fluss-Grundwasser-Interaktionstypen vorgestellt und diskutiert. Welcher Typ vorherrscht, hängt stark von den geologischen Bedingungen ab und wie sich der Querschnitt des Grundwasserleiters entlang des Flusstals verändert. Entlang eines Flusses sind deshalb typischerweise unterschiedliche Typen von Interaktionen zu finden. Die physikalischen Eigenschaften der Gewässersohle sind ebenfalls zentral. So können sich in der Regel nur unter kolmierten Flüssen perkolative Verhältnisse entwickeln. Auch die Eigenschaften der Gewässersohle selbst werden durch die Fluss-Grundwasser-Interaktion beeinflusst. Zum Beispiel entwickelt sich bei exfiltrierenden Verhältnissen keine Kolmation der Gewässersohle.

Außerdem ist die zeitliche Dynamik ein wichtiger Aspekt der Fluss-Grundwasser-Interaktion. Abflussschwankungen im Fließgewässer und saisonale Schwankungen von Grundwasserständen können den Interaktionstyp beeinflussen.

In den meisten Fällen kann qualitativ vorhergesagt werden, wie das Grundwasser z. B. durch Wasserbauprojekte verursachte Änderungen der hydraulischen Eigenschaften der Gewässersohle und/oder des Wasserstands im Fluss unter den vorhersehenden Fluss-Grundwasser-Interaktionstypen beeinflusst wird. So ist bei einer Zunahme der Durchlässigkeit der Ge-

wässersohle und des Wasserstands im Fluss vor allem bei infiltrierenden und insbesondere bei perkolativen Verhältnissen mit einer starken Zunahme der Infiltrationsrate und des Grundwasserstands zu rechnen.

Auch qualitative Aspekte sind bei Wasserbauprojekten zu berücksichtigen. Eine erhöhte Infiltration durch Dekolmation kann

den mikrobiellen Rückhalt in der Gewässer- sohle (vorübergehend) reduzieren. Andererseits kann eine erhöhte Infiltration die allgemeine Hydrochemie (Sauerstoffkonzentration und Redoxzustand) des Grundwassers auch positiv beeinflussen und sich je nach Zusammensetzung des Fluss- und des Grundwassers unterschiedlich auf die Konzentration anthropogener Stoffe auswirken.

Quellen:

