



D UNIVERSITÄT BERN

Nitratprojekt Gäu-Olten: Hydrochemische Erkundung des Grundwasserleiters und Bestimmung der Altersstruktur

Daniel Hunkeler, Romain Sonney, Dimitri Paratte, Léa Tallon

Zentrum für Hydrogeologie und Geothermie (CHYN) Universität Neuenburg

Christoph Gerber, Roland Purtschert

Klima- und Umweltphysik Universität Bern

Neuchâtel/Bern, April 2015

Inhaltsverzeichnis

1		Einleit	tung3				
	1.	1 Z	ielsetzung des Projektes3				
	1.	2 V	orgeschichte des Nitratprojekts3				
	1.	3 V	orgehen und Überblick über durchgeführte Untersuchungen4				
2		Besch	reibung des Standortes6				
	2.	1 G	eologie und Hydrogeologie des Gäugrundwasserleiters				
	2.	2 M	leteorologische Bedingungen und Grundwasserdynamik8				
	2.	3 W	/asserbilanz des Grundwasserleiter10				
	2.4	4 Fi	rühere Untersuchungen im Rahmen des Nitratprojektes				
	2.	5 A	bschätzung des Auswaschungspotentials mittels Nitratindex17				
	2.	6 A	bschätzung der erwarteten Nitratkonzentrationen17				
3		Metho	oden19				
	3.	1 M	lessnetzes und neuen Bohrungen19				
	3.	2 H	ydrochemie und stabile Isotopen des Grundwassers19				
	3.	3 N	itrat- und Porenwassergehalt der ungesättigten Zone23				
	3.4	4 G	rundwasserdatierung				
4		Result	tate und Diskussion				
	4.	1 N	itratkonzentration und -isotopen des Grundwassers				
	4.	2 N	litrat in der ungesättigten Zone41				
	4.	3 H	ydrochemie und stabile Isotopen des Grundwassers43				
	4.4	4 M	lischungsverhältnisse im Grundwasser47				
	4.	5 A	Itersdatierung55				
	4.	6 D	viskussion der vergangenen und zukünftigen Nitratentwicklung				
5	5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen						
6	Referenzen						

Abkürzungsverzeichnis

- AfU Amt für Umwelt des Kantons Solothurn
- CHYN Zentrum für Hydrogeologie und Geothermie der Universität Neuenburg
- EM Exponentialmodell
- FIV Fremd- und Inhaltsstoffverordnung
- FZV Fliesszeitenverteilung
- GSchG Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer vom 24. Januar 1991 (Gewässerschutzgesetz, GschG, SR 814.20)
- GschV Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GschV, SR 814.201)
- GW Grundwasser
- GWL Grundwasserleiter
- MFZ Mittlere Fliesszeit
- PW Pumpwerk
- SPI Standard Precipitation Index
- UNIBE Universität Bern
- UZ Ungesättigte Zone, Deckschicht

Bezüglich Variablen für die Altersbestimmung vgl. Tabelle 9.

1 Einleitung

1.1 Zielsetzung des Projektes

Im Dünnerngäu zwischen Oensingen und Olten wurde seit 2000 ein Massnahmenprogramm in der Landwirtschaft nach Art. 62a GschV zur Reduktion der erhöhten Nitratgehalte umgesetzt. Es handelt sich dabei um das grösste Nitratprojekt in der Schweiz mit einer Gesamtfläche von 1000ha. Aufgrund von Modellrechnungen wurde erwartet dass die Nitratkonzentrationen innerhalb von wenigen Jahren abnehmen [*Geotechnisches Institut/TK Consult*, 1999a]. Die getroffenen Massnahmen führten aber bislang nicht zu einem nachhaltigen Rückgang der Nitratkonzentrationen. Nach einer anfänglichen Abnahme sind die Gehalte seit etwa 2005 wieder am Steigen oder stagnieren auf Konzentrationen >25mg/L. Das Amt für Umwelt (AfU) des Kantons Solothurns hat dem Zentrum für Hydrogeologie und Geothermie (CHYN) der Universität Neuenburg und der Universität Bern (UNIBE) den Auftrag erteilt, abzuklären wieso die Nitratkonzentration nicht wie erwartet zurückgehen und ab wann mit einer Verbesserung der Wasserqualität gerechnet werden kann.

1.2 Vorgeschichte des Nitratprojekts

In den Pumpwerken Neufeld, Zelgli und Gheid werden seit den 1980er Jahren gemessen die über dem Qualitätsziel Nitratkonzentrationen von 25 mg/Lder Gewässerschutzverordnung (GSchV) liegen (Figur 1). Die Konzentrationen stiegen zwischen 1985 und 1998 generell an und erreichten im Pumpwerk Neufeld nahezu den Toleranzwert der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) von 40mg/L. Aufgrund der erhöhten Konzentrationen beschloss 1999 der Kanton Solothurn Massnahmen zu ergreifen, um die Grundwasserqualität zu verbessern. Das Projekt wird von allen betroffenen Parteien gemeinsam getragen und durch eine Nitratkommission begleitet. Das Programm zielt darauf ab durch Massnahmen in der Landwirtschaft die Auswaschung von Nitrat in den Untergrund zu reduzieren. Im Unterschied zu andern Nitratprojekten die auf einer weitgehenden Umwandlung von Ackerland in extensiv genutztes Wiesland beruhen, soll im Gäu Ackerbau weiterhin möglich bleiben. Die Massnahmen im Ackerbau umfassen eine angepasste Kulturfolge, eine konservierende Bodenbearbeitung und eine Winterbedeckung. Um die Wirksamkeit dieser Massnahmen zu quantifizieren wurde ein Punktesystem, genannt Nitratindex, entwickelt (siehe 2.5 für Details). Mit dem Nitratindex wird abschätzt wie hoch das Nitrat Auswaschungspotential ist. Je kleiner der Wert desto geringer das Auswaschungspotential. Wird durch verschiedene Massnahmen das Auswaschungspotential unter einen Schwellenwert gesenkt (23 oder 25) erhält der Landwirt eine Entschädigung. Bis Ende 2013 wurden 136 ha in extensive Wiesen umgewandelt, auf 506 ha eine Bewirtschaftung mit Nitratindex 23 und auf 364 ha eine Bewirtschaftung nach Nitratindex 25 eingeführt (Figur 2). Die damit verbundenen finanziellen Entschädigungen belaufen sich auf 693'000 SFr/Jahr (Stand 2011) wobei 328'000 SFr/Jahr auf Parzellen mit extensiven Wiesen und 365'000 SFr/Jahr auf Parzellen mit Nitratindex entfallen.



Figur 1 : Entwicklung der Nitratkonzentration in den Pumpwerken.



Figur 2 : Entwicklung der Fläche auf der Massnahmen umgesetzt wurden.

1.3 Vorgehen und Überblick über durchgeführte Untersuchungen

Ziel dieser Untersuchungen ist abzuklären wieso bislang die Massnahmen noch keine nachhaltige Reduktion der Nitratkonzentration bewirkt haben. Bei der Untersuchung der Wirksamkeit von Landnutzänderungen auf Nitratkonzentrationen stellen sich die Fragen wie stark die Konzentrationen zurückgehen werden und wie rasch Veränderungen eintreffen werden. Die Antwort auf die letzte Frage hängt wesentlich von der Aufenthaltszeit des Wassers im Untergrund ab. Dabei muss neben der Aufenthaltszeit im Grundwasser (GW) auch die Aufenthaltszeit in der ungesättigten Zone (UZ) berücksichtigt werden, d.h. wie lange das Wasser benötigt, um von der Landoberfläche bis zum Grundwasserspiegel zu gelangen. Deshalb war die Datierung des Grundwassers sowohl in der ungesättigten wie gesättigten Zone eine wichtige Etappe in dieser Studie. Bis auf welches Niveau die Konzentrationen zurückgehen, hängt nicht nur von der Art der Landnutzungsänderungen ab sondern auch von der Mischung verschiedener Wässer im Zuströmbereich von Pumpbrunnen. Sickerwasser aus landwirtschaftlichen Feldern kann dabei durch Wasser mit Nitratgehalt aus weniger intensiv genutzten Randzonen geringerem oder aus Fliessgewässern verdünnt werden. Je grösser der Verdünnungseffekt desto mildere Massnahmen reichen aus, um einen Wert von unter 25mg/L zu erreichen. Deshalb wurden auch die Mischverhältnisse zwischen unterschiedlichen Wässern abgeklärt.

Bislang wurden nur in den Pumpwerken regelmässig hydrochemische Daten und insbesondere Nitratkonzentrationen erhoben. Am Pumpwerk werden Verbesserungen in der Grundwasserqualität jedoch erst spät sichtbar. Verbesserungen in der Grundwasserqualität können an Messstellen, die die obersten Schichten des Grundwasserleiters (GWL) erfassen schon früher erkannt werden. Deshalb wurde erstmals auch die räumliche Verteilung der Grundwasserqualität systematisch erfasst. Dazu wurde das Messstellennetz punktuell ergänzt. Die Messdaten helfen dabei auch, die Charakterisierung der verschiedenen Wassertypen weiter zu verfeinern. Noch früher sollten Verbesserungen in der Wasserqualität im Porenwasser der ungesättigten Zone sichtbar werden. Deshalb wurden ergänzend auch solche Messungen durchgeführt.

Zusammenfassend wurden im Rahmen dieser Studie folgende Untersuchungen durchgeführt:

- Die Wasseralter in den Pumpwerken und an ausgewählten Messstellen wurden mit der ³⁹Ar, ⁸⁵Kr und der ³H/³He Methode bestimmt. Zusätzlich erfolgten auch ⁸⁵Kr Messungen in der Gasphase der ungesättigten Zone, um das Wasser- bzw. Gasalter in der ungesättigten und gesättigten Zone besser unterscheiden zu können.
- Vier neue Grundwassermessstellen wurden eingerichtet. Drei davon beproben die obersten Meter des Grundwassers, eine davon (Gäu 169) das tiefe Grundwasser im zentralen Bereich des Grundwasserleiters. Die tiefe Messstelle liefert zusätzliche Informationen über die Tiefenabhängigkeit der Altersverteilung des Grundwassers.
- Während zwei grossen Messkampagnen bei niedrigem (September 2011) und hohem (Mai/Juni 2013) Wasserstand wurde die Hydrochemie des Grundwassers charakterisiert. Zusätzlich wurde eine kleinere Kampagne in 2012 durchgeführt. Um die Rolle von Infiltration von Flusswasser und von Randzuflüssen aus dem Jura und den Mittelgäuhügeln zu erkennen wurde auch die Dünnern sowie Quellen in den Randzonen Neben den klassischen hydrochemischen beprobt. Parametern (Hauptionen) wurden auch verschiedene Zusatzparameter gemessen wie stabile Isotopen in Wasser und Nitrat sowie Stoffe die via Kläranlagen ins Grundwasser gelangen (Bor, Acesulfam). Stabile Isotopen des Wassers geben Auskunft über die Herkunft des Grundwassers. Mit den stabilen Isotopen des Nitrats können unterschiedliche Nitratquellen und der Einfluss von Denitrifikation erkannt werden. Substanzen die via Kläranlagen in Flüsse gelangen (Bor, Acesulfam) erlauben es die Infiltration von Flusswasser in Grundwasserleiter nachzuweisen.
- Um Verbesserungen in der ungesättigten Zone erkennen zu können, wurden sechs 10m tiefe Bohrungen in der ungesättigten Zone ausgeführt und das Porenwasser auf Nitrat beprobt.
- Zur Auswertung der Daten wurden verschiedene Berechnungsverfahren angewendet. Eine umfassende Grundwasser- und Stofftransportmodellierung war aber nicht im Umfang des Auftrages. Die Studien liefern aber einen umfangreichen Datensatz, um eine solche Modellierung in einem nächsten Schritt durchzuführen.

2 Beschreibung des Standortes

2.1 Geologie und Hydrogeologie des Gäugrundwasserleiters

Der Gäu-Grundwasserleiter erstreckt sich zwischen Walliswil und Olten über eine Fläche von 41km². Der Grundwasserleiter wird im Norden durch die Weissensteinkette (Kalkstein) begrenzt, im Süden durch die Mittelgäu Hügel (Molasse) sowie die Born Antiklinale (Kalkstein). In diesem Bericht wird der Grundwasserleiter in drei Teile eingeteilt, den westlichen Teil zwischen Walliswil und Niederbipp, den zentralen Teil zwischen der Niederbipp und Gunzgen, sowie den östlichen Teil zwischen Gunzgen und Olten. Im Vordergrund stehen dabei die zentralen und östlichen Teile die sich im Kanton Solothurn befinden und in denen das Nitratprojekt Gäu-Olten umgesetzt wird, während der westliche Teil im Kanton Bern liegt.

Der Grundwasserleiter besteht hauptsächlich aus Niederterrassenschotter, die nach dem Rückzug des Gletschers in der Würm-Eiszeit (Wangener Stadium) abgelagert wurden. Die Schotter reichen in eine Tiefe bis zu 70m (Figur 3). Im zentralen Teil des Grundwasserwasserleiters liegen die Schotter auf mergeliger Molasse aus dem Oligo-Miozän (Chattien-Aquitanien) auf, die durch tonigen Silt überlagert ist [*Pasquier*, 1986]. Im östlichen Teil zwischen Gunzgen und Olten stehen die Schotter in direktem Kontakt zu Malm Kalkstein [*Pasquier*, 1986]. Das in den Schottern enthaltene Grundwasser fliesst von einer Wasserscheide im Raum Niederbipp Richtung Westen und Osten zur Aare. Im zentralen Teil befindet sich der Grundwasserspiegel bis zu 35m unter der Oberfläche (Figur 3) und weist nur einen geringen Gradient von ca. 0.9‰ auf (Figur 4). Im östlichen Teil zwischen Gunzgen und Olten ist die ungesättigte Zone weniger mächtig. Der Grundwasserspiegel weisst hingegen ein grösseres Gefälle von ca. 5‰ auf, bedingt durch die Verengung des Tales. In diesem Abschnitt kommt es bei hohen Grundwasserständen zu einer Exfiltration von Grundwasser in die Dünnern, sowie einen Übertritt von Grundwasser ins Aaregäu bei Gunzgen.



b)



Figur 3 : Mächtigkeit der gesättigten (a) und ungesättigten (b) Zone im Solothurner Teil des Gäu-Grundwasserleiters.



Figur 4 : Längsschnitt durch den Grundwasserleiter entlang der Dünnern. Erstellt aufgrund eines Geländemodells vom Amt für Umwelt Kanton Solothurn (Stand 2014).

2.2 Meteorologische Bedingungen und Grundwasserdynamik

Die Niederschlagsverteilung in den 10 Jahren vor und während der Projektperiode ist in Figur 5a anhand des Standard Precipitation Indexes (SPI) dargestellt für eine Mittelungsperiode von 6 Monaten. Der SPI entspricht der Abweichung der Niederschläge von langjährigen Mittelwerten. Es lassen sich mehrjährige Perioden mit überdurchschnittlichen (positive Werte) und unterdurchschnittlichen (negative Werte) Niederschlägen erkennen. Ein ähnliches Bild gibt auch der sogenannte PDSI. Diser Index berücksichtigt neben Niederschlag auch die Evapotranspiration und ist ein Mass für die Wassermenge die zur Grundwasserneubildung oder zum Abfluss zur Verfügung steht (Figur 6).

Der Grundwasserspiegel weist sowohl jahreszeitliche wie auch mehrjährliche Schwankungen auf mit einem ähnlichen Muster wie der SPI, was den starken Einfluss der Niederschläge auf den Grundwasserstand aufzeigt. Alle Messstellen im zentralen Teil zeigen einen ähnlichen zeitlichen Verlauf (Figur 5). Wasserstände im östlichen Teil steigen und fallen zwar nahezu zeitgleich mit denen im zentralen Teil, die Änderungen sind aber unruhiger. Die unterschiedliche Dynamik kann auf den Einfluss der ungesättigten Zone zurückgeführt werden. Die mächtige ungesättigte Zone im zentralen Teil übt eine Pufferwirkung auf Zuflüsse von Wasser aus der Bodenzone oder von den Fliessgewässern aus, während im östlichen Teil Wasser direkter in den Grundwasserleiter gelangt. Die maximale Amplitude nimmt von Olten Richtung Oensingen tendenziell zu und erreicht im zentralen Teil Werte von 5.67 bis 6.44m in der Periode vom 1.1.1990 bis 31.12.2012 (Tabelle 1).



Figur 5: (a) Niederschlagsverteilung charakterisiert durch den 6 Monate - Standard Niederschlagsindex (SPI) und (b) Schwankungen des Grundwasserspiegels. Vertikale Linien: Daten der grossen Probenahmekampagnen.



Figur 6: Trockenheitsindex (PDSI) basierend auf Daten der meteorologischer Station Wynau (Meteoswiss). Der Index basiert auf einer Bodenfeuchtebilanz und berücksichtigt Niederschlag und Evapotranspiration. Blau: Überdurchschnittlich feuchte Bedingungen. Gelb: Überdurchschnittlich trockene Bedingungen.

Tabelle 1 : Maximale Amplitude des Grundwasserstandes zwischen 1.1.1990 und31.12.2012. Das Maximum wurde im April 1995 und das Minimum im Dezember 2011beobachtet.

Standort	Amplitude (m)
PW Gheid	4.76
PW Wangen	5.58
PW Zelgli	5.16
PW Neufeld	5.67
Oberbuchsiten	6.13
Kestenholz	6.44
Oensingerfeld	6.33
PW Moos	6.31

2.3 Wasserbilanz des Grundwasserleiter

Kenntnisse der Wasserbilanz sind für die Nitratproblematik wichtig, da verschiedene Wassertypen eine unterschiedliche Nitratkonzentration aufweisen. Durch Zufluss von Wasser aus dem Jura und Infiltration von Flusswasser können erhöhte Nitratkonzentrationen aus der Landwirtschaft abgeschwächt werden. Verschiedene Studien haben die Infiltration von Wasser aus der Dünnern [*Pasquier*, 2000] und dem Mittelgäubach [*Rothpletz Lienhard & Cie AG*, 2005; *Sieber Cassina & Partner*, 1984] untersucht. Wasserbilanzen für den gesamten Grundwasserleiter wurden im Rahmen der Doktorarbeit von F. Pasquier [*Pasquier*, 2000] und einer Studie vom Geotechnischen Institut/TK Consult [*Geotechnisches Institut/TK Consult*, 1999a] zu Beginn des Nitratprojekts erstellt. Beide Studien haben dabei die gemessenen Infiltrationsraten aus den früheren Studien berücksichtigt. Im Folgenden werden die Infiltrationsraten sowie die gesamten Wasserbilanzen zusammengefasst und verglichen, wobei auch die Methoden kurz präsentiert werden.

Infiltrationsraten der Dünnern wurden in verschiedenen Studien durch differentielle Abflussmessungen bestimmt (Tabelle 2). In Bereich Oensingen bis Oberbuchsiten wurden bei Niedrig- und Mittelwasser Infiltrationsraten zwischen 34 und 52 L/s km gemessen. Weiter Abstrom zwischen ARA Falkenstein und Olten wurden kleinere Infiltrationsraten festgestellt. Es handelt sich aber wahrscheinlich um Nettoinfiltrationsraten da streckenweise die Dünnern exfiltriert. Die Infiltrationsleistung des Mittelgäubachs wurde in den 1980er Jahren für verschiedene Abflussbedingungen und Messstrecken untersucht [Sieber Cassina & Partner, 1984]. Zwischen Oensingen und Kappel versickerten zwischen 24.4 und 69.3 L/s Wasser (Figur 7), wobei die Infiltrationsrate mit dem Abfluss zunimmt (Figur 8b). Aufgrund der Regulierung des Zuflusses aus der Dünnern weist der Mittelgäubach ein relativ konstanten Abfluss auf (Figur 8a). Im Mittel betrug dieser 200L/s zwischen 01/01/2011 und 18/9/2013. Aufgrund der Studie von [Sieber Cassina & Partner, 1984] würde entsprechend eine Infiltrationsrate von mindestens 70L/s erwartet. Allerdings kann sich die Infiltrationsleistung über die Zeit verändert haben aufgrund von Eingriffen ins Bachbett. So wurde bei Messungen in 1999 eine Abnahme des Abflusses um 150L/s zwischen Messstelle 2 und 3 beobachtet bei einem Zufluss von 200L/s [Rothpletz Lienhard & Cie AG, 2005]. Die Infiltration erfolgt wahrscheinlich vor allem beim Mittelgäubach und nicht beim Chrebskanal da nur 10% des Abflusses via diesen Kanal erfolgte. Im der Untersuchung wurde auch festgestellt dass der Abfluss im Mittelgäubach bei Messpunkt 1 mit einer Rate von 200L/s unter der gewünschten Wassermenge von 600L/s liegt aus unbekanntem Grund. Ein und dieser Infiltrationsraten mit den mittleren Pumpraten Vergleich direkten Grundwasserneubildung zeigt dass sowohl die Dünnern wie auf der Mittelgäubach signifikant zur Wasserbilanz des Grundwasserleiters beiträgt (Figur 7). Die direkte Grundwasserneubildung beträgt beispielsweise für den Zuströmbereich Neufeld 67-98L/s, was ähnlich gross wie die Infiltrationsrate des Mittelgäubaches ist.

Tabelle 2 : In verschiedenen St	udien gemessene	Infiltrationsraten d	ler Dünnern.
---------------------------------	-----------------	----------------------	--------------

Messtrecke	Abfluss Beginn Messstecke (L/s)	Infiltration pro km (L/s km)	
Äussere Klus (Oensingen) – westlich Oberbuchsiten (7.5km)	Niedrigwasser- und tiefes Mittelwasser	34	WEA, 1997
Oberstrom Oensingen Unterstrom Oensingen	480 1270	49-52	Pasquier, 2000
Nach ARA Falkenstein – Olten Hammer (13.8 km)	437 1160	11.7 11.2	Kanton Solothurn, 1994
Oensingen – Olten		13-21	Geotechnischen Institut/TK Consult



Figur 7: In früheren Studien gemessene Infiltrationsraten der Dünnern und des Mittelgäubachs für verschiedene Messstrecken. Zum Vergleich sind auch die mittleren Entnahmeraten (2010-2012) der Pumpwerke sowie die mittlere direkte Grundwasserneubildung dargestellt.



Figur 8 : a) Abfluss Mittelgäubach bei Oensingen (Punkt 1 in Figur 8). b) Beziehung zwischen Abfluss und Infiltrationsrate.

Pasquier hat eine Wasserbilanz berechnet für mittlere Bedingungen zwischen 1901-1960, die ungefähr den Bedingungen im Jahr 1980 entsprechen. Die verwendeten Methoden für die Berechnung der Komponenten der Wasserbilanz sind in der Tabelle 3 kurz beschrieben und die Resultate in Figur 9 dargestellt. Bei mittleren Bedingungen trägt die Infiltration von Flusswasser (40%) im Mittel für das gesamte Dünnerngäu am stärksten zur Grundwasserneubildung bei, gefolgt von der direkten Grundwasserneubildung (26%) und Randzuflüssen aus dem Jura (29%), während der Zufluss aus der Klus gering ist (5%). Im zentralen Teil des Grundwasserleiters dominieren die Infiltration von Flusswasser (46%) und die direkte Neubildung (36%) mit nur einem kleinen Beitrag aus dem Karst (8%). Im Unterschied dazu leistet im östlichen Teil der Zufluss aus dem Karst (32%) den grössten Beitrag, gefolgt von der Infiltration von Flusswasser (22%) und der direkten Neubildung (11%).

Basierend auf der abgeschätzten Abhängigkeit der Grundwasserabflüsse und Exfiltrationsraten vom Grundwasserstand hat Pasquier auch Wasserbilanzen für Niedrig- und Hochwasser hergeleitet. Die Zuflüsse wurden entsprechend der Abnahme der Wegflüsse angepasst. Dabei wurden diverse Annahmen getroffen, z.B. dass bei Niedrigwasser die direkte Grundwasserneubildung auf 10% des Mittelwertes zurückgeht während die Infiltration von Flusswasser nur wenig abnimmt. Die Wasserbilanzen vernachlässigen aber Speicheränderungen bei Niedrig- und Hochwasser, die aufgrund der starken Änderungen der Grundwasserstände zu erwarten sind.

Die Wasserbilanz des Geotechnischen Instituts/TK Consult [Geotechnisches Institut/TK Consult, 1999a] beruht stärker auf Modellrechnungen, wurde aber nur für mittlere Bedingungen und den gesamten Grundwasserleiter berechnet. Im Unterschied zu Pasquier den Mittelgäuhügeln berücksichtigt. wird auch der Zufluss aus Die direkte Grundwasserneubildung, die Profil Zu- und Wegflüsse sowie der Randzufluss aus den Mittelgäuhügeln wurden mit einem Modell berechnet. Im Vergleich zu Pasquier ist die Summe der Zuflüsse um etwa 200L/s geringer (Figur 10), was auf eine geringe Infiltration von Flusswasser und einen geringeren Zufluss aus dem Karst zurückzuführen ist.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die beiden Wasserbilanzen vergleichbar sind und für das Dünnerngäu einen je ähnlichen grossen Beitrag der direkten Grundwasserneubildung, der Infiltration von Flusswasser und von seitlichen Zuflüssen voraussagen. Gemäss Pasquier ist mit einem grösseren Beitrag der Infiltration von Flusswasser im zentralen Teil, und einer grösseren Bedeutung der Randzuflüsse im östlichen Teil zu rechnen. Insbesondere die Infiltration von Flusswasser und die Randzuflüsse sind mit einer grossen Unsicherheit verbunden und bedürfen einer kritischen Prüfung, da die beiden Zuflüsse durch Verdünnung wesentlich die Nitratkonzentration beeinflussen.

Komponente	Name	Pasquier (2000)	Geotechnisches Institut/TK Consult (1999)
Direkte Neubildung	N _{Direkt}	Empirisches Modell auf Basis von Niederschlag, Evapotranspiration (monatlich nach Turc) und Niederschlagsverteilung. Im Mittel versickert 20% des Niederschlags.	Computerprogramm GW-NEU basierend auf Bodenwasserbilanz und Boden-Speichervermögens.
Infiltration von Flusswasser	INF	Differenzielle Abflussmessungen in Dünnern und Mittelgäubach.	Differenzielle Abflussmessungen in Dünnern und Mittelgäubach. Verwendete Werte 13-21L/s/km für Dünnern, 4L/s/km für Mittelgäubach. Für Dünnern Variation der Infiltration als Funktion des Wasserstandes.
Profilzufluss/- abfluss	PR_{Klus}	Berechnet aufgrund von Darcy's Gesetz	Kalibration eines 2D numerischen Strömungsmodells
Randzufluss aus Jura	RZ _{Jura}	Wasserbilanz für Randgebiete und Kalibration eines 2D numerischen Strömungsmodells	Bei direktem Kontakt mit Kalkstein insgesamt 20% des Gebietsniederschlages bei Gegenwart von Molasse/Moräne 5%. Gleicher zeitlicher Verlauf wie Karstquellen "Teufelsschlucht" und "Roggenflue".
Randzufluss aus Mittelgäuhügeln	RZ _{MGäu}	Vernachlässigt	Mittels Programm zur Berechnung der Grundwasserneubildung GW- NEU
Grundwasser- fluss durch interne Querschnitte	Q	Darcy's Gesetz und Wasserbilanz für Segmente des Grundwasserleiters	Bilanz nur für gesamten Grundwasserleiter
Exfiltration Dünnern	EX _D	Änderung des Grundwasserflusses gemäss Darcy's Gesetz entlang Talachse und Änderung des Oberflächenabflusses	2D numerisches Strömungsmodell (Leakage), nur bei extremem Hochwasserständen tritt Exfiltration auf
Exfiltration	EX	Abflussmessung in Drainagekanal (Walliswil, Rötzmatt/Olten) und Schätzungen für Drainagen (Schützenmatte/Olten)	Kalibration eines 2D numerischen Strömungsmodells. Vergleich mit erwarteten Werten gemäss Darcy's Gesetz.

Tabelle 3 : In verschiedenen Studien verwendete Methoden zur Berechnung derverschiedenen Komponenten der Wasserbilanz.



Figur 9 : Wasserbilanz für das Dünnerngäu gemäss Pasquier (2001). In der Figur sind die Wasserflüsse bei Mittelwasser dargestellt. Die Tabellen oberhalb der Figur illustriert die mittlere Wasserbilanz für den zentralen und östlichen Teil des Grundwasserleiters bei verschiedenen hydrologischen Bedingungen. Die Tabellen unter der Figur enthalten separate Wasserbilanzen für die beiden Teile. N_{Direkt}: Direkte Grundwasserneubildung; PR: Profil Zu/Wegfluss; RZ: Randzufluss; INF: Infiltration von Flusswasser; EX: Exfiltration von Flusswasser; ZU: Zufluss von Wasser; WEG: Wegfluss von Wasser; NUTZ: Nutzung von Wasser.



Figur 10: Wasserbilanz gemäss Geotechnisches Institut/TK Consult (1999) für mittlere Bedingungen modifiziert für das Dünnerngäu (statt des Gesamtgäus). Die Diskrepanz zwischen Der höhere Zufluss im Vergleich zum Abfluss ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass eine unbekannte Menge des Zuflusses aus der Klus und eventuell des Dünnerninfiltrats bei Oensingen Richtung Westen abfliesst.



Figur 11 : Niederschlag (a), Dünnernabfluss (b), berechnete direkte Grundwasserneubildung bei 20m ungesättigter Zone (c) und Grundwasserstände (d) für Jahr 2011 mit unterdurchschnittlichen Niederschlägen und drauffolgende Feuchtperiode. Gestrichelte vertikale Linie: Beginn des Winterniederschlags nach trockenem Herbst.

Die Wasserbilanzen wurden für stationäre Bedingungen berechnete. Zusätzliche Informationen über die Rolle verschiedener Mechanismen der Grundwasserneubildung können aufgrund von Schwankungen des Grundwasserspiegels gewonnen werden. Die eignet sich eine Periode 2011/2012 gut für solche Analyse aufgrund der unterdurchschnittlichen Niederschläge in 2011 gefolgt von ergiebigen Winterniederschlägen. In dieser Periode wurde ein sukzessive Abnahme der Grundwasserstände vom Februar 2011

bis Ende November 2011 beobachtet (Figur 11d). Danach stiegen die Grundwasserstände innerhalb von 2-3 Monaten um bis zu 3.4m an, wobei die einzelnen Messstellen unterschiedlich rasch auf die einsetzenden Niederschläge regierten. In den PW Wangen, Gheid und Zelgli im östlichen Teil des Grundwasserleiters stieg der Wasserspiegel unmittelbar Einsetzen der Niederschläge und nach an reagierte auf iede Niederschlagperiode. Die Messstellen im zentralen Teil reagieren verzögert und gleichmässiger. Die unterschiedliche Reaktion hängt einerseits mit der mächtigeren ungesättigten Zone im zentralen Teil zusammen die eine ausgleichende Wirkung haben. Andererseits führt aber wahrscheinlich im östlichen Teil eine stärkere Infiltration von Flusswasser und Zufluss aus dem Karst zur raschen Reaktion. Gemäss einer früheren Studie [Sieber Cassina & Partner, 1984] versickert beispielsweise relativ viel Wasser aus dem Mittelgäubach auf der Strecke zwischen dem Abflussmesspunkt 4 und 5 (Figur 7) im östlichen Teil des Grundwasserleiters. Der Einfluss von Fliessgewässern und Karst auf die Grundwassermenge verdeutlicht auch eine Wasserbilanz für die Phase mit steigendem Grundwasserspiegel. Der Anstieg der Grundwasserstände zwischen 1/12/2011 und 25/2/2012 entspricht einem mittleren Nettozufluss von 1300 L/s unter der Annahme eines Speicherkoeffizienten von 0.12. Berücksichtigt man, dass gleichzeitig Wasser aus dem Grundwasserleiter in Olten entweicht (444 L/s bei mittleren Bedingungen nach Pasquier, 2000) und abgepumpt wird (mittlere Entnahme 2011 von 215L/s) so muss die mittlere Neubildung in dieser Periode mindestens 2000 L/s betragen. Die effektive Neubildung ist noch grösser da die Berechnung nicht berücksichtigt dass bei hohem Wasserstand zusätzlich noch Wasser in die Dünnern exfiltriert. Aufgrund eines 1D-Models für Boden und ungesättigte Zone lässt sich nur ein Anteil von 700 L/s durch direkte Neubildung erklären. Entsprechend stammt in der Periode mindestens 1300 L/s aus Fliessgewässern und Randzuflüssen, vor allem aus dem Karst. Infiltration aus Fliessgewässern und Randzuflüsse haben ein grosses Potential den Einfluss der Landwirtschaft auf die Wasserqualität abzudämpfen. Es ist aber zu erwarten dass der Einfluss räumlich stark unterschiedliche ist, was aufgrund von hydrochemischen Parametern in dieser Studie genauer abgeklärt wurde.

2.4 Frühere Untersuchungen im Rahmen des Nitratprojektes

Ein Nitratprojekt gemäss GSchG Art. 62a erfordert die Ausscheidung des Zuströmbereichs einer Fassung. Gemäss GSchV Anhang 4 entspricht der Zuströmbereich Z_U dem "Gebiet, aus dem bei niedrigem Wasserstand etwa 90 Prozent des Grundwassers, das bei einer Grundwasserfassung höchstens entnommen werden darf, stammt." Für die Wasserfassungen des Dünnerngäus wurde der Zuströmbereich mittels des bereits oben erwähnten numerischen Strömungsmodells abgeschätzt. Dazu wurde ein stationäres Strömungsmodell verwendet, das den Bedingungen im Jahr 1997 mit Niedrig/Mittelwasser entspricht. Der Zuströmbereich wurde mit einem sogenannten Partikel-Tracking Verfahren berechnet wobei die Dispersion mittels der Random-Walk Methode berücksichtigt wurde. Verschiedene Pumpmengen wurden simuliert von der mittleren Pumprate (Gesamt 171 L/s) bis zu einem Szenario mit 14-stündigem Pumpen mit der maximalen Kapazität des Pumpwerks solange die mittlere tägliche Pumprate unter der konzessionierten Menge lag (Gesamt Tagesmittel 594 L/s). Die mittlere Pumprate befindet sich in einem ähnlichen Bereich wie die Pumprate in der Periode von 2000-2012 während des Nitratprojekts (187L/s).

Neben der Grösse des Zuströmbereichs wurden mit dem Modell auch Herkunftsanteile des Grundwassers und Verweilzeiten abgeschätzt. Bezüglich Herkunft des Grundwassers in den Pumpwerken kamen die Autoren zu folgendem Schluss: "Unabhängig von den Betriebsbedingungen strömen ca. 50% aus den umliegenden Gewässern zu. 40% bzw. 10% sind der direkten (Niederschlag) und indirekten (Randzuflüssen) Grundwasserneubildung zuzuordnen.", wobei sich für alle Pumpwerke ein einheitliches Bild zeigt [*TK Consult*, 1999].

Die Verweilzeit der "Wasserpartikel" wurde auf ca. 6 Jahre für den Raum Oensingen-Kestenholz bis zum Raum Egerkingen-Härkingen und ca. 2 Jahre von Egerkingen-Härkingen bis Olten abgeschätzt [*Geotechnisches Institut/TK Consult*, 1999a].

Ein numerisches Modell wurde auch verwendet, um eine Voraussage zu machen über die erwartete Entwicklung der Nitratkonzentration während einer Periode von 10 Jahren mit reduzierter Auswaschung. Dazu wurde das 2D Strömungsmodell mit einem Nitrattransportmodell ergänzt. Die Nitratauswaschung wurde mit einem Boden- und Stickstoffauswaschungsmodell simuliert. Gemäss den Modellrechnungen wurde bei einer Halbierung des Eintrags eine Reduktion der Nitratkonzentration um 15mg/L im PW-Neufeld und Zelgli erwartet sowie um 10 mg/L im Gheid, wobei die Abnahme unmittelbar nach Reduktion des Eintrags einsetzte (Figur 12). Das Modell berücksichtigt allerdings den Nitrattransport durch die ungesättigte Zone nicht. Zudem vernachlässigt das 2-D Modell dass gewisse Pumpwerke (insbesondere Neufeld) Wasser in beträchtlicher Tiefe unterhalb des Grundwasserspiegels entnehmen, was zu einer weiteren Verzögerung des Nitrattransports führen kann.



Figur 12 : Simulierte Nitratkonzentrationen in Pumpwerken ohne Massnahmen (a) und bei Reduktion des Eintrags um die Hälfte (b) [Geotechnisches Institut/TK Consult, 1999a; b].

