



Diplomarbeit

Master's Thesis

3D-Modellierung der Grundwasserverhältnisse für einen Teilbereich der Donauinsel in Wien

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades eines
Diplom-Ingenieurs unter der Leitung von

Ao. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Alfred Paul Blaschke

und

Dipl.-Ing. Julia Derx

E222, Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
eingereicht an der Technischen Universität Wien
Fakultät für Bauingenieurwesen

von

Philipp REINER

Matr.-Nr.: 0404873

Haydngasse 31, 7162 Taden

Wien, im Jänner 2012

Danke...

Ich möchte mich auf diesem Weg bei allen bedanken, die mich während meiner Studienzeit unterstützt und zum Gelingen dieser Diplomarbeit beigetragen haben.

Ein ganz besonderer Dank gilt Herrn Ao. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Alfred Paul Blaschke für die freundliche Betreuung und die hilfreiche Unterstützung während des Verfassens dieser Arbeit.

Besonders möchte ich mich auch bei Frau Dipl.-Ing. Julia Derx bedanken, deren Mithilfe mich immer wieder einen Schritt weiter gebracht hat.

Danke.

Kurzfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden anhand eines dreidimensionalen Grundwassermodells die Strömungs- und Transporteigenschaften des Grundwassers im Donauinselaquifer untersucht. Mit Hilfe dieser numerischen Simulation konnte die Frage, inwieweit die Donauqualität die Grundwasserqualität im Donauinselaquifer und somit das geförderte Trinkwasser in den Horizontalfilterbrunnen beeinflusst, beantwortet werden.

Anhand der Grundwassermessdaten bzw. der Pegelstände der Donau und der Neuen Donau wurde das Modell für einen Messzeitraum von vier Wochen instationär kalibriert. Die anschließende Kalibrierung des Modells für den Transport von Wasserinhaltsstoffen konnte anhand von Messdaten der Natriumkonzentration erfolgen.

Die Analysen der Strömungssimulationen haben gezeigt, dass eine Infiltration des Oberflächenwassers der Donau in das Grundwasser der Donauinsel erfolgt und normal zum Donauufer verläuft. Aufgrund der Kalibrierung kann eine durchschnittliche Durchlässigkeit des Aquifers mit ca. 0,002 m/s angegeben werden. Die Kalibrierung zeigte aber auch, dass eine Kolmation des Uferbereiches bzw. der Donausohle vorhanden sein muss. Die Durchlässigkeit dieser Kolmationsschicht variiert zwischen $1,0 \cdot 10^{-4}$ m/s und $9,0 \cdot 10^{-10}$ m/s. Die hohe Fließgeschwindigkeit des Grundwassers beträgt ca. 0,0004 m/s bzw. 24 m/d und lässt sich durch den großen Potentialunterschied zwischen Donau und Neue Donau sowie die starke Durchlässigkeit des Donauinselaquifers erklären. Aufgrund der uferseitig stark ausgeprägten Kolmation erfolgt die Infiltration von Donauwasser in den Grundwasserkörper hauptsächlich über die Donausohle.

Es wurden Transportsimulationen mit dem konservativen Parameter Natrium sowie mit dem abbaubaren Parameter DOC (Dissolved Organic Carbon) durchgeführt. Die Analysen der Fließgeschwindigkeiten haben gezeigt, dass die Ausbreitungsgeschwindigkeit einer möglichen Verunreinigung innerhalb des Aquifers relativ hoch ist. Schon nach 3-5 Tagen, je nach Dichte der Kolmationsschicht, zeigt sich in den der Donau am nächst gelegenen horizontalen Fassungssträngen der Brunnen ein Anstieg der DOC-Konzentration.

Abstract

The aim of this thesis is to analyze the groundwater situation of the Danube Island with the aid of a three-dimensional groundwater flow model. With this numerical simulation the question of how the quality of the Danube water affects the quality of the extracted drinking water can be answered. The simulation is based on measurements of the groundwater level on the Danube Island and water levels of the Danube and the New Danube. The simulation period for the model is four weeks.

The results of the simulation show that the main direction of groundwater flow is from the Danube to the Danube Island, nearly perpendicular to the banks of the Danube. The calibration estimates the mean hydraulic conductivity to be about 0,002 m/s. The hydraulic conductivity of the clogging layer is between $1,0 \cdot 10^{-4}$ m/s and $9,0 \cdot 10^{-10}$ m/s. The flow velocity of the groundwater is about 0,0004 m/s (24 m/d).