- BAFU (2019). Zustand und Entwicklung Grundwasser Schweiz. Ergebnisse der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA. Stand 2016. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1901: 138S.
- Baillieux, A., Campisi, D., Jammet, N., Bucher, S., & Hunkeler, D. (2014). Regional water quality patterns in an alluvial aquifer: Direct and indirect influences of rivers. *J Contam Hydrol*, 169, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.jchyd.2014.09.002>
- Brunner, P., Cook, P.G., Simmons, C.T. (2011). Disconnected surface water and groundwater: From theory to practice. *Ground Water* 49, 460–467. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2010.00752.x>
- Brunner, P., Cook, P.G., Simmons, C.T. (2009a). Hydrogeologic controls on disconnection between surface water and groundwater. *Water Resour Res* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR006953>
- Brunner, P., Cook, P.G., Simmons, C.T., (2009b). Hydrogeologic controls on disconnection between surface water and groundwater. *Water Resour Res* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR006953>
- Brunner, P., Simmons, C.T., Cook, P.G. (2009c). Spatial and temporal aspects of the transition from connection to disconnection between rivers, lakes and groundwater. *J Hydrol* 376, 159–169. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.023>
- Calver, A. (2005). Riverbed Permeabilities: Information from Pooled Data. *Groundwater* 39, 546–553. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2001.tb02343.x>
- Diem, S., Cirpka, O. A., & Schirmer, M. (2013). Modeling the dynamics of oxygen consumption upon riverbank filtration by a stochastic-convective approach. *J Hydrol*, 505, 352–363. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.015>
- Fette, M., Kipfer, R., Schubert, C.J., Hoehn, E., Wehrli, B. (2005). Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone River (Switzerland) using stable isotopes and geochemical tracers. *Appl Geochem* 20. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.11.006>
- Fox, G. A., & Durnford, D. S. (2003). Unsaturated hyporheic zone flow in stream/aquifer conjunctive systems. *Adv Water Resour*, 26(9), 989–1000. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(03\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(03)00087-3)
- Genereux, D.P., Leahy, S., Mitasova, H., Kennedy, C.D., Corbett, D.R. (2008). Spatial and temporal variability of streambed hydraulic conductivity in West Bear Creek, North Carolina, USA. *J Hydrol* 358, 332–353. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.017>
- Gianni, G., Richon, J., Perrochet, P., Vogel, A., Brunner, P. (2016). Rapid identification of transience in streambed conductance by inversion of floodwave responses. *Water Resour Res* 52, 2647–2658. <https://doi.org/10.1002/2015WR017154>
- Hatch, C.E., Fisher, A.T., Ruehl, C.R., Stemler, G. (2010). Spatial and temporal variations in streambed hydraulic conductivity quantified with time-series thermal methods. *J Hydrol* 389, 276–288. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.05.046>
- Hintze, S., Gläuser, G., & Hunkeler, D. (2020). Influence of surface water – groundwater interactions on the spatial distribution of pesticide metabolites in groundwater. *Sci Total Environ*, 733, 139109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139109>
- Hiscock, K. M., & Grischek, T. (2002). Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J Hydrol*, 266(3), 139–144. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00158-0)
- Irvine, D.J., Brunner, P., Franssen, H.-J.H., Simmons, C.T. (2011). Heterogeneous or homogeneous? Implications of simplifying heterogeneous streambeds in models of losing streams. *J Hydrol*. Knabe, D., Guadagnini, A., Riva, M., & Engelhardt, I. (2021). Uncertainty Analysis and Identification of Key Parameters Controlling Bacteria Transport Within a Riverbank Filtration Scenario. *Water Resour Res*, 57(4), e2020WR027911. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2020WR027911>
- Lamontagne, S., Taylor, A.R., Cook, P.G., Crosbie, R.S., Brownbill, R., Williams, R.M., Brunner, P. (2014). Field assessment of surface water-groundwater connectivity in a semi-arid river basin (Murray-Darling, Australia). *Hydro Process* 28, 1561–1572. <https://doi.org/10.1002/hyp.9691>
- Maitre, V., Cosandey, A. C., Desagher, E., & Parriaux, A. (2003). Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions. *J Hydrol*, 278(1–4), 76–93. [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(03\)00134-3](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(03)00134-3)
- Mallen, G., Maloszewski, P., Flynn, R., Rossi, P., Engel, M., & Seiler, K. P. (2005). Determination of bacterial and viral transport parameters in a gravel aquifer assuming linear kinetic sorption and desorption. *J Hydrol*, 306(1–4), 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.033>
- Packman, A.I., MacKay, J.S. (2003). Interplay of stream-subsurface exchange, clay particle deposition, and streambed evolution. *Water Resour Res* 39, 1–10. <https://doi.org/10.1029/2002WR001432>
- Page, R. M., Scheidler, S., Polat, E., Svoboda, P., & Huggenberger, P. (2012). Faecal Indicator Bacteria: Groundwater Dynamics and Transport Following Precipitation and River Water Infiltration. *Water Air Soil Pol* 223(5), 2771–2782. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-1065-5>
- Partington, D., Therrien, R., Simmons, C.T., Brunner, P. (2017). Blueprint for a coupled model of sedimentology, hydrology, and hydrogeology in streambeds. *Rev Geophys* 55. <https://doi.org/10.1002/2016RG000530>
- Radny, D., M. Schirmer, C. Guenat, J. Luster, P. Perona, M. Stauffacher, R. Seidl, J. Hollender and M. Baumann (2018). «Flussrevitalisierungsforschung – Wissenschaftliche Erkenntnisse zweier Forschungsprojekte im Einzugsgebiet der Thur.» *Aqua & Gas*.
- Schälchli, U. (1995). «Basic Equations for Silting of Riverbeds.» *J Hydraul Eng* 121: 274–287.
- Schijven, J. F., & Hassanzadeh, S. M. (2000). Removal of Viruses by Soil Passage: Overview of Modeling, Processes, and Parameters. *Critical Reviews in Environ Sci Technol*, 30(1), 49–127. <https://doi.org/10.1080/10643380091184174>
- Schilling, O.S., Irvine, D.J., Hendricks Franssen, H.-J., Brunner, P. (2017). Estimating the Spatial Extent of Unsaturated Zones in Heterogeneous River-Aquifer Systems. *Water Resour Res* 53, 10583–10602. <https://doi.org/10.1002/2017WR020409>
- Shanafield, M., Cook, P.G., Brunner, P., McCallum, J., Simmons, C.T. (2012). Aquifer response to surface water transience in disconnected streams. *Water Resour Res* 48. <https://doi.org/10.1029/2012WR012103>
- Teese, S., Meixner, T., Hogan, J.F. (2009). Clogging of an effluent dominated semiarid river: A conceptual model of stream-aquifer interactions. *J Am Water Resour Assoc* 45, 1047–1062. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00346.x>
- Wang, H., Knabe, D., Engelhardt, I., Droste, B., Rohns, H.-P., Stumpf, C., Ho, J., & Griebler, C. (2022). Dynamics of pathogens and fecal indicators during riverbank filtration in times of high and low river levels. *Water Res*, 209, 117961. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117961>
- Xie, Y., Cook, P.G., Brunner, P., Irvine, D.J. and Simmons, C.T. (2014). When Can Inverted Water Tables Occur Beneath Streams? *Groundwater*, 52: 769–774. <https://doi.org/10.1111/gwat.12109>

Autor:

Prof. Philip Brunner, Centre d'Hydrogéologie et de Géothermie (CHYN), Université de Neuchâtel, philip.brunner@unine.ch