2.5 Abschätzung des Auswaschungspotentials mittels Nitratindex

In diesem Abschnitt wird kurz die Funktionsweise des Nitratindexes erläutert. Mit dem Nitratindex wird das Auswaschungspotential von Nitrat bei einer bestimmten Bewirtschaftungsweise beurteilt, wobei kleinere Werte einem geringeren Der Nitratindexes berücksichtigt nicht einzelne Auswaschungspotential entsprechen. Kulturen sondern Kulturfolgen und Anbautechniken. Die Berechnung des Nitratindexes geht von Basispunktzahlen für jede Kombination von Vorkultur/Hauptkultur aus, welche aufgrund durchaeführten Bodenbearbeitung, des Saatzeitpunktes und der Art der der Winterbedeckung korrigiert werden. Die korrigiert Basispunktzahl für eine Parzelle wird mit der zugehörigen Anbaufläche multipliziert, die Beiträge der verschiedenen Parzellen werden addiert und die Summe durch die Gesamtfläche dividiert. Ausschlaggebend ist also das mittlere Auswaschungspotential eines Betriebes was die betriebliche Flexibilität erhöht. Der Nitratindex bildet auch die Grundlage für die Entschädigung der Landwirte, wobei eine Entschädigung beim Erreichen eines Wertes von 23 oder 25 ausbezahlt wird oder bei der Stilllegung von Ackerland. Zwischen den Jahren 2000 und 2010 wurden Massnahmen auf insgesamt 1000 ha umgesetzt, verteilt über den Zuströmbereich der Pumpbrunnen.

2.6 Abschätzung der erwarteten Nitratkonzentrationen

Im Rahmen des Verlängerungsgesuchts für die zweite Projektphase (November 2008) wurde mittels einer Massenbilanz abgeschätzt welche mittlere Nitratkonzentration im Projektgebiet

erwartet werden kann (Tabelle 4). Neben dem Projektziel für die 2.Projektphase (Soll) wurde auch ein zweites Szenario berechnet, bei dem 25mg/L im Mittel für das gesamten Gebiet erreicht würde. Das umgesetzte Szenario sollte zu einer Reduktion der Nitratfracht von 110 t/a führen. In Wasser aus direkter Grundwasserneubildung unter landwirtschaftlichen Flächen sollte die Nitratkonzentration von 68 auf 47 mg/L zurückgehen, unter der Gesamtfläche von 55 auf 41mg/L und unter Berücksichtigung der Verdünnung durch Infiltration/Randzuflüsse von 36 auf 28 mg/L.

Tabelle 4 : Abschätzung der erwarteten Nitratfracht und -konzentration. Soll: Zielwert. So	oll-
25: Nötige Massnahmen um 25mg/L zu erreichen. Quelle: Nitratprojekt.	

		Infiltration (L/s)		Flächen (ha)		Nitrat Fracht (t/a)		Nitrat (mg/L)					
		Vor	Soll	Soll-25	Vor	Soll	Soll-25	Vor	Soll	Soll-25	Vor	Soll	Soll-25
Direkte	Ackerland	148	128	97	983	853	643	356	240	174	77	60	57
Neubildung	Ackerland ausserhalb												
	Dauergrünflächen	23	44	75	156	290	500	9.9	16.7	28.5	13	12	12
	Übrige landw. Nutzfläche	1	0	0	5	1	1	0.4	0.1	0.1	16	16	16
	Summe Landw. Flächen	172	172	172	1144	1144	1144	367	257	202	68	47	37
	Überbaute Flächen	77	77	77	514	514	514	61.1	61.1	61.1	25	25	25
	Gesamtfläche	249	249	249	1658	1658	1658	428	318	263	55	41	34
Infiltration/R	200	200	200				79	79	79	12	12	12	
Gesamt	449	449	449	1658	1658	1658	506	397	342	36	28	24	

Neben der mittleren Nitratkonzentration wurde auch die erwartete Nitratkonzentration in den beiden Teil Zuströmbereichen Neufeld und Zelgli/Gheid berechnet, die unterschiedlich durch Verdünnung aus Infiltration/Randzuflüsse beeinflusst sind (Tabelle 5). Aufgrund der Berechnung wird im PW Neufeld eine Konzentration von 30 mg/L erwartet, im Zelgli/Gheid eine mittlere Konzentration von 27mg/L.

 Tabelle 5 : Abschätzung der erwarteten Nitratkonzentration in den Pumpwerken. Anteil

 Direkt: Anteil von Wasser aus direkter Grundwasserneubildung im gepumpten Grundwasser.

	Anteil	Nitrat (mg/L)			
	Direkt	Vor	Soll	Soll-25	
	%	mg/L	mg/L	mg/L	
Direkte Neubildung		55	41	34	
Infiltration/Randzufluss		13	13	13	
Neufeld	63	39	30	26	
Gheid-Zelgli	50	34	27	23	

3 Methoden

3.1 Messnetzes und neuen Bohrungen

Das Messnetz (Figur 13) stützte sich weitgehend auf bestehende Messstellen ab. Es handelt sich dabei meist um Messstellen, die nur wenige Meter in die gesättigte Zone hineinreichen, da primär der Grundwasserstand erfasst werden sollte. In Zonen mit wenig Information wurde das bestehende Messnetz durch 4 Bohrungen ergänzt. Es handelt sich dabei um zwei Einzelmessstellen (167, 170) und ein Doppelmessstelle (168, 169). Die Doppelmessstelle wurde im zentralen Teil des Grundwasserleiters installiert, um die Tiefenverteilung des Grundwasseralters und der Hydrochemie zu erfassen. Es handelt sich dabei um zwei unmittelbar nebeneinander platzierte aber separate Bohrungen. Die untiefe Messstelle (168) weist eine Filterstrecke von 13.9 bis 21.9 m u. Terrain auf, die tiefe Messstelle (169) eine Filterstrecke von 33.1 bis 39m u. T bei einem Grundwasserspiegel auf 18.34 m u. Terrain am 13.11.2012.



Figur 13 : Karte mit beprobten Messstellen.

3.2 Hydrochemie und stabile Isotopen des Grundwassers

3.2.1 Vorgehen und Prinzip der Methoden

Zielsetzung der Probenahmekampagnen war es, zusätzlich zu den Pumpwerken die räumliche Verteilung der Nitratkonzentrationen und Hydrochemie abzuklären. Neben Messstellen im Dünnerngäu Grundwasserleiter, die teils Mischungen von verschiedenen Wässern repräsentieren, wurden auch die verschiedenen Komponenten charakterisiert durch Beprobung von Quellen an den Talrändern und der Dünnern. Dabei wurden neben klassischen Hauptionen auch verschiedene Spezialparameter bestimmt. Es handelt sich dabei um stabile Isotopen im Wasser welche Hinweise auf die Herkunft des Grundwassers geben, Stoffe die via Kläranlagen in Fliessgewässer gelangen (Acesulfam, Bor) welche als Tracer für infiltrierendes Flusswasser dienen, sowie Isotopen im Nitrat. Im Folgenden wird die Herkunft und das Verhalten von Acesulfam, Bor und Nitrat-Isotopen kurz beschrieben.

Acesulfam ist in der Schweiz seit 1987 als künstlicher Süssstoff zugelassen. Es gibt allerdings keine Daten, wie sich der Acesulfamverbrauch in den letzten Jahrzehnten entwickelt hat. Die Verbindung wird in ARAs nicht abgebaut und gelangt deshalb via ARA-Ausläufe in Oberflächengewässer. Aufgrund der weit verbreiteten Verwendung von Acesulfam weist geklärtes Abwasser in der Schweiz vergleichbare Acesulfamkonzentrationen auf im Bereich von 20 ug/L [*Buerge et al.*, 2009]. Die Konzentration in Fliessgewässern kann je nach Verdünnungsfaktor des geklärten Abwassers variieren. Während Acesulfam im Boden rasch abgebaut wird scheint es im Grundwasserleiter stabil zu sein, obwohl es nur wenig Daten dazu gibt. Aufgrund der hohen Polarität der Substanz bewegt sich diese mit der Geschwindigkeit des Wassers durch den Untergrund d.h. kann als konservativer Tracer betrachtet werden.

Analog zu Acesulfam gelangt auch Bor hauptsächlich via Kläranlagen in Fliessgewässer in Form von Borsäure (H₃BO₃). Bor stammt hauptsächlich aus Waschmitteln, in denen es als Bleichmittel in Form von Perborat vorliegt. Bor befindet sich auch in gewissen Düngern (typischerweise 0.2-0.3 Gew.%), da einige Kulturen (insbesondere Raps, Zuckerrüben) dieses Element in grösseren Mengen benötigen. Bor kann in kleinen Mengen auch aus dem Gestein stammen. So wurde in unbeeinflusstem Grundwasser im voralpinen Molassebecken eine Median Borkonzentration von 3 ug/L gefunden und in europäischen Karbonat-Grundwasserleitern eine Mediankonzentration von 8 ug/L [*Kilchmann et al.*, 2004].

Isotopen im Nitrat erlauben es unterschiedliche Quelle von Nitrat im Grundwsser zu unterscheiden [*Kendall*, 1998]. Figur 14 zeigt eine vereinfachte Darstellung der Isotopensignatur von verschiedenen Nitratquellen. Die Isotopensignaturen können regional etwas variieren z.B. je nach Herstellungsmethode des Düngers, was zu den in Figur 1 eingezeichneten Bereichen führt. Insbesondere Nitrat aus Kunstdünger und aus organischen Düngern (Gülle/Mist) können aufgrund ihrer Isotopensignatur unterschieden werden. Das organische Material im Boden weist meist eine mittlere Stickstoffisotopensignatur auf da dieses durch unterschiedliche Stickstoffquellen beeinflusst wird. Um die Herkunft von Nitrat in einem Gebiet abzuklären werden die gemessenen Isotopenwerte mit den Bereichen in Figur 14 verglichen. Für eine genauere Zuordnung können auch die Isotopenwerte der spezifischen Quellen bestimmt werden statt sich auf Literaturwerte abzustützen, was aber sehr auswendig ist und in dieser Studie nicht durchgeführt wurde.

Aufgrund von Isotopen kann auch eine grossräumige Denitrifikation erkannt werden. Denitrifikation führt zu einer Verschiebung der Isotopensignatur zu positiveren Werten (höherer Anteil an schweren Isotopen) auf Grund einer rascheren Umsetzung der Moleküle mit leichten Isotopen. Die Denitrifikation kann besonders gut erkannt werden wenn sowohl Stickstoff- wie auch Sauerstoffisotopen gemessen werden, da sich die Signaturen der beiden Element bei der Denitrifikation parallel zueinander verschieben.

Isotopenverhältnisse werden üblicherweise als Abweichung vom Wert eines internationalen Standards ausgedrückt in Promil Einheiten, gemäss der folgenden Formel (Delta-Notation):

$$\delta^{15} N = \left(\frac{R_{\text{Pr}\,obe}}{R_{S\,\text{tan}\,dard}} - 1\right) \cdot 1000 \tag{(\%)}$$

Dabei entspricht R dem Verhältnis zwischen dem leichten und dem schweren Isotop $(R=^{15}N/^{14}N)$ der Probe oder des internationalen Standards. Je mehr vom schweren Isotop (d.h. ^{15}N) in der Verbindung vorhanden ist, desto positiver ist der $\delta^{15}N$ Wert.



Figur 14 : Stickstoff und Sauerstoffisotopen in verschiedenen Quellen von Nitrat (Ref. [Kendall, 1998]).

3.2.2 Probenahme und Analysen

Das Messstellennetz wurde zweimal vollständig beprobt, im September 2011 bei Niedrigwasser und im Mai/Juni 2013 bei Mittelwasser (Figur 5). Im Oktober 2013 wurden ein paar zusätzliche Messstellen im Raum Niederbipp beprobt, um die Nitratverteilung im Grenzbereich zwischen dem Kanton Bern und Solothurn genauer zu charakterisieren. Ein Teil der Messstellen wurden zusätzlich auch in 2012 beprobt.

Die Messstellen wurden mit Tauchpumpen (Grundfos MP1, SQ5, SQ7) beprobt. Um eine repräsentative Probe zu erhalten wurde das Volumen der Messstelle mehrmals ausgetauscht. Die Pumpraten und –mengen sind im Anhang A3 (Tabelle A3.1) für die Kampagne von September 2011 dokumentiert. Zudem wurde sichergestellt dass sich bis zur Probenahme die Feldparameter (pH, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoff) stabilisiert haben. Die Feldparameter wurden mit HACH Multiparameter Geräten (HQ30d) gemessen, wobei die Sauerstoffmessung auf dem LDO Verfahren beruht. Proben für Hauptkationen und –anionen wurden direkt im Feld filtriert und die Proben für Kationen mit 10% HNO₃ stabilisiert. Die verwendeten Methoden für die Laboranalysen und die ausführenden Labors sind in

Tabelle 6 zusammengefasst. Zur Qualitätskontrolle wurden Ionenbilanzen aufgrund der Konzentrationen an Hauptionen erstellt. Für alle Proben betrug die Abweichung zwischen der Ladung von Kationen und Anionen <5%. Zur Qualitätssicherung nimmt das CHYN-Labor zudem regelmässig an Ringversuchen teil.

Parameter	Methode	Labor
Hauptkationen und –	Ionenchromatographie	CHYN, Universität Neuchâtel
anionen (ausser Bikarbonat)		
Bikarbonat	Titration mit 0.1N HCl	CHYN, Universität Neuchâtel
Gelöstes Silizium	Kolorimetrie	CHYN, Universität Neuchâtel
Acesulfam	LC/MS/MS	Labor Wasserversorgung Stadt
		Zürich
Bor	ICP-MS	Labor Wasserversorgung Stadt
		Zürich
Stabile Isotopen im Wasser	Isotopenverhältnis-	Universität Bern
	Massenspektrometrie	
	Laserspektroskopie	CHYN, Universität Neuchâtel
Stabile Isotopen im Nitrat	Isotopenverhältnis-	Universität Waterloo, Canada
	Massenspektrometrie	

Tabelle 6 : Analysierte Parameter, Messmethode und ausführendes Labor.

3.2.3 Abschätzung der Mischungsverhältnisse im Grundwasserleiter

Die Wasserqualität in den Pumpwerken hängt von der Herkunft des gepumpten Grundwassers ab. Wie üblich in Grundwasserleitern in Flusstälern tragen verschiedene Prozesse zur Grundwasserneubildung bei. Es handelt sich dabei um direkte Grundwasserneubildung aus versickerndem Niederschlag, Randzuflüsse von Talrändern (indirekte Neubildung) und Infiltration von Flusswasser. Versickerung von Niederschlag findet dabei zu einem grossen Teil über landwirtschaftliche Böden statt und entsprechend sind in diesem Wassertyp die höchsten Nitratkonzentrationen zu erwarten. Randzuflüsse und Infiltration von Flusswasser bewirken einen Verdünnungseffekt. Um beurteilen zu können welche Nitratkonzentration mit den Massnahmen in den verschiedenen Pumpbrunnen erreicht werden kann ist es wichtig diesen Verdünnungseffekt möglichst genau abzuschätzen.

Um diesen Verdünnungseffekt besser zu erkennen wurden die unterschiedlichen Wassertypen die zur Grundwasserneubildung beitragen hydrochemisch und mit stabilen Isotopenmessungen charakterisiert und mit der Wasserqualität in den Pumpbrunnen und vom Messstellen verglichen. Um die durchschnittliche Zusammensetzung eines Wassertyps abzuschätzen wurden Messwerte von mehreren Messstellen und Messkampagnen gemittelt. Bei der Interpretation der Daten muss berücksichtigt werden dass sich die Konzentrationen von gewissen Verbindungen während dem Transport durch den Untergrund verändern können. Zudem haben die gemessenen Wassertypen und Wasser in den Pumpwerken ein anderes Alter d.h. Wasser das in der Vergangenheit zur Verdünnung beigetragen hat, hat heute nicht zwingend die gleiche hydrochemische Zusammensetzung. Es darf auch nicht vergessen werden, dass die Zusammensetzung der Wassertypen zeitlich und räumlich etwas variiert und entsprechend die Mischungsrechnung nur eine Annäherung ist.

In der Mischungsrechnung werden sechs Wassertypen unterschieden (Figur 15), in Anlehnung an die Wasserbilanzen (Tabelle 3). Neben der direkten Neubildung (N_{direkt}) sind dies die Randzuflüsse via die Klus (PR_{Klus}), entlang des Nordrandes aus dem Jura (RZ_{Jura}) und am Südrand aus der Molasse der Mittelgäuhügel ($RZ_{MGäu}$). Die Infiltration von Flusswasser wird in einen Wassertyp vor der ARA Falkenstein (INF_{vor}) und nach der ARA Falkenstein (INF_{nach}) unterteilt. Der Wassertyp INF_{vor} entspricht nicht nur dem Dünnernwasser das vor der ARA Infiltration sondern auch dem Wasser des Mittelgäubachs, da dieser vor der ARA von der Dünnern abzweigt.



Figur 15: Sechs verschiedene Wassertypen lassen sich unterscheiden, welche alle zur Grundwasserneubildung beitragen: direkte lokale Grundwasserneubildung (N_{direkt}), Randzuflüsse durch die Klus von Balsthal (PR_{Klus}), aus dem Karstgrundwasserleiter entlang des Juras (RZ_{Jura}) und von den Mittelgäuhügeln ($RZ_{MGäu}$) sowie Infiltration von Flusswasser oberhalb (INF_{vor}) und unterhalb (INF_{nach}) der ARA Falkenstein.

Für jede Messstelle im Dünnerngäu Grundwasserleiter wurden die Anteile dieser Wassertypen in den entnommen Proben abgeschätzt. Da die Anzahl Wassertypen gross ist im Vergleich zur Anzahl unabhängiger gemessener chemischer Parameter, wurden für die verschiedenen Wassertypen Perimeter definiert, in denen sie (nicht) erwartet werden (vgl. Figur 33 und Figur 34 sowie Anhang A5 und A6). So ist z.B. in der Nähe der Klus von Balsthal kein Wasser aus den Mittelgäuhügeln zu erwarten oder oberhalb der ARA Oensingen keine Flussinfiltration des Typs INF_{nach}. Die Messwerte wurden jeweils pro Messstelle gemittelt und dann mit der fehlergewichteten Methode der kleinsten Quadrate die Anteile der verschiedenen Wassertypen bestimmt. Mittels einer Monte-Carlo Simulation konnte auch die Unsicherheit in der Mischungsrechnung quantifiziert werden.

Die Nitratkonzentrationen wurden in der Mischungsrechnung nicht berücksichtigt um anschliessend vergleichen zu können, wie gut sich die Nitratkonzentrationen allein aus der Wasserzusammensetzung abschätzen lassen.

3.3 Nitrat- und Porenwassergehalt der ungesättigten Zone

3.3.1 Vorgehen

Zielsetzung der Beprobung der ungesättigten Zone war es den Nitratgehalt im Porenwasser sowie den Wassergehalt der ungesättigten Zone zu bestimmen. Damit soll abgeklärt werden ob unter Parzellen mit Massnahmen geringer Nitratgehalte anzutreffen sind. Kenntnisse des Wassergehaltes sind zudem wichtig für die Charakterisierung der Nitratdynamik in der ungesättigten Zone. Je höher der Wassergehalt bei gleicher Infiltrationsrate, desto länger dauert es bis sich Massnahmen im Grundwasser bemerkbar machen.

Zuerst (22.10. bis 14.11.2012) wurden Messungen in den Kernen aus den Bohrungen zur Installation der neuen Messstellen durchgeführt. In diesen Messstellen sind die obersten Meter aber nur bedingt repräsentativ da die Messstellen aus praktischen Gründen auf asphaltierten Wegen erstellt wurden. Deshalb wurden in einer zweiten Phase (März 2014) 6 zusätzliche Bohrungen bis 10m direkt in landwirtschaftlichen Parzellen abgeteuft (Figur 16). Dabei wurden in drei Zonen jeweils zwei Parzellen mit unterschiedlichen Eigenschaften verglichen. In Hägendorf (H1 und H2) wurden zwei Flächen verglichen die seit 2006 nach Nitratindex bewirtschaftet werden, eine ähnliche Kulturfolge aufweisen aber einen unterschiedlichen Humusgehalt. In Kestenholz (K1 und K2) wurden zwei Parzellen untersucht die unterschiedlich lang nach dem Nitratindex bewirtschaftet werden. In Nieder-/Oberbuchsiten wurde als Kontrolle eine extensive Wiese auf stillgelegtem Ackerland mit Gemüsebau verglichen, bei denen die grössten Unterschiede bezüglich Nitratgehalt erwartet wurden.

Um einen ungefähren Zusammenhang mit Tiefe und Infiltrationsjahr herzustellen wurde die kummulative Wassermenge in der ungesättigten Zone ab Bodenoberfläche berechnet und mit der Infiltrationsrate in Bezug gebracht. Dazu wurde der Wassergehalt von Gewichts-% in Volumen-% umgerechnet, wozu die Dichte des Untergrundes bekannt sein muss. Aufgrund von Literaturwerten wurde angenommen das die Dichte zwischen 0 und 2m von 1.2 kg/L auf 2 kg/L ansteigt und danach konstant bleibt. Die Infiltrationsrate unter einer Tiefe von 2m wurde mittels eines 1-dimensionalen numerischen Models (Hydrogeosphere) aufgrund von Klimadaten der Meteosuisse Station Wynau abgeschätzt.



Figur 16 : Standorte der Bohrungen in der ungesättigten Zone.

Tabelle 7 : Standorte an den Porenwasser- und Nitratgehalt in der ungesättigten Zone bis 10m bestimmt wurde mit Angaben zu Bodentyp und Landnutzung in den letzten 10 Jahren. WW: Winterweizen; WG: Wintergersten; ZF: Zwischenfrucht; NW ext.: Naturwiese extensiv; KW: Kunstwiese.

Messstelle	H1	H2	K1	K2	01	02	
	Nitrat	tindex	Nitra	tindex	Gemüsel	bau vs.	
	untersch	iedlicher	untersc	hiedliche	extensive Wiese		
	Bode	entyp	Projel	ktdauer			
Ort	Hägendorf	Hägendorf	Kestenholz	Kestenholz	Niederbuch-	Oberbuch-	
	Bruggmatt	Bruggmatt	Feld1	Grossmutter-	siten	siten	
	Nord	Süd		acker	Muermatten	Neumatten	
Koordinaten	2`631`390	2`631`535	2`623`060	2`623`000	2`624`615	2`623`850	
	1`242`565	1`242`440	1`237`690	1`237`780	1`239`010	1`238`650	
Humusgehalt	6.9	3.5	3.0	3.0	3.4	3.3	
NFK	54	117	104	99	134	194	
Vertragsart	Nitratindex	Nitratindex	Nitratindex	Nitratindex	Keine	Still-	
	23	23	23	25	Vereinbarung	gelegtes	
						Ackerland	
	2006	2005	2000	2013			
			Ku	lturen			
2005			WW	WW	Gemüsebau	NW ext.	
2006	Mais	WW	Bohnen	ZF / Bohnen	Gemüsebau	NW ext.	
2007	Ackerb./						
	Eiweisse.	Mais	WW	WW	Gemüsebau	NW ext.	
2008	Raps	WW	Zuckerrüben	ZF / Silomais	Gemüsebau	NW ext.	
2009	WW	Raps	WW	WG	Gemüsebau	NW ext.	
2010	Mais	Mais	Mais	KW	Gemüsebau	NW ext.	
2011		Ackerb./					
	WW	Eiweisse.	WW	KW	Gemüsebau	NW ext.	
2012	Mais	Mais	Raps/ZF	Silomais	Gemüsebau	NW ext.	
2013	WW	WW	Mais	WG	Gemüsebau	NW ext.	
2014	Raps	Raps	WW	ZF/Mais	Gemüsebau	NW ext.	

3.3.2 Bohr-, Probenahme- und Analysemethoden

Für die Probenahme wurde ein spezielles Bohrverfahren der Firma Studersond gewählt, dass es erlaubt nahezu ungestörte Bohrkerne ohne Verwendung einer Bohrspülung zu entnehmen. Dabei werden die Bohrkerne mit einem Kolben aus dem Kernrohr hinausgestossen. Bodenproben (100-120g) wurden sofort in vorgewägte luftdichte Zentrifugenbehälter mit einem Volumen von 120 ml abgefüllt. Die gefüllten Behälter wurden im Labor gewogen, um das genaue Feuchtgewicht zu bestimmen. Danach wurde Wasser zur Extraktion des Nitrats zugegeben und die Behälter wiederum gewogen, um die genaue Wassermenge festzuhalten. Die Behälter wurden dann von Hand kräftig geschüttelt und während 24 Stunden auf einem Schüttler platziert. Danach wurde durch Zentrifugation die Festphase von der Wasserphase abgetrennt und der wässrige Extrakt entnommen. Das Festmaterial wurde dann mindestens 48h bei 105°C luftgetrocknet und nochmals gewogen, um die Trockensubstanz zu bestimmen. Aus der Differenz zwischen Feucht- und Trockengewicht wurde der gravimetrische Wassergehalt bestimmt. Die Extrakte wurden filtriert und die Nitratkonzentration mittels Ionenchromatographie bestimmt. Die Nitratkonzentration im Porenwasser wurde mit folgender Formel berechnet:

$$C_{\text{Nitrat,Porenwasser}} = \frac{C_{\text{Nitrat,Extrakt}} \cdot V_{\text{Extrakt}}}{V_{\text{Porenwasser}}} = \frac{C_{\text{Nitrat,Extrakt}} \cdot (V_{\text{Porenwasser}} + V_{\text{Wasserzugabe}})}{V_{\text{Porenwasser}}}$$
(2)

3.4 Grundwasserdatierung

Unter dem "Alter" des Grundwassers (GW) verstehen wir nicht etwa das Alter der Wassermoleküle selbst, sondern die Zeitspanne zwischen der Versickerung bis das Wasser wieder zu Tage tritt. Dies kann auf natürliche Weise - etwa in einer Quelle - oder in einem Pumpwerk geschehen. Jede Menge Wasser besteht aus vielen "Teilchen" (Wassermoleküle) die nicht alle die gleiche Vergangenheit haben. Sie können an unterschiedlichen Orten infiltriert sein und unterschiedliche lange Wege im Untergrund zurückgelegt haben. Da es nicht möglich ist jedes einzelne Molekül zu datieren, ist das bestimmte Alter somit immer ein Mischalter oder anders gesagt die mittlere Fliesszeit (MFZ). Es gilt auch zu unterschieden, wie lange das Wasser in der ungesättigten Zone (UZ) verweilt, also die Dauer des Versickerungsvorgangs selbst, und wie lange schliesslich die Fliesszeit unter dem Grundwasserspiegel ist. Die in einer bestimmten Messstelle gemessenen Tracerdaten enthalten deshalb integrale Informationen über die Fliesspfade des Wasser schliesslich die Messstelle erreicht.

Wasser fliesst immer in Richtung kleinerer Piezometerhöhe was bei einem ungespannten Grundwasserleiter der Grundwasserspiegelhöhe entspricht. Aus dem Grundwasserspiegelgefälle kann mittels dem Gesetz von Darcy

$$q = K \cdot \nabla h \tag{3}$$

der Massenfluss q und daraus durch Division mit der Porosität θ des Grundwasserleiters die mittlere Grundwasserfliessgeschwindigkeit und die Fliesszeit zwischen zwei Punkten bestimmt werden. Das Problem dabei ist, dass die hydraulische Durchlässigkeit K wie auch die Porosität von Ort zu Ort sehr stark variieren können und dass deren räumliche Verteilung damit schwer zu bestimmen ist. Der grosse Vorteil von Tracermethoden wie sie in dieser Studie verwendet wurden liegt darin, dass sie räumlich und zeitlich über diese Heterogenitäten mitteln und somit eine integrale Aussage über die mittlere bisherige Fliesszeit des Wassers an einem bestimmten Ort im Grundwasserleiter liefern können ohne Details über die Fliesspfade wissen zu müssen. Die mittlere Fliesszeit (MFZ) wird im Folgenden immer auf an einem bestimmten Punkt entnommenes Wasser bezogen (z.B. in einem Piezometer) und gibt an, wie lange dieses Wasser in der UZ oder im Grundwasserleiter (GWL) unterwegs war. Die MFZ ist also nicht eine Aussage über die mittlere Verweilzeit von Wasser im GWL als Ganzes!

3.4.1 Prinzip der verwendeten Methoden

Für die Altersbestimmung mittels sogenannter Umwelttracer werden, wie im vorliegenden Fall, oft radioaktive Isotope verwendet. Das zugrundeliegende Prinzip ist für die meisten Tracer ähnlich: Solange das Wasser mit der Atmosphäre in Kontakt steht, entspricht die Tracerkonzentration derjenigen in der Atmosphäre (Inputkonzentration). Mit dem Abschluss zur Atmosphäre startet die radioaktive "Zerfallsuhr", die Tracerkonzentration c nimmt entsprechend der Halbwertszeit $T_{1/2}$ ab:

$$c(t) = c_0 \cdot e^{-\frac{\ln(2) \cdot t}{T_{1/2}}}$$
(4)

wobei c₀ die anfängliche Tracerkonzentration bei der Infiltration ist.

Die Inputkonzentration in der Atmosphäre kann natürlichen Ursprungs sein, z.B. durch Interaktion kosmischer Strahlung mit der Atmosphäre (³⁹Ar), aber auch Produkt menschlicher Aktivitäten sein (⁸⁵Kr z.B. entweicht bei der Wiederaufbereitung von nuklearen Brennstäben). Die bei dieser Untersuchung verwendeten Tracer sind ⁸⁵Kr (Halbwertszeit T_{1/2}

= 10.76 Jahre), ³H (T_{1/2} = 12.32 Jahre) und ³⁹Ar (T_{1/2} = 269 Jahre). An ausgewählten Stellen wurde zudem der Gehalt des Zerfallsproduktes von ³H, ³He_{trit} bestimmt (³He ist stabil).

Für die ersten drei Tracer funktioniert die Altersbestimmung gemäss Gleichung 4. Auch mit den ³H sowie den ³He_{trit}-Werten kann das Alter bestimmt werden. Diese sogenannte ³H/³He Datierung funktioniert wie eine Sanduhr. Anfänglich im Wasser vorhandenes ³H (oberes Sandreservoir) zerfällt mit der Zeit zu ³He (unteres Sandreservoir). Die Grösse der Durchlassöffnung ist durch die Halbwertszeit von ³H gegeben (Figur 17). Das ³H/³He-Alter (Kolbenmodell) ergibt sich somit zu:

$$t = \frac{1}{\lambda} \ln\left(\frac{{}^{3}He_{trit}}{{}^{3}H} + 1\right)$$
(5)

Wobei $\lambda = ln(2)/T_{1/2}$ die Zerfallskonstante ist. Für das im Folgenden verwendete Exponentialmodell (EM) gilt diese Gleichung nicht mehr, da das beprobte Wasser als eine Mischung unterschiedlich alter Wasseranteile betrachtet wird. Vom Prinzip her ist es aber dasselbe.



Figur 17 : Prinzip der ${}^{3}H/{}^{3}He$ -Datierung. Anfänglich im Wasser vorhandenes ${}^{3}H$ (oberes Sandreservoir) zerfällt mit der Zeit zu ${}^{3}He$ (unteres Sandreservoir). Die Grösse der Durchlassöffnung ist durch die Halbwertszeit von ${}^{3}H$ gegeben

Das stabile ³He kommt jedoch auch sonst in der Atmosphäre vor und wird auch in der Erdkruste (Lithosphäre) produziert. Messungen von ⁴He und ²⁰Ne erlauben, diese Anteile zu quantifizieren und zu subtrahieren. Für die stabilen Isotope ³He, ⁴He und ²⁰Ne hängt die Konzentration im Wasser primär von der Infiltrationstemperatur und dem Luftdruck (Höhe) ab sowie der Menge an zusätzlich gelöster Luft (Excess Air). Da ein grosser Teil der Grundwasserneubildung in der Talebene des Gäus stattfindet, ist diese massgebend für die Infiltrationsbedingungen: Als Infiltrationshöhe werden fürs Gäu 450 m ü. M. und als Infiltrationstemperatur 8.5°C angenommen (Temperatur im Jahresmittel, [*MeteoSwiss*, 2013]). ²⁰Ne erlaubt es, den Anteil an Excess Air und damit des atmosphärischen ³He zu bestimmen, während mit ⁴He die Menge an ³He aus der Lithosphäre bestimmt wird. Die Differenz zur gemessenen ³He-Konzentration ist dann das tritiogene Helium ³He_{trit} aus dem Zerfall des Tritiums [*Solomon and Cook*, 2000].

Inputkonzentrationen



Die Konzentrationen der verwendeten Tracer sind in Figur 18 dargestellt.

Figur 18 : Die atmosphärischen Konzentrationen (bzw. für Tritium die Konzentration im Niederschlag) der für die Grundwasserdatierung verwendeten Tracer während der letzten 60 Jahre. Aus der im Wasser gemessenen Konzentration lässt sich der Infiltrationszeitpunkt und damit die Verweilzeit des Wassers bestimmen. Bei einer ⁸⁵Kr-Probe (schwarz eingezeichnet) wurde z.B. im Jahr 2005 eine Konzentration von 20 dpm/cc_{Kr} gemessen. Unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls (gepunktete Linie) kann man schliessen, dass dieses Wasser ca. 1987 infiltrierte.

Da die ³⁹Ar Konzentration in der Atmosphäre konstant ist wird als Anfangswert die heute gemessene Konzentration in der Atmosphäre angenommen (auch als "100 % modern" bezeichnet).

⁸⁵Kr wird vom Deutschen Bundesamt für Strahlenschutz an verschiedenen Lokalitäten weltweit überwacht. Die hier verwendeten Inputdaten stammen von der nächstgelegenen Station Freiburg im Breisgau [*Winger et al.*, 2005]. Seit etwa 1950 bis vor 10 Jahren kann ein kontinuierlicher Anstieg beobachtet werden, heute pendelt die Konzentration zwischen 80 und 90 dpm/cc_{Kr} (Zerfälle pro Minute und cm³ Krypton unter Standardbedingungen). Für die Altersbestimmung ist es jedoch ausreichend, Jahresmittelwerte zu verwenden.

Die Tritiumkonzentrationen stammen von der IAEA Station Konstanz [*IAEA/WMO*, 2014]. Rezenter Niederschlag hat Tritiumwerte von etwa 8 TU (Tritium Unit). Lokale Quellen z.B. von der Uhrenindustrie führen in diesem Teil der Schweiz jedoch zu erhöhten Werten. Die Inputfunktion wurde deshalb um 0-7 TU erhöht gegenüber den in Konstanz gemessenen Werten. Eine ähnliche lokale ³H Erhöhung wurde auch schon in einer Studie bei Grenchen festgestellt und quantifiziert [*Althaus et al.*, 2009].

3.4.2 Probenahme in der Bodenluft

Die "Zerfallsuhr" startet nicht für alle Datierungstracer am selben Ort. Für Tritium ist der Zeitpunkt des Niederschlagsereignisses ausschlaggebend und die "Uhr" startet somit an der Erdoberfläche. Für flüchtige Gase wie ³He erfolgt ein Austausch mit der Atmosphäre bis das

Wasser schliesslich unter den Grundwasserspiegel gelangt. Die Zeitdifferenz zwischen den verschiedenen Tracern, nämlich die Verweilzeit in der ungesättigten Zone kann oft vernachlässigt werden. Im Gäu hingegen ist der Flurabstand an vielen Stellen so gross, dass die Verzögerung in der ungesättigten Zone, insbesondere für ⁸⁵Kr, berücksichtigt werden muss.

Um die ⁸⁵Kr-Konzentration in der ungesättigten Zone messen zu können, wurden in Kestenholz und Härkingen zwei Multilevel Messstellen für die Entnahme von Bodengas erstellt. Die Messstellen wurden durch die Universität Neuenburg mittels eines Direct-Push Verfahrens (Geoprobe) installiert. Dabei wurde ein neues Verfahren verwendet, das es erlaubt in einem Loch mit kleinem Durchmesser mehrere Messstrecken zu installieren. Die Messstrecken wurden mittels einer injizierten Zement-Bentonit-Mischung voneinander isoliert. Um sicherzustellen dass keine atmosphärische Luft angezogen wird wurde während einer Pumpphase von 1 Stunden kontinuierlich CO₂ gemessen. Die Konzentrationen stabilisierten sich dabei auf Werten zwischen 2.3 und 2.95 Vol%, ohne Hinweise das atmosphärische Luft mit einem viel geringeren CO₂ Gehalt (0.04%) angesaugt wurde. Die Dichtigkeit der Intervalle wurde durch Injektion von Methan in einem Messintervall und Probenahme in den benachbarten Intervallen getestet. In den benachbarten Intervallen konnte kein Methan nachgewiesen werden was auf eine hohe Zuverlässigkeit der Abdichtungen hinweist.

Die Gasmessungen zeigen, dass bis zu mehreren Jahren vergehen bis das Gas am Grundwasserspiegel ankommt. Daraus, und aus der jährlichen Niederschlagsmenge, können die Verweilzeiten von Gas in der ungesättigten Zone bestimmt werden und auch die mittleren Fliesszeiten von Wasser in der ungesättigten Zone grob abgeschätzt werden

3.4.3 Probenahme Grundwasser

Für die ³⁵Kr-Analysen wurden jeweils 500-1000 Liter Wasser an Ort und Stelle entgast, für die ³⁹Ar-Analysen bis zu 2500 Liter (Figur 19). Für die Tritiumanalysen wurde je eine 1L-Flasche mit Wasser gefüllt. Die Proben für die Helium-Neon-Messungen wurden in je zwei Kupferrohre gefüllt welche mit zwei Klemmen abgequetscht werden.