The transport model of the parameters natrium and DOC (Dissolved Organic Carbon) shows that the flow velocity is very high, so the propagation velocity is also high. For the value of hydraulic conductivity used for the clogging layer the contamination reaches the horizontal well in 3-5 days.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Methodik.....	3
2.1. Grundwasserhydraulik.....	3
2.2 Numerische Grundwassermodelle.....	6
3. Das Untersuchungsgebiet.....	10
3.1. Lage	10
3.2. Funktionsweise der Neuen Donau.....	12
3.3 Hydrogeologie des Untersuchungsgebietes	13
3.4. Hydrologie des Untersuchungsgebietes	13
3.5 Indikatorparameter für die Stofftransportmodellierung	27
4. Numerisches Grundwassermodell	29
4.1. Verwendete Modellsoftware	29
4.2. Modellstruktur.....	31
4.3. Modellkalibrierung	40
5. Ergebnisse und Diskussion der Grundwassermodellierungen.....	50
5.1 Ergebnisse der Strömungsberechnung	50
5.2 Ergebnisse der Transportberechnung	56
6. Zusammenfassung und Ausblick.....	65
Literaturverzeichnis.....	66
Anhang	72

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Arbeitsschritte zur Lösungsfindung der Strömungsgleichung	5
Abbildung 2: Methoden und Modelle zur Lösungsfindung	6
Abbildung 3: Flussdiagramm für die Erstellung eines Grundwassermodells.....	9
Abbildung 4: Lageplan	10
Abbildung 5: Das Untersuchungsgebiet.....	11
Abbildung 6: Messstellenlageplan.....	14
Abbildung 7: Profil 2.....	16
Abbildung 8: Donauwasserstand und Donaudurchfluss	18
Abbildung 9: Donausohle mit vom Ufer weg abnehmender Kolmation	19
Abbildung 10: Kolmationstypen.....	19
Abbildung 11: Uferfiltratzufluss in die Neue Donau	20
Abbildung 12: Tägliche Entnahmemengen der Brunnen	22
Abbildung 13: Pegelstände im Bezug auf die Niederschlagssummen	23
Abbildung 14: Pegelstände im Bezug auf die Niederschlagssummen.....	24
Abbildung 15: Grundwasserhydraulische Modellvorstellung der Donauinsel.....	25
Abbildung 16: Flussdiagramm und Aufgaben der Simulationsprogramme	29
Abbildung 17: Lageplan und Maschennetz	32
Abbildung 19: Modellrand mit Randbedingungen.....	35
Abbildung 20: Untersuchungsgebiet mit Bohrprofilmessstellen	37
Abbildung 21: Bohrprofil mit Schlufflinse.....	38
Abbildung 22: Schnitt A-A.....	39
Abbildung 23: Schnitt B-B	39
Abbildung 24: Ablaufschema der Modellkalibrierung.....	40
Abbildung 25: Ausschnitt der Ganglinien von Profil 2 für den Simulationszeitraum	41
Abbildung 26: Ganglinie der simulierten und gemessenen Werte	43
Abbildung 27: Bereich 5 mit kf-Werten.....	43
Abbildung 28: Ganglinie der simulierten und gemessenen Werte (1933,041)	44
Abbildung 29: Ganglinie der simulierten und gemessenen Werte (1933,005)	45
Abbildung 30: Modell	46
Abbildung 31: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte (1933,041)	47
Abbildung 32: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte (1933,027)	47
Abbildung 33: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte (1933,005)	47
Abbildung 34: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte (1933,109)	48
Abbildung 35: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte (1933,031)	48
Abbildung 36: Fehlerhistogramm	48
Abbildung 37: Ganglinie der Natriumkonzentration	49
Abbildung 38: Grundwasserschichtenplan vom 11.2.2006.....	51
Abbildung 39: Bereich 5 am 11.2.2006	52
Abbildung 40: Grundwasserschichtenplan vom 27.2.2006.....	54
Abbildung 41: Bereich 5 am 27.2.2006	55
Abbildung 42: Lage der Beobachtungspunkte.....	56
Abbildung 43: Natriumkonzentration im Bereich 5 im Messzeitraum	57
Abbildung 44: Natriumkonzentration im Bereich 5 am 24.2.2006	58
Abbildung 45: Natriumkonzentration im Bereich 5 am 30.3.2006	58

Abbildung 46: DOC-Konzentration im Bereich 5	60
Abbildung 47: DOC-Konzentration	61
Abbildung 48: DOC-Konzentration im Bereich 5 am 24.2.2006.....	61
Abbildung 49: DOC-Konzentration im Bereich 5 im Zeitraum 4.2. bis 15.2.....	62
Abbildung 50: DOC-Konzentration im Bereich 5 im Zeitraum 4.2 bis 15.2	63
Abbildung 51: Darstellung der Aufenthaltszeiten.....	63
Abbildung 52: Darstellung der Aufenthaltszeiten.....	64

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Beispiele von Softwarelösungen.....	7
--	---

1. Einleitung

Ein großer Teil der europäischen Trinkwasserversorgung basiert auf der Nutzung von Grundwasser über Uferfiltration. Jene Großstädte, die an großen Flüssen liegen, versorgen die Bevölkerung schon seit Jahrzehnten mit diesem qualitativ und quantitativ hochwertigen Trinkwasser. Als Beispiel sind Belgrad, Budapest, Bratislava, Köln, Heidelberg und Bonn zu nennen (Ray, 2009a). In Deutschland hat diese Art der Nutzung schon eine hundertjährige Tradition. Schubert (2002) oder Fischer et. al. (2006) beschreiben dies