Es gab vier Probenahmekampagnen zur Beprobung des Grundwassers für die Datierung:

- Beprobung der 6 Pumpwerke f
 ür ⁸⁵Kr und Tritium (in Moos und Zelgli auch f
 ür ³⁹Ar) am 08.04.2011
- Beprobung von 11 Piezometern für ⁸⁵Kr und Tritium (zwei davon auch für ³⁹Ar) am 14./15.09.2011
- Beprobung von 4 neuen Piezometern sowie 3 ausgewählten Piezometern, die schon beprobt worden sind (Zwecks Vergleich) auf ⁸⁵Kr, Tritium und Helium-Neon am 30./31.05.2013
- Beprobung von 4 ausgewählten Pumpwerken für Tritium und Helium-Neon am 05.06.2013



Figur 19 : Die Entgasungsanlage zur Extraktion der im Wasser gelösten Gase. In einem Entgasungszylinder wird mittels Pumpen ein Unterdruck erzeugt. Die freiwerdenden Gase werden mit einem Kompressor in den Progengasbehälter transferiert.

3.4.4 Kurze Beschreibung der analytischen Methoden

Die Gasseparation und Aktivitätsmessung für die ⁸⁵Kr- sowie ³⁹Ar-Messungen erfolgte in den Labors der Universität Bern [*Loosli et al.*, 2000]. Die Tritiumkonzentrationen wurden von der Hydroisotop GmbH nach elektrolytischer Anreicherung mittels Flüssigkeitsszintillationsspektrometrie (LSC) gemessen. Helium- und Neonisotope wurden am Institut für Umweltphysik der Uni Bremen mit einem Quadrupolmassenspektrometer gemessen [*Sueltenfuss et al.*, 2009].

Für ⁸⁵Kr, ³⁹Ar und ³H ist die Messgenauigkeit (1 σ für ⁸⁵Kr und ³⁹Ar bzw. 2 σ für ³H) bei den einzelnen Messungen ausgewiesen. Sie liegt typischerweise bei 5 – 10 %. Für ³He_{trit} wurde eine Unsicherheit von 5% und zusätzlich 0.5 TU verwendet.

Alle Konzentrationen beziehen sich auf das jeweilige Probenahmedatum als Referenzdatum.

3.4.5 Methode der Datenauswertung zur Altersbestimmung

Die gemessenen Tracerkonzentrationen sind nicht direkt in "Grundwasseralter" umrechenbar, da sich Wasser aus unterschiedlich alten Anteilen zusammensetzt. Diese sogenannte Fliesszeitenverteilung (FZV) ist jedoch a priori nicht bekannt. Sie lässt sich z.B. mit einem 3D-Strömungsmodell berechnen, vorausgesetzt alle hydrogeologischen Parameter des Modellgebiets sind bekannt, was jedoch selten der Fall ist. Alternativ kann aufgrund von wenigen grundlegenden Annahmen über den Grundwasserleiter eine konzeptuelle FZV ausgewählt werden, welche mit wenigen Parametern beschreibbar ist (sogenannte Boxmodelle oder lumped parameter models vgl. Anhang A1). Diese Parameter werden dann so gewählt, dass das alle modellierten Tracerkonzentrationen möglichst gut mit den gemessenen Konzentrationen übereinstimmen.

Für das Dünnerngäu ist das Exponentialmodell eine geeignete Beschreibung der FZV (vgl. Anhang A1). Dabei wird, wie in Figur 20 dargestellt, von einem homogenen

Grundwasserleiter mit flächig verteilter Grundwasserneubildung und Abfluss des Wassers über die rechte Seite ausgegangen. Als Konsequenz erhält man eine exponentielle FZV für eine über die ganze Tiefe verfilterte Messstelle. Figur 20 zeigt ausserdem auch die resultierende FZV bei einer 5-jährigen gleichmässigen Verzögerung in der UZ und für eine bloss partielle Verfilterung des Brunnens.



Figur 20 : Relativer Wasseranteil als Funktion der Fliesszeit (und damit des Wasseralters) für das Exponentialmodell (grau) mit 5 Jahre Kolbenfluss durch die UZ (blau) und Berücksichtigung der verfilterten Strecke (grün). Man beachte, dass die blaue und grüne Fliesszeitenverteilung (FZV) nicht normiert sind (der Anteil der verbliebenen Fliesszeiten aus dem ursprünglichen Exponentialmodell müsste so erhöht werden, dass die Fläche unter der Kurve wieder 1 ergibt). Eingezeichnet sind zudem die mittleren Fliesszeiten (MFZ) für alle drei Fälle (gepunktete Linie). Rechts oben eine Skizze der Fliesspfade im Exponentialmodell (grau) mit UZ (blau) und verfilterter Strecke (grün).

Drei Aspekte sind dabei zu beachten:

- (i) Erstens ist die räumliche Homogenität auf der die traditionelle Herleitung des Exponentialmodells beruht, nur annäherungsweise gegeben (vgl. Anhang A1). Bei der mathematischen Herleitung des Exponentialmodells wird von einer konstanten Mächtigkeit des Grundwasserleiters, homogener Porosität und gleichmässig verteilter Grundwasserneubildung ausgegangen. Insbesondere bei der Porosität ist die räumliche Verteilung kaum bekannt. Für die Mächtigkeit jedoch ist klar, dass sie nicht überall gleich gross ist sondern z.B. der zentrale Teil wesentlich mächtiger, als der östliche Teil. Dies bedeutet jedoch, dass auch Parameter des Exponentialmodells i.A. nicht für den ganzen Grundwasserleiter als konstant angenommen werden können, sondern jeweils nur für ein Teilgebiet oder sogar für den Zuströmbereich einzelner Messstellen.
- (ii) Zweitens wurden in Kapitel 3.2.3 sechs Wassertypen unterschiedlicher Herkunft unterschieden (Kapitel 3.2.3) und nicht nur eine Komponente. Jede Messstelle fördert Wasser unterschiedlichen Ursprungs. Im Prinzip müsste für jeden Wassertyp eine separate FZV definiert werden, mit entsprechenden (unbekannten) Parametern. Die Anzahl freier Parameter darf jedoch die Anzahl der Messungen nicht übersteigen um eine eindeutige Lösung zu erhalten.
- (iii) Drittens ist die Dicke der UZ relevant und ebenfalls variabel. Die in Anhang A1

beschriebenen Basis-Boxmodelle vernachlässigen die Fliesszeit in der UZ. Im Gäu variiert die Dicke der UZ wischen etwa 30 m und fast 0 m, was durch eine analytische Ergänzung berücksichtig werden muss.

Es wurde deshalb ein Konzept entwickelt, welches ein Transportmodell für die UZ mit einem Transportmodell für den GWL kombiniert (im Folgenden integrales UZ-GW-Modell genannt). Dabei werden nicht mehr sechs Wassertypen berücksichtigt, sondern nur noch zwei: Ein Exponentialmodell für alle Wassertypen die in der Gäuebene infiltrieren (Niederschlags und Flusswasser) und ein einfaches Kolbenmodell um die im Karstwasser (PR_{Klus}, evtl. RZ_{Jura}) möglicherweise grösseren Anteile m alten Wassers zu berücksichtigen. Insgesamt hat das Modell fünf freie Modellparameter, welche teilweise jedoch pro Messstelle individuell festgelegt werden. Das 2D-Modell ist in Figur 21 dargestellt und wird im Folgenden noch detailliert erklärt.



Figur 21: Das konzeptionelle 2D-UZ-GW-Modell zur Datenauswertung, gezeigt für eine spezifische Messstelle. In der ungesättigten Zone (UZ) wird der vertikale Transport von Gas und Wasser 1D-modelliert. Danach fliesst das Wasser weiter durch die gesättigte Zone (GW, blau). Die totale Fliesszeit für einen bestimmten Fliesspfad ergibt sich aus der Summe der Fliesszeiten in der UZ $t_{UZ}(x)$ und im GWL $t_{GW}(x)$. Um die totale mittlere Fliesszeit für das beprobte Wasser T'_{tot} zu erhalten, werden nur Fliesspfade, die im verfilterten Brunnenintervall enden integriert. Zusätzlich wird die Zumischung einer alten Wasserkomponente m berücksichtigt. Insgesamt wird das Modell mit fünf freien Parametern charakterisiert (grau hinterlegt).

Die Fliesspfade zu jeder Messstelle bestehen aus zwei Teilen: einer ungesättigten Zone (orange) und dem Grundwasserleiter (blau). Die Dicke der UZ nimmt mit der Distanz von der Grundwasserscheide (linke Randbedingung) kontinuierlich ab. Das entspricht der Beobachtung, wonach die Überdeckung mit Sedimenten im Gebiet Oensingen am grössten ist und Richtung Olten abnimmt (vgl. Figur 3b). Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters hingegen wird im Einzugsgebiet der jeweiligen Messstelle als näherungsweise konstant angenommen. Der untere und der linke Gebietsrand sind wasserundurchlässig, Infiltration erfolgt räumlich homogen durch die darüber liegende UZ. Dies ist eine gute Näherung für die direkte Infiltration (N_{direkt}). Bei einer gleichmässigen Infiltration von Flusswasser entlang der Dünnern und des Mittelgäubachs (INFvor und INFnach) ist dies auch für das Flusswasser der Fall, da das Modell ja auf zwei Dimensionen reduziert wurde. Da diese beiden Wassertypen zusammen für die meisten Messstellen 80 - 90 % des Mischungsanteils ausmachen, ist somit die Wahl des Exponentialmodells als vereinfachtes Abbild des GWLs angemessen. Hydraulische Eigenschaften wie die Porosität θ des GWLs oder der Wassergehalt θ_w in der UZ werden als räumlich homogen angenommen. Für 1000 gleichmässig über die Fliessdistanz x, bzw. die Tiefe d des GWLs verteilte Fliesspfade durch die UZ und den GWL (in Abb. 5 mit Pfeilen angedeutet) werden nun die Fliesszeiten in der ungesättigten $t_{UZ}(x)$ und der gesättigten Zone sowie die $t_{GW}(x)$ berechnet und addiert. Die mittlere Verweilzeit T'_{tot} für den Tiefenbereich des verfilterten Brunnenintervalls ergibt sich aus Mittelung über alle in diesem Bereich endenden Fliesspfade. Zuflüsse von direkt oberhalb und unterhalb der verfilterten Strecke wurden durch eine zusätzliche Pufferzone von 4 m (Piezometer), 8 m (Pumpwerke) und 12 m (Horizontalfilterbrunnen) berücksichtigt.

Die oben beschriebenen Modellkomponenten und Randbedingungen führen zu einer charakteristischen räumlichen FZV im Modellgebiet. Ohne Berücksichtigung der UZ würden **im Grundwasserleiter** von der x Koordinate unabhängige Fliesszeiten resultieren, welche nur mit der Tiefe d unter Wasserspiegel logarithmisch zunehmen würden. Summiert über die gesamte Grundwassermächtigkeit ergäbe sich die schon beschriebene exponentielle FZV mit mittlerer Verweilzeit T_{GW} :

$$T_{GW} = \frac{D \cdot \theta}{R_{GW}} \tag{6}$$

wobei D die mittlere Mächtigkeit und θ die mittlere Porosität des Grundwasserleiters sind. Man beachte: die mittlere Verweilzeit T_{GW} hängt nicht von der Fliessdistanz x ab, sondern nur von der Modellgeometrie und der Neubildungsrate R_{GW}.

Dies ändert sich wenn die Dicke der **ungesättigten Zone (UZ)** linear zwischen 30 m bei der Klus von Balsthal und 0 m beim Pumpwerk Gheid abnimmt. Da damit die Fliesszeit durch die UZ abnimmt nimmt auch die totale mittlere Fliesszeit T_{tot} als Funktion von x ab, was gegen die Intuition ist aber mit der Beobachtung übereinstimmt. Der nur eindimensional modellierte Transport durch die UZ erfolgt für ³H und Nitrat in der Wasserphase, für alle anderen Tracer in der Gasphase.

Im Weiteren wird angenommen, dass der **Wassertransport** in der UZ zum Teil entlang sogenannt präferentieller Fliesspfade erfolgt, was wiederum durch eine exponentielle FZV abgebildet wird, deren mittlere Fliesszeit t_{UZ} mit abnehmender Dicke der UZ abnimmt. Die als konstant angenommene mittlere vertikale Sickergeschwindigkeit \overline{v} in der UZ ist somit gegeben:

$$\bar{v} = \frac{h(x)}{t_{UZ}^{3H}(x)} = \frac{R_{UZ}}{\theta_w}$$
⁽⁷⁾

wobei θ_w die wassergefüllte Porosität in der UZ bezeichnet. Als Infiltrationsrate wird hier alles Wasser verstanden, das unter die durchwurzelte Zone infiltriert. Dies ist von der Grundwasserneubildungsrate zu unterscheiden, welche die Menge an Wasser, das den GWL erreicht verstanden wird. Sehr oft wird $R_{UZ} = R_{GW}$ gesetzt. Je grösser das untersuchte Gebiet, desto wahrscheinlicher wird es jedoch, dass $R_{UZ} > R_{GW}$ aufgrund von horizontalem Fluss und Exfiltration, bevor ein Teil des Wassers den Grundwasserspiegel erreicht hat [*Barthel*, 2006].

Der dominierende Transportmechanismus für **Gase in der UZ** ist Diffusion im luftgefüllten Porenvolumen und kann unter bestimmten Annahmen analytisch berechnet werden [*Cook and Solomon*, 1995]. Für die Tracerkonzentration am Wasserspiegel ergibt sich daraus im Vergleich zur Erdoberfläche eine scheinbare Verzögerung. Neben der Dicke der UZ und dem gasspezifischen Diffusionskoeffizienten hängt diese auch von der Geometrie des luftgefüllten Porenvolumens (Tortuosität T_{g}) ab. Je kleiner T_{g} , desto verschlungener sind die Diffusionspfade und desto kleiner ist der resultierende effektive Diffusionskoeffizient. ⁸⁵Kr und ³⁹Ar werden auf diese Weise modelliert. Für das sehr flüchtige Helium wird ein vollständiger Austausch mit der Atmosphäre bis zum Wasserspiegel angenommen.

Für den **Karstwasseranteil m** (Anteile der Endglieder PR_{Klus} und RZ_{Jura} der Mischungsrechnung, vgl. Figur 15) wird ein Alter von mehr als 50 Jahren angenommen, womit er ⁸⁵Kr und ³H frei ist. Er wurde mittels ³⁹Ar Messungen datiert. Da Karstwasser wenig Nitrat enthält resultiert ein zusätzlicher Verdünnungseffekt. Da die Nitratkonzentration dieser Komponente aber abgesehen von klimatischen Schwankungen zeitlich stabil ist, wirkt sich die Komponente auf die Nitratdynamik in den Pumpwerken nicht aus. Die Nitratdynamik wird allein durch die FZV des Exponentialanteils und den Verlauf des Nitratinputs bestimmt.

Das UZ-GW-Modell enthält somit pro Messstelle fünf freie Parameter:

- Tortuosität der Gasphase in der UZ τ_q
- mittleren Verweilzeit im Grundwasser T_{GW}
- mittleren vertikalen Geschwindigkeit des Wassers in der UZ \overline{v}
- dem Anteil der alten Komponente *m*
- sowie dem Alter der alten Komponente T_{alt}

Die Anzahl gemessener Tracer ist aber maximal vier (³H, ³He, ⁸⁵Kr und ³⁹Ar). Es ist deshalb nicht möglich, jeden dieser Parameter für jede Messstelle individuell zu bestimmen. Gewisse Parameter werden daher für mehrere Messstellen simultan gefittet. Es wurden verschiedene Realisationen untersucht und schliesslich eine optimale Variante festgelegt (vgl. Anhang A1).

Mittels eines mathematischen Optimierungsverfahrens (Minimieren der fehlergewichteten Quadratsumme der Residuen) wurde nun dasjenige Parameterset bestimmt, das die berechneten Tracerkonzentrationen möglichst gut mit den gemessenen Werten in Übereinstimmung bringt. Die Unsicherheit der gemessenen Konzentrationen führt dabei zu einer Unsicherheit der geschätzten Parameter, welche durch mehrmaliges Berechnen mit leicht veränderten Messwerten (Monte-Carlo Methode) bestimmt wurde.

Zur Übersicht folgt nochmals eine Beschreibung, welche "Uhr" wann "zu ticken beginnt" und "wie" sie tickt und danach ein Verzeichnis der Variablennamen:

Tracer	Start	Prozess	Transport
³ Н	Wenn es aus der Atmosphäre in den Boden eindringt*	Radioaktiver Zerfall	In Wasserphase
³ He	Am Grundwasser- spiegel	Akkumulation von zerfallendem ³ H	Im Gleichgewicht mit Atmosphäre bis zum Grundwasserspiegel da sehr leicht, danach in Wasserphase
³ He	Am Grundwasser- spiegel	Akkumulation aus Zerfällen radioaktiver Elemente	Im Gleichgewicht mit Atmosphäre bis zum Grundwasserspiegel da sehr leicht, danach in Wasserphase
Ne	Am Grundwasser- spiegel	-	Im Gleichgewicht mit Atmosphäre bis zum Grundwasserspiegel da stabil, danach in Wasserphase
³⁹ Ar	An der Land- oberfläche	Radioaktiver Zerfall	In UZ diffusiv in der Gasphase, danach in der Wasserphase
⁸⁵ Kr	An der Land- oberfläche	Radioaktiver Zerfall	In UZ diffusiv in der Gasphase, danach in der Wasserphase
Nitrat	In der Bodenzone	- (evtl. Abbau)	In Wasserphase

Tabelle 8 : Die verschiedenen "Traceruhren" im Überblick.

* eigentlich beginnt die "Uhr" beim Niederschlagsereignis, aber es wird angenommen, dass die Differenz zum Start des Versickerungsvorgangs klein ist, was ohne mehrjährigen Schnee auch der Fall ist
| Variable | Einheit | Beschreibung | | | |
|--------------------------------------|---------|---|--|--|--|
| X | m | Distanz in horizontaler Fliessrichtung des GWLs (Oensingen | | | |
| | | = 0). | | | |
| D | m | Tiefe gemessen vom Wasserspiegel abwärts bei der | | | |
| | | jeweiligen Messstelle. Im Exponentialmodell lassen sich x | | | |
| | | und <i>d</i> eindeutig einander zuordnen. | | | |
| D | m | Mächtigkeit des GWLs. | | | |
| h(x) | m | Mächtigkeit der UZ am Ort x. | | | |
| Н | m | Maximale Mächtigkeit der UZ (in Oensingen). | | | |
| Θ | - | Gesamte Porosität. | | | |
| θ_w | - | Wassergefüllte Porosität in der UZ (im GWL ist $\theta_{w} = \theta$). | | | |
| θ_{a} | - | Gasgefüllte Porosität in der UZ (im GWL ist $\theta_{a} = 0$). | | | |
| τ_a | - | Tortuosität der gasgefüllten Porosität in der UZ. | | | |
| \overline{v} | m/a | Mittlere vertikale Geschwindigkeit des Wassers in der UZ. | | | |
| R _{UZ} | mm/a | Infiltrationsrate: Alles Wasser, das unter die durchwurzelte | | | |
| 02 | , - | Zone des Bodens eindringt (durch Versickerung von | | | |
| | | Niederschlägen im Dünnerngäu, Jura und den | | | |
| | | Mittelgäuhügeln, Infiltration von Flusswasser). | | | |
| R _{GW} | mm/a | Grundwasserneubildungsrate: Alles Wasser aus der UZ, | | | |
| | , | das den Grundwasserspiegel erreicht. | | | |
| М | - | Mischungsanteil der alten Karstkomponente. | | | |
| T _{alt} | А | Wasseralter der alten Karstkomponente <i>m.</i> | | | |
| $t_{CW}(x) \equiv t_{CW}(d)$ | А | Fliesszeit im GWL für einen Fliesspfad, der bei x beginnt | | | |
| | | (Ort der Infiltration), bzw. bei d endet (Tiefe im | | | |
| | | Pumpwerk). Im Exponentialmodell lassen sich x und d | | | |
| | | eindeutig einander zuordnen. | | | |
| $t_{UZ}^{i}(x) \equiv t_{UZ}^{i}(d)$ | А | (Scheinbare) Fliesszeit von Tracer i in der UZ für einen | | | |
| | | Fliesspfad, der bei x beginnt (Ort der Infiltration), bzw. bei | | | |
| | | d endet (Tiefe im Pumpwerk). Je nach Tracer in der Gas- | | | |
| | | oder Wasserphase. | | | |
| T_{GW}/T_{UZ} | Α | Mittlere Fliesszeit MFZ des Wassers im GWL / in der UZ | | | |
| | | (EM, jeweils für eine Messstelle). | | | |
| T' _{GW} / T' _{UZ} | Α | MFZ im GWL / in der UZ (EM) für das Wasser, welches in | | | |
| | | der Messstelle entnommen wird (berücksichtigt die | | | |
| | | Filterstrecke). | | | |
| $T'_{tot} = T'_{GW} + T'_{UZ}$ | Α | MFZ des Wassers in UZ und GWL (Exponentialmodell), für | | | |
| | | das Wasser welches in der Messstelle entnommen wird | | | |
| | | (berücksichtigt die Filterstrecke), ohne die alte | | | |
| | | Karstkomponente. Dies ist die für das Nitratprojekt | | | |
| | | relevante Fliesszeit. | | | |
| $T_{ges} = (1 - m) \cdot T'_{tot}$ | A | MFZ des Wassers in UZ und GWL (Exponentialmodell + | | | |
| $+m \cdot T_{alt}$ | | alte Karstkomponente), für das Wasser welches in der | | | |
| | | Messstelle entnommen wird (berücksichtigt die | | | |
| | | Filterstrecke) mit der alten Karstkomponente. | | | |

4 Resultate und Diskussion

4.1 Nitratkonzentration und -isotopen des Grundwassers

4.1.1 Nitratkonzentration

Die geringsten Nitratkonzentrationen (<10mg/L) sind in den Quellen des Juras, in der Dünnern sowie im Grundwasser im Bereich der Klus bei Oensingen zu finden (Figur 22). Die geringen Nitratkonzentrationen wiederspiegeln die wenig intensive Landnutzung im Jura. Erhöhte Werte treten im südlichen Teil des Grundwasserleiters auf, teils mit Konzentration von >40mg/L. Die höchsten Konzentrationen sind stets im Raum Niederbipp an der Grenze zum Kanton Bern zu finden. Der nördliche Teil des Grundwasserleiters zeichnet sich durch mittlere Konzentrationen im Bereich von 10-25mg/L aus. Im nord-westlichen Teil weisen die geringeren Konzentrationen auf einen Einfluss von Wasser aus der Klus oder der Dünnern hin. Ein Zufluss von Karstgrundwasser ist in diesem Teil aufgrund der Molasseüberdeckung weniger wahrscheinlich. Im nord-östlichen Teil sind die tiefen Nitratkonzentrationen wahrscheinlich auf einen Zufluss von Karstwasser zurückzuführen. Diese Hypothesen werden im Kapitel 4.3 aufgrund von weiteren hydrochemischen Daten noch genauer geprüft.

Ein Vergleich zwischen den Nitratkonzentrationen im September 2011 und Juni 2013 zeigt räumlich variable Konzentrationsänderungen auf (Figur 23). Im zentralen Teil des Grundwasserleiters verändert sich die Nitratkonzentration zwischen -8.9mg/L (-17%) und +12.4mg/L (+33%), im östlichen Teil sind die Veränderungen abgesehen von einer Messstelle eher geringer, zwischen -1.9mg/L (-9%) und +3.2 mg/L (+14%). Die teils relativ starken Veränderungen im zentralen Bereich trotz der mächtigen ungesättigten Zone können auf unterschiedliche Faktoren zurückgeführt werden. Wasser aus der ungesättigten Zone mit einer höheren oder geringeren Nitratkonzentration im Vergleich zum Grundwasser kann die gesättigte Zone erreichen. Ansteigendes Grundwasser kann im Porenraum der ungesättigten Zone enthaltenes Nitrat mobilisieren. Da die meisten Messstellen nur kurze Filterstrecken im Bereich des Grundwasserspiegels aufweisen kann dies zu spürbaren Änderungen der Nitratkonzentration führen. Zudem können sich die Anteile der verschiedenen Grundwasserkomponenten verändern.



Figur 22: Nitratkonzentration im Piezometern, Pumpwerken, Quellen und Oberflächengewässern für Sept. 2011, April 2012 (kleine Kampagne) und Mai/Juni 2013.



Figur 23 : Veränderung der Nitratkonzentration zwischen September 2011 (extremes Niedrigwasser) und Mai/Juni 2013 (mittlerer Wasserstand).

4.1.2 Nitratisotopen

Die Stickstoff- und Sauerstoffisotopen in Nitrat (Figur 24, Figur 25) weisen an allen Messstellen vergleichbare Werte auf mit Ausnahme der Messstelle 162. Die Stickstoff-Isotopenverhältnisse liegen in einem mittleren Bereich, wie typischerweise für Stickstoff im organischen Material des Bodens erwartet wird. Abgesehen von der Messstelle 162, die sich ausserhalb des Dünnerngäu Grundwasserleiters befindet, sind die Proben auch nicht durch eine merkbare Denitrifikation beeinflusst. Das Nitrat könnte also vor allem aus der Mineralisierung von organischem Material im Boden stammen, wobei der Stickstoff im Boden etwas stärker durch organischen Dünger (Gülle/Mist) als durch Kunstdünger beeinflusst ist.



Figur 24 : Stabile Stickstoff- und Sauerstoffisotopen in Nitrat. Gemessenen Werte und typische Bereiche für verschiedene Stickstoffquellen.



Figur 25 : Räumliche Verteilung der Stickstoffisotopen.

4.2 Nitrat in der ungesättigten Zone

4.2.1 Porenwassergehalt und Nitratkonzentrationen

Die Bohrkerne zeichnen sich im Allgemeinen durch eine sehr grosse geologische Heterogenität aus (Figur 26). Dabei wechselten sich teils Lagen von feinkörnigen Ablagerungen zu gerundetem Grobkies ohne Feinanteil. Die obersten 2-3 Meter bestehen dabei durchwegs aus feinkörnigem Material.

Der Porenwassergehalt war am höchsten in den obersten 1-3 Metern mit Werten um die 30 Gewichts-%. In tiefen Lagen variiert der Wassergehalt typischerweise zwischen 5-20 Gewichts-% wobei starke Änderungen über geringe Distanzen auftreten. In H1 und H2 steigt der Wassergehalt auch in tieferen Zonen stellenweise auf über 20 Gewichts-% an. Die hohen Wassergehalte treten in Kies mit einem hohen Anteil an Feinmaterial auf.

Die Nitratkonzentration im Bohrkernepaar H1 (hoher Humusgehalt) und H2 (niedriger Humusgehalt) auf Parzellen mit Nitratindex seit 2006 liegt im Bereich von 25mg/L oder darunter, mit wenigen Ausnahmen (Figur 26). In H1 sinkt die Nitratkonzentration zwischen 5 und 5.5m Tiefe auf sehr geringe Werte, in H2 bei 6 und 7.5m Tiefe. Im zweiten Bohrkernepaar treten höhere Nitratkonzentrationen in K1 (Nitratindex seit Projektbeginn) als K2 auf (konventionelle Nutzung), was den Erwartungen widerspricht (Figur 26). Allerdings ist die Landnutzung in der Periode 2010-2013, die aufgrund einer Wasserbilanz im Porenwasser repräsentiert ist, auf den beiden Parzellen unterschiedlich. Die Parzelle mit der Bohrung K2 wies während zwei Jahren eine Kunstwiese auf (neben Mais und Wintergerste), während auf der Parzelle mit K1 zweimal Mais angebaut wurde (neben Raps und Winterweizen). Dies könnte zu der kleineren Nitratkonzentration in K2 trotz der konventionellen Nutzung geführt haben. Zudem sind die Konzentrationen in K1 mit einem mittleren Wert von 46 mg/L für die Zone >2m nicht übermässig hoch. So wurde beispielsweise für die Periode vor der Umstellung eine mittlere Nitratkonzentration von 68 mg/L im Sickerwasser von landwirtschaftlichen Flächen abgeschätzt (Tabelle 4). Das Bohrkernpaar O1 (Gemüsebau) und O2 (Naturwiese extensiv) illustriert den Einfluss der Landnutzung auf die Sickerwasserqualität sehr deutlich (Figur 26). Die mittlere Konzentration in der Zone >2m beträgt 171 mg/L beim Gemüsebau und 4.5 mg/L bei der extensiven Naturwiese.

Die sehr tiefen Nitratkonzentrationen in gewissen Schichten könnten teilsweise auf Denitrifikation zurückzuführen sein. Insbesondere in H1 und H2 treten sehr geringe Nitratkonzentrationen in Tiefen (>5m) mit einem hohen Wassergehalt auf. Der hohe Wasserhalt wird durch eine siltig-tonige Matrix im Kies hervorgerufen. In solchen stark wassergesättigten Zonen können sich anaerobe Bedingungen entwickeln die zur Denitrifikation führen. Obwohl in gewissen Schichten wahrscheinlich Denitrifikation auftritt, hat diese möglicherweise nur einen relativ geringen Einfluss auf die Gesamtbilanz von Nitrat. Während Phasen mit starker Grundwasserneubildung werden diese geringer durchlässigen Zonen umströmt und/oder die Aufenthaltszeit nimmt ab, was zu einer geringeren Denitrifikation führen könnte. Diese Hypothese wird durch die Isotopenverhältnisse von Nitrat in Grundwasser gestützt, die nicht durch Denitrifikation beeinflusst sind. Nitrat im Grundwasser wird wahrscheinlich durch Wasser mit höheren Nitratkonzentrationen das nicht durch Denitrifikation beeinflusst wurde dominiert. Im Unterschied dazu ist beispielweise im nord-westlichen Teil des Berner Seelandes der Einfluss der Denitrifikation in der ungesättigten Zone klar messbar mit Stickstoffisotopenverhältnisse im Nitrat des Grundwassers von bis zu +36‰ [Bucher, 2012].



Figur 26: Nitratkonzentration im Porenwasser (grüne Symbole und Linie) und Porenwassergehalt in Gewichts-% (blaue Linie). Die roten Symbole entsprechen Nitratkonzentrationen mit einer hohen Unsicherheit (>25%) aufgrund des geringen Porenwassergehalts.

4.3 Hydrochemie und stabile Isotopen des Grundwassers

In diesem Abschnitt werden zusätzlich zum Nitrat ausgewählte hydrochemische Parameter des Grundwassers präsentiert. Die vollständigen Datensätze sind im Anhang A4 zu finden. Verschiedene Parameter wie Calcium, Magnesium und Bikarbonat oder Natrium und Chlorid sind stark korreliert und enthalten deshalb die gleiche Information über die Herkunft des Grundwassers. Im Folgenden wird die räumliche Verteilung von Bikarbonat und gelöstem Silikat präsentiert, die stark mit der Geologie zusammenhängt (Kalkstein, Molasse) und deshalb Hinweise auf die Rolle von Randzuflüssen liefern kann. Zudem werden die Acesulfamkonzentrationen präsentiert als Tracer für die Infiltration von Flusswasser im Abstrom der ARA Falkenstein (Oensingen). Die Borkonzentration (Anhang A4, Tabelle 4.5) weisst im Grundwasser relativ geringe Variationen auf (15-24 ug/L) da der Stoff möglicherweise sowohl aus landwirtschaftlichen Böden wie auch aus Fliessgewässern (via ARA) stammt und wird deshalb nicht weiter diskutiert.

Das Bikarbonat (Figur 27) zeigt eine ähnliche Verteilung wie Nitrat. Die geringsten Konzentrationen sind in den Quellen im Jura, in der Dünnern und im Grundwasser im Bereich der Klus zu finden, die höchsten in der südlichen Hälfte des Grundwasserleiters. Die geringeren Konzentrationen im Bereich der Klus bestätigen den unterirdischen Zufluss durch die Klus, die geringeren Konzentrationen im nord-östlichen Teil des Grundwasserleiters den Zufluss aus dem Jura. Aufgrund von Bikarbonat ist es aber schwierig den unterirdischen Zufluss aus dem Jura von Infiltration aus Fliessgewässern zu unterscheiden. In Zonen mit einer mächtigen ungesättigten Zone kann sich das infiltrierende Wasser aufgrund des hohen CO₂ Partialdrucks mit Bikarbonat anreichern und ähnlich hohe Konzentrationen erreichen wie Wasser aus direkter Grundwasserneubildung.

Die Konzentration an gelöstem Silikat ist am geringsten in den Karstquellen (<4mg/L) aufgrund des geringen Silikatgehalts der Kalksteine, während die höchsten Werte in der Molassequelle Fiechtenbänli (13.7-18.5 mg/L) auftreten (Figur 28). Erhöhte Konzentrationen (>8mg/L) treten nur in wenigen Messstellen am Südrand des Grundwasserleiters auf sowie der Messstelle 162 südlich des Dünnerngäu Grundwasserleiters. Dies weist auf einen geringen Zufluss aus der Molasse der Mittelgäuhügel hin. Bei der Interpretation der Daten muss berücksichtigt werden dass die Kinetik der Auslösung von Silikaten und Karbonaten (insbesondere Kalzit) anders ist. Bezüglich Kalzit erreicht das Wasser bereits in der ungesättigten Zone ein Gleichgewicht. Variationen von Bikarbonat im Grundwasser sind entsprechend vor allem auf unterschiedliche Mischungsverhältnisse zurückzuführen. Im Unterschied dazu werden Silikatmineralien auch in der gesättigten Zone weiter aufgelöst, aufgrund der Untersättigung bedingt durch die langsame Lösungskinetik. So kann die leicht erhöhte Konzentration im PW Neufeld (6.8mg/L, 2011) im Vergleich zu Piezometern im Zuströmbereich (5.2-5.8mg/L) auf eine zunehmende Auflösung von Silikaten im Grundwasserleiter zurückzuführen sein und nicht auf einen Randzufluss aus den Mittelgäuhügeln.



Figur 27 : Bikarbonatkonzentration in Piezometern, Pumpwerken, Quellen und Oberflächengewässern. Im September 2011, April 2012 und Mai/Juni 2013.



Figur 28 : Konzentration an gelöstem Silikat in Piezometern, Pumpwerken, Quellen und Oberflächengewässern. Im September 2011, April 2012 und Mai/Juni 2013.

Die Acesulfamkonzentration betrug im Auslauf der ARA-Falkenstein (Oensingen) 15.7 ug/L am 7.6.2013. Die Konzentration ist vergleichbar mit der mittleren Konzentration von 20ug/L in ARAs im Kanton Zürich (Buerge, 2009). In der Dünnern betrug die Konzentration 697ng/L in Oensingen 1km nach dem Einlauf der ARA Falkenstein und 974 ng/L in Wangen b.Olten. Der Abfluss der Dünnern in Hammer bei Olten war am Tag der Probenahme 5.11 m³/s, was etwas über dem langjährigen Mittel von 3.66 m³/s (1978-2012) liegt. Aufgrund der Acesulfamkonzentrationen betrögt am 7.6.2013 der Anteil an geklärtem Abwasser in der Dünnern 4.4 bis 6.2% oder 230 bis 320L/s, was gut mit dem mittleren Abfluss der ARAs Falkenstein und Gunzgen übereinstimmt (252 L/s zwischen 1.1.2013 und 31.5.2013).

Im Grundwasserleiter wurden die höchsten Konzentrationen im Raum Wangen b.Olten nachgewiesen mit Werten von bis zu 813 ng/L (Figur 29). Im zentralen Teil des Grundwasserleiters waren die Konzentrationen geringer und stark abhängig von der Distanz zum Fluss. In einer Messstelle unmittelbar an der Dünnern wurden 320 ng/L gemessen während in Dünnern-fernen Messstellen Acesulfam nicht nachgewiesen werden konnte (<10ng/L). Es lassen sich auch vertikale Unterschiede in der Acesulfam Konzentration feststellen. In der Messstelle 156 (beprobte Zone 14.8-19.6 m unter Oberfläche) trat Acesulfam auf (48 ng/L), während im nahegelegenen Pumpwerk Neufeld (Filterstrecke 22.3-38.5m unter Oberfläche) kein Acesulfam nachgewiesen werden konnte. Dies zeigt auf dass sich das Dünnernwasser in der obersten Schicht der gesättigten Zone ausbreitet. Acesulfam trat in geringen Konzentration in den Pumpwerken Gheid B (37ng/L) und Moos (18ng/L) auf während die Substanz in den Pumpwerken Neufeld und Zelgli nicht nachgewiesen werden konnte (< 10ng/L).

Anhand der Acesulfamkonzentration kann der Anteil an Flusswasser der nach der ARA Falkenstein infiltriert ist für einzelne Messstellen berechnet werden. Aufgrund der relativ geringen Anzahl Messstellen ist es hingegen nicht möglich den Anteil an Dünnernwasser am gesamten Grundwasserabfluss abzuschätzen. Als Basis für die Abschätzung für einzelne Messstellen wird nicht die in den Dünnern gemessene Konzentration verwendet da diese eine Momentaufnahme darstellt, sondern eine berechnete mittlere Konzentration. Die mittlere Acesulfamkonzentration in der Dünnern ergibt sich aus den mittleren Abflüssen der ARA Falkenstein (162 L/s, 1.1.2006-31.5.2013) und ARA Gunzgen (59L/s, 1.1.2006-31.5.2013), des mittleren Abflusses der Dünnern (3.66km³/s) und einer geschätzten mittleren Konzentration in den ARA-Ausläufen (20ug/L). Dabei wird ein Wert von 1200 ng/L erhalten der nahe bei der gemessenen Konzentration in Wangen b.Olten liegt. Aufgrund dieser Konzentration wird erwartet, dass am Messtag im Umfeld der Messstelle 127 in Wangen b.Olten bis zu 68% des Grundwassers aus der Dünnern stammt. Im zentralen Teil des Grundwasserleiters stammen in Dünnernnähe bis zu 27% des Grundwassers vom Fluss, während in der Messstelle 156 in grösserer Distanz zur Dünnern der Anteil 4% beträgt. Der geschätzte Anteil muss allerdings als untere Grenze betrachtet werden da bei Hochwasser, wenn wahrscheinlich mehr Infiltration stattfindet, die Acesulfam-Konzentration geringer ist, Acesulfamfrachten in der Vergangenheit wahrscheinlich kleiner waren und der Stoff sich eventuell im Grundwasserleiter langsam abbaut. Trotzdem die legen Acesulfamkonzentrationen nahe, dass ein hoher Flusswasseranteil vor allem in Dünnernnähe auftritt während der Anteil mit zunehmendem Abstand zur Dünnern rasch abnimmt und im südlichen Teil des Grundwasserleiters nicht bemerkbar ist. Obwohl die Wasserbilanzen von einem grossen Anteil an Infiltration ausgehen (34-40%) scheint das Pumpwerk Zelgli nicht durch Dünnerninfiltrat beeinflusst zu sein. Auch bei Neufeld ist der Einfluss wahrscheinlich gering, obwohl eine Beeinflussung durch Infiltrat das im Oberstrom der ARA Falkenstein infiltriert ist nicht ganz ausgeschlossen werden kann. Hingegen ist aufgrund der gemessenen Infiltrationsraten zu erwarten dass Wasser aus dem Mittelgäubach die beiden Pumpwerke beeinflusst, was aber mit Acesulfam nicht nachgewiesen werden kann, da der Mittelgäubach vor der ARA Falkenstein von der Dünnern abzweigt.



Figur 29 : Konzentration von Acesulfam in ausgewählten Piezometern und Pumpwerken.

4.4 Mischungsverhältnisse im Grundwasser

Wie im Kapitel 4.3 dargestellt, gibt die Hydrochemie Hinweise auf die Herkunft des Grundwassers und Mischungsanteile in den Messstellen und Pumpwerken. Im Folgenden wird zuerst die hydrochemische Zusammensetzung der sechs Wassertypen charakterisiert (siehe Figur 15) und mit der Hydrochemie der Pumpbrunnen verglichen. Danach werden die Anteile der Wassertypen in den Pumpwerken aufgrund der in Kapitel 3.2.3 dargestellten Mischungsrechnung abgeschätzt.

Die Zusammensetzung der direkten Grundwasserneubildung wurde aufgrund der mittleren Konzentration von Messstellen die nur in den obersten Metern der gesättigten Zone verfiltert sind und sich nicht in Randzonen oder Dünnernnähe befindet abgeschätzt. Der Kluszufluss wurde anhand der Konzentration im Pumpwerk Moos charakterisiert da ein Pumpwerk im Unterschied zu Einzelmessstellen eine mittlere Konzentration repräsentiert. Für den Karstzufluss wurden die Roggenquellen (Oensingen), für den Zufluss aus der Molasse die Fiechtenbänliquellen verwendet. Aufgrund des Einflusses der ARAs auf die Chemie wurden zwei Wassertypen für die Dünnern definiert, vor und nach der ARA Falkenstein, wobei der erstere Typ auch dem Wasser des Mittelgäubaches entspricht. Für die Dünnern nach der ARA liegt aufgrund von kantonalen Messungen ein grösserer Datensatz vor. Die mittlere Zusammensetzung der verschiedenen Wassertypen ist in Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle10 :ZusammensetzungderwichtigstenWassertypendiezurGrundwasserneubildung beitragen und mittlere Hydrochemie der Pumpwerke.

Wassertypen	Nr	Name		EC	σ	CI	σ	NO ₃	σ	SO4	σ	HCO ₃	σ	SiO ₂	σ	Acesulfam
Direkte GW_Neubildung	27;65;73;74; 156;166;168	N _{Direkt}	n=15	657	26.3	11.9	4.2	36.0	6.0	16.7	2.0	382.2	11.2	6.5	1.0	
Kluszufluss	1	PR_{Klus}	n=3	480	8.6	10.0	1.7	9.8	0.7	18.7	0.4	281.7	2.3	5.4	0.3	
Karstzufluss	501;502; Roggen	RZ _{Karst}	n=13	431	81.5	7.1	7.2	5.0	1.6	21.6	14.2	247.8	29.2	3.4	1.4	
Mittelgäuzufluss	505	RZ _{MGäu}	n=3	497	15.1	1.6	0.2	12.2	1.2	20.0	1.1	316.7	17.6	16.4	2.4	
Dünnern vor ARA	601	INFvor	n=3	393	31.9	6.2	0.5	6.8	0.5	11.6	1.4	263.0	6.6	3.7	0.7	
Dünnern nach ARA	602	INF nach	n=36	496	80.1	18.8	15.1	12.8	9.8	22.5	15.3	243.5	30.6	3.9	0.3	697 n=1
Pumpwerk Neufeld	2	PW Neufeld	n=3	673	20.0	14.1	0.6	38.2	1.0	21.0	0.2	376.3	1.2	7.3	0.6	
Pumpwerk Zelgli	5	PW Zelgli	n=3	648	18.5	20.3	5.3	31.1	1.9	19.5	0.2	364.7	2.1	7.4	0.3	
Pumpwerk Wangen	6	PW Wangen	n=3	638	12.5	18.8	2.3	27.7	0.7	19.1	0.8	361.0	2.6	7.3	0.4	
Pumpwerk Gheid	8	PW Gheid 3	n=3	623	8.9	19.3	1.8	25.5	0.3	19.1	0.7	353.3	6.7	6.6	0.6	
Pumpwerk Gheid	9	PW Gheid B	n=3	633	4.2	18.0	1.1	27.8	0.6	19.4	0.5	362.7	2.1	7.3	0.6	
Pumpwerk Gheid	10	PW Gheid C	n=3	641	6.5	17.9	1.1	28.7	0.2	19.2	0.6	366.5	32.7	7.2	0.4	



Figur 30: Bikarbonat und Nitrat Konzentration von verschiedenen Wassertypen und Pumpwerken.

Mittels einfachen X-Y Diagrammen kann dargestellt werden, wie stark sich die verschiedenen Wassertypen unterscheiden und wie stark die Pumpwerke von den Wassertypen beeinflusst sind. Die Konzentration an **Bikarbonat und Nitrat** variiert stark zwischen den unterschiedlichen Wassertypen und Pumpwerken. Die direkte Grundwasserneubildung weist wie erwartet die höchste Nitratkonzentration auf. Aber auch die Bikarbonatkonzentration ist höher als in den Randzuflüssen oder der Dünnern. Dies ist auf einen höheren CO₂ Gehalt in den landwirtschaftlichen Böden zurückzuführen im Vergleich zu den meist bewaldeten Gebieten in den Randzonen. Ein erhöhter CO₂ Gehalt führt zu einer stärkeren Auflösung von Karbonatmineralien insbesondere Kalzit. Aufgrund der gemessenen CO₂ Gehalte in der ungesättigten Zone lässt sich eine Gleichgewichtskonzentration von Bikarbonat mittels eine hydrochemischen Modells (PHREEQC) abschätzten. Dabei werden Bikarbonat Konzentrationen zwischen 350 und 383 mg/L erhalten. Der geschätzte Wert für die direkte Grundwasserneubildung (382 mg/L) liegt also in einem plausiblen Bereich. Die Figur 30 zeigt auf, dass das PW Neufeld eine ähnliche Hydrochemie wie die direkte Grundwasserneubildung aufweist während die anderen Pumpbrunnen unterschiedlich stark von einer Verdünnung durch Randzuflüsse und Fliessgewässer beeinflusst sind.



Figur 31: Bikarbonat und Silikat Konzentration von verschiedenen Wassertypen und Pumpwerken.

Die **Silikat** Konzentration ist in den Quellen der Molasse etwa 5-mal so hoch wie im Randzufluss aus dem Jura was aufgrund der Mineralogie zu erwarten ist (Figur 31). Die Figur 31 zeigt dass der Verdünnungseffekt hauptsächlich auf den Zufluss aus dem Jura entweder via die Ränder oder via die Fliessgewässer zurückgeführt werden kann, und der Randzufluss aus den Mittelgäuhügeln eine untergeordnete Rolle spielt. Dies ist aufgrund der Grösse der Einzugsgebiete plausibel. Rasche, oberflächennahe Zuflüsse aus den Mittelgäuhügeln können wahrscheinlich mit dem Silikatgehalt nicht erkannt werden, da Silikatmineralien nur langsam in Lösung gehen. Solche Zuflüsse aber wahrscheinlich nur einen geringen Einfluss auf die Wasserqualität in den Pumpbrunnen.



Figur 32 : Bikarbonat und Sulfat Konzentration von verschiedenen Wassertypen und Pumpwerken.

Während mehrere Pumpwerke klar von einem Verdünnungseffekt beeinflusst sind, ist es etwas schwieriger zwischen Randzufluss und Infiltration aus Fliessgewässern zu unterscheiden da die Hydrochemie aufgrund der gleichen Herkunft ähnlich ist und zudem sich Bikarbonat dem Wert der direkten Neubildung annähern kann. Die Sulfatkonzentration gibt einen gewissen Hinweis auf den Einfluss von den Fliessgewässern vor der ARA Falkenstein (Typ INF_{vor}) da die Sulfatkonzentration relativ gering ist, während Acesulfam einen Hinweis auf Infiltration im Abstrombereich der ARA gibt (Typ INF_{nach}). Der Einfluss des Dünnern INF_{vor} scheint eher gering zu sein da die Sulfatkonzentration auch in PW Neufeld im Vergleich zur direkten Neubildung nicht abnimmt (Figur 32). Wie oben schon diskutiert, tritt Wasser vom Typ INF_{nach} vor allem entlang der Dünnern in grösseren Anteilen aber nicht in weiter entfernten Messstellen oder Pumpwerken im zentralen Teil des Grundwasserleiters.

Die Anteile der verschiedenen Endglieder in den verschiedenen Messstellen lassen sich mittels der in Kapitel 3.2.3 definierten Mischungsrechnung bestimmen. Die räumliche Verteilung der Wassertypen ist als Beispiel für den Wassertyp $RZ_{MGäu}$ (seitlicher Zufluss aus den Mittelgäuhügeln) in Figur 33 dargestellt. Wie erwartet tritt der höchste Anteil in Messstellen entlang der Mittelgäuhügel auf. Direkte Grundwasserneubildung (N_{direkt}) ist überall stark vertreten, abgesehen vom Gebiet nahe der Klus (Figur 34). Daten zur räumlichen Verteilungen der übrigen Wassertypen finden sich in Anhang A5 und A6.



Figur 33 : Mittels der Mischungsrechnung bestimmter Anteil des Wassertyps RZ_{MGäu} (seitlicher Zufluss aus den Mittelgäuhügeln [südöstlich des Grundwasserleiters]). Für nicht gezeigte Probenahmestellen wurde der Anteil dieses Wassertyps auf 0% fixiert.



Figur 34 : Mittels der Mischungsrechnung bestimmter Anteil des Wassertyps N_{direkt} (direkte Grundwasserneubildung). Für den Typ N_{direkt} ist der Perimeter der ganze Grundwasserleiter.

Im Mittel aller Messstellen (Pumpwerke und Piezometer) dominiert mit $66\pm14\%$ der Anteil der direkten Grundwasserneubildung N_{direkt} (Figur 35). Der zweitgrösste Anteil entfällt auf Dünnerninfiltrat nach der ARA (INF_{nach}, $12\pm6\%$). Die Mischungsanteile der anderen Wassertypen sind alle kleiner als 10%. Zu beachten ist jedoch, dass dies regional sehr unterschiedlich ist. So ist z.B. der Anteil von der Klus (PR_{Klus}) nur 7% über den ganzen Grundwasserleiter gesehen. Beim Pumpwerk Moos und Gäu 63 und 66 macht dieser jedoch 84 - 95% aus (vgl. Figur 37). Ähnliches gilt auch für die anderen Randzuflüsse (RZ_{Jura} und RZ_{MGäu}). Da die direkte Grundwasserneubildung auch die höchsten Nitratkonzentrationen aufweist, ist der Anteil des Nitrats, der von der direkten Infiltration stammt mit 88% höher als der Wasseranteil. Nitrat vermindernde Massnahmen sind daher nur effektiv durch eine Reduktion des Eintrags über die direkte Grundwasserneubildung oder durch eine Erhöhung des Anteils nitratarmer Wässer.



Figur 35 : Relativer Anteil der verschiedenen Wassertypen und Beitrag zur Nitratfracht im Mittel aller Messstellen.

Die δ^{18} O und δ^{2} H Isotopensignaturen der einzelnen Wasserkomponenten unterscheiden sich zu wenig im Verhältnis zur Messgenauigkeit um als signifikante Mischparameter verwendet zu werden. Sie können aber als unabhängigen Plausibilitätscheck der berechneten Mischungsverhältnisse dienen. Figur 36 zeigt, dass die Werte nahe der lokalen meteorischen Wasserlinie liegen [*Pearson Jr et al.*, 1991]. Wässer bei denen grössere Klus- oder Jurawasseranteile nachgewiesen wurden (z.B. Moos und Brunnen 63) sind deutlich negativer in den stabilen Isotopen, was aufgrund des höher gelegenen Infiltrationsgebiets auch zu erwarten ist. Der Höheneffekt führt bei den stabilen Isotopen dazu, dass die Werte mit zunehmender Höhe immer negativer werden.



Figur 36 : Stabile Isotopen ausgewählter Messstellen (Jahr 2011). Die Farbcodierung kennzeichnet den Anteil an Klus- und Jurawasser (PR_{Klus} und RZ_{Jura}). Schwarz eingezeichnet ist die lokale meteorische Wasserlinie LMWL [*Pearson Jr et al.*, 1991].

Die Mischstruktur der einzelnen Pumpwerke zeigt ein ähnliches Bild wie das Mittel aller Messstellen (Figur 37 und Tab. A5 im Anhang): Abgesehen vom Pumpwerk Moos beträgt der Anteil der direkten Grundwasserneubildung (Wassertyp N_{direkt}) zwischen 73 und 78%. Am wenigsten verdünnt wird Wasser aus direkter Grundwasserneubildung in den Pumpwerken Neufeld, Zelgli und Gheid B, da Dünnerninfiltrat nur in Wangen und Gheid C einen namhaften Wasseranteil darstellt. Etwas wichtiger sind die Randzuflüsse aus Jura (RZ_{Jura}) und Mittelgäuhügel (RZ_{MGäu}) welche in den Pumpwerken zusammen zwischen 14 und 22% ausmachen. Der Anteil an Wasser von den Mittelgäuhügeln bleibt dabei relativ konstant von Neufeld bis Olten, während der Jurawasseranteil stärker schwankt. Dies deutet auf einen diffusen Eintrag des Wassers von den Mittelgäuhügeln hin, während dem der Karstwasserzufluss aus dem Jura nicht gleichmässig verteilt ist, sondern im Einzugsgebiet von Neufeld, Zelgli und Gheid B grösser ist.



Figur 37 : Wasserzusammensetzung in den Pumpwerken. Dies sind die Mittelwerte und Standardabweichungen (vertikale Fehlerbalken) aus 500 Monte-Carlo Simulationen um die Unsicherheit der Messungen zu berücksichtigen. Werden nur die original gemessenen Daten zur Berechnung verwendet erhält man teilweise leicht abweichende Ergebnisse, diese liegen aber im Rahmen der Unsicherheit.

Die grösste Unsicherheit in der Mischrechnung besteht bei der Infiltration von Wasser aus dem Dünnern vor der ARA Falkenstein und aus dem Mittelgäubach. Es fehlt ein geeigneter natürlicher Tracer um die Infiltration nachzuweisen, im Unterschied zur Dünnern nach der ARA Falkenstein, wo die Infiltration aufgrund von Acesulfam abgeschätzt werden kann. Deshalb wurde die direkte Grundwasserneubildung wahrscheinlich in der Mischungsrechnung überschätzt, da ein Teil davon effektiv der Infiltration von Wasser aus der Dünnern vor der ARA Falkenstein und dem Mittelgäubach entspricht. Der Anteil aus dem Mittelgäubach lässt sich aufgrund einer früheren Studien abschätzen (siehe Kapitel 2.3), unter der Annahme dass sich die Infiltrationsrate seit 1984 nicht verändert hat. Berücksichitig man die damals gemessene Infiltrationsrate des Mittelgäubachs nimmt der Anteil der direkten Neubildung um 10% auf 56% ab, während sich die Gesamtmenge an Infiltration aus Fliessgewässern von 14 auf 24% erhöht.

4.5 Altersdatierung

Im Folgenden werden die Resultate der Altersdatierung präsentiert. Zuerst werden die Bodengasmessungen diskutiert (Kapitel 4.5.1). Danach werden die gemessenen Tracerkonzentrationen im Grundwasser gezeigt (Kapitel 4.5.2). Einige Folgerungen lassen sich bereits aus den gemessenen Rohdaten ziehen. Diese zeigen auch, dass die in Kapitel 3.4.5 getroffenen Annahmen, welche zum integralen UZ-GW-Modell führten, zutreffen. Anschliessend werden die Ergebnisse des integralen UZ-GW-Modells beschrieben (Kapitel 4.5.3) und die Doppelmessstellen verglichen (Kapitel 4.5.4).

4.5.1 Gastransport durch die ungesättigte Zone

Die Analyse der Bodenluftproben in Kestenholz und Härkingen zeigt, dass die ⁸⁵Kr-Konzentrationen in der Bodenluft zwischen 53 und 76 dpm/cc_{Kr} liegen und somit deutlich geringer sind, als die heutige atmosphärische Konzentration von 80-90 dpm/cc_{Kr} (vgl. Figur 18). Das bedeutet, dass es bis zu 5 Jahren dauert bis das ⁸⁵Kr Gas die entsprechenden Tiefen erreicht. Bis zum Grundwasserspiegel dauert es entsprechend noch länger. Die Bodengasmessungen an ausgewählten Standorten zeigen somit, dass Gastransport durch die ungesättigte Zone (und damit für die Altersbestimmung mittels ⁸⁵Kr und ³⁹Ar) signifikant gehemmt ist.



Figur 38 : Gemessene und modellierte (gestrichelte Linien) ⁸⁵Kr Konzentrationen in der ungesättigten Zone. Das Modell passt am besten zu den Messwerten bei einer Tortuosität von $\tau_q = 0.09$ und einer Inputkonzentration von 74.5 dpm/cc_{Kr} wie hier gezeigt.

Diese diffusive Verzögerung kann auch berechnet werden [*Cook and Solomon*, 1995] (vgl. Figur 38). Dabei wird die Tortuosität der ungesättigten Zone so gewählt, dass die Daten möglichst gut reproduziert werden. Die Tortuosität gibt an wie gasundurchlässig die Deckschicht gegenüber Diffusion ist. Es zeigt sich, dass der Gastransport im Vergleich zur freien Luft ca. um den Faktor 11-17 verringert ist, das heisst die Tortuosität beträgt $\tau_g = 0.06$ bis 0.09. Wegen der räumlichen Heterogenität der Deckschicht ist diese Abschätzung

mit Unsicherheiten behaftet. Man kann aber folgern, dass die UZ im Gäu relativ kompakt ist und eine wirksame Barriere für den Gas (und somit auch Wasser-) Transport darstellt. Wahrscheinlich ist dies vor allem auf die oberste, feinere Schicht zurückzuführen, während die UZ weiter unten durchlässiger ist. Bei einer Porosität von $\theta = 0.2$ ergeben sich mit Gleichung A1 (Anhang A1) folgende Gas- und Wassergehalte: $\theta_w = 0.11 - 0.12$, $\theta_g = 0.08 -$ 0.09. Da diese Ergebnisse jedoch nur auf zwei Bohrungen basieren, sind sie möglicherweise nicht repräsentativ für das Dünnerngäu als Ganzes, geben aber die zu erwartende Grössenordnung wieder. In den Bohrungen in der ungesättigten Zone lag der mittlere Wassergehalt θ_w zwischen 0.10 und 0.19.

4.5.2 Ergebnisse der Tracermessungen

Bevor die Ergebnisse des integralen UZ-GW-Modells diskutiert werden, sollen in einem ersten Schritt die gemessenen Rohdaten präsentiert werden. Daraus lassen sich bereits einige wesentliche Erkenntnisse ziehen und auch einige der Annahmen die zum UZ-GW-Modell führten (Kapitel 3.4.5) lassen sich so überprüfen.

Tritium und ⁸⁵Kr

Die im Jahr 2011 gemessenen Tritium- und ⁸⁵Kr-Konzentrationen sind in Figur 39 dargestellt. In erster Näherung gilt: je weiter links die Datenpunkte liegen, d.h. je weniger ⁸⁵Kr die Probe enthält, desto älter ist das Wasser. Die orangen Kurven geben die Tracerkonzentrationen wieder, welche für ein einfaches Kolbenmodell und einfaches Exponentialmodell erwartet werden. Sie zeigen, dass das Exponentialmodell wesentlich besser zu den gemessenen Konzentrationen passt. Das Dispersionsmodell ist nicht eingezeichnet, würde aber zwischen den zwei Modellen zu liegen kommen. Die orange schattierte Fläche gibt die zu erwartenden ³H Werte an, welche aufgrund der Korrektur der Tritiuminputwerte im Niederschlag zu erwarten sind (vgl. Kapitel 3.4.5). Für die weiteren Berechnungen wurde eine Korrektur von +5TU angenommen.

Aus Figur 39 lässt sich schliessen, dass das beprobte Wasser in den Pumpwerken Neufeld und Zelgli die grössten MFZ aufweist, während die MFZ bei Gheid C wesentlich kleiner ist und in einigen Piezometern nur zwei bis drei Jahre beträgt. Da die Modelllinien aber weder den Einfluss der UZ noch die Filterstrecke der Messstellen berücksichtigen, können aus der Figur jedoch nicht direkt MFZ für bestimmte Pumpwerke oder Piezometer abgeleitet werden. Die Probe Moos liegt nur im Mittelfeld ist aber im Vergleich zu den übrigen Proben etwas gegen den Koordinatenursprung verschoben. Dies deutet auf einen zusätzlichen Anteil an älterem Wasser hin, welches ³H- und ⁸⁵Kr-frei ist (gestrichelter Pfeil) und im UZ-GW-Modell mit m bezeichnet wird. Eine weitere Abweichung von der Modelllinie ergibt sich durch die Verzögerung in der ungesättigten Zone, welche für die zwei Tracer unterschiedlich gross sein kann. Wird ³H schneller transportiert als ⁸⁵Kr, d.h. schnelle Infiltration und langsamer Gastransport, resultiert eine Verschiebung in Richtung blau schattierten Feldes. Im umgekehrten Fall entsprechend in den roten Bereich. Da beide Prozesse – die Zumischung von altem Wasser und die ungleiche Verzögerung in der ungesättigten Zone - zu ähnlichen Konzentrationsverschiebungen führen, können wir sie aufgrund dieser einfachen 2-Tracer Betrachtung nicht unterscheiden. Dazu ist ein komplexerer und integraler Ansatz notwendig der die Gesamtheit der Daten und Prozesse simultan berücksichtigt.



Figur 39 : Die im Jahr 2011 gemessenen 85 Kr- und 3 H-Konzentrationen. In Orange sind modellierte Konzentrationen für das einfache Exponentialmodell mit Korrektur der Tritium-Inputfunktion von 0 – 7 TU eingezeichnet (ausgezogene Linie = 5 TU). Je dunkler der orange Bereich, desto länger liegt die Infiltration zurück. Die gepunktete Linie zeigt das Kolbenmodell. Prozesse die zu Abweichungen vom Modell führen sind: Verdünnung mit einer alten tracerfreien Komponente (schwarzer Pfeil) und Transport durch die UZ (3 H schneller als 85 Kr, blau; 3 H langsamer als 85 Kr, rot).

Stabile Edelgasisotope

Im Jahr 2013 wurden nebst einigen weiteren ⁸⁵Kr und ³H Proben auch die stabilen Edelgasisotope ³He und ⁴He und Ne gemessen. Diese sind in Figur 40 dargestellt. Solange das Wasser nicht entgast, ist Ne ein konservativer Tracer. ³He und ⁴He hingegen werden im Grundwasser mit zunehmendem Alter angereichert. Es lassen sich drei Gruppen unterscheiden:

A) Proben, deren ³He/⁴He und Ne/⁴He Verhältnisse vorwiegend durch die lokalen **Infiltrationsbedingungen** bestimmt sind (grüner Bereich). In Gruppe A liegen Piezometer, welche nur in den obersten paar Metern des GWLs verfiltert sind.

B) Proben die als Folge der längeren **Fliesszeit** im GWL ³He_{trit} akkumulierten welches aus dem Zerfall von Tritium stammt (blauer Bereich). Dieser Alterungsprozess über Zeiträumen von Jahren bis Jahrzehnten führt nur zu einer geringfügigen Änderung des Ne/⁴He

Verhältnisses, weil die Akkumulation von radiogenem ⁴He sehr langsam abläuft. Gruppe B besteht aus den Proben der Pumpwerke Neufeld und Zelgli, sowie aus Messstelle Gäu 169, welche alle aus einem tieferen Bereich des Grundwasserleiters stammen. Dies bestätigt die in Figur 39 gefundenen höheren MFZ für diese Messstellen.

C) Erst die **Zumischung** von signifikant älterem Wasser (älter als 50-100 Jahre) lässt die ⁴He Konzentration sichtbar ansteigen und reduziert daher das ³He/⁴He- sowie das Ne/⁴He-Verhältnis (die Ne-Konzentration ist unabhängig vom Alter). Dieser Zumischungseffekt führt zu einer Verschiebung in den rot eingefärbten Bereich. Das Pumpwerk Moos enthält offensichtlich eine solche mit radiogenem Helium angereicherte alte Komponente, was mit der Interpretation von Figur 39 übereinstimmt. Aber auch bei Neufeld und Zelgli ist dies ansatzweise zu beobachten, weshalb diese Wässer knapp nicht mehr im Bereich B zu liegen kommen. Der Anteil von altem Wasser wird im Altersbestimmungskonzept mit *m* beziffert.



Figur 40: Die Verhältnisse der gemessenen Konzentrationen stabiler Edelgase (nach Waise). Nach der Infiltration des Wassers (grüner Bereich) führen Alterung in Grundwasserfliessrichtung (blau) und die Beimischung signifikant älterer Wasseranteile (rot) zu einer Verschiebung der Konzentrationsverhältnisse.

Die Mischung mit einer "alten" Komponente wird weiter gestützt durch die vergleichsweise geringen ³⁹Ar Konzentrationen bei Moos und Zelgli (vgl. Tab. A4 im Anhang), welche sich ebenfalls nur mit einer Mischung aus zwei Komponenten erklären lassen. Der ³⁹Ar Wert von Moos (77 +/- 10 % modern) ergibt eine geschätzte MFZ von 100 +/- 50 Jahren. Da die jüngeren Komponenten höchstens einige wenige Jahrzehnte alt sind (siehe oben) muss die alte Komponente noch wesentlich älter als 100 Jahre sein.

Aus den stabilen Edelgasen lässt sich das aus dem Zerfall von ³H entstandene ³He_{trit} berechnen. Das ³H/³He_{trit} Verhältnis hängt im Wesentlichen von der Fliesszeit der jungen,

tritiumhaltigen Wasserkomponente im gesättigten Grundwasserleiter ab (vgl. Kapitel 3.4.1). Für das Kolben- und das Exponentialmodell lassen sich aus diesem Verhältnis relativ einfach scheinbare ${}^{3}H/{}^{3}He$ Alter bestimmen (beim UZ-GW-Modell hingegen kann die Gleichung nicht mehr nach *t* aufgelöst werden wie beim Kolbenmodell, Gleichung 5). Als Letztes vor der Präsentation der Resultate des UZ-GW-Modells werden in Figur 41 noch kurz diese scheinbaren ${}^{3}H/{}^{3}He$ -Alter für das einfache Exponentialmodell zusammen mit den scheinbaren ${}^{85}Kr$ -Altern (auch für das einfache Exponentialmodell) betrachtet.

Das scheinbare ³H/³He-Alter ist bei Gäu 169 mit 8 Jahren am höchsten (Figur 41 und Tab. A7 im Anhang) und beträgt für die beprobten Pumpwerke zwischen 5 und 8 Jahren. Die scheinbaren ⁸⁵Kr-Alter sind mit bis zu 24 Jahren deutlich höher, im Durchschnitt um etwa 5 Jahre. Der Grund für diesen Unterschied ist die UZ: Mit dem Entgasen des flüchtigen ³He aus dem Untergrund geht auch die Information über die Verweilzeit in der ungesättigten Zone verloren. Dass dieser Verlust an ³He tatsächlich stattfindet wird dadurch bestätigt, dass sämtliche untiefen Messstellen im grünen Bereich A liegen in Figur 40. Dies gilt sogar für Gäu 65 wo trotz einer UZ von 28m kaum ³He akkumuliert hat. Das schwerere Kr Atom hingegen verhält sich träger und die Information über die Verweilzeit in der ungesättigten Zone bleibt erhalten. Die ⁸⁵Kr Konzentration in einer Grundwasserprobe enthält daher auch Information über die Verweilzeit von Gas (und Wasser) in der ungesättigten Zone.



Figur 41: Die direkt mit dem einfachen Exponentialmodell aus den gemessenen Tracerkonzentrationen bestimmten scheinbaren Alter. Dargestellt ist auch die gemäss Exponentialmodell zu erwartende Zunahme der Alter mit der Tiefe (mit gefitteten Parametern). Sämtliche berechneten scheinbaren Alter finden sich im Anhang unter A7. Der Unterschied zwischen ⁸⁵Kr und ³H/³He beruht auf den unterschiedlichen Startpunkten der "Altersuhren".

Aus der einfachen exponentiellen FZV ergibt sich eine logarithmische Zunahme des MFZ mit der Tiefe ab Wasserspiegel (vgl. auch Anhang A1). Beide Datensätze wurden deshalb mit einer logarithmischen Funktion gefittet ($R^2 = 0.54$), die dem Exponentialmodell entsprechen (Die UZ wurde hier somit nicht berücksichtigt, im Gegensatz zum UZ-GW-Modell!). Man stellt fest, dass

- a. Die scheinbaren ⁸⁵Kr und ³H/³He Alter mit der erwartenden Tiefenabhängigkeit zunehmen
- b. Die scheinbaren ${}^{3}H/{}^{3}He$ Alter am Wasserspiegel (Tiefe =0) verschwindend klein sein
- c. Die scheinbaren 85 Kr Alter am Wasserspiegel (Tiefe =0) z.T. mehr als 5 Jahre betragen
- d. Die Altersdifferenz der scheinbaren ⁸⁵Kr und ³H/³He Alter relativ konstant ist und im Mittel 5.6 Jahre beträgt. Dieser Unterschied gibt ungefähr die Verweilzeit des ⁸⁵Kr in der UZ wieder. Da ⁸⁵Kr in der UZ primär in der Gasphase transportiert wird, ist dies leider nicht die MFZ des Wassers in der UZ.
- e. (Nicht gezeigt) Es kaum eine Korrelation der Alter mit der Fliessdistanz gibt ($R^2 = 0.14$)

Daraus folgern wir dass:

- a. Die zugrunde liegenden Modell-Annahmen, wonach wir es mit einer exponentiellen FZV zu tun haben, näherungsweise korrekt sind
- b. Das scheinbare ³H/³He Alter tatsächlich die MFZ in der gesättigten Zone wiedergibt
- c. Der ⁸⁵Kr Transport durch die ungesättigte Zone signifikant verzögert ist. Weil schlechter Gastransport auch auf langsame Infiltration hinweist ist dies im Hinblick auf die Nitratbilanz von grosser Bedeutung.
- d. Die Mächtigkeit der ungesättigten Zone überall wichtig sein kann.

Die gefitteten Kurvenparameter lassen auf eine MFZ des Grundwassers von $T_{GW} = 11.9$ a und eine mittlere Grundwassermächtigkeit von 47.7 m schliessen. Bei einer angenommenen Porosität $\theta = 0.15$ erhält man somit eine mittlere Grundwasserneubildungsrate (alle Wassertypen zusammen) von 620 mm/a. Die gefittete mittlere Grundwassermächtigkeit ist zwar eher gross, liegt aber durchaus in einem realistischen Bereich. Die mittlere Grundwasserneubildungsrate für alle Wassertypen zusammen ist jedoch um etwa ein Drittel tiefer als gemäss bisherigen Modellen. Da diese Ergebnisse aber nur auf dem einfachen Exponentialmodell basieren, sollte ihnen nicht zu viel Gewicht beigemessen werden. Wichtiger sind dann die Resultate des UZ-GW-Modells.

4.5.3 Resultate integrales UZ-GW-Modell

Im Folgenden werden die Resultate des integralen UZ-GW-Modells präsentiert. Insgesamt wurden 6 verschiedene Modellvarianten gerechnet (vgl. Anhang A1), präsentiert werden hier jedoch nur zwei: G1 und L1. Bei Modell G1 wird der Grundwasserleiter in die zwei Gebiete zentraler und östlicher Teil aufgeteilt und die Fit-Parameter werden innerhalb der Gebiete jeweils als konstant ("Global") betrachtet. Bei Modell L1 werden ausgewählte Parameter wie z.B. der Anteil der alten Komponente für jede Messstelle individuell variiert ("Lokal") und die übrigen Parameter für den ganzen Grundwasserleiter als konstant angenommen. Eine genauere Beschreibung befindet sich im Anhang A1.

Die Fit-Parameter der analytischen Funktionen, die den Transport durch die ungesättigte Zone und den gesättigten Grundwasserleiter beschreiben (vgl. Kapitel 3.4.5) wurden solange variiert bis eine möglichst gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen Tracerdaten und den berechneten Werten resultiert. Ist das optimale Parameterset gefunden, lassen sich mit den Modellen Fliesszeiten des Wassers in UZ und GWL berechnen.

Fit Global (Modellvariante G1)

Zunächst wird das Untersuchungsgebiet in zwei Teilbereiche aufgeteilt. Im Oberstrombereich von Zelgli (ungefähr mit dem zentralen Teil aus Kapitel 2.1 identisch) ist der Grundwasserleiter breiter und die ungesättigte Zone dicker als im stromabwärts gelegenen östlichen Teil. Ein Fit ergibt die in **Tabelle 11** zusammengefassten Resultate (Modell G1, die Resultate für G0 und G2 sind im Anhang A8).

Tabelle 11 : Fit der freien Modellparameter für den zentralen und östlichen Teil des Grundwasserleiters und mittels Monte-Carlo-Methode bestimmte Unsicherheit für Modell G1. Unter gewissen Annahmen lassen sich der Wassergehalt θ_w der UZ und Infiltrations- sowie Grundwasserneubildungsraten R_{UZ} und R_{GW} bestimmen (vgl. Anhang A1). Direkt aus dem Modell ergibt sich hingegen die mittlere Fliesszeit in der UZ, T'_{UZ} . Aus der Addition mit T_{GW} ergibt sich ungefähr die totale mittlere Fliesszeit der Exponentialkomponente. Berücksichtigt man zusätzlich noch die alte Komponente erhält man die gesamte Fliesszeit T'_{ges} (vgl. auch Tabelle 9).

	Einheit	zentr	aler	Teil	östlicher Teil				
τ_{g}	-	0.19	±	0.01		0.09	±	0.04	
T _{GW}	а	12.5	±	1.0		3.7	±	2.0	
\overline{V}	m/a	3.0	±	0.3		9.0	±	4.2	
m	-	0.09	±	0.02		0.06	±	0.04	
Talt	а	682	±	503			>	50	
θw	-	0.08	±	0.02		0.11	±	0.03	
R _{GW}	mm/a	430	±	160		870	±	580	
Ruz	mm/a	230	±	50		1000	±	550	
T′ _{uz}	а	4.2	±	1.1		1.0	±	0.6	
T' _{tot}	а	16.7	±	1.5		4.7	±	2.1	
T′ _{ges}	а	74	±	45			>	23	

Die so bestimmte Tortuositäten τ_g betragen 0.19 für den zentralen und 0.09 für den östlichen Teil, Dieser Bereich entspricht in etwa den Literaturwerten für Sand respektive Lehm [*Cook and Solomon*, 1995]. Vor allem die wenige Meter dicke Deckschicht aus tonigem Silt stellt daher eine effektive Barriere für den Gastransport dar, was auch durch direkte Gasmessungen (vgl. Figur 38) bestätigt wurde. Die mittlere Grundwasserverweilzeit beträgt 13 Jahre im zentralen Teil und noch ca. 4 Jahre im östlichen Teil. Auch die mittlere vertikale Wassergeschwindigkeit in der UZ, \overline{v} , ist im östlichen Teil grösser. Dies weist auf schnellere Versickerung hin, oder darauf, dass die linear von Oensingen nach Olten abnehmende Dicke der UZ im Modell die tatsächliche Dicke in diesem Gebiet überschätzt. Für beide Teilgebiete wurde ein kleiner Anteil von altem Wasser ermittelt (m = 6-9 %). Da im östlichen Teil keine ³⁹Ar-Messungen vorliegen konnte dort nur eine untere Altersgrenze T_{alt} von 50 Jahren abgeschätzt werden. Insgesamt ergeben sich daraus für das Nitrat Verweilzeiten (T_{tot}) von 17 Jahren für den zentralen und 5 Jahren für den östlichen Teil. Um die Alter für die einzelnen Pumpwerke zu erhalten, muss zusätzlich noch das Ausblenden von Fliesspfaden durch die Tiefenintervalle der Filterstrecken berücksichtigt werden (vgl. Figur 21). Aufgrund der höheren Alter im Vergleich zu bisherigen Studien sind die aus den Modellergebnissen berechneten Grundwasserneubildungsraten und Infiltrationsraten im zentralen Teil tiefer als Werte Kapitel 2.4). Dies impliziert, dass entweder die bisherige (vgl. Grundwasserneubildungsrate bisher überschätzt wurde, oder die Porosität höher ist als angenommen ($\theta \approx 0.3$ statt 0.15). Eine weitere Diskussion dieser Resultate folgt zusammen mit den Resultaten der Modellvariante L1.

Fit Optimal (Modellvariante L1)

Im Gegensatz zum Fit *Global* werden beim Fit *Optimal* gewisse Parameter für jede Messstelle individuell gefittet. Dies sind insbesondere T_{GW} und teilweise τ_g , ∇ und m (vgl. Anhang A1). Es gilt zu beachten, dass diese Parameter über den gesamten Zuströmbereich der Messstelle integrieren. So ist z.B. $\overline{\nu}$ nicht als die mittlere vertikale Wassergeschwindigkeit in der UZ direkt bei der Messstelle zu verstehen, sondern als die mittlere vertikale Wassergeschwindigkeit in der UZ des entsprechenden Zuströmbereichs dieser Messstelle. Analoges gilt natürlich auch für die berechneten Alter.

Räumliche Verteilung

Die Modellrechnungen wurden sowohl für die Pumpwerke als auch für die Piezometer durchgeführt. Die Resultate der Piezometer können zeigen, ob das Nitratprojekt im untiefen Grundwasser bereits Wirkung zeitigt und dienen auch der Überprüfung der Modellierung. Um die zukünftige Entwicklung der Nitratkonzentrationen abschätzen zu können sind aber insbesondere die Ergebnisse für die Pumpwerke (bzw. deren Zuströmbereiche) relevant. Zuerst wird die räumliche Struktur der Datierungsergebnisse aller Messstellen betrachtet. Die Grössen T_{UZ} , T_{tot} und T_{ges} , werden nicht dargestellt, da diese auch stark vom Filterintervall der jeweiligen Messstelle abhängen, was ein räumliches Muster maskieren kann.

Zu Figur 42: Die erhaltenen mittleren Grundwasserverweilzeiten T_{GW} reichen von 2 bis 28 Jahren mit Werten im unteren Bereich für Messstellen in der Nähe der Klus von Balsthal (insbesondere auch für das Pumpwerk Moos) und an den Gebietsrändern, wo die Mächtigkeit des Grundwasserleiters am geringsten ist (vgl. Gleichung 6). Im östlichen Teil streuen die T_{GW} stärker, was auf eine grössere relative Variabilität der Tiefe der Grundwasserleitersohle zurückzuführen sein durfte. Betrachtet man nur die Pumpwerke, welche in tieferen Grundwasserbereichen verfiltert sind als die Piezometer, so stellt man bis Zelgli eine Zunahme der mittleren Grundwasserverweilzeit T_{GW} fest. Danach verengt sich der Grundwasserleiter und verliert an Mächtigkeit. Gemäss Gleichung 6 müsste damit T_{GW} wieder abnehmen, was auch beobachtet wird. Möglicherweise wird die Verjüngung aber auch durch Exfiltration in diesem Bereich des Dünnerngäus weiter begünstigt, sowie durch einen möglichen Abfluss von (älterem) Wasser ins Aaregäu bei Gunzgen (Siehe Kapitel 2.1).

Aus T_{GW} lassen sich unter Annahme einer homogenen Porosität von 0.2 in der UZ und 0.15 im GWL und der Bedingung, dass die Stauertiefe bei der Messstelle die mittlere Tiefe gut repräsentiert, für jede Messstelle Infiltrations- bzw. Grundwasserneubildungsraten berechnen (vgl. Anhang A8). Im Mittel aller Pumpwerke betragen Infiltrations- und

Grundwasserneubildungsrate 800 ± 220 und 1120 ± 300 mm/a (Wertebereich 130 bis 2030 mm/a). Da bei den Pumpwerken auch Randzuflüsse in das Budget eingehen, ist die Grundwasserneubildungsrate etwas grösser als die direkte Grundwasserneubildung. Für die Piezometer werden Infiltrations- und Grundwasserneubildungsraten von 520 ± 90 respektive 400 ± 50 mm/a erhalten. Da die meisten Piezometer nur in den obersten paar Metern verfiltert sind, sind sie gute Indikatoren für die direkte Grundwasserneubildungsrate von 1120 ± 300 mm/a (alle Wassertypen) und eine direkte Grundwasserneubildung (N_{direkt}) von 400-520 mm/a. Damit liegt die Grundwasserneubildung in einem vergleichbaren Bereich mit früheren Studien. Auch der Anteil der direkten Grundwasserneubildung ist mit $41\% \pm 15\%$ ähnlich gross, wie bisherige Studien ergeben haben, und damit etwas tiefer als die Ergebnisse der Mischungsrechnung (vgl. Tabelle 12), wenn auch noch innerhalb des Unsicherheitsbereichs.



Figur 42 : Räumliche Verteilung der mittleren Fliesszeit über die ganze Tiefe T_{GW} . (Modellvariante L1).

Bei der Tortuosität τ_g und der mittleren vertikalen Geschwindigkeit \overline{v} in der UZ (im Anhang A8) zeigt sich, dass beide fürs Pumpwerk Moos sehr hoch sind im Vergleich zu den anderen Pumpwerken, was ein Hinweis ist, dass in Moos die Mächtigkeit der UZ vom Modell überschätzt wird (in der Klus ist sie teilweise kleiner als die beim Moos gemessenen 30 m). Ähnliches gilt auch für weitere Messstellen entlang der Ränder des Grundwasserleiters. Der Anteil der alten Komponente ist nur im Pumpwerk Moos signifikant von 0 verschieden mit 20±5%. Für die Pumpwerke von Zelgli bis Gheid kann jedoch ein kleiner Anteil von 2-3% an dieser alten Komponente nicht ausgeschlossen werden.

Fliesszeiten für die einzelnen Pumpwerke

Die Verweilzeiten für Gase in der UZ sind für die Datierung zwar sehr wichtig, für den Nitrattransport an sich aber nur indirekt von Bedeutung. Sehr relevant sind jedoch die totalen mittleren Fliesszeiten des Wassers in der UZ und im Grundwasserleiter für die Exponentialkomponente des Modells und die verfilterte Strecke (T_{tot} , vgl. Tabelle 9). Diese

bestimmt die Reaktionszeit des Systems bei nitratvermindernden Massnahmen (vgl. Kapitel 3.4.5). Deshalb werden im Folgenden auch nur diese Alter diskutiert. Die vollständigen Angaben finden sich aber in Anhang A8. Infiltration durch die Dünnern und direkte Grundwasserneubildung sind bei diesen Rechnungen wie in Kapitel 3.4.5 beschrieben zusammengefasst.



Figur 43 : Mittlere Wasser-Fliesszeiten in der ungesättigten (rot: Wasser, orange: Gas (Kr)) und gesättigten Zone (blau) für das favorisierte Modell L1 (die übrigen Modelle werden im Anhang A8 gezeigt). Die frühere Schätzung der mittleren Fliesszeit (vgl. Kapitel 2.4) ist zum Vergleich mit einer gepunkteten Linie dargestellt. Unsicherheiten sind durch die graduelle Färbung angezeigt (von blau zu rot für T'_{GW} und von rot zu weiss für T'_{UZ}).

Die Fliesszeiten für die Pumpwerke sind in Figur 43 für das favorisierte Modell L1 dargestellt. Der Ausschluss der nicht verfilterten Tiefenbereiche und die Berücksichtigung der UZ führen zu Abweichungen im Vergleich zu den gefitteten T_{GW} . Die Auswahlkriterien für das favorisierte Modell sowie eine Darstellung aller Modelle findet sich in den Anhängen A1 respektive A8.

Ergänzend zu den Ergebnissen des integralen UZ-GW-Modells ist noch die aus früheren Studien abgeschätzte mittlere Grundwasserverweilzeit eingezeichnet (vgl. Kapitel 2.4). Mittels eines horizontalen 2D Grundwassermodells wurde für den zentralen Bereich (Oensingen/Kestenholz bis Egerkingen/Härkingen) eine durchschnittliche Verweilzeit von 6 Jahren berechnet und für den östlichen Bereich (Egerkingen/Härkingen bis Olten) von 2 Jahren. Da dies ein horizontales 2D Modell ist, nehmen die MFZ mit Fliessdistanz in x-Richtung (von Oensingen nach Olten) zu, im Gegensatz zum hier verwendeten vertikalen 2D Modell, wo die MFZ nur mit der Tiefe zunehmen, nicht aber in x-Richtung. Die Fliesszeiten sind dadurch nur beschränkt vergleichbar. Da bei Übergang von zentralen zum östlichen Teil ein Teil des Grundwassers in die Dünnern exfiltriert und auch die Pumpwerke dem GWL Wasser entnehmen, nimmt die MFZ auch in den früheren Studien im östlichen Teil wieder leicht ab. Wie viel die MFZ genau abnimmt, hängt jedoch auch von der verwendeten Wasserbilanz ab (vgl. Kapitel 2.3), typischerweise nimmt die MVZ auf etwa 2 Jahre ab (vorausgesetzt RZ_{Jura} hat ähnlich lange Fliesszeiten wie INF und N_{direkt}).

Die Distanz zwischen den beiden Pumpwerke Gheid B und Gheid C beträgt nur 124m. Entsprechend ähnlich sind ihre geochemischen Signaturen und Nitratgehalte. Auch die Mischanteile sind innerhalb der Unsicherheiten durchaus vergleichbar. Wieso die MFZ für Gheid B und C so unterschiedlich sind, obwohl sie nahe beieinander liegen und die gleiche Tiefe verfiltern, wissen wir nicht. Da die ${}^{3}\text{He}/{}^{4}\text{He}$ -Probe leck war und entsprechend nicht verwendet werden konnte, beruht dieser Unterschied aber auch nur auf den zwei ⁸⁵Kr-Messungen. Eine erneute Messung von ${}^{3}\text{He}/{}^{4}\text{He}$ könnte helfen, diese Diskrepanz aufzuklären. Wahrscheinlich ist das jüngere Alter von Gheid C aufgrund seiner Ähnlichkeit mit dem des PW Wangen's repräsentativer für die Zone. Insgesamt liegen zwischen Niederschlagsereignis und den Wasserfassungen knapp 6 bis etwa 22 Jahre. Generell sind die Fliesszeiten mit über 20 Jahren am grössten im zentralen Teil des GWL (PW Neufeld und Zelgli); Stromabwärts Richtung Olten in den Pumpwerken Wangen und Gheid, werden die Wässer wieder jünger. Die Verjüngung in Fliessrichtung ist wahrscheinlich die kombinierte Folge mehrerer Effekte: geringere Überdeckung durch die UZ, erhöhte Neubildung und abnehmende Tiefe des GWL. Der relative Anteil der Grundwasserneubildung im Vergleich zum im Grundwasserleiter enthaltenen Wasser vergrössert sich dabei nämlich auch bei räumlich konstanter Grundwasserneubildung

Ein wichtiges Resultat dieser Studie ist die Erkenntnis, dass die Sickerzeiten durch die UZ wesentlich zur totalen Fliesszeit im Untergrund beitragen. Bei den Pumpwerken ist dieser Anteil bis 50% (Moos, Wangen, Gheid C). Bei den Piezometern, die mehrheitlich untiefes und damit jüngeres Grundwasser erfassen, kann die MFZ in der UZ sogar überwiegen. In Gheid B, wo die Überdeckung gering ist, dominiert hingegen die Fliesszeit im Grundwasserkörper (blau).

Grundwasserfliesszeiten sind grundsätzlich immer mit Unsicherheiten behaftet, unabhängig mit welcher Methode sie ermittelt wurden. Einerseits spielen die analytischen Messfehler der Tracerdaten eine Rolle welche sich auf die berechneten Fliesszeiten fortpflanzen. Diese Fehlerbeiträge wurden mittels Monte-Carlo-Verfahren bestimmt und sind in Figur 43 durch den graduellen Farbverlauf dargestellt. Relevanter sind aber konzeptionelle Unsicherheiten bei der Wahl des analytischen oder numerischen Modells. Die methodische Unsicherheiten werden durch die unterschiedlichen Modellvarianten wiedergegeben die zu einer zusätzlichen Spreizung des möglichen Fliesszeitenspektrums führen (maximale MFZ bis 30 Jahre; Anhang A8). Hier wirken sich vor allem die unterschiedlich langen Fliesszeiten in der UZ aus; die Fliesszeit im GWL hingegen ist ziemlich robust und ist in den verschiedenen Modellvarianten ähnlich gross. Selbst bei mittleren UZ-Fliesszeiten im unteren Schätzungsbereich (2 bis 3 Jahre) sind für die PW Neufeld und Zelgli also mit totalen mittleren Fliesszeiten T_{tot} von mindestens 15 Jahren zu rechnen und damit wesentlich mehr als bisher angenommen Wir stellen Folgendes fest:

- Die MFZ in der gesättigten Zone für die Pumpwerke Neufeld und Zelgli (~12 Jahre) ist deutlich höher als die bisher angenommen 3 Jahre. Unter Berücksichtigung der UZ nimmt diese Diskrepanz noch zu. Stromabwärts werden die Alter wieder jünger. Was die abnehmende Mächtigkeit des GWLs wiederspiegelt
- Für die MFZ in der UZ gilt analoges: Sie sind hoch im zentralen Gebiet -(~10 Jahre für Szenario L1) und nehmen im östlichen Gebiet auf ~4 Jahre ab, was die räumliche Verteilung der Mächtigkeit der Deckschicht wiederspiegelt.
- 3. Grössere bzw. kleinere MFZ in der UZ (T_{UZ}) für andere Modellvarianten werden durch entsprechend kleiner bzw. grössere T_{GW} teilweise kompensiert. Die Modellunsicherheit in T_{tot} ist deshalb einiges kleiner als die grosse Streuung von T_{UZ} vermuten lässt.
- Eine Abschätzung der Sickerraten mittels Wasserbilanz ergibt 5.4a für 10m, 9.3a für 20m und 13.2a für 30m. Dies stimmt gut mit der Bandbreite der mittels UZ-GW-Modell berechneten MFZ in der UZ überein.

Mittels der kombinierten Anwendung von verschiedenen Umwelttracern konnte die Dynamik von Infiltration und Grundwassertransport aufgeschlüsselt werden. Die MFZ für die einzelnen Pumpwerke sind eine Folge der lokalen Begebenheiten wie Länge und Tiefe der Filterstrecke und der Mächtigkeit des Grundwasserleiters. Eine Besonderheit des Gäusystems sind die vergleichsweise lange MFZ von Wasser (und Nitrat) in der UZ von bis zu 10 Jahren. Zusammen mit der MFZ im Grundwasserleiter dauert es rund 6 bis 22 Jahre, bis das Wasser von Erdoberfläche die Pumpwerke erreicht. Auch die der gesamte Grundwasserneubildungsrate aus früheren Untersuchungen wird bestätigt, der Anteil der direkten Grundwasserneubildung jedoch ist mit 47% leicht höher als in bisherigen Untersuchungen. Wie sich diese Resultate auf die Nitratentwicklung auswirken ist in Kapitel 4.6.4 dargestellt.

4.5.4 Vergleich Doppelmessstelle (Gäu 168/169)

Bei den Messstellen Gäu 168 und 169, die am selben Standort in unterschiedliche Tiefen reichen, kann die vertikale Altersstruktur im GWL untersucht werden. In Figur 44 sind die wichtigsten Daten zum Vergleich für beide Messstellen gegenübergestellt. Bezüglich Wasserzusammensetzung gibt es einen markanten Unterschied: Die tiefe Messstelle Gäu 169 enthält insbesondere mehr Wasser aus den Mittelgäuhügeln (IIC). Da diese Komponente nitratarm ist, resultiert ein Verdünnungseffekt was sich auch in den gemessenen Nitratwerten wiederspiegelt. Dieser Effekt ist wahrscheinlich überlagert von Konzentrationsunterschieden aufgrund der Altersstratigraphie.

Dividiert man die Differenz der mittleren Filtertiefen (16±1 m) durch die Differenz der mittleren Grundwasserverweilzeiten (9.1±0.6 Jahre) erhält man eine durchschnittlichen vertikale Geschwindigkeitskomponente von 1.8±0.2 m/a. Daraus kann nun eine lokale Neubildungsrate berechnetet werden, falls Randzuflüsse klein sind was hier in erster Näherung der Fall ist. Bei einer Porosität von 0.15±0.05 erhält man 260±90 mm/a. Dies ist weniger als die mittlere Grundwasserneubildungsrate für das Dünnerngäu, weil dort auch die Randzuflüsse relevant sind. Unter der Berücksichtigung der räumlichen Variabilität von lokalen Infiltrationsraten ist unser abgeschätzter Bereich von 170-350 mm/a aber durchaus im plausiblen Bereich. Lokal verringerte Infiltrationsraten führen zu entsprechend längerer Reaktionszeit auf Nitrat reduzierende Massnahmen an der entsprechenden Stelle. Boxmodelle stossen hier aber an ihre Grenzen. Räumlich höher aufgelöste Aussagen sind nur möglich mit aufwendiger 3D-Strömungs- und Transportmodellierung, welche auf eine entsprechend detaillierte hydrogeologische Beschreibung des Untersuchungsgebiets angewiesen sind.



Figur 44 : Vergleich der Wasserzusammensetzung und Fliesszeiten der Doppelmessstelle Gäu 168 (oben) und Gäu 169 (unten).

4.6 Diskussion der vergangenen und zukünftigen Nitratentwicklung

4.6.1 Wie stark beeinflussen Verdünnungseffekte durch Randzufluss und Infiltration aus Fliessgewässern die Nitratkonzentration?

Mit Bikarbonat als Indikator für die direkte Infiltration (vgl. Kapitel 4.4) lässt sich ein grosser Teil der Variation der Nitratkonzentration (72%) in den verschiedenen Messstellen erklären (Figur 45). Die Nitratkonzentration in einem Pumpwerk wird also massgeblich durch den Anteil von nitratarmem Wasser bestimmt. Es stellt sich nun die Frage, wo dieser Verdünnungseffekt zum Tragen kommt und wo eine Änderung der Landnutzung die grösste Grundwasserneubildung Wirkung erzielen würde. Für die direkte wurde eine Nitratkonzentration von 36.0 mg/L berechnet (Tabelle 10). Lokal noch höhere Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind deshalb von lokal erhöhtem Nitrateintrag (frühere Bewirtschaftung) verursacht und nicht von einem höheren Anteil direkter Grundwasserneubildung. Deshalb geht der Zusammenhang zwischen Bikarbonat und Nitrat bei höheren Konzentrationen verloren.



Figur 45 : Bikarbonat und Nitratkonzentration sämtlicher Messstellen und eine gefittete Ausgleichsgerade (nur Messstellen mit weniger als 36 mg/L Nitrat).

Die Mischungsanteile der verschiedenen Wasserkomponenten wurden in Kapitel 4.4 mittels Varianzanalyse verschiedener chemischer Parameter bestimmt. Die Nitratkonzentrationen wurden hierbei nicht miteingeschlossen. Aus den Mischungsanteilen und deren Nitratkonzentrationen (Tabelle 10) lassen sich nun die Nitratkonzentration für die einzelnen Messstellen und Pumpwerke rekonstruieren. Eine gute Übereinstimmung von derart berechneten Werten mit den gemessenen Nitratwerten belegt, dass die **momentane** Nitratverteilung gut verstanden und charakterisiert ist. Dies ist die Voraussetzung dafür, dass unter Berücksichtigung der Altersstruktur der einzelnen Mischungskomponenten, die **zukünftige** Nitratentwicklung vorausgesagt werden kann.

Der R²-Wert in Figur 46 zeigt, dass sich 70% der Variation in den Nitratgehalten (für Nitratgehalte von < 36 mg/L) mit der Mischungsrechnung erklären lassen. Die restliche, mit der Wasserzusammensetzung nicht erklärbare Variation, ist auf zwei Faktoren zurückzuführen: Räumlich unterschiedlicher Nitrateintrag und die bisher fehlende Berücksichtigung der Fliesszeiten, da sich der Nitrateintrag ja mit der Zeit verändert hat.



Figur 46 : Vorhergesagte Nitratkonzentrationen aller Messstellen basierend auf Wasserzusammensetzung und Nitratgehalt der verschiedenen Wassertypen. Nitratkonzentrationen über 36 mg/L kann das Modell nicht reproduzieren (schwarze gestrichelte Linie). Für Proben mit niedrigerer gemessener Konzentration (gepunktete Linie) wurde eine Ausgleichsgerade berechnet (rot).

Im mittleren Bereich (orange schattiert) hat es auffallend viele Messstellen, wo das Modell die Nitratkonzentration überschätzt. Die meisten dieser Messstellen liegen in der Nähe des Juras. Die wahrscheinlichste Hypothese ist deshalb, dass der Anteil Jurawasser unterschätzt und der Anteil direkte Infiltration überschätzt wurde (aufgrund der geringen Bikarbonatkonzentration dieses Wassertyps). Viele dieser Messstellen haben aber auch einen verhältnismässig hohen Anteil an Dünnerninfiltration nach der ARA (INF_{nach}), so dass eine zweite, weniger wahrscheinliche Hypothese ist, dass die Nitratkonzentration des Wassertyps INF_{nach} in Tabelle 10 überschätzt wurde. Für die lokale Infiltration N_{direkt} hingegen wurde die Nitratkonzentration vermutlich eher unterschätzt: Für die Messstellen Gäu 65 und 74, welche

zur Ermittlung der Chemie von Wassertyp N_{direkt} berücksichtigt wurden, hat die Mischungsrechnung nämlich einen Anteil von weniger als 90% an direkter Grundwasserneubildung ergeben. Wasser aus direkter Grundwasserneubildung ist in diesen zwei Piezometern also etwas verdünnt mit nitratarmem Wasser anderer Herkunft. In der Tat sind die in Gäu 65 und 74 gemessenen Nitratkonzentrationen etwas tiefer. Der Durchschnitt der übrigen Messstellen, welche zur Bestimmung der Chemie von Wassertyp N_{direkt} beigezogen wurden ist für das Nitrat 39.0 mg/L.

Aufgrund der Mischungsrechnungen lassen sich die Anteile der verschiedenen Komponenten in den Pumpwerken abschätzen. Da Infiltration von Wasser aus dem Mittelgäubach und aus der Dünnern vor der ARA Falkenstein hydrochemisch nur schwer zu separieren ist, wurde er durch eine Kalibration derart bestimmt, dass die gemessenen und beobachteten Nitratverläufe möglichst gut übereinstimmen. Die so erhaltenen Beiträge an direkter Grundwasserneubildung (Tabelle 12) sind geringer, als aufgrund der Mischungsrechnung erwartet wird, aufgrund eines höheren Anteils von Wasser aus den Fliessgewässern. Der zusätzliche Anteil aus Fliessgewässern erreicht bis zu 36% der Menge an direkter Grundwasserneubildung. Dieser Wert liegt in einem realistischen Bereich. Die direkte Grundwasserneubildung in den Zuströmbereichen liegt bei 180 - 200L/s während die Infiltration des Mittelgäubachs bei vergleichbaren Abflussraten auf 67 L/s geschätzt wurde d.h. 33-37% der direkten Grundwasserneubildung entspricht. Der Anteil an direkter Grundwasserneubildung bleibt höher und räumlich variabler als jene die mit dem früheren Grundwassermodell berechnet wurden [TK Consult, 1999]. Sie sind auch etwa 10% höher als bei Projektbeginn angenommen. Aus dem neuen UZ-GW-Modell ergibt sich für das gesamte Gebiet ein mittlerer Anteil direkter Grundwasserneubildung von 47±15%.

Tabelle12 :DurchverschiedeneStudienabgeschätzterAnteilderdirektenGrundwasserneubildungindenPumpwerken."Mischungsrechnung"beruhtaufdenResultateninKapitel4.4, "Nitrat-Fit"aufKapitel4.6.4.

Anteil direkte GW-Neubildung	Grundwassermodell TK Consult 2001	Nitratprojekt	Aktuelle Studie, Mischungs- rechnung	Aktuelle Studie, Nitrat-Fit
Moos			6 %	3 %
Neufeld	40 %	63 %	78 %	68 %
Zelgli	40 %	50 %	77 %	59 %
Wangen	n.b.		73 %	51 %
Gheid 3				
Gheid B	40 %		77 %	49 %
Gheid C			75 %	49 %

4.6.2 Einfluss der ungesättigten Zone auf Nitratentwicklung: Ist der Effekt der Landnutzungsänderung in der ungesättigten Zone und im untiefen Grundwasser nachweisbar?

Wie die Altersberechnung zeigt, verzögert die ungesättigte Zone die Wirksamkeit der Massnahmen stark, was bislang zu wenig berücksichtigt wurde. Um abzuklären ob die Massnahmen schon eine Wirkung auf die Wasserchemie im Porenwasser hat wurden die mittleren Konzentrationen in der UZ tiefer als 2m berechnet (Tabelle 13). In der obersten Schicht können temporär hohe Nitratmengen auftreten die aber durch Pflanzenwurzeln wieder aufgenommen werden können. In den Parzellen mit Nitratindex seit 2000 und 2006 variiert die mittlere Nitratkonzentration zwischen 21 und 46 mg/L. Die höheren Konzentrationen in K1 könnten mit der Landnutzung in den Jahren vor der Probenahme zusammenhängen, wie bereits in Kapitel 4.2.1 diskutiert. Obwohl die Anzahl Messstellen

gering ist wurde der Mittelwert von H1, H2 und K1 berechnet als Abschätzung für die Zusammensetzung des Sickerwassers unter Parzellen die schon >8 Jahre nach Nitratindex bewirtschaftet werden. Es wird ein Wert von 32 mg/L erhalten. Der Wert liegt nahe bei der mittleren Konzentration von 36 mg/L in der obersten Schicht des Grundwassers, und kann deshalb als eine plausible Abschätzung der Sickerwassergualität betrachtet werden. Die berechneten Konzentrationen liegen deutlich unter der erwarteten Konzentrationen unter landwirtschaftlichen Flächen von 47mg/L (Tabelle 13). Selbst die vergleichsweise hohe Konzentration in K1 (46 mg/L) übersteigt diesen Wert nicht. Die gemessenen Werte im Poren- und Grundwasser sind auch deutlich geringer als die erwartete Konzentration bei Normalbewirtschaftung von 68 mg/L. Die gemessenen Konzentrationen weisen darauf hin getroffenen Massnahmen zu einer signifikanten dass die Verbesserung der Sickerwasserkonzentration führen. Da die Sickerwasserkonzentration aber von klimatischen Bedingungen und Variationen in der Landnutzung abhängt, sollten die Konzentrationen weiter gemessen werden, um die Trends zu bestätigen. Dazu eignet sich die Beprobung der obersten Grundwasserschicht besser als die des Porenwassers, da erstere über ein grösseres Volumen mittelt.

Tabelle 13 : Gemessene Nitratkonzentrationen in Porenwasser und in obersten Schicht desGrundwassers im zentralen Teil des Grundwasserleiters. ErwarteteSickerwasserkonzentration bei verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien (siehe Kapitel2.6).

Wassertyp	Standort	Mittlere Nitrat-			
		konzentration <2m			
		mg/L			
Porenwasser der UGZ	H1 (Nitratindex seit 2006)	21			
Porenwasser der UGZ	H2 (Nitratindex seit 2006)	28			
Porenwasser der UGZ	K1 (Nitratindex seit 2000)	46			
Porenwasser der UGZ	K2 (Nitratindex seit 2013)	18			
Porenwasser der UGZ	O1 (Gemüsebau)	171			
Porenwasser der UGZ	O2 (Dauerwiese)	5			
Oberste Schicht Grundwasser	27, 65, 73, 74, 156, 166, 168	36			
	Mittelwert alle Flächen im	55			
Direkte GW- Neubildung	Zuströmbereich				
Vor Projekt	Mittelwert landwirtschaftliche	68			
	Flächen im Zuströmbereich				
	Mittelwert alle Flächen im	41			
Direkte GW- Neubildung	Zuströmbereich				
Soll-Bewirtschaftung	Mittelwert landwirtschaftliche	47			
	Flächen im Zuströmbereich				
	Mittelwert alle Flächen im	34			
Direkte GW- Neubildung	Zuströmbereich				
Soll-25-Bewirtschaftung	Mittelwert landwirtschaftliche	37			
	Flächen im Zuströmbereich				
Oberste Grundwasserschicht	Gebiete mit intensiver	52			
	Landwirtschaft und ohne				
	Denitrikation im Seeland				

Eine räumliche Betrachtung der Grundwasserkonzentrationen liefert auch Hinweise ob sich die Landnutzungsänderungen bereits in der obersten Grundwasserschicht bemerkbar macht (Figur 47). In den Messstellen im Zuströmbereich bleibt die Nitratkonzentration in allen Messstellen unter dem erwarteten Wert von 47 mg/L unter landwirtschaftlichen Flächen (siehe Kapitel 2.6). Westlich des Projektbereichs wird dieser Wert hingegen an mehreren Messstellen überschritten mit Konzentrationen zwischen 48.3 und 59.1 mg/L. Dies zeigt wiederum auf dass die Massnahmen zu einer signifikanten Reduktion der Nitratauswaschung
Standorten mit intensiver Landwirtschaft liegen führen. Auch an anderen die Nitratkonzentrationen unter landwirtschaftlichen Flächen über 47 mg/L. So wurde beispielsweise im Berner Seeland in Zonen ohne Denitrifikation eine mittlere Konzentration von 52 mg/L in der obersten Grundwasserschicht gemessen [Baillieux et al., 2014]. Im Gäu Projektgebiet kann lokal die Infiltration von Oberflächenwasser die Nitratkonzentration reduzieren. So könnte die relativ tiefe Konzentration von 29.5 mg/L an der Messstelle 74 auf die Infiltration von Wasser aus dem Mittelgäubach/Chrebsbach zurückzuführen sein (Figur 47). Dieser Effekt kann aber nicht als alleinige Erklärung für die relativ tiefe Nitratkonzentration im Projektgebiet dienen. Auch Messstellen die sich nicht in unmittelbarem Abstrombereich von Fliessgewässern liegen, wie 65 (33.2 mg/L), 156 (36 mg/L), 165 (33.7 mg/L) und 170 (33.3 mg/L), weisen für ein Gebiet mit Ackerbau geringe Nitratkonzentrationen auf. Zusammenfassend kann festgehalten werden dass sowohl die Sickerwasser- wie auch Grundwasserproben die Wirksamkeit der getroffen Massnahmen bestätigen.



Figur 47 : Nitratkonzentrationen im Grundwasser : Mittelwert der Messkampagnen zwischen 2011 und 2013.

4.6.3 Einfluss der Wasserscheide: Strömt Nitrat-reiches Grundwasser von ausserhalb dem Projektgebiet (Kanton Bern) nach?

Wie im letzten Abschnitt dargestellt wurde, weisen die Messstellen westlich des Projektgebietes teilweise hohe Nitratkonzentrationen auf. Es stellt sich die Frage ob Wasser aus diesen Zonen ins Projektgebiet fliessen kann und die Nitratkonzentrationen negativ beeinflusst. Dazu wurden die Strömungsverhältnisse aufgrund von Grundwasserständen charakterisiert. Da die hydraulischen Gradienten gering sind, werden Messungen mit einer hohen Präzision benötigt. Deshalb wurden die Messstellen neu nivelliert und die Wasserstände am gleichen Tag (15.9.2014) in allen Messstellen gemessen. Die Messungen wurde in einer Periode mit mittleren Grundwasserständen durchgeführt. So wurde an der Messstelle 65 (Oensingerfeld) ein Wasserspiegel von 427.9 m ü.M gemessen bei einem Schwankungsbereich zwischen 425.27 (12.12.2011) und 431.65 m ü. M.(24.4.1995).



Figur 48 : Grundwasserstände am 15.9.2014 im Grenzbereich zwischen Kanton Solothurn und Bern.

Die isopiezometrischen Linien weisen eine relativ komplexe Form auch aufgrund von Randzuflüssen aus verschiedenen Zonen (Figur 48). Der relativ tiefe Wasserstand in Messstelle 175 ist etwas überraschend angesichts ihrer Nähe zum Jura und zur Klus. Eine ähnliche Konfiguration wurde hingegen schon in den 90er Jahren festgestellt in einer detaillierten hydrogeologischen Studie des Kantons Bern. Die Wasserscheide befindet sich klar westlich des Zuströmbereichs Neufeld. Gemäss Pasquier (1986) ändert sich die Position der Wasserscheide je nach Wasserstand. Bei hohem Wasserstand verschiebt sich die Wasserscheide Richtung Westen. Aufgrund der piezometrischen Karte ist zu erwarten dass Nitratreiches Wasser vom Bereich der Messstellen 181 (59 mg/L) und 999 (57 mg/L) ins Projektgebiet fliesst.

Mittels einer Massenbilanz kann abgeschätzt werden wie stark eine Zuströmung von Nitratreichem Wasser aus Westen die Konzentration im Pumpwerk von Neufeld beeinflussen könnte. Dazu wird der Zuströmbereich um 200 ha in westlicher Richtung vergrössert und angenommen dass das Sickerwasser in dieser Zone eine Nitratkonzentration aufweist, die dem Mittel der Messstellen 179, 181 und 999 entspricht. Da die gepumpten Wassermengen gleich bleiben wird der Zuströmbereich im aktuellen Projektgebiet schmaler und verkleinert sich um die gleiche Fläche. Durch diese Änderungen erhöht sich die mittlere Nitratkonzentration in Wasser aus direkter Grundwasserneubildung von 36 auf 41 mg/L für den vergrösserten Zuströmberich. Unter Berücksichtigung der Verdünnung steigt die Nitratkonzentration von 30 auf 34 mg/L, wobei angenommen wird dass die Verdünnungsrate gleich bleibt (Tabelle 14). Der Zufluss von Nitrat-reichem Wasser macht es also schwieriger den Zielwert von 25 mg/L zu erreichen. Allerdings bestehen Unsicherheiten über die genaue Form des Zuströmbereichs der Fassung Neufeld da diese mit einem 2D-Modell bestimmt wurde.

Tabelle 14 : Einfluss der Zuströmung v	on Nitrat-reichem	Grundwasser	von ausserhalb	des
Projektgebietes auf die Nitratkonzentra	tion.			

			Direkte		Rand/	Mittel		
							Infiltr.	
		Fläche	Nitrat	Q	Fracht	Anteil	Nitrat	Nitrat
		ha	mg/L	m/a	t/a	%	mg/L	mg/L
Z _u Neufeld bestehend	Projektgebiet	808	36	0.38	111	78	7	30
Z _U Neufeld modifiziert	Projektgebiet	608	36	0.38	83			
	Ausserhalb	200	57	0.38	43			
	Gesamt	808	41	0.38	126	78	7	34

4.6.4 Wahrscheinliche Entwicklung der zukünftigen Nitratkonzentrationen

Der für die Nitratentwicklung entscheidende Wassertyp ist die direkte Grundwasserneubildung, da die Nitratkonzentration dort i.a. > 30 mg/L beträgt, während sie bei den anderen Wassertypen zwischen 5 und 15 mg/L liegt. Auch die Altersbestimmung wurde auf die direkte Grundwasserneubildung abgestimmt. Aus der Kombination von beidem lässt sich die Entwicklung der Nitratkonzentration in den verschiedenen Pumpwerken konzeptuell abschätzen. Dazu wird ein idealisierter zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentration der direkten Infiltration angenommen (schwarze Kurve in Figur 49 und Figur 51): Ein starker Anstieg bis etwa 1980, als Änderungen in der Agrarpolitik den Anstieg verlangsamten oder stoppten und dann eine Abnahme mit Beginn des Nitratprojekts im Jahr 2000 und ab 2015 konstanter Konzentration da praktisch sämtliche Landwirtschaftsflächen unter Vertrag sind. Für die maximale Konzentration wurde ein Wert von 55mg/L. Dieser Wert entspricht in etwa der mittleren Konzentration in Messstellen westlich des Projektgebietes ohne Massnahmen (Mittel von 179, 181, 999 =57mg/L) oder der mittleren Konzentration im Berner Seeland unter landwirtschaftlichen Flächen ohne besondere Massnahmen (52 mg/L [*Baillieux et al.*, 2014]). Wasser aus direkter Grundwasserneubildung wird entsprechend des Mischungsanteils der lokalen Komponenten verdünnt mit Wasser, welches 10 mg/L Nitrat enthält. Figur 49 zeigt den zeitlichen Verlauf der Nitratkonzentrationen am Wasserspiegel für das Einzugsgebiet des PW Neufeld (hellblau) und im Pumpwerk Neufeld selbst (rot) unter Berücksichtigung der in Kapitel 4.5 bestimmten FZV.



Figur 49 : Entwicklung der Nitratkonzentration für das Pumpwerk Neufeld am Wasserspiegel (blau) sowie im Filterintervall des Pumpwerks (rot). Die zugrunde gelegte Entwicklung des Nitratinputs in N_{direkt} ist schwarz dargestellt. Die ausgezogenen Linien basieren auf Modell L1; die Unsicherheit aufgrund der Modellwahl ist durch den schattierten Bereich dargestellt. Die gepunktete Linie zeigt die Unsicherheit der Stärke des Verdünnungseffektes (Mischungsrechnung).

Aufgrund der Exponential-Verteilung der Fliessgeschwindigkeiten in der ungesättigten Zone reagiert die modellierte Nitratkonzentration am Wasserspiegel vergleichsweise rasch auf Veränderungen des Eintrags. Da aber eine beträchtliche Menge an Wasser in der mächtigen ungesättigten Zone gespeichert ist dauert es bis zur Ausbildung eines neuen Gleichgewichtszustands aber wesentlich länger. Schematisch ist dies in Figur 50 dargestellt. Man sieht auch deutlich, wie das Konzentrationsmaxiumung im Exponentialmodell abgedämpft wird.



Figur 50: Ausgangkonzentrationen bei stufenförmiger Änderung des Eintrags für das Kolbenfluss- und das Exponentialmodell für eine MVZ von 7 Jahren

Figur 51 zeigt die pronostizierte Nitratentwicklung für die sechs Pumpwerke. Zwecks besserer Übersichtlichkeit wurden die Unsicherheitsangaben von Figur 49 weggelassen. Stattdessen sind für Modell L1 die modellierten Nitratwerte für 3 unterschiedliche Verdünnungsszenarien dargestellt. (i) geringe Verdünnung, wie mittels der Mischungsrechnung berechnet, (ii) hohe Verdünnung wie in früheren Untersuchungen abgeschätzt, und (iii) eine mittlere Verdünnung, die so gewählt wird, dass die modellierten Nitratverläufe möglichst gut zu den gemessenen Nitratwerten passen (vgl. Tabelle 12: Durch verschiedene Studien abgeschätzter Anteil der direkten Grundwasserneubildung in den Pumpwerken. "Mischungsrechnung" beruht auf den Resultaten in Kapitel 4.4, "Nitrat-Fit" auf Kapitel 4.6.4.).

Die konzeptionelle zeitliche Extrapolation der zukünftigen Nitratentwicklung zeigt Folgendes:

- Am Wasserspiegel erfolgt relativ rasch nach Beginn der Massnahmen eine erste Reaktion der Nitratkonzentrationen. Dies ergibt sich aus der postulierten Existenz präferentieller Fliesspfade in der UZ (Exponentialmodell).
- Bis der Scheitelpunkt der Nitratkonzentration im Pumpwerk erreicht ist, und somit die Konzentrationen wieder abnehmen, dauert es aber wesentlich länger. Insbesondere in Neufeld und Zelgli muss von 10 bis 15 Jahren ausgegangen werden. Dies ist weniger als die in Kapitel 4.5.3 bestimmten MFZ erwarten lassen. Dass liegt daran, dass bei einer exponentiellen FZV der grösste Wasseranteil jünger ist als die entsprechende mittlere Fliesszeit.
- Aus ähnlichen Gründen ist der Scheitelpunkt relativ breit. Der tatsächliche Nitratverlauf hängt aber noch von weiteren Faktoren wie zum Beispiel den klimatischen Bedingungen, welche hier jedoch nicht berücksichtigt wurden.
- Die modellierten Amplituden der Nitratkonzentrationen sind mit grösserer Unsicherheit behaftet als der prognostizierte zeitliche Verlauf (Phase). Dies liegt einerseits am Eintragsszenario, welches lokal variieren kann und hier idealisiert angenommen wurde. Auch der Anteil der direkten Grundwasserneubildung in der Mischungsrechnung ist mit Unsicherheiten behaftet. Die schlussendlich erreichbaren Nitratwerte für das Szenario "Fit" sind für alle Pumpwerke ausser Neufeld niedriger als von der GschV verlangt. Um auch im Pumpwerk Neufeld den Zielwert der GSchV mit einer Wahrscheinlichkeit von 50% zu erreichen, müsste die Nitratkonzentration der direkten Grundwasserneubildung N_{direkt} auf 32 mg/L gesenkt werden (basierend auf "Fit"). Um den Zielwert mit 90% Wahrscheinlichkeit zu erreichen, müsste die Nitratkonzentration auf 27 mg/L gesenkt werden.



Figur 51 : Vergangene und zukünftige Nitratentwicklung für alle Pumpwerke. Aufgrund der in Kapitel 4.5 bestimmten FZV können aus der Inputkonzentration in N_{direkt} (grau) die Entwicklung am Wasserspiegel (blau) und in den Pumpwerken (rot) modelliert werden. Dabei werden drei Stärken des Verdünnungseffekts verglichen (Tabelle 12): BestCase (frühere Untersuchungen), WorstCase (Mischungsrechnung) und Fit (so gewählt, dass die resultierende Kurve möglichst gut zu den gemessenen Werten passt).

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die zentralen Fragen dieser Untersuchung waren es abzuklären, weshalb die Nitratkonzentrationen trotz den getroffenen Massnahmen noch nicht zurückgingen, wann mit einer Abnahme gerechnet werden kann und welche minimalen Konzentrationen erreicht werden könnten. Die Untersuchung zeigt klar auf, dass die Aufenthaltszeit des Wassers im Untergrund bis zu den Pumpwerken beträchlich höher ist als von früheren Studien vermutet und auch höher ist als für Lockergesteinsgrundwasserleiter typischerweise erwartet wird. Dies liegt einerseits an einer langsamere Zirkulation im Grundwasserleiter selbst, ist aber andererseits auch auf die bisher zu wenig berücksichtigte ungesättigte Zone zurückzuführen, die einen wesentlichen Beitrag zur gesamten Verzögerung des Stofftransports beiträgt. Für die Fassungen PW Neufeld und PW Zelgli ist mit einer mittleren Aufenthaltszeit von der Oberfläche bis zum Pumpbrunnen von 20-25 Jahren zu rechnen bei den PW Wangen und PW Gheid von 8-10 Jahren. Entsprechend ist zu erwarten, dass im Neufeld und Zelgli die zwischen 2000 und 2010 eingeführten Massnahmen noch nicht bemerkbar sind und in Wangen und Gheid erst teilweise Wirkung zeigen. Aufgrund der relativ geringen Konzentrationen im Poren- und obersten Grundwasser kann aber erwartet werden, dass es in nächsten 5-20 Jahren effektiv zu einer Verbesserung der Grundwassergualität kommt. Welche Konzentrationen erreicht werden können hängt dabei nicht nur von der Landnutzung, sondern auch von der Verdünnung mit weniger belastetem Wasser ab. Die Messungen und Berechnungen weisen darauf hin, dass der Verdünnungseffekt im PW Neufeld und PW Zelgli geringer ist als aufgrund von bisherigen Modellrechnungen abgeschätzt wurde. Aufgrund der etwas schwächeren Verdünnung wird für das PW Neufeld der Wert von 25 mg/L wahrscheinlich mit den aktuellen Massnahmen nicht erreicht. Allerdings gewährleisten die Massnahmen, dass die Konzentration klar unter dem Toleranzwert von 40mg/L bleiben wird. In den anderen Pumpwerken sollte aber der Zielwert von 25m/L erreicht werden können.

Aufgrund der Untersuchungen können verschiedene Empfehlungen zu den Themen Überwachung, ergänzende Untersuchungen und Anpassung des Nitratrpojekts gemacht werden.

Überwachung des Nitratprojekts

Um die Wirksamkeit des Projekts vorausschauend beurteilen zu können sollten in Zukunft neben den Pumpbrunnen auch regelmässig Messstellen beprobt werden. Messstellen mit Filterstrecken in der obersten Grundwasserschicht sind dazu am besten geeignet da diese einen Einblick in die Entwicklung der Sickerwasserkonzentration geben. Dabei sollten neben Nitrat auch die anderen Hauptionen analysiert werden, um mögliche Veränderungen in der Herkunft des Grundwassers bei der Interpretation der Nitratdaten berücksichtigen zu können.

Ergänzende Untersuchungen

- Bei der Infiltration von Dünnernwasser im Oberstrom des ARA Falkenstein und dem Mittelgäubach bestehen relative grosse Unsicherheiten. So wurden in verschiedenen Studien zum Mittelgäubach stark unterschiedliche Infiltrationsraten festgestellt bei vergleichbaren Abflüssen. Zusätzliche Untersuchungen zur Infiltrationsleistung dieser Gewässer sind zu empfehlen da die letzten Messungen schon mehr als 30 Jahre zurückliegen und die Verhältnisse sich verändert haben könnten. Für die Voraussage der zu erwarteten Nitratkonzentration stellen diese Infiltrationsraten die grösste Unsicherheit dar.
- Mit dem vorliegenden Bericht sind die Möglichkeiten einfacher Boxmodelle zur Bestimmung der zeitlichen Dynamik ausgereizt. Sind feinere Ergebnisse

wünschenswert, so wird die Entwicklung eines neuen 3D-Modells unumgänglich. Selbstverständlich können die in dieser Studie gemessenen Tracer und hydrochemischen Daten dann als gute Kalibrationsgrundlage dienen

Anpassungen des Nitratprojekts

- Um den Zielwert von 25m/L auch beim PW Neufeld zu erreichen sind weitere Massnahmen nötig. Die Nitratkonzentrationen könnten durch Verzicht auf Kulturen mit erhöhter Nitratauswaschung und auf Gemüsebau bis auf diesen Zielwert reduziert werden.
- Eine Ausdehnung des Projektgebietes Richtung Westen (Niederbipp) ist ebenfalls zu prüfen, da aufgrund der Strömungsverhältnisse ein Zufluss von Nitrat-reichem Wasser aus dieser Zone wahrscheinlich ist. Dazu wäre der Zuströmbereich zu überprüfen unter Berücksichtigung seiner 3D-Struktur. Bleiben die Pumpraten gleich würde der Zuströmbereich wahrscheinlich länger aber etwas schmaler ausfallen.
- Als Alternative zu verstärkten Landnutzungsänderungen könnte die Verdünnung durch Wasser aus Fliessgewässern gezielt gefördert werden. Der Mittelbachgäubach würde sich dazu gut eignen da dieser in der Nähe der Pumpwerke vorbeifliesst und da das Wasser durch seine Herkunft aus dem Jura eine gute chemische Qualität aufweist. Frühere Studien zeigten einen Zusammenhang zwischen Abfluss und Infiltration des Mittelgäubachs. Deshalb könnte eine höhere Infiltration wahrscheinlich relativ einfach erreicht werden durch eine Erhöhung der Abflussrate. Dazu sind wahrscheinlich nur relative geringe Eingriffe ins System notwendig. Der aktuelle Abfluss bei Niedrigwasser liegt unter dem Zielwert.

6 Referenzen

Althaus, R., S. Klump, A. Onnis, R. Kipfer, R. Purtschert, F. Stauffer, and W. Kinzelbach (2009), Noble gas tracers for characterisation of flow dynamics and origin of groundwater: A case study in Switzerland, *Journal of Hydrology*, *370*(1-4), 64 - 72.

Baillieux, A., D. Campisi, N. Jammet, S. Bucher, and D. Hunkeler (2014), Regional water quality patterns in an alluvial aquifer: Direct and indirect influences of rivers *Journal of Contaminant Hydrology 169*(0), 123 - 131.

Barthel, R. (2006), Common problematic aspects of coupling hydrological models with groundwater flow models on the river catchment scale, *Advances in Geosciences*, *9*, 63-71.

Bucher, S. (2012), Effect of unsaturated zone denitrification on nitrate distribution in groundwater, 69 pp, University of Neuchâtel.

Buerge, I., H.-R. Buser, M. Kahle, M. D. Müller, and T. Poiger (2009), Ubiquitous occurrence of the artificial sweetner acesulfame in aquatic environment: an ideal chemical tracer of domestic wastewater in groundwater, *Environmental Science and Technology*, *43*(12), 4381-4385.

Cook, P. G., and D. K. Solomon (1995), Transport of Atmospheric Trace Gases to the Water Table: Implications for Groundwater Dating with Chlorofluorocarbons and Krypton 85, *Water Resources Research*, *31*(2), 263-270.

Geotechnisches Institut/TK Consult (1999a), Grundwassermodell Gäu - Synthesebericht Rep., 23 pp.

Geotechnisches Institut/TK Consult (1999b), Grundwassermodell Gäu - Technischer Bericht Rep., 27 pp.

IAEA/WMO (2014), Global Network of Isotopes in Precipiation. The GNIP Database. IAEA, edited.

Kendall, C. (1998), Tracing nitrogen sources and cycling in catchments, in *Isotope tracers in catchment hydrology*, edited by C. Kendall and J. J. McDonnell, Elsevier, Amsterdam.

Kilchmann, S., H. N. Waber, A. Parriaux, and M. Bensimon (2004), Natural tracers in recent groundwaters form different Alpine aquifers, *Hydrogeology Journal*, *12*, 643-661.

Loosli, H. H., B. E. Lehmann, and J. William M. Smethie (2000), Noble gas Radioisotopes: 37Ar, 85Kr, 39Ar, 81Kr, in *Environmental tracers in subsurface hydrology*, edited, Kluwer Academic Publishers.

MeteoSwiss (2013), Daily, Monthly and Yearly Norm Temperature (1981-2010): TnormD8110, TnormM8110 and TnormY8110, edited, Federal Office of Meteorology and Climatology MeteoSwiss.

Pasquier, F. (1986), Hydrodynamique de la nappe du Gäu (cantons de Soleure et Berne), 270 pp, Université de Neuchâtel.

Pasquier, F. (2000), Bilans hydrologiques de la nappe alluviale du Gäu (cantons de Berne et Soleure, Suisse), *Bulletin d'Hydrogéologie*, *18*, 3-29.

Pearson Jr, F. J., W. Balderer, H. H. Loosli, B. E. Lehmann, A. Matter, T. Peters, H. Schmassmann, and A. Gautschi (1991), Applied Isotope Hydrogeology: A case study in Northern Switzerland., *Technical Report, Elsevier, Amsterdam*, 88-01.

Rothpletz Lienhard & Cie AG (2005), Zustandserfassung des Mittelgäubach resp. Gheidgraben mit dessen Einleitstellen im Bereich Oensingen bis Olten *Rep.*, 50 pp.

Sieber Cassina & Partner (1984), Infiltrationsverhältnisse längs des Mittelgäubachs Rep.

Solomon, D. K., and P. G. Cook (2000), 3H and 3He, in *Environmental tracers in subsurface hydrology*, edited, Kluwer Academic Publishers.

Sueltenfuss, J., W. Roether, and M. Rhein (2009), The Bremen mass spectrometric facility for the measurement of helium isotopes, neon, and tritium in water, *Isotopes in Environmental and Health Studies*, *45*(2), 83-95.

TK Consult (1999), Grundwassermodell Kanton Solothurn - Zuströmbereich Rep., 16 pp.

Winger, K., J. Feichter, M. B. Kalinowski, H. Sartorius, and C. Schlosser (2005), A new compilation of the atmospheric 85krypton inventories from 1945 to 2000 and its evaluation in a global transport model, *Journal of Environmental Radioactivity*, *80*(2), 183 - 215.





UNIVERSITÄT BERN

Anhang

Nitratprojekt Gäu-Olten: Hydrochemische Erkundung des Grundwasserleiters und Bestimmung der Altersstruktur

Daniel Hunkeler, Romain Sonney, Dimitri Paratte, Léa Tallon

Zentrum für Hydrogeologie und Geothermie (CHYN) Universität Neuenburg

Christoph Gerber, Roland Purtschert

Klima- und Umweltphysik Universität Bern

Neuchâtel/Bern, April 2015

A1 Zusatzinformationen Modellierung Wasseralter

Das Exponentialmodell

Um aus Messungen von natürlichen (radioaktiven) Tracern mittlere Wasseralter bestimmen zu können, werden oft sogenannte Boxmodelle verwendet. Aus dem Eingangssignal $c_{in}(t-t^{*})$ (atmosphärische Konzentration) und einer Transferfunktion $g(t^{*})$ ergibt sich unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalles (Zerfallskonstante λ) das Ausgangssignal $c_{out}(t)$ zum Probenahmezeitpunkt t [Etcheverry und Vennemann, 2009]:

$$c_{out}(t) = \int_0^\infty c_{in}(t-t') \cdot g(t') \cdot e^{-\lambda t'} \cdot dt'$$
(A1)

Dabei wird über alle beitragenden Verweilzeiten t' integriert. Je nach Situation wird für die Transferfunktion ein anderes Modell gewählt. Die häufigsten Modelle sind das Kolbenmodell (Piston Flow), das Exponentialmodell (EM) und das Dispersionsmodell. Das Kolbenmodell geht davon aus, dass alles Wasser in der Probe die gleiche Verweilzeit hat (wie z.B. in einem Gartenschlauch), was jedoch in der Natur kaum vorkommt. Das Exponentialmodell geht von einer exponentiellen Fliesszeitenverteilung (FZV) (und damit Altersverteilung) des Wassers aus (Figur A1.1). Eine solche FZV wird etwa durch die Situation in Figur A2 realisiert, wo aus einem vollverfilterten Brunnen Grundwasser entnommen wird, das flächig infiltrierte [(sogenanntes Vogelmodell). Das Dispersionsmodell parametrisiert die hydrodynamische Dispersion und kommt vor allem in gespannten Grundwasserleitern zur Anwendung. Für das Dünnerngäu erachten wir das Exponentialmodell als das am besten passende Modell. Die Transferfunktion ist [Etcheverry und Vennemann, 2009]

$$g(t') = \frac{1}{T_{GW}} e^{-\frac{t'}{T_{GW}}}$$
(A2)

Wobei T_{GW} die mittlere Verweilzeit ist. Diese Transferfunktion entspricht dem Mischungsanteil als Funktion der Fliesszeit, wie in Figur A1.1 dargestellt:



Figur A1.1 : Relativer Wasseranteil als Funktion der Fliesszeit des Wassers für das Exponentialmodell (grau) mit 5 Jahre Kolbenfluss durch die UZ (blau) und Berücksichtigung der verfilterten Strecke (grün). Eingezeichnet sind zudem die mittleren Fliesszeiten (MFZ) für alle drei Fälle.



Figur A1.2 : Wasseralter entlang ausgewählter Fliesspfade (blau) im Vogelmodell und resultierendes vertikales Altersprofil. In horizontaler Richtung sind die Alter konstant.

Die flächig verteile Grundwasserneubildung in einem homogenen Grundwasserleiter (Vogelmodell) [Vogel, 1967] hat einige erstaunliche Konsequenzen wie Figur A1.2 zeigt:

- Das Wasser fliesst nicht überall gleich schnell (die Distanz zwischen 5 und 10 Jahren ist nicht für alle Fliesspfade gleich lang)
- Die Wasseralter nehmen mit zunehmender Tiefe immer stärker zu und dies unabhängig davon, an welcher Position x in horizontaler Richtung man diese betrachtet
- Die Wasseralter in einer bestimmten Tiefe (und damit auch die mittlere Fliesszeit gemittelt über die ganze Tiefe) sind unabhängig von der horizontalen Fliessdistanz! Eine Veränderung des mittleren Alters in horizontaler Fliessrichtung findet somit im Exponentialmodell nicht statt, auch wenn dies der Intuition widerspricht! Sie hat im Exponentialmodell deshalb nichts mit dem "Altern" des Wassers entlang eines Fliesspfades zu tun, sondern muss andere Ursachen haben (Abweichungen von den idealisierten Bedingungen des Modells, z.B. zunehmende Mächtigkeit).

Der letzte Punkt lässt sich schön an der über die ganze Mächtigkeit gemittelten Fliesszeit T_{GW} (Modellberechnung) zeigen (Figur A1.3): Mit zunehmender horizontaler Fliessdistanz x nimmt T_{GW} zuerst zu, wie man intuitiv erwarten würde, danach nimmt T_{GW} aber wieder deutlich ab. Hingegen sieht man schön wie mit zunehmender Mächtigkeit auch T_{GW} zunimmt.



Figur A1.3 : Abhängigkeit der modellierten T_{GW} von der horizontalen Fliessdistanz und der Mächtigkeit des GWLs bei der jeweiligen Messstelle.

Bereich der gefitteten Parameter im UZ-GW-Modell

In Tabelle A1.1 findet sich der zulässige Wertebereich für die fünf Parameter des UZ-GW-Modells.

Tabelle A1.1 : Zulässiger Wertebereich für die fünf Parameter des UZ-GW-Modells. ¹ Ergibt sich daraus, dass die alte Komponente als ³H- und ⁸⁵Kr-frei definiert wurde. ² Ergibt sich aus der Porosität in der UZ von 0.2. Höhere Werte sind selbst bei völlig trockener UZ nicht möglich. ³ Vgl. Fliesstext. ⁴ Wurde so gewählt, dass ³⁹Ar weniger als 5% modern ist.

	Einheit	Minimum	Maximum
τ _g	-	0.05	0.5 ²
T _{GW}	а	1	35
\overline{V}	m/a	0.75	20 ³
m	-	0.00	0.45
T _{alt}	а	50 ¹	1200 ⁴

Grundsätzlich wurden die zulässigen Bereiche so weit gefasst, dass die Grenzwerte bei einem Fit nur selten erreicht werden. Ausnahmen davon sind in Tabelle A1.1 vermerkt.

Ein spezieller Fall ist jedoch die mittlere vertikale Geschwindigkeit in der UZ, \overline{v} . Der primäre Tracer, der auf \overline{v} sensibel ist, ist ³H. Durch die Form der ³H-Inputkurve in den letzten Jahren ist es jedoch leider so, dass der Tracer nur bis zu einer bestimmten Maximalgeschwindigkeit sensitiv auf \overline{v} ist. Wie hoch diese ist, hängt davon ab, wie gross die Verweilzeit im Grundwasser ist. Bei Wasser das 1990/2000/2011 am Grundwasserspiegel war beträgt $\overline{v}_{max} = 3/5/9$ m/a. Auf höhere Geschwindigkeiten sind ³H und ³He_{trit} kaum mehr sensitiv. Damit bis zu einem Wassergehalt der UZ von $\theta_w = 0.05$ realistische Infiltrationsraten von 1 m/a möglich sind wurde die maximale vertikale Geschwindigkeit auf 20m/a festgelegt, auch wenn je nach Modellvariante dieser Wert ziemlich oft erreicht wird.

Modellvarianten

Nach intensivem Testen des Modells wurden sechs Varianten festgelegt, welche im Detail berechnet wurden (Tabelle A2.2). Die Unterschiede zwischen den Varianten liegen dabei primär darin, wie die Wahl der fünf Modellparameter eingeschränkt wird, um eine eindeutige Lösung zu erhalten (vgl. Kapitel 3.4.5).



Vergleich Infiltration/ Grundwasserneubildung Globale / Lokale Parameter	Keine Kopplung	Schwache Kopplung: R _{uz} > R _{Gw} /3	Starke Kopplung: R _{uz} > R _{Gw}
Alle Parameter global, Unterteilung in 2 Teilgebiete	G0	G1	G2
Einzelne Parameter für jede Messstelle individuell, restliche Parameter global	LO	L1	L2

Globale / Lokale Parameter

Bei der **Variante Global (G)** werden sämtliche fünf Modellparameter für alle Messstellen als gleich angenommen. Da sich der untere Teil des Grundwasserleiters in Dicke und Dynamik deutlich vom oberen Teil unterscheidet, wird das Dünnerngäu in zwei Teile unterteilt (zentraler Teil: bis und mit Pumpwerk Zelgli; östlicher Teil Pumpwerk Zelgli bis Olten).

Bei der **Variante Lokal (L)** hingegen werden gewisse Modellparameter für jede Messstelle individuell gefittet und unterscheiden sich deshalb von Messstelle zu Messstelle. Die grösste Verbesserung ergibt sich dabei, wenn T_{GW} als lokale Variable eingesetzt wird. Dies wird darauf zurückgeführt, dass neben lokal unterschiedlichen Grundwasserneubildungsraten auch die mittlere Mächtigkeit des Zuströmbereichs nicht überall gleich gross ist (vgl. Gleichung 6). Zusätzlich wird der Anteil der alten Komponente für alle Pumpwerke sowie Gäu 169 lokal gefittet, für alle anderen (untiefen) Piezometer jedoch auf 0 festgelegt. Da T_{alt} nur auf ³⁹Ar-Messungen sensibel ist, macht dort ein lokales Fitten keinen Sinn. Auch bei τ_g ist dies nicht sinnvoll, da die Anzahl der freien Parameter im Vergleich zu den Messwerten zu gross würde. Hingegen wird bei Messstellen, wo ³H und ³He gemessen wurden auch noch die mittlere vertikale Geschwindigkeit in der UZ, \overline{v} , lokal gefittet.

Vergleich Infiltration/ Grundwasserneubildung

Berechnet man das UZ-GW-Modell gemäss Kapitel 3.4.5 und obigen Vorgaben, dann braucht man weder die mittlere Mächtigkeit des Zuströmbereichs D einer Messstelle zu wissen, noch die Porosität θ, den Wassergehalt in der UΖ θ_w, Infiltrationsoder Grundwasserneubildungsraten R_{UZ} und R_{GW} . Diese stecken alle implizit in den fünf gefitteten Modellparametern (vgl. Gleichungen 4, 5 und 6). Trifft man jedoch eine Annahme für D und θ , so ist es möglich, die anderen drei Grössen zu berechnen. Für sandigen Kies wie im Gäu ist die Porosität typischerweise θ = 0.15±0.05. In der ungesättigten Zone ist die Deckschicht (1-3m) wesentlich feinkörniger, deshalb wird die mittlere Porosität der UZ als θ = 0.2±0.05 angenommen. Sie teilt sich auf in Gasphase und Wasserphase: $\theta = \theta_{q} + \theta_{w}$. Zwischen der Porosität θ , der wassergefüllten Porosität in der UZ θ_w und der Tortuosität der Gasphase T_q gibt es folgenden empirischen Zusammenhang [Millington und Quirk, 1961]:

$$\tau_g = \frac{(\theta - \theta_w)^{7/3}}{\theta^2} \tag{A3}$$

Für Variante G ist es naheliegend, als Mächtigkeit des Zuströmbereichs die mittlere Mächtigkeit der gesättigten und ungesättigten Zone des jeweiligen Gebiets zu nehmen: 12.9 / 9.0 m für die UZ und 35.7 / 21.7 m für das Grundwasser [Paratte, 2013]. Für Variante L müsste im Prinzip die mittlere Mächtigkeit des Zuströmbereichs der jeweiligen Messstelle verwendet werden, dieser ist aber nur mittels eines numerischen Modells bestimmbar. Als beste Näherung wird die Mächtigkeit direkt bei der Messstelle verwendet, welche sich aber deutlich von der mittleren Mächtigkeit unterscheiden kann.

Berechnet man dies, so stellt man fest, dass die Gesamtinfiltrationsrate für die meisten Messstellen kleiner ist als die Grundwasserneubildungsrate, was physikalisch keinen Sinn macht (das Umgekehrte ist jedoch sehr wohl möglich). Physikalisch macht es deshalb Sinn zu verlangen, dass $R_{UZ} > R_{GW}$ und die fünf Modellparameter beim Fitten entsprechend einzuschränken und den Transport in der UZ und im GWL stärker aneinander zu koppeln (**starke Kopplung**). Diese zusätzliche Bedingung macht es möglich bei der Variante Lokal zusätzlich auch noch die Tortuosität τ_g lokal zu fitten und trotzdem noch eine eindeutige Lösung zu erhalten. Damit setzt das Modell jedoch voraus, dass θ sowie D anderweitig abgeschätzt wurden und relativ genau bekannt sind. Ist jedoch z.B. die mittlere Mächtigkeit halb so gross wie bei der Messstelle und das Verhältnis der Porosität in GWL und UZ um einen

Faktor 1.5 anders für eine bestimmte Messstelle, so fordert die starke Kopplung eine 3x so hohe gesamt Infiltrationsrate wie die tatsächliche Grundwasserneubildungsrate beträgt. Die **schwache Kopplung** berücksichtigt dies, indem sie nur fordert dass $R_{UZ} > R_{GW}/3$. Damit ist das Modell auch wesentlich weniger stark mehr von einer korrekten Abschätzung von θ und D abhängig. Die Modellvarianten G1 und L1 werden deshalb als beste Wahl angesehen. Da L1 zudem lokale Unterschiede besser abbilden kann wird L1 als Referenzvariante gewählt.

REFERENZEN

Etcheverry, David und Vennemann, Torsten, 2009, Isotope im Grundwasser - Methoden zur Anwendung in der hydrogeologischen Praxis, *Bundesamt für Umwelt*, Bern

Millington, R. J. und Quirk, J. P., 1961, Permeability of porous solids, *Trans. Faraday Soc., 57*, 1200-1207

Paratte, D., 2013, Analyse critique du projet nitrates du Dünnerngäu, Soleure, *Masterarbeit am Centre d'Hydrogéologie et géothermie, Université de Neuchâtel*

Vogel, J. C., 1967, Investigation of Groundwater Flow with Radiocarbon, *Isotopes in Hydrology. Vienna, International Atomic Energy Agency*, p. 355-369

A2 Daten Bohrungen ungesättigte Zone 2014

	H1			H2			K 1			K2			01			02	
Tiefe	Wasser	Nitrat	Tiefe	Wasser	Nitrat	Tiefe	Wasser	Nitrat	Tiefe	Wasser	Nitrat	Tiefe	Wasser	Nitrat	Tiefe	Wasser	Nitrat
m	Gew.%	mg/L	m	Gew.%	mg/L	m	Gew.%	mg/L	m	Gew.%	mg/L	m	Gew.%	mg/L	m	Gew.%	mg/L
0.00	50.5	0.1	0.00	41.9		0.00	27.3	743.2	0.00	33.8	0.3	0.00	41.4	504.6	0.00	35.8	0.8
0.25	36.9	10.5	0.25	43.7	1.6	0.25	20.4		0.25	33.4		0.25	44.6	143.2	0.25	33.1	0.9
0.50	31.7	50.5	0.50	35.0	35.7	0.50	22.8	66.0	0.50	23.0	76.0	0.50	33.9	254.7	0.50	25.9	32.0
0.75	34.4	65.4	0.75	26.1	20.1	0.75	23.2	45.1	0.75	20.5	72.5	0.75	33.4	212.7	0.75	25.7	31.9
1.00	34.9	6.4	1.00	29.3	10.9	1.00	17.1	71.4	1.00	23.6	0.1	1.00	36.8	283.8	1.00	29.5	24.2
1.25	37.3	12.8	1.25	23.5	6.3	1.25	11.9	47.5	1.25	9.6	35.4	1.25	33.1	197.2	1.25	29.2	1.2
1.50	25.5	28.5	1.50	28.7	15.7	1.50	9.7	51.6	1.50	6.0	20.3	1.50	28.7	149.2	1.50	29.7	1.5
1.75	29.0	28.1	1.75	12.7	15.4	1.75	8.2	55.7	1.75	6.0	0.8	1.75	28.1	133.4	1.75	28.0	1.1
2.00	29.9	28.2	2.00	19.0	23.8	2.25	11.7	87.5	2.00	19.1	21.2	2.00	31.7	230.5	2.00	29.9	4.6
2.25	11.1	29.4	2.25	8.8	54.1	2.50	12.9	79.8	2.50	11.4	24.7	2.25	28.8	225.7	2.25	25.8	12.0
2.50	9.5	32.1	2.50	48.0	29.4	2.75	11.6	78.8	2.75	7.7	27.4	2.50	31.1	87.2	2.50	17.0	1.4
2.75	18.6	19.3	2.75	8.2	21.9	3.00	21.5	55.8	3.00	8.6	31.5	2.75	11.7	170.3	2.75	12.0	0.2
3.00	7.8	29.2	3.00	4.1	78.3	3.50	8.8	26.6	3.50	9.7	28.9	3.00	25.5	158.7	3.00	10.8	0.0
3.50	4.3	30.7	3.50	7.4	78.9	4.00	8.3	38.6	4.00	7.8	7.7	3.50	7.9	182.6	3.50	7.4	1.2
4.00	1.2	35.7	4.00	5.9	70.5	4.50	8.3	35.0	4.50	6.9	17.3	4.00	9.6	160.9	4.00	4.9	1.7
4.50	0.7	72.9	4.50	10.6	26.1	5.00	7.1	54.0	5.00	5.9	17.6	4.50	4.6	129.0	4.50	4.9	0.9
5.00	9.5	1.0	5.00	2.7	17.2	5.50	13.0	52.3	5.50	7.0	14.8	5.00	1.6	147.4	4.51	5.7	1.5
5.50	11.9	0.8	5.50	7.7	12.5	6.00	7.5	15.3	5.90	5.3	25.9	5.50	2.7	197.2	5.00	0.4	15.4
6.00	23.7	13.7	6.00	25.2	1.8	6.50	3.8	40.5	6.40	2.4	10.6	6.00	3.4	179.5	5.50	4.1	1.9
6.50	6.3	12.4	6.50	5.4	13.4	7.00	6.5	49.1	6.80	1.2	4.8	6.50	4.7	168.1	6.00	0.5	14.1
7.00	5.9	9.0	7.00	24.7	17.7	7.50	8.9	31.4	7.00	1.6	9.6	7.00	6.7	154.9	6.50	2.2	2.5
7.50	13.1	0.6	7.50	14.9	6.5	7.60	2.1	1.5	7.50	0.9	27.6	7.50	1.1	245.3	7.00	0.6	7.9
8.00	8.1	1.5	8.50	5.1	11.5	8.00	4.2	33.2	8.00	4.0	1.4	8.00	5.3	144.7	7.51	3.1	2.4
			9.00	3.6	4.5	8.50	2.3	42.7	9.50	1.4	24.1	8.50	3.2	141.0	8.00	1.1	4.5
			9.50	21.5	0.9	9.00	2.6	53.4	10.00	3.7	14.5	9.00	0.5	262.3	8.50	1.6	2.7
						9.50	1.1	51.7				9.50	3.1	117.0	8.51	2.7	2.3
						10.00	0.6	115.5				10.00	1.7	148.0	9.00	0.5	10.3
															9.01	0.9	5.4
															10.00	3.0	1.5

Tabelle A2.1: Bodenfeuchtgehalt (Gewichts-%) und Nitratkonzentration im Porenwasser (mg/L) von Bohrkernen aus der ungesättigten Zone.

A3 Beprobte Messstellen

Tabelle A3.1 : Liste der beprobten Messstellen mit deren Eigenschaften.

ALLGEMEIN	IE INFORMATIO	Ν								
			Bezeichnung		X_coord	Y_coord	Höhe	Durch- messer	Tiefe	
Kurz-ID	ID	VEGAS - Nummer	Тур	Location			(m ü. M.)	(cm)	(m)	Alte Bezeichnung
1	1 = Moos	621236001	Pumpwerk	Oensingen	621003	236786	457.5	n.d.	n.d.	PW Moos
2	2 = Neufeld	626239002	Pumpwerk	Neuendorf	626235	239305	438	n.d.	48.00	PW Neufeld
5	5 = Zelgli	630241004	Pumpwerk	Kappel	630278	241515	425.5	300	25.11	PW Zelgli
6	6 = Wangen	632243001	Pumpwerk	Wangen b. Olten	632755	243240	416	n.d.	n.d.	PW Wangen (Bornstrasse)
7	7 = Gheid 2	633243001	Pumpwerk	Olten (Gheid 2)	633475	243436	416.5	n.d.	n.d.	PW Gheid 2
8	8 = Gheid 3	-	Pumpwerk	Olten (Gheid 3)	633525	243460	416			
9	9 = Gheid B	633243004	Pumpwerk	Olten (Gheid B)	633970	243570	418	n.d.	n.d.	PW Gheid B
10	10 = Gheid C	633243005	Pumpwerk	Olten (Gheid C)	633999	243500	417.40	n.d.	n.d.	PW Gheid C
20	20	625239001	Messstelle	Oberbuchsiten	625035	239345	432.64	80.0	13.65	P20 (Pw Oberbuchsiten)
25	25	625239024	Messstelle	Neuendorf	625190	239085	411	20.3	20.25	P23 (Entrianmebrunnen GWP Jura 2) P27 (WP Einwohnergemeinde Neuendor)
21	21	628240015	Messstelle	Härkingen	628846	230030	430 78	11.4	11 22	P36A (Bobrung Ronal 2)
30 42	30 42	620240015	Messstelle	Gunzgen	620540	240038	426.1	n m	n m	P42 (WP Patiswiss AG)
63	63	620237008	Messstelle	Oensingen	620377 4	237656.6	464 793	11.4	>50	P63 ("Bohrung")
65	65	621236002	Messstelle	Oensingen	621961 0	236329.8	454 095	11.4	29.94	P65 (Li Oensingerfeld)
66	66	621237007	Messstelle	Oensingen	621379.3	237133.2	460.446	11.4	66.91	P66 ("Sondierbohrung")
69	69	622234007	Messstelle	Oensingen	622586.6	234513.4	456.497	11.4	29.90	P69 (KB 09-01)
70	70	622235002	Messstelle	Oensingen	622727.7	235228.1	454.482			
73	73	623236009	Messstelle	Kestenholz	623011.6	236739.4	450.964	11.4	29.28	P73 ("Bohrung")
74	74	623237005	Messstelle	Kestenholz	623813.7	237679.9	447.574	11.4	24.68	P74 (Li Kestenholz)
83	83	627241017	Messstelle	Egerkingen	627481	241193	430.67	20.3	13.11	P83 ((Rückgabebrunnen GWP Sunnepark)
86	86	627241022	Messstelle	Egerkingen	627353	241292	433			
87	87	627241023	Messstelle	Egerkingen	627314	241117	433			
100	100	629241016	Messstelle	Hägendorf	629649	241937	428.45	11.4	11.50	P100 (KB 1/10)
111	111	631242020	Messstelle	Hägendorf	631185	242488	421.39	11.4	10.07	P111 (KB3/08)
113	113	631242022	Messstelle	Hagendorr Wongon b. Olton	631457	242787	423.95	11.4	19.66	P113 (KB-1)
122	122	633243008	Messstelle	Wangen b. Olten	633391	243709	409.2	10.2	0.4Z	P122 (SBO04) P123 (SBO66)
123	123	633243009	Messstelle	Wangen b. Olten	622700	243009	410	11.4	16.41	P127 (KB 1/10)
156	156	625239018	Messstelle	Neuendorf	625920	243033	438.76	11.4	19.64	P156 (Bohrung Nr. 87-2)
162	162	629238011	Messstelle	Härkingen	629264	238617	430.71	11.4	19.80	P162 (RB4-11)
165	165	628240026	Messstelle	Härkingen	628223	240674	431.84	25.4	13.64	P165 (Entnahmebrunnen GWP Bohrfix)
166	166	-	Messstelle	Neuendorf	626710	238910	437			
167	167	-	Messstelle	Oensingen	623627.9	238498.1	445.769			
168	168	-	Messstelle	Niederbuchsiten	625390	238220	443			
169	169	-	Messstelle	Niederbuchsiten	625445	238240	443			
170	170	-	Messstelle	Kappel	631965	242410	422			
171	171	-	Messstelle	Wangen b. Olten	632410	243260	418			
172	172	-	Messstelle	Wangen b. Olten	632595	243260	417			
174	174	-	Messstelle	Niederbipp	620565.2	236199.5	456.993			
175	175	-	Messstelle	Niederbipp	620000.9	236064.2	459.535			
179	179	-	Messstelle	Niederbipp	620178.3	235151.0	453.182			
181	181	-	Messstelle	Niederbipp	621202.7	235855.6	455.836			
100	185	-	Messstelle	Oonsingon	622505	234309.5	404.404			
999	999=BE	621235007	Messstelle	Oensingen	621448.5	235102.0	456.471	11.4	32.17	
501	501	621228008	Quelle Karst	Oensingen - Roggen	621777	238967	749.144	-	-	
502	502	622238002	Quelle Karst	Oensingen - Roggen	622011	238894	699	-	-	^
503	503	629243001	Quelle Karst	Hägendorf	629120	243790	608	-	-	
504	504	628243001	Quelle Karst	Hägendorf	628975	243790	620	-	-	
505	505	624237002/3	Quelle Molasse	Niederbuchsiten	624828	237279	472	-	-	
554	554 = 154	634244003	Quelle Lockergestein	Olten	634673	244175	397	-	-	
601	601	Dünnern	Fluss	Oensingen	620325	238010	-	-	-	
602	602	Dünnern	Fluss	vvangen b. Olten	632605	243403	414	-	-	
603	603	Chrebskanal	Fluss	Kestenholz	622968	236698	-			
604	604	Dünnern	Fluss	Oensingen nach ARA	623180	238050	-			
Dünnern	Dünnern	Dünnern	Fluss	Oensingen	623120	238008	-			
H1	H1	-	Messstelle UGZ	Hagendorf	631390	242565	-			
H2	H2	-	Messstelle UGZ	Hagendorf	631535	242440	-			
K1 K2	N1 K2	-	Messstelle LIG7	Kestenholz	623060	23/690	-			
01	01	-	Messstelle UG7	Oberbuchsiten	62/615	230010	-			
02	02	-	Messstelle UGZ	Oberbuchsiten	623850	238650	-			
	Durch BSB+	Partner am 15	9 2014 nivelliert		320000	200000				<u>+</u>

	Zusätzliche Informatione	n
501	Roggenquellen (Fischbrunnenquelle)	Einlauf 1 Sammelbrunnstube Roggenquellen (622238004 bei Koordinate 622013 / 238858)
502	Roggenquellen (Buchbrunnenquelle)	Einlauf 2 Sammelbrunnstube Roggenquellen (622238004 bei Koordinate 622013 / 238858)
503	Tüfelsschluchtquellen (Vögeliquelle, Schacht A2)	Zulauf aus Schacht A2 in Sammelbrunnstube (Schacht A, 629243003, bei Koordinate 629245 / 243830)
504	Tüfelsschlucht-/Buchmatt-/Bärenwiler-/Schneggenmattquellen (Mischwasser aus Schacht B)	Zulauf aus Schacht B in Sammelbrunnstube (Schacht A, 629243003, bei Koordinate 629245 / 243830)
505	Fiechtenbänliquellen (Mischwasser)	Einlauf Mischwasser in Quellwasserreservoir
554	= 154 (Grundwasseraufstoss Rötzmatt)	
601	Dünnern Oensingen : 1km vor ARA Falkenstein	
602	Dünnern Wangen b. Olten	
604	Dünnern nach Einlauf der ARA Falkenstein	
999	= BE	
ARA	ARA auf Karte liegt bei Punkt 604	
	Nivellierung	
Messstel	len 1,2,5,6,7,9,10	Daten von Rainer Hug
Messstel	len 63,65,66,69,70,73,74,174,175,179,181,85,999	Nivelliert von BSB + Partner am 15.09.2014

A4 Hydrochemische Daten

Tabelle A4.1 : Kampagne 2011. Probenahmemethode.

ALLGE	MEINE INFORMA	TIONEN		INFORMAT	ION ZUR PR	OBENAHME								
	Name	Name	Datum	Pump- rate	Pump- dauer	Pumpen- tiefe	Pumpen- typ	Ab- senkung	Durch- messer	Wasser- spiegel	Gesamt- tiefe	Volumen in Rohr	Pump- volumen	PV/WVW
	ID	VEGAS - Nummer		L/min	min	m		cm	cm	m	m	WVW (L)	PV (L)	-
	1 = Moos	621236001	26/09/2011	4800	30	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.m.	n.d.	n.c.	144000	n.c.
	2 = Neufeld	626239002	21/09/2011	3080	68	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.m.	48.00	n.c.	209440	n.c.
¥	5 = Zelgli	630241004	21/09/2011	4000	60	24	n.d.	n.m.	300	5.44	25.11	138969	240000	2
vei	6 = Wangen	632243001	22/09/2011	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.m.	n.d.	n.c.	n.c.	n.c.
du	7 = Gheid 2	633243002												
Pu	8 = Gheid 3	633243001	27/09/2011	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.m.	n.d.	n.m.	n.d.	n.c.	324000	n.c.
	9 – Gheid B	633243004	27/09/2011	nd	n d	n d	n d	n m	n d	n m	nd	nc	270000	nc
	3 = Glicid B	622242005	27/09/2011	n d	n d	n d	n d	n m	n d	n m	nd	nc	295200	nc
		625239001	27/09/2011	150	35	11	S07	3	80.0	8 77	13.65	2452	5250	2
	20	625239001	27/09/2011	300	15	nd	n d	nm	20.3	20	30	324	4500	14
	23	020209024	27/09/2011	-	-		Sampler	-	60.0	11 /8	20.25	2/78	n.c	nc
	27	626238008	15/09/2011	80	25	10.7	SO5	2	11 /	7 01	11 22	2470	2000	50
	30	628240015	27/00/2011	00	23	10.7	Samplar	2	n m	5.09	n m	54	2000	0.0
	42	629241001	27/09/2011	- 10	47	~ 40	Sampler SO7	-	11.11.	22.66	► 5 0	11.0.	1990	-11
	63	620237008	14/09/2011	40	47 50	~ 40	MD1	Z14 E	11.4	32.00	20.04	17	1000	60
	65	621236002	14/09/2011	20	50	29.4		5	11.4	20.31	29.94	17	1000	00
	66	621237007	22/09/2011	150	24	38	SQT	n.m.	11.4	34.57	00.91	330	3600	05
	69	622234007	14/09/2011	25	50	29.4	MP1	15	11.4	26.37	29.90	30	1250	35
	70	622235002	00/00/0011					-		05.57			000	47
	73	623236009	22/09/2011	30	22	28.8	MP1	5	11.4	25.57	29.28	38	660	17
	74	623237005	14/09/2011	30	29	24.2	MP1	1	11.4	22.64	24.68	21	870	42
	83	627241017	15/09/2011	70	32	12.6	SQ5	5	20.3	7.86	13.11	170	2240	13
	86	627241022												
	87	627241023												
	100	629241016	22/09/2011	150	23	11	SQ7	10	11.4	7.89	11.50	37	3450	94
	111	631242020	15/09/2011	70	28	9.6	SQ5	7	11.4	6.65	10.07	35	1960	56
ter	113	631242022	27/09/2011	150	34	14.5	SQ7	28	11.4	10.73	19.66	91	5100	56
me	122	633243008	15/09/2011	40	30	7.9	MP1	2	10.2	6.80	8.42	13	1200	91
ezo	123	633243009	27/09/2011	155	29	18.5	SQ7	5	11.4	14.53	21.79	74	4495	61
ä	127	633243029	15/09/2011	20	33	16.3	MP1	23	11.4	15.80	16.41	6	660	106
	156	625239018	14/09/2011	40	35	19.1	MP1	1	11.4	14.84	19.64	49	1400	29
	162	629238011	22/09/2011	150	40	19.3	SQ7	66	11.4	17.36	19.80	25	6000	241
	165	628240026	15/09/2011	300	48	n.m.	n.d.	n.m.	25.4	9.09	13.64	230	14400	62
	166	626238009												
	167	623238004												
	168	625238018												
	169	625238017												
	170	631242031												
	171	632243029												
	172	632243030												
	174	-												
	175	-												
	179	-												
	181	621235001												
	185	620234001												
	186	622234007												
	999=BF	621235007	22/09/2011	30	25	31.7	MP1	3	11.4	30.57	32.17	16	750	46
	501	621228008	21/09/2011	2.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	502	622238002	21/09/2011	5.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
e	502	629243001	21/09/2011	46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ine	504	628243001	21/09/2011	500	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
G	505	624237002/3	21/09/2011	13.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	554 - 154	63/2//002/0	21/09/2011	>600	-	-	-	-	-	-	-	-	-	_
	601	Dünnern	21/00/2011	_ 000			-	-	-			-		
1	602	Dünnern	21/00/2011	n.m.			-	-	_	-		-	-	
ssr	603	Chrebekanal	21/03/2011		_	-	-	-	-	_	-	-	-	-
Ē	604	Dünnern												
1	Düppere	Dünnern												
	Dunnem	Dunnenn												

Tabelle A4.2 : Kampagne 2011. Feldparameter, Hauptionen und gelöstes Silikat.

ALLGE	MEINE INFORMA	TION	FELDPAR	AMETER			HAUPT	ONEN								
			Temp.	Elek. LF	pН	Sauer- stoff	Na	к	Mg	Ca	CI	NO ₃	SO4	HCO ₃	lonen Bilanz	SiO ₂
	ID	VEGAS - Nummer	°C	uS/cm 25°C		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	%	mg/L
	1 = Moos	621236001	11.3	471	7.06	7.96	4.5	1.2	5.1	94.5	8.9	9.7	19.1	283	-0.72	5.2
	2 = Neufeld	626239002	10.8	673	6.80	8.44	5.4	1.3	9.4	131	14.8	39.2	21.0	377	-0.52	6.8
¥	5 = Zelgli	630241004	11.0	655	6.98	8.96	6.9	1.9	9.6	126	17.6	33.2	19.7	367	-0.43	7.6
ove	6 = Wangen	632243001	n.m.	651	6.80	8.00	8.0	2.2	8.3	121	19.5	28.4	20.0	360	-1.23	7.0
Ĕ	7 = Gheid 2	633243002														
P	8 = Gheid 3	633243001	11.3	620	6.78	8.35	8.6	2.4	8.2	132	19.2	25.5	19.7	346	4.60	6.2
	9 = Gheid B	633243004	10.8	634	6.83	8.11	7.3	2.2	8.5	122	18.1	28.2	19.8	361	-0.95	6.8
	10 = Gheid C	633243005	10.8	641	6.81	8.44	7.4	2.2	8.3	124	18.3	28.7	19.7	362	-0.65	6.9
	20	625239001	11.2	622	6.81	8.23	8.0	3.3	5.6	120	16.3	21.9	21.3	358	-1.70	5.9
	25	625239024	11.2	639	7.01	9.00	12.3	2.1	6.6	120	25.8	20.3	20.3	355	-1.18	5.7
	27	626238008	11.5	657	6.78	9.04	5.5	3.9	8.8	126	20.2	33.3	17.7	383	-2.70	6.4
	36	628240015	12.0	667	6.69	7.44	5.8	2.6	9.2	126	10.4	45.9	20.9	386	-2.78	10.3
	42	629241001	13.2	554	6.90	8.72	5.8	1.9	5.6	109	15.4	18.7	17.2	322	-1.23	5.5
	63	620237008	11.6	489	7.07	9.17	5.9	1.5	4.8	95.0	9.8	7.2	20.2	291	-1.38	5.1
	65	621236002	11.4	662	6.93	8.62	9.7	1.6	6.6	129	12.9	35.1	15.7	384	-0.79	5.7
	66	621237007	10.3	511	6.98	10.88	6.4	1.5	5.9	97.1	14.1	8.6	21.7	292	-1.13	5.3
	69	622234007	10.3	418	7.12	9.81	4.3	0.65	4.4	79.3	4.1	16.9	11.2	246	-1.41	11.2
	70	622235002														
	73	623236009	11.2	643	6.64	9.07	3.0	1.1	9.2	127	7.0	40.9	18.7	374	-0.77	5.8
	74	623237005	10.8	609	6.95	8.28	3.6	0.95	6.6	122	8.3	25.3	15.5	364	-0.86	5.7
	83	627241017	12.2	553	6.85	9.01	5.6	3.3	3.9	108	13.6	21.3	15.7	314	-1.18	6.0
	86	627241022														
	87	627241023														
	100	629241016	12.8	733	6.70	4.17	25.5	2.8	4.4	130	49.5	15.7	24.7	363	-0.58	7.2
	111	631242020	12.0	595	6.71	7.69	8.9	2.3	4.2	116	20.1	18.4	18.8	329	-0.72	5.7
ter	113	631242022	12.0	618	6.84	7.01	11.3	2.8	3.6	120	28.4	19.7	20.7	335	-1.30	5.9
me	122	633243008	12.7	637	6.66	6.99	12.5	3.0	4.5	118	30.3	19.9	24.1	328	-1.17	6.4
ezo	123	633243009	12.2	624	7.11	9.28	10.9	2.5	5.4	118	27.5	20.7	22.3	337	-1.49	6.4
ä	127	633243029	13.0	628	6.67	6.68	15.5	3.4	4.0	114	32.1	19.9	29.5	314	-1.39	5.9
	156	625239018	11.3	680	6.92	7.97	5.5	1.2	6.8	136	13.7	39.2	19.3	382	-0.56	6.1
	162	629238011	11.0	636	6.68	7.45	14.8	2.9	6.1	122	11.9	21.8	17.9	381	-0.16	11.4
	165	628240026	12.7	682	6.66	8.07	9.2	1.7	6.6	130	24.6	33.9	15.7	371	-1.22	6.1
	166	626238009														
	167	623238004														
	168	625238018														
	169	625238017														
	170	631242031														
	171	632243029														
	172	632243030														
	174	-														
	175	-														
	179	-														
	181	621235001														
	185	620234001														
	100 000-BE	621235007	11 1	641	6 79	9.73	27	11	84	124	8.0	60.5	16.1	341	-0.89	65
	999=DE	621228008	12.2	587	7 14	10.15	12.7	3.3	9.3	105	29.4	4.5	47.5	295	-0.55	3.0
	502	622238002	9.5	473	6 91	10.06	74	0 74	6.6	87.8	97	6.1	49.5	239	-0.44	2.0
e	502	629243001	9.7	580	7 18	10.00	25.5	0.74	2.4	98.7	49.9	7.8	10.9	282	-1.07	3.7
luel	504	628243001	9.2	547	7.04	10.61	18 7	0.87	27	99.1	32.5	77	91	295	-0.58	4.3
a	505	624237002/3	10.3	485	6.68	8.85	4.9	0.40	3.4	102	1.6	13.0	20.4	300	-0.20	18.5
	554 = 154	634244003	12.3	618	6.83	7.62	10.4	3.0	5.5	118	23.7	20.9	22 7	334	-0.66	6.6
<u> </u>	601	Dünnern	13.0	420	8.20	10.81	4.1	1.6	4.6	86.2	6.2	6.3	12.6	269	-0.44	4.5
	602	Dünnern	13.4	465	8.33	10.79	12.4	3.2	4.9	85.8	19.0	13.4	21.3	256	-0.77	3.5
SS	603	Chrebskanal											-			
Flu	604	Dünnern														
	605	Dünnern														
	Dünnern	Dünnern														
			Italics: im	Labor gen	nessen	1										

Tabelle A4.3 : Kampagne 2012. Feldparameter, Hauptionen und gelöstes Silikat.

ALL	GEMEINE INFORM	MATION		FELDPA	RAMETER			HAUPTI	ONEN								
			Date	Temp.	Elek. LF	рН	Sauer- stoff	Na	к	Mg	Ca	СІ	NO ₃	SO4	HCO₃	lonen- bilanz	SiO ₂
	ID	VEGAS - Nummer		Oc	uS/cm 25°C		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	%	mg/L
	1 = Moos	621236001	24/04/2012	11.3	488	7.4	6.8	4.6	1.5	5.3	95.1	9.2	9.2	18.3	279.0	0.56	5.6
	2 = Neufeld	626239002	24/04/2012	10.5	693	7.3	7.5	5.5	1.4	9.8	130.7	13.8	37.2	20.8	377.0	0.01	7.7
¥	5 = Zelgli	630241004	23/04/2012	11.2	627	7.5	7.9	6.6	1.9	9.7	123.4	16.8	29.6	19.4	364.0	-0.19	7.2
0 Me	6 = Wangen	632243001	23/04/2012	0.0	626	7.4	7.9	7.8	2.2	8.6	120.8	16.2	27.1	18.9	359.0	-0.30	7.5
L R	7 = Gheid 2	633243002															
٦	8 = Gheid 3	633243001	20/04/2012	11.4	616	7.4	8.2	8.2	2.2	7.7	120.3	17.6	25.3	19.4	355.0	-0.54	7.0
	9 = Gheid B	633243004	20/04/2012	11.3	628	7.4	8.1	7.6	2.3	8.8	121.8	16.9	27.0	19.6	362.0	-0.41	7.7
	10 = Gheid C	633243005	20/04/2012	11.3	634	7.4	8.3	7.6	2.4	8.6	124.2	16.7	28.5	19.5	367.0	-0.35	7.5
	20	625239001	19/04/2012	11.1	638	7.4	7.9	8.2	3.5	5.9	122.5	16.6	27.4	20.3	351.0	-0.30	6.8
	25	625239024	19/04/2012	11.7	679	8.1	9.2	14.2	1.8	7.1	125.8	30.6	22.5	20.7	354.0	0.43	6.5
	27	626238008	19/04/2012	11.9	702	7.8	9.1	7.1	4.1	9.4	131.9	16.6	38.0	17.6	385.0	0.05	8.2
	36	628240015	18/04/2012														
	42	629241001	24/04/2012	12.0	598	7.5	9.3	6.3	2.1	5.4	107.7	16.7	17.8	16.6	307.0	0.09	6.5
	63	620237008	16/04/2012														
	65	621236002	16/04/2012														
	66	621237007	16/04/2012	9.1	529	7.4	11.6	8.2	1.6	6.4	99.4	18.6	8.6	22.2	289.0	0.16	5.6
	69	622234007	16/04/2012	10.0	430	7.3	11.1	4.0	0.7	4.8	83.4	4.3	16.2	11.5	257.0	-0.86	10.8
	70	622235002															
	73	623236009	18/04/2012	10.2	652	7.4	9.2	3.3	1.1	9.4	128.4	8.0	42.7	20.1	374.0	-0.72	6.4
	74	623237005	18/04/2012	10.2	628	7.3	9.0	3.6	1.2	7.7	127.4	7.6	25.5	16.4	384.0	-0.56	9.3
	83	627241017															
	86	627241022															
	87	627241023															
	100	629241016															
	111	631242020															
ter	113	631242022	24/04/2012	11.0	649	7.3	6.5	11.7	2.6	4.1	122.4	27.6	21.2	22.8	334.0	-0.37	6.3
me	122	633243008															
ezo	123	633243009	20/04/2012	12.2	581	6.8	5.9	12.5	2.9	5.6	120.9	27.6	23.2	23.5	342.0	-0.94	6.7
ā	127	633243029															
	156	625239018	40/04/0040														
	162	629238011	18/04/2012	10.7	748	7.3	5.6	14.5	2.6	7.0	143.2	24.9	23.2	20.5	432.0	-0.94	11.3
	165	628240026	10/04/2012	11.2	748	7.5	8.4	20.3	2.0	7.1	133.6	46.0	34.0	17.3	370.0	-0.54	6.9
	166	626238009															
	167	623238004															
	168	625238018															
	169	625238017															
	170	631242031															
	171	632243029															
	172	032243030															
	174	-															
	170																
	181	-															
	185	620234001															
	186	622234007															
	999=BF	621235007	16/04/2012	11.0	671	72	11 1	2.8	11	92	131.0	69	73.4	14 4	352.0	0.01	71
	501	621228008	24/04/2012	7.1	445	7.7	10.9	3.9	0.8	6.9	87.7	5.9	3.0	22.9	271.0	0.00	3.3
	502	622238002	24/04/2012	8.0	381	7.6	10.5	4.4	0.7	5.4	73.8	6.6	4.5	21.1	221.0	0.00	3.6
lle	503	629243001	23/04/2012	7.5				16.1	0.3	1.0	101.9	27.6	4.9	6.4	296.0	0.23	2.8
Jue	504	628243001	22/04/2012	7.5				14.5	0.7	2.0	99.2	25.5	7.4	7.1	293.0	-0.20	2.9
Ŭ	505	624237002/3		-							-					_	
1	554 = 154	634244003	20/04/2012	11.3	571	7.4	0.0	11.0	3.0	5.4	109.2	22.1	19.9	22.8	315.0	-1.05	6.6
	601	Dünnern	19/04/2012	9.9	358	8.8	11.0	3.3	1.3	4.1	85.5	5.8	6.9	10.0	264.0	-0.31	3.6
ISS	602	Dünnern	20/04/2012	9.4	418	8.5	11.3	7.7	1.9	4.2	85.9	11.0	9.6	15.3	259.0	-0.14	4.0
Ē	603	Chrebskanal	18/04/2012					3.7	1.3	4.0	87.8	6.2	5.8	10.5	270.0	-0.05	4.2
	604	Dünnern															

Tabelle A4.4 : Kampagne 2013. Feldparameter, Hauptionen und gelöstes Silikat.

ALLG	EMEINE INFORM	ATIONEN		FELDPA	RAMETER			HAUPT	IONEN								
			Datum	Temp.	Elek. LF	рН	Sauer- stoff	Na	к	Mg	Са	CI	NO ₃	SO₄	HCO ₃	lonen- bilanz	SiO ₂
	ID	VEGAS - Nummer		°C	uS/cm 25°C		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	%	mg/L
	1 = Moos	621236001	05.06.2013	11.8	482	7.4	7.6	4.7	1.2	5.1	97	12.0	10.5	18.6	283.0	-0.34	5.4
	2 = Neufeld	626239002	28.05.2013	10.7	653	7.5	7.5	5.6	1.2	9.5	133	13.8	38.3	21.2	375.0	0.65	6.6
¥	5 = Zelgli	630241004	05.06.2013	11.2	662	7.3	7.6	9.0	2.0	9.7	130	26.4	30.4	19.4	363.0	0.92	6.6
awc	6 = Wangen	632243001	06.06.2013	11.4	637	7.5	8.2	8.0	2.1	8.4	124	20.6	27.5	18.5	364.0	-0.64	6.5
Ē	7 = Gheid 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ā	8 = Gheid 3	633243001	05.06.2013	11.2	633	7.2	7.5	8.7	2.2	7.4	125	21.2	25.8	18.3	359.0	0.03	6.5
	9 = Gheid B	633243004	05.06.2013	11.3	636	7.3	7.1	8.1	2.2	8.6	127	19.0	28.0	18.9	365.0	0.62	8.7
	10 = Gheid C	633243005	05.06.2013	10.3	647	7.1	7.3	8.2	2.2	8.4	129	18.7	28.8	18.5	370.5	0.62	5.0
	20	625239001	06.06.2013	12.2	581	7.3	8.8	6.3	3.1	5.3	118	11.3	23.8	17.1	346.0	-0.38	5.6
	25	625239024	28.05.2013	11.7	663	7.8	8.6	17.8	2.1	6.5	124	40.3	18.6	18.5	348.0	0.19	5.6
	27	626238008	07.06.2013													0.70	
	36	628240015	03.06.2013	11.1	690	7.2	8.4	7.6	3.1	10.0	137	11.6	50.5	18.6	393.0	0.72	9.2
	42	629241001	27 05 2012	11.6	582	7.7	8.7	8.7	3.3	5.2	116	23.6	19.5	16.4	324.0	0.48	5.8
	63	620237008	27.05.2013	10.9	457	7.5	8.4	5.6	1.4	4.2	92	9.7	8.2	19.0	273.0	-0.80	4.8
	65	621236002	30.05.2013	11.5	638	7.3	9.2	6.7	1.1	6.8	132	11.5	33.5	14.2	384.0	1.22	5.9
	66	621237007	20.05.2013	9.8	505	7.6	8.2	8.7	1.5	5.9	98	19.0	9.3	20.7	294.0	-1.30	5.0
	69 70	622234007	06.06.2013	11.0	411	7.0	10.1	4.0	0.6	4.7	84	4.7	13.7	10.3	260.0	-0.03	9.6
	70	622235002	12 06 2013	10.9	685	7.3	8.7	3.1	1.1	7.5	140	5.5	48.3	17.0	414.0	-0.04	<i>1.1</i>
	73	623230009	31 05 2013	10.3	655	7.2	9.7	3.1	1.1	0.7	124	0.2	47.0	14.0	302.0	0.00	5.4
	83	6272/1017	12 06 2013	10.0	055	1.5	9.5	3.0	1.1	0.0	134	12.0	51.1	14.9	363.0	0.04	5.7
	86	627241022	12.06.2013	12.1	584	73	82	10.5	3.6	4.0	114	22.2	16.6	26.3	318.0	-0.64	62
	87	627241023		11 1	573	7.2	9.0	6.8	2.3	37	118	15.1	23.2	15.3	327.0	0.54	5.1
	100	629241016			010	1.2	0.0	0.0	2.0	0.1	110	10.1	20.2	10.0	021.0		0.1
	111	631242020	31.05.2013	10.9	592	7.4	7.5	9.1	2.1	4.4	119	21.1	20.3	17.2	335.0	-0.15	5.6
ъ	113	631242022	06.06.2013	11.1	637	7.2	6.7	12.8	2.5	4.0	128	29.8	22.9	21.6	338.0	0.96	5.5
nete	122	633243008	03.06.2013	11.6	660	7.2	6.7	16.1	3.4	4.5	125	39.2	21.1	23.8	335.0	-0.23	6.0
zor	123	633243009	29.05.2013	11.1	631	7.1	7.3	11.3	2.5	5.7	122	26.1	23.3	20.7	347.0	-0.81	6.1
Pie	127	633243029	03.06.2013	10.8	491	7.4	5.3	10.4	2.4	3.8	95	17.3	12.8	16.9	277.0	-0.15	4.7
	156	625239018	06.06.2013	10.5	682	7.2	8.9	6.9	1.2	6.8	137	18.5	32.7	17.0	386.0	-0.01	6.0
	162	629238011	04.06.2013	10.8	720	7.1	4.5	23.6	2.6	6.4	135	24.6	37.5	19.0	399.0	0.76	8.9
	165	628240026	07.06.2013	10.8	726	7.4	8.5	28.1	2.1	6.1	127	47.9	33.3	16.4	362.0	-0.26	6.1
	166	-	28.05.2013	11.0	676	7.3	8.6	6.2	2.9	8.8	136	13.8	38.2	16.0	397.0	0.07	6.8
	167	-	30.05.2013	12.2	624	7.3	8.5	7.2	3.4	6.6	123	21.5	27.1	17.6	348.0	-0.22	6.2
	168	-	30.05.2013	11.7	689	7.1	8.6	4.3	2.7	8.7	141	12.8	38.7	15.9	408.0	0.04	6.5
	169	-	30.05.2013	11.1	621	7.3	7.9	4.3	1.5	10.5	122	10.2	34.8	19.5	365.0	-0.41	6.1
	170	-	30.05.2013	11.6	690	7.3	7.9	9.9	3.1	8.8	135	27.9	33.3	17.2	381.0	0.29	6.9
	171	-	29.05.2013	10.5	580	7.3	6.6	8.4	1.9	6.4	117	17.6	19.4	19.5	335.0	0.55	5.6
	172	-	29.05.2013	10.1	648	7.3	7.5	9.0	2.2	8.0	129	25.9	26.6	18.2	361.0	0.60	5.9
	174	-	16/10/2013	16.5	567	7.2	5.2	16.4	1.7	4.8	96	38.9	10.5	11.6	274.9	-0.72	5.0
	175	-	04.06.2013	12.6	687	7.3	9.2	10.7	2.1	6.2	136	32.8	31.9	17.3	369.0	-0.19	5.9
	179	-	16/10/2013	12.1	766	7.0	10.8	4.9	1.3	7.1	149	9.1	82.7	26.8	380.8	-0.85	5.3
	181	-	16/10/2013	11.6	735	7.1	9.3	10.5	1.4	7.0	136	24.3	59.1	19.8	363.9	-1.05	
	185	-	16/10/2013	12.6	796	7.1	9.9	41.2	2.9	8.4	120	53.6	26.7	16.1	389.7	-0.61	
	186	-	12.06.2013	10.9	657	7.2	7.7	11.0	1.8	8.7	127	30.7	25.9	18.9	356.0	0.45	6.8
	999=BE	621235007	16/10/2013	12.1	612	7.1	10.5	2.7	1.1	7.2	119	8.8	42.6	11.9	341.6	-0.73	5.3
	501	621228008	05.06.2013	7.3	370	7.7	11.3	2.2	0.6	4.7	78	3.3	5.1	15.3	238.0	-0.05	2.5
a	502	620242004	07.06.2013	7.8	348	7.7	11.0	2.5	0.5	3.9	73	3.2	5.0	11.3	223.0	0.30	2.1
ller	503	628243001	07.06.2013	9.0	510	7.6	10.7	14.1	0.2	0.9	104	26.2	4.7	6.0	302.0	-0.04	2.8
ð	504	020243001	07.00.2013	8.7	512	1.4	12.6	14.0	0.5	1.8	101	25.3	8.1	1.4	295.0	-0.18	3.6
	505	624237002/3	07.06.2013	9.6	492	7.3	9.3	4.6	0.3	3.7	105	1.4	12.8	20.8	315.0	-0.77	16.9
L	554 = 154	634244003	29.05.2013	10.6	580	7.1	6.7	11.1	2.9	5.3	113	21.9	19.1	20.5	321.0	0.15	5.8
	601	Dünnern	07.06.2013														
ssn	602	Dünnern	07.06.2013	14.7	422	8.5	10.5	5.7	1.3	4.1	87	8.2	8.0	14.4	261.0	0.24	4.1
Ē	603	Chrebskanal															
	604	Dünnern	07.06.2013	14.2	457	8.2	9.9	12.2	2.5	4.4	89	15.5	8.8	18.6	265.0	0.84	0.0

Tabelle A4.5 : Kampagne 2013. Ergänzende Parameter.

ALLG	EMEINE INFORM	ATIONEN		VERSCHIEDEN	E PARAMETE	R			
			Datum	Acesulfam	Saccarin	Sucralose	δ^{15} N	δ ¹⁸ Ο	Bor
	ID	VEGAS - Nummer		ng/L	ng/L	ng/L	‰ AIR	‰ VSMOW	ug/L
	1 = Moos	621236001	05.06.2013	18.0	<10	<100			
	2 = Neufeld	626239002	28.05.2013	<10	<10	<100	6.7	2.59	
¥	5 = Zelgli	630241004	05.06.2013	<10	<10	<100	6.8	1.52	
we	6 = Wangen	632243001	06.06.2013						
Ĕ	7 = Gheid 2	633243002	05.06.2013						
P	8 = Gheid 3	633243001							
	9 = Gheid B	633243004	05.06.2013	37.0	<10	<100	6.5	1.04	20
	10 = Gheid C	633243005	05.06.2013						
	20	625239001	06.06.2013						
	25	625239024	28.05.2013				7.6	2.64	
	27	626238008	07.06.2013						
	36	628240015	03.06.2013				7.1	1.82	
	42	629241001					6.7	1.66	
	63	620237008	27.05.2013						
	65	621236002	30.05.2013				7.3	2.38	
	66	621237007	28.05.2013	20.0	<10	<100			24
	69	622234007	06.06.2013						
	70	622235002	06.06.2013						
	73	623236009	12.06.2013	<10	<10	<100			
	74	623237005	31.05.2013				6.6	2.33	
	83	627241017	12.06.2013						
	86	627241022	12.06.2013						
	87	627241023		320.0	<10	<100	6.9	0.18	16
	100	629241016							
	111	631242020	31.05.2013	68.0	<10	<100	7.6	1.16	15
ter	113	631242022	06.06.2013						
me	122	633243008	03.06.2013	252.0	<10	<100	7.9	0.87	21
ezo	123	633243009	29.05.2013				7.5	1.00	
ä	127	633243029	03.06.2013	813.0	<10	<100			17
	156	625239018	06.06.2013	48.0	<10	<100	7.1	1.89	19
	162	629238011	04.06.2013				11.6	4.87	
	165	628240026	07.06.2013						
	166	626238009	28.05.2013	^	4.0	100	5.7	1.00	~ ~ ~
	167	623238004	30.05.2013	77.0	<10	<100	8.2	1.21	21
	168	625238018	30.05.2013	40		100	6.7	0.58	
	169	625238017	30.05.2013	<10	23	<100	4.8	1.32	47
	170	631242031	30.05.2013	32.0	<10	<100	6.3	1.16	17
	171	632243029	29.05.2013	05.0	.40	.400	0.0	1.80	10
	172	632243030	29.05.2013	65.0	<10	<100	7.2	1.61	19
	174	-	16/10/2013				5.0		
	175	-	04.06.2013				5.9	2.64	
	179	-	16/10/2013				7.1	1.88	
	181	621235001	16/10/2013						
	185	620234001	10/10/2013						
	186	622234007	12.00.2013				5.5	0.00	
	999=BF	621228008	05 06 2012				5.5	0.00	
	501	622228002	05.00.2013						
e	502	6292//3001	07 06 2012						
lau	503	6282/2001	07.00.2013						
a	504 505	624237002/2	07.06.2013						
	554 = 154	634244003	29.05.2013				6.8	1 16	
	601	Dünnern	07.06.2013					1.10	10
ss	602	Dünnern	07.06.2013	974	57	<100			11
Flu	603	Chrebskanal							
	604	Dünnern	07.06.2013	697	49	<100			92
		ARA Falkenstei	18.06.2013	15715	1509	1200			

A5 Daten Altersbestimmung & stabile Isotopen im Wasser

Tabelle A5.1: Konzentrationen von Tracern zur Altersdatierung und stabile Isotopen im Wasser

	ID	VEGAS- Nummer	⁸⁵ Kr ^{1,2}	⁸⁵ Kr ^{3,5}	³⁹ Ar ^{1,2}	³ H ^{1,2}	³ H ^{3,4}	Ne ^{3,4}	⁴ He ^{3,4}	³ He/ ⁴ He ^{3,4}	δ ¹⁸ Ο ^{1,2}	$\delta^2 H^{1,2}$
			dpm/cc _{Kr}	dpm/cc _{Kr}	% modern	TU	TU	1E-5 Nml/kg	1E-5 Nml/kg	-	‰ VSMOW	‰ VSMOW
	Moos (1)	621236001	49.6	-	77	8.8	8.8	25.3	7.09	1.26E-06	-9.87	-68.8
é	Neufeld (2)	626239002	30.8	-	-	14.4	11.9	24.3	5.98	1.79E-06	-9.47	-67.1
werl	Zelgli (5)	630241004	36.1	-	81	13.5	11.5	24.8	6.06	1.78E-06	-9.57	-66.9
du	Wangen (6)	632243001	48.3	-	-	12.6	-	-	-	-	-9.53	-67.1
Pu	Gheid B (9)	633243004	43.5	-	-	12.7	10.1	-	-	-	-9.56	-67.0
	Gheid C (10)	633243005	60.8	-	-	12.1	-	-	-	-	-9.57	-67.3
	Gäu 36A	628240015	58.0	-	-	8.9	-	-	-	-	-9.41	-67.4
	Gäu 63	620237008	74.1	-	-	7.5	-	-	-	-	-9.95	-70.3
	Gäu 65	621236002	51.7	58.2	-	10.8	9.3	23.8	5.45	1.37E-06	-9.24	-65.9
	Gäu 69	622234007	43.0	-	-	12.1	-	-	-	-	-9.48	-66.8
	Gäu 74	623237005	53.9	59.7	-	11.2	9.9	27.3	6.47	1.42E-06	-9.44	-64.7
	Gäu 83	627241017	66.1	-	-	10.2	-	-	-	-	-9.51	-68.3
eter	Gäu 111	631242020	63.6	77.8	100	9.5	9.2	24.3	5.72	1.42E-06	-9.62	-69.2
Ŭ.	Gäu 122	633243008	63.4	-	-	8.5	-	-	-	-	-9.55	-68.8
Piez	Gäu 127	633243029	72.4	-	-	11.3	-	-	-	-	-9.40	-66.3
_	Gäu 156	625239018	62.5	-	-	10.9	-	-	-	-	-9.23	-65.5
	Gäu 165	628240025	58.7	-	120	11.3	-	-	-	-	-9.12	-64.6
	Gäu 167		-	59.8	-	-	8.8	26.9	6.39	1.38E-06	-	-
	Gäu 168		-	78.4	-	-	8.9	27.2	6.43	1.40E-06	-	-
	Gäu 169		-	45.6	-	-	10.8	23.7	5.56	1.90E-06	-	-
	Gäu 170		-	68.3	-	-	10.2	21.7	4.99	1.45E-06	-	-
ue	Härkingen 4m		-	72.2	-	-	-	-	-	-	-	-
rob	Härkingen 6m		-	75.5	-	-	-	-	-	-	-	-
uftp	Kestenholz 5m		-	65.5	-	-	-	-	-	-	-	-
lenl	Kestenholz 11m		-	53.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Bod	Kestenholz 15m		-	57.1	-	-	-	-	-	-	-	-
Typische Messunsicherheit			3 -	7 %	7 - 14 %	0.4 -	0.7 TU	0.8%	0.8%	0.4%	0.2	2

A6 Resultate Mischungsrechnung

Tabelle A6.1: Anteil der sechs Wassertypen an der Wasserzusammensetzung. Die von vornherein ausgeschlossenen Wassertypen je Messstelle (abhängig vom Ort der Messstelle und der Anzahl gemessener Tracer) sind mit "-" gekennzeichnet.

ID	VEGAS- Nummer	N _{direkt}	PR _{Klus}	RZ _{Jura}	RZ _{MGäu}	INF _{vor}	INF _{nach}
Moos 1	621236001	6% ± 11%	89% ± 15%	-	-	5% ± 8%	-
Neufeld 2	626239002	78% ± 15%	-	13% ± 13%	8% ± 8%	0% ± 2%	0% ± 1%
Zelgli 5	630241004	77% ± 17%	-	12% ± 14%	10% ± 8%	1% ± 4%	0% ± 0%
Wangen 6	632243001	73% ± 17%	-	5% ± 11%	10% ± 8%	-	12% ± 12%
7	633243001	67% ± 17%	-	9% ± 15%	7% ± 7%	-	17% ± 15%
8		75% ± 17%	-	6% ± 13%	1% ± 5%	-	17% ± 16%
Gheid B 9	633243004	77% ± 15%	-	10% ± 13%	8% ± 8%	-	5% ± 1%
Gheid C 10	633243005	75% ± 17%	-	5% ± 11%	9% ± 7%	-	10% ± 12%
20	625239001	76% ± 14%	-	11% ± 14%	-	-	13% ± 14%
25	625239024	70% ± 17%	-	7% ± 16%	-	-	23% ± 18%
27	626238008	93% ± 9%	-	-	5% ± 8%	2% ± 5%	-
36	628240015	69% ± 11%	-	-	31% ± 11%	0% ± 1%	-
42	629241001	55% ± 16%	-	19% ± 24%	-	-	26% ± 21%
63	620237008	3% ± 7%	95% ± 9%	-	-	2% ± 4%	-
65	621236002	86% ± 12%	2% ± 7%	-	-	11% ± 12%	-
66	621237007	16% ± 26%	84% ± 26%	-	-	0% ± 2%	-
69	622234007	0% ± 1%	-	-	40% ± 5%	60% ± 6%	-
70		96% ± 14%	-	-	4% ± 13%	1% ± 3%	-
73	623236009	93% ± 10%	-	-	4% ± 7%	4% ± 7%	-
74	623237005	83% ± 15%	-	-	9% ± 11%	8% ± 11%	-
83	627241017	54% ± 17%	-	26% ± 26%	-	-	21% ± 21%
86		43% ± 16%	-	16% ± 25%	-	-	41% ± 24%
87		51% ± 11%	-	6% ± 11%	-	-	44% ± 6%
100	629241016	41% ± 29%	-	30% ± 46%	-	-	29% ± 22%

Fortsetzung Wasserzusammensetzung

ID	VEGAS- Nummer	N _{direkt}	PR _{Klus}	RZ _{Jura}	RZ _{MGäu}	INF _{vor}	INF _{nach}
111	631242020	65% ± 18%	-	26% ± 18%	-	-	9% ± 2%
113	631242022	60% ± 14%	-	5% ± 16%	-	-	35% ± 15%
122	633243008	60% ± 10%	-	4% ± 9%	-	-	36% ± 6%
123	633243009	67% ± 15%	-	5% ± 15%	-	-	28% ± 15%
127	633243029	6% ± 8%	-	0% ± 1%	-	-	94% ± 8%
154 = 554	634244003	64% ± 14%	-	11% ± 20%	-	-	25% ± 17%
156	625239018	89% ± 8%	-	5% ± 8%	-	-	6% ± 1%
162	629238011	59% ± 12%	-	-	41% ± 12%	0% ± 1%	-
165	628240026	85% ± 14%	-	4% ± 10%	-	-	11% ± 14%
166		95% ± 9%	-	-	3% ± 7%	2% ± 6%	-
167		73% ± 18%	4% ± 9%	12% ± 18%	-	-	11% ± 2%
168		97% ± 8%	-	-	1% ± 5%	2% ± 5%	-
169		70% ± 20%	-	-	28% ± 20%	2% ± 5%	-
170		96% ± 2%	-	-	0% ± 1%	-	4% ± 1%
171		61% ± 17%	-	16% ± 21%	-	-	23% ± 19%
172		81% ± 19%	-	10% ± 19%	-	-	9% ± 3%
174		2% ± 11%	0% ± 0%	98% ± 11%	-	-	-
175		87% ± 29%	0% ± 1%	13% ± 29%	-	-	-
179		72% ± 16%	-	21% ± 17%	-	7% ± 11%	-
181		94% ± 11%	6% ± 11%	-	-	0% ± 2%	-
185		100% ± 0%	-	-	0% ± 0%	0% ± 0%	-
186		99% ± 3%	-	-	0% ± 2%	0% ± 2%	-
999=BE	621235007	63% ± 18%	6% ± 13%	-	8% ± 7%	23% ± 15%	-
Durchschn	itt alle	66% ± 14%	6% ± 2%	9% ± 10%	5% ± 3%	3% ± 2%	12% ± 6%
Durchschn	itt Pumpwerke	64% ± 15%	15% ± 2%	8% ± 10%	8% ± 6%	1% ± 2%	5% ± 4%
Durchschni	itt Acesulfam	60% ± 14%	13% ± 4%	7% ± 9%	4% ± 3%	1% ± 1%	16% ± 2%

A7 Kolbenfluss- und Exponentialmodellalter

Tabelle A 7.1: Die aus den Tracermessungen mittels der einfachen Boxmodelle bestimmten scheinbaren MFZ. Da diese bei der Altersbestimmung weder die UZ noch die Filterstrecke berücksichtigen, können daraus nicht die realen Fliesszeiten geschätzt werden, sie geben aber einen Hinweis auf die Grössenordnung. Diese scheinbaren MFZ geben grob gesagt die Verweilzeit eines gasförmigen Tracers von der Erdoberfläche bis in die Messstelle (⁸⁵Kr) und die Fliesszeit eines beliebigen Tracers vom Wasserspiegel bis in die Messstelle (³H/³He) wieder.

				Kolbenmod	ell	Exponentialmodell					
	ID	VEGAS- Nummer	⁸⁵ Kr-Alter ^{1,2}	⁸⁵ Kr-Alter ^{3,5}	³ H/ ³ He-Alter ^{3,4}	⁸⁵ Kr-Alter ^{1,2}	⁸⁵ Kr-Alter ^{3,5}	³ H/ ³ He-Alter ^{3,4}			
-	Moos (1)	621236001	8.5	-	4.0	10.7	-	4.6			
Pumpwerke	Neufeld (2)	626239002	13.8	-	11.7	24.4	-	7.7			
	Zelgli (5)	630241004	13.0	-	11.6	19.2	-	7.7			
	Wangen (6)	632243001	8.7	-	-	11.3	-	-			
	Gheid B (9)	633243004	10.2	-	-	13.9	-	-			
	Gheid C (10)	633243005	6.2	-	-	6.3	-	-			
	Gäu 36A	628240015	7.3	-	-	7.3	-	-			
	Gäu 63	620237008	2.5	-	-	2.4	-	-			
	Gäu 65	621236002	8.4	5.8	0.0	9.7	7.3	0.0			
	Gäu 69	622234007	10.1	-	-	14.2	-	-			
	Gäu 74	623237005	8.0	5.4	0.0	8.8	6.8	1.2			
	Gäu 83	627241017	3.8	-	-	4.6	-	-			
eter	Gäu 111	631242020	5.3	1.4	1.0	5.4	1.8	2.2			
žome	Gäu 122	633243008	5.4	-	-	5.5	-	-			
Piez	Gäu 127	633243029	2.7	-	-	2.9	-	-			
	Gäu 156	625239018	5.6	-	-	5.7	-	-			
	Gäu 165	628240025	7.1	-	-	7.0	-	-			
	Gäu 167		-	5.4	0.0	-	6.7	0.0			
	Gäu 168		-	1.2	0.0	-	1.7	0.0			
	Gäu 169		-	10.2	12.9	-	13.0	8.1			
	Gäu 170		-	3.9	2.2	-	4.1	3.2			
nen	Härkingen 4m		-	2.8	-	-	-	-			
prok	Härkingen 6m		-	2.3	-	-	-	-			
uft-p	Kestenholz 5m		-	3.9	-	-	-	-			
den	Kestenholz 11m		-	8.1	-	-	-	-			
Bo	Kestenholz 15m		-	7.6	-	-	-	-			

¹ gemessen in Messkampagne 1. ² gemessen in Messkampagne 2. ³ gemessen in Messkampagne 3. ⁴ gemessen in Messkampagne 4. ⁵ gemessen in der Messkampagne für Bodenluftproben.

A8 Resultate UZ-GW-Modell

Zuerst folgt ein graphischer Vergleich der Modellresultate für die sechs untersuchten Pumpwerke und alle sechs Modellvarianten. Danach werden die gefitteten Parameter und weitere Grössen für jede Modellvariante aufgelistet.



Figur A8.1 : Mittlere Wasserverweilzeiten in der ungesättigten (rot) und gesättigten Zone (blau) für alle sechs Pumpwerke. Für alle sechs Varianten des integralen UZ-GW-Modells und eine simple Abschätzung aufgrund mittlerer Mächtigkeit, geschätzter Porosität und Grundwasserneubildungsrate aus vorherigen Studien (ganz links. Die in früheren Studien geschätzte Fliesszeit (vgl. Kapitel Error! Reference source not found.) ist mit einer gepunkteten Linie dargestellt. Die ausgezogene Linie stellt die gefittete mittlere Fliesszeit in den zwei Teilen des Grundwasserleiters mit dem UZ-GW-Modell (G1) dar. Die favorisierte Referenzvariante L1 ist gelb hinterlegt. Unsicherheiten sind durch die graduelle Färbung angezeigt (von blau zu rot für T'_{GW} und von rot zu weiss für T'_{UZ}).

Tabelle A8.1: Ergebnisse der Modellrechnungen für die Modelle G0 – G2 (vgl. Kapitel 3.4.5 und A1). Aus den fünf Modellparametern τ_g bis T_{alt} können weitere Grössen abgeleitet werden, die für den Vergleich mit bisherigen Studien und den Verlauf der Nitratentwicklung von Interesse sind. Die hier aufgeführten Grössen beziehen sich immer auf eine Mittelung über die ganze Grundwassermächtigkeit; durch die Verfilterung ergeben sich für jedes PW etwas andere Werte (vgl. Figur A1). Das favorisierte dieser drei Modelle ist G1.

		τ _g	T _{GW}	V	m	T _{alt}	θ _w	R _{gw}	R _{uz}	T _{uz}	T _{tot}	T_{ges}
		-	а	m/a	-	а	-	mm/a	mm/a	а	а	а
GO	zentraler Teil	0.41 ± 0.09	12.7 ± 1.0	0.8 ± 0.3	0.17 ± 0.03	395 ± 555.5	0.03 ± 0.02	423 ± 157	21 ± 14	17.2 ± 7.5	29.9 ± 7.5	93 ± 97
	östlicher Teil	0.09 ± 0.05	4.0 ± 1.2	0.8 ± 0.3	0.06 ± 0.03	> 50	0.11 ± 0.03	816 ± 409	84 ± 39	12.0 ± 5.9	16.0 ± 6.1	> 18
6	zentraler Teil	0.25 ± 0.01	13.4 ± 1.0	7.5 ± 0.3	0.10 ± 0.02	682 ± 503	0.06 ± 0.01	399 ± 148	455 ± 82	1.7 ± 0.4	15.1 ± 1.1	84 ± 53
	östlicher Teil	0.09 ± 0.04	3.7 ± 2.0	9.0 ± 4.2	0.06 ± 0.04	> 50	0.11 ± 0.03	874 ± 584	1001 ± 548	1.0 ± 0.6	4.7 ± 2.1	> 7
G2	zentraler Teil	0.30 ± 0.05	14.0 ± 1.0	15.8 ± 4.1	0.11 ± 0.03	797 ± 388	0.05 ± 0.01	383 ± 141	773 ± 282	0.8 ± 0.3	14.8 ± 1.1	102 ± 48
	östlicher Teil	0.08 ± 0.02	3.7 ± 1.0	19.1 ± 1.6	0.05 ± 0.02	> 50	0.12 ± 0.03	877 ± 431	2225 ± 578	0.5 ± 0.2	4.2 ± 1.0	> 6

Modellvariante L0

Tabelle A8.2: Ergebnisse der Modellrechnungen für Modell L0 (vgl. Kapitel 3.4.5 und A1). Global gefittete Modelparameter sind kursiv dargestellt. Aus den fünf Modellparametern τ_g bis T_{alt} können weitere Grössen abgeleitet werden, die für den Vergleich mit bisherigen Studien und den Verlauf der Nitratentwicklung von Interesse sind.

	Tg	T_{GW}	$\overline{\mathbf{v}}$	m	T _{alt}	T' _{UZ}	T' _{GW}	T' _{tot}	T' _{ges}	θ _w	R _{GW}	R _{uz}
	-	а	m/a	-	а	а	а	а	а	-	mm/a	mm/a
Moos (1)	0.15±0.03	3.3±2.4	6.4 ± 6.3	0.15±0.05	1142±575	12.5±14.6	1.7 ± 0.7	14.1 ± 14.5	180 ± 104	0.09 ± 0.02	2072±1682	576 ± 581
Neufeld (2)	0.15±0.03	10.6±2.4	0.9 ± 0.7	0.01±0.05	1142±575	32.6±7.3	11.1 ± 0.9	43.6 ± 7.2	54 ± 56	0.09 ± 0.02	728 ± 295	80 ± 62
Zelgli (5)	0.15±0.03	19.1±2.4	0.8 ± 0.7	0.05 ± 0.05	1142±575	23.3±1.3	11.0 ± 0.7	34.2 ± 1.5	89 ± 62	0.09 ± 0.02	391 ± 140	67 ± 61
Wangen (6)	0.15±0.03	8.9±2.4	2.0±0.7	0.01 ± 0.05	1142±575	10.4 ± 6.4	7.9 ± 0.8	18.2 ± 6.0	28 ± 57	0.09 ± 0.02	754 ± 325	180 ± 77
Gheid B (9)	0.15±0.03	11.0±2.4	2.0±0.7	0.02 ± 0.05	1142±575	9.3±5.9	10.9 ± 1.4	20.2 ± 5.5	48 ± 58	0.09 ± 0.02	359 ± 144	180 ± 77
Gheid C (8)	0.15±0.03	2.9±2.4	2.0±0.7	0.01 ± 0.05	1142±575	9.4 ± 6.1	2.9 ± 1.3	12.3 ± 6.3	28 ± 57	0.09 ± 0.02	1494 ± 1358	180 ± 77
Gäu 36A	0.15±0.03	3.9±2.4	2.0±0.7	-	1142±575	13.0 ± 8.3	3.9 ± 1.5	16.9 ± 9.1	17 ± 9	0.09 ± 0.02	216 ± 153	180 ± 77
Gäu 65	0.15±0.03	27.5±6.6	1.9 ± 1.1	-	1142±575	22.1±15.3	2.0 ± 0.5	24.1 ± 15.3	24 ± 15	0.09 ± 0.02	200 ± 82	169 ± 107
Gäu 69	0.15±0.03	5.2±2.4	2.0±0.7	-	1142±575	18.3±11.5	5.2 ± 1.1	23.4 ± 11.2	23 ± 11	0.09 ± 0.02	76 ± 44	180 ± 77
Gäu 74	0.15±0.03	25.0±12.4	2.2 ± 1.6	-	1142±575	18.3±11.9	2.1 ± 1.0	20.3 ± 11.9	20 ± 12	0.09 ± 0.02	224 ± 134	193 ± 149
Gäu 83	0.15±0.03	18.4±5.5	2.0±0.7	-	1142±575	9.7±5.8	2.5 ± 0.7	12.1 ± 5.9	12 ± 6	0.09 ± 0.02	303 ± 135	180 ± 77
Gäu 111	0.15±0.03	12.1±2.7	2.2 ± 0.7	-	1142±575	4.5 ± 0.2	2.4 ± 0.5	6.9 ± 0.5	7 ± 1	0.09 ± 0.02	228 ± 92	198 ± 74
Gäu 122	0.15±0.03	4.0±2.4	2.0 ± 0.7	-	1142±575	9.3±5.8	3.8 ± 1.4	13.1 ± 6.1	13 ± 6	0.09 ± 0.02	492 ± 340	180 ± 77
Gäu 127	0.15±0.03	1.1±2.4	2.0 ± 0.7	-	1142±575	9.4 ± 5.8	1.1 ± 0.4	10.5 ± 6.1	11 ± 6	0.09 ± 0.02	675 ± 1467	180 ± 77
Gäu 156	0.15±0.03	19.3±8.5	2.0±0.7	-	1142±575	12.0 ± 7.3	2.1 ± 0.9	14.1 ± 7.5	14 ± 8	0.09 ± 0.02	350 ± 193	180 ± 77
Gäu 165	0.15±0.03	25.9±2.8	2.0±0.7	-	1142±575	9.7±5.9	5.0 ± 0.5	14.7 ± 5.6	15 ± 6	0.09 ± 0.02	237±83	180 ± 77
Gäu 167	0.15±0.03	7.2±3.6	2.0 ± 0.9	-	1142±575	16.4 ± 10.6	1.2 ± 0.6	17.6 ± 10.3	18 ± 10	0.09 ± 0.02	520 ± 311	176 ± 92
Gäu 168	0.15±0.03	2.9±2.4	1.9 ± 0.8	-	1142±575	15.3 ± 9.5	0.2 ± 0.1	15.5 ± 9.6	16 ± 10	0.09 ± 0.02	2598 ± 2358	167 ± 83
Gäu 169	0.15±0.03	20.6±2.4	0.9 ± 0.7	0.00 ± 0.05	1142±575	28.6 ± 6.4	9.1 ± 0.5	37.8 ± 6.4	38 ± 56	0.09 ± 0.02	364 ± 129	80 ± 62
Gäu 170	0.15±0.03	3.7±2.4	6.1±7.5	-	1142±575	7.1±6.6	2.1 ± 0.5	9.2 ± 6.5	9 ± 6	0.09 ± 0.02	792 ± 586	546 ± 682
Mittelwert PW	0.15±0.03	9.3±2.4	2.4 ± 0.9	0.04±0.02	1142±575	16.2 ± 3.9	7.6 ± 1.7	23.8 ± 5.1	71 ± 24	0.09 ± 0.00	966±277	211 ± 76
Mittelwert PM	0.15±0.03	12.6±2.6	2.2 ± 0.3	-	1142±575	13.8±1.7	3.0 ± 0.6	16.9 ± 2.1	17 ± 2	0.09 ± 0.00	520 ± 168	199 ± 28
Mittelwert aller Messstellen	0.15±0.03	11.6±2.0	2.3 ± 0.3	0.04±0.02	1142±575	14.6 ± 1.6	4.4 ± 0.8	19.0 ± 2.2	33 ± 9	0.09 ± 0.00	654 ± 148	203 ± 29

Modellvariante L1

Tabelle A8.3: Ergebnisse der Modellrechnungen für Modell L1 (vgl. Kapitel 3.4.5 und A1). Dies ist das favorisierte der sechs Modellvarianten. Global gefittete Modelparameter sind kursiv dargestellt. Aus den fünf Modellparametern τ_g bis T_{alt} können weitere Grössen abgeleitet werden, die für den Vergleich mit bisherigen Studien und den Verlauf der Nitratentwicklung von Interesse sind.

	Тg	T _{GW}	v	m	T _{alt}	T' _{uz}	T' _{GW}	T' _{tot}	T' _{ges}	θ _w	R _{GW}	R _{uz}
	-	а	m/a	-	а	а	а	а	а	-	mm/a	mm/a
Moos (1)	0.29±0.08 5.	.0±1.8 13	3.7±5.4	0.20±0.05	989±383	2.6 ± 1.4	2.5 ± 0.9	5.2 ± 2.1	197 ± 91	0.05 ± 0.02	1376±675	720±393
Neufeld (2)	0.13±0.03 11.	.0±1.8 2	2.8±0.5	0.00±0.03	989±383	9.1 ± 0.6	11.5 ± 1.0	20.6 ± 1.0	21 ± 34	0.09 ± 0.02	701±260	264 ± 76
Zelgli (5)	0.13±0.04 19.	.3±1.8 1	l.8±0.5	0.00±0.03	989±383	9.8 ± 0.5	11.1 ± 0.7	20.9 ± 0.8	26 ± 34	0.09 ± 0.02	388±134	169 ± 63
Wangen (6)	0.05±0.05 3.	.3±2.9 11	1.6±5.6	0.01±0.03	989±383	2.1 ± 1.7	2.9 ± 2.5	5.0 ± 4.2	10 ± 34	0.13 ± 0.04	2030 ± 1878	1523 ± 883
Gheid B (9)	0.21±0.17 11.	.6±4.0 <i>11</i>	1.6±5.6	0.01±0.03	989±383	1.9 ± 1.5	11.6 ± 3.9	13.5 ± 4.2	22 ± 34	0.07 ± 0.05	338±161	832 ± 680
Gheid C (8)	0.09±0.05 2.	.3±1.8 <i>11</i>	1.6±5.6	0.00±0.03	989±383	1.9 ± 1.6	2.3 ± 1.8	4.2 ± 3.3	8 ± 34	0.11 ± 0.03	1864±1582	1298 ± 731
Gäu 36A	0.37±0.13 5.	.7±1.8 <i>11</i>	1.6±5.6	-	989±383	2.7 ± 2.1	5.7 ± 1.3	8.4 ± 1.7	8 ± 2	0.04 ± 0.02	147±67	425 ± 351
Gäu 65	0.11±0.02 12.	.1±8.0 3	3.2±1.3	-	989±383	11.4 ± 8.9	0.9 ± 0.6	12.3 ± 9.2	12 ± 9	0.10 ± 0.02	456±339	332 ± 152
Gäu 69	0.16±0.17 4.	.9±4.9 11	1.6±5.6	-	989±383	3.8 ± 3.0	4.9 ± 4.8	8.7 ± 7.1	9 ± 7	0.09 ± 0.06	81±85	1004 ± 810
Gäu 74	0.09±0.02 8.	.2±6.7 4	1.1±2.4	-	989±383	8.5 ± 6.6	0.7 ± 0.6	9.2 ± 7.2	9 ± 7	0.11 ± 0.03	683±605	461±291
Gäu 83	0.30±0.18 24.	.1±8.5 <i>11</i>	1.6±5.6	-	989±383	2.0 ± 1.7	3.2 ± 1.1	5.2 ± 1.5	5 ± 2	0.05 ± 0.04	231±112	590 ± 538
Gäu 111	0.10±0.06 10.	.4±3.0 1	1.7±0.5	-	989±383	6.1 ± 1.8	2.0 ± 0.6	8.1 ± 2.0	8 ± 2	0.11 ± 0.03	265±117	183 ± 75
Gäu 122	0.39±0.11 5.	.2±1.8 <i>11</i>	1.6±5.6	-	989±383	1.9 ± 1.5	5.0 ± 1.4	6.9 ± 1.5	7 ± 1	0.03 ± 0.02	380±181	361 ± 292
Gäu 127	0.25±0.15 1.	.6±1.8 <i>11</i>	1.6±5.6	-	989±383	1.9 ± 1.5	1.6 ± 0.7	3.5 ± 1.5	3 ± 2	0.06 ± 0.04	483±563	696 ± 550
Gäu 156	0.18±0.13 27.	.6±14.0 <i>11</i>	1.6±5.6	-	989±383	2.4 ± 2.0	3.0 ± 1.5	5.4 ± 2.2	5 ± 2	0.08 ± 0.04	246±149	910 ± 630
Gäu 165	0.09±0.12 15.	.7±8.2 11	1.6±5.6	-	989±383	2.0 ± 1.6	3.0 ± 1.6	5.0 ± 2.5	5 ± 2	0.11 ± 0.06	392 ± 244	1261 ± 902
Gäu 167	0.13±0.07 6.	.8±2.9 2	2.8±0.5	-	989±383	9.2 ± 1.8	1.2 ± 0.5	10.3 ± 2.0	10 ± 2	0.10 ± 0.03	551 ± 301	266 ± 101
Gäu 168	0.26±0.07 14.	.3±2.7 3	3.6±1.1	-	989±383	6.3 ± 1.9	1.1 ± 0.2	7.4 ± 2.0	7 ± 2	0.06 ± 0.02	524 ± 202	213±92
Gäu 169	0.27±0.06 23.	.1±1.8 2	2.4±0.7	0.00±0.03	989±383	10.9 ± 3.0	10.2 ± 0.6	21.2 ± 2.8	21 ± 34	0.06 ± 0.02	324±111	131 ± 56
Gäu 170	0.16±0.08 3.	.7±1.8 5	5.5±4.0	-	989±383	3.4 ± 1.4	2.0 ± 0.5	5.5 ± 1.6	5 ± 2	0.09 ± 0.03	801±471	480 ± 387
Mittelwert PW	0.15±0.04 8.	.7±2.6 8	3.9±2.1	0.04±0.03	989±383	4.6 ± 1.5	7.0 ± 2.0	11.6 ± 3.2	47 ± 30	0.09 ± 0.01	1116±304	801 ± 221
Mittelwert PM	0.20±0.03 11.	.7±2.2 7	7.5±1.2	-	989±383	5.2 ± 0.9	3.2 ± 0.7	8.4 ± 1.2	8 ± 1	0.08 ± 0.01	397 ± 54	522 ± 90
Mittelwert aller Messstellen	0.19±0.02 10.	.8±1.7 7	7.9±1.0	0.03±0.03	989±383	5.0 ± 0.8	4.3 ± 0.8	9.3 ± 1.3	20 ± 9	0.08 ± 0.01	613±120	606 ± 93

Modellvariante L2

Tabelle A8.4: Ergebnisse der Modellrechnungen für Modell L2 (vgl. Kapitel 3.4.5 und A1). Global gefittete Modelparameter sind kursiv dargestellt. Aus den fünf Modellparametern τ_g bis T_{alt} können weitere Grössen abgeleitet werden, die für den Vergleich mit bisherigen Studien und den Verlauf der Nitratentwicklung von Interesse sind.

	Tg	T _{GW}	$\overline{\mathbf{v}}$	m	T _{alt}	T' _{UZ}	T' _{GW}	T' _{tot}	T' _{ges}	θ _w	R _{GW}	R _{uz}
	-	а	m/a	-	а	а	а	а	а	-	mm/a	mm/a
Moos (1)	0.23±0.04	5.5±2.1	20.0±0.6	0.17±0.04	855±575	1.5 ± 0.1	2.8 ± 0.5	4.3 ± 0.5	147 ± 103	0.07 ± 0.02	1236±617	1313 ± 309
Neufeld (2)	0.19±0.09 1	2.4±2.1	11.5±3.8	0.00 ± 0.04	855±575	2.3 ± 0.7	12.9 ± 2.0	15.3 ± 2.4	15 ± 34	0.08 ± 0.03	622±232	891 ± 442
Zelgli (5)	0.16±0.04 2	21.0±2.1	6.2±4.9	0.00 ± 0.04	855±575	3.6 ± 1.1	12.1 ± 0.8	15.6 ± 1.8	16 ± 34	0.09 ± 0.02	356 ± 124	527 ± 440
Wangen (6)	0.04±0.02	3.3±2.1	18.9±1.1	0.00 ± 0.04	855±575	0.9 ± 0.1	2.9 ± 0.0	3.8 ± 0.1	6 ± 35	0.14 ± 0.03	2065 ± 1472	2557 ± 673
Gheid B (9)	0.29±0.12 1	3.4±2.1	18.9±1.1	0.01 ± 0.04	855±575	0.8 ± 0.1	13.4 ± 1.3	14.2 ± 1.3	20 ± 35	0.05 ± 0.03	293±108	973 ± 522
Gheid C (8)	0.09±0.04	2.4±2.1	18.9±1.1	0.00 ± 0.04	855±575	0.8 ± 0.1	2.3 ± 0.5	3.1 ± 0.5	5 ± 35	0.11 ± 0.03	1828 ± 1706	2064 ± 586
Gäu 36A	0.46±0.05	6.0±2.1	18.9±1.1	-	855±575	1.1 ± 0.1	6.0 ± 1.2	7.1 ± 1.2	7 ± 1	0.02 ± 0.01	139 ± 67	374 ± 150
Gäu 65	0.11±0.02 1	4.9±4.2	4.4±1.3	-	855±575	7.2 ± 2.2	1.1 ± 0.3	8.3 ± 2.5	8 ± 2	0.10 ± 0.02	370 ± 161	453 ± 166
Gäu 69	0.09±0.02	1.5±2.1	18.9±1.1	-	855±575	1.6 ± 0.1	1.4 ± 0.8	3.0 ± 0.8	3 ± 1	0.11 ± 0.03	272±395	2107 ± 516
Gäu 74	0.10±0.02 1	3.3±6.5	5.1±2.0	-	855±575	5.3 ± 1.9	1.1 ± 0.5	6.4 ± 2.4	6 ± 2	0.11 ± 0.02	423±250	541 ± 247
Gäu 83	0.38±0.14 2	26.2±8.3	18.9±1.1	-	855±575	0.8 ± 0.1	3.5 ± 1.1	4.3 ± 1.1	4 ± 1	0.03 ± 0.03	212±98	648 ± 486
Gäu 111	0.09±0.04 1	1.0±2.1	2.6±0.6	-	855±575	4.0 ± 0.8	2.2 ± 0.4	6.2 ± 1.1	6 ± 1	0.11 ± 0.03	251±96	286 ± 96
Gäu 122	0.40±0.06	6.3±2.1	18.9±1.1	-	855±575	0.8 ± 0.1	6.0 ± 1.0	6.8 ± 1.0	7 ± 1	0.03 ± 0.01	315±147	552 ± 209
Gäu 127	0.29±0.12	1.7±2.1	18.9±1.1	-	855±575	0.8 ± 0.1	1.7 ± 0.8	2.5 ± 0.8	2 ± 1	0.05 ± 0.03	456±578	973 ± 532
Gäu 156	0.31±0.16 2	28.0±12.1	18.9±1.1	-	855±575	1.0 ± 0.1	3.0 ± 1.3	4.1 ± 1.3	4 ± 1	0.05 ± 0.04	242±132	914 ± 668
Gäu 165	0.08±0.04 1	3.7±5.7	18.9±1.1	-	855±575	0.8 ± 0.1	2.6 ± 1.1	3.5 ± 1.1	3 ± 1	0.12 ± 0.03	447±237	2209 ± 651
Gäu 167	0.11±0.03	9.4±2.1	4.4±1.4	-	855±575	6.2 ± 1.9	1.6 ± 0.4	7.8 ± 2.3	8 ± 2	0.10 ± 0.02	398 ± 159	444 ± 178
Gäu 168	0.22±0.06 1	7.6±6.4	7.3±2.2	-	855±575	3.2 ± 1.4	1.4 ± 0.5	4.6 ± 1.8	5 ± 2	0.07 ± 0.02	425±209	502 ± 210
Gäu 169	0.44±0.02 2	26.4±2.1	18.6±1.5	0.00 ± 0.04	855±575	1.3 ± 0.1	11.7 ± 0.8	13.0 ± 0.8	13 ± 34	0.02 ± 0.00	284±97	426 ± 79
Gäu 170	0.15±0.06	4.1±2.1	9.4±2.6	-	855±575	1.6 ± 0.4	2.3 ± 0.5	3.9 ± 0.8	4 ± 1	0.09 ± 0.03	718±434	839 ± 337
Mittelwert PW	0.17±0.04	9.7±3.0	15.7±2.3	0.03±0.03	855±575	1.6 ± 0.5	7.7 ± 2.3	9.4 ± 2.5	35 ± 23	0.09 ± 0.01	1067±311	1388 ± 316
Mittelwert PM	0.23±0.04 1	2.9±2.4	13.1±1.9	-	855±575	2.6 ± 0.6	3.3 ± 0.8	5.8 ± 0.7	6 ± 1	0.07 ± 0.01	354 ± 38	805 ± 163
Mittelwert aller Messstellen	0.21±0.03 1	1.9±1.9	13.9±1.5	0.03±0.02	855±575	2.3 ± 0.4	4.6 ± 1.0	6.9 ± 1.0	15 ± 7	0.08 ± 0.01	568 ± 118	980 ± 156

A9 Resultierende Altersverteilung in ausgewählten Messstellen

Figur A9.1: Moos ist das einzige Pumpwerk mit einem signifikanten Anteil der alten Komponente (m = 20%). Bei den anderen Messstellen ist diese vernachlässigbar und wurde nicht eingezeichnet. Berechnet wurde das Alter von 1000 Fliesspfaden. Hellgrau dargestellt ist jeweils die Verteilung, die man für alle Fliesspfade über die ganze Tiefe des GWLs erhält, dunkelgrau diejenigen Fliesspfade, die im verfilterten Intervall enden (plus ein Puffer ober- und unterhalb, vgl. Kapitel 3.4.5) und die somit nicht "abgeschnitten" werden



Figur A9.2: Gäu 169 ist ein Piezometer, das einen relativ engen Tiefenbereich verfiltert knapp oberhalb der Mitte zwischen Stauer und Grundwasserspiegel. Entsprechend fehlen im gepumpten Wasser die jüngsten und ältesten Fliesspfade.



Figur A9.3: Gäu 65 ist ein Piezometer, das nur die obersten paar Meter des Grundwassers verfiltert. Im gepumpten Wasser finden sich deshalb vorallem die Fliesspfade mit geringem Wasseralter. Die wenigen Fliesspfade im gepumpten Wasser mit Altern von 30 Jahren und mehr sind auf die Modellierung der UZ mit einer Exponentialverteilung zurückzuführen.



Figur A9.4: Resultierende Altersverteilung für das Pumpwerk Gheid B. Dieses Pumpwerk praktisch über die ganze Tiefe verfiltert ist, werden keine Fliesspfade abgeschnitten.





Figur A9.5: Resultierende Altersverteilung für das Pumpwerk Neufeld

Figur A9.6: Resultierende Altersverteilung für das Pumpwerk Zelgli




Figur A9.7: Resultierende Altersverteilung für das Pumpwerk Wangen

Figur A9.8: Resultierende Altersverteilung für das Pumpwerk Gheid C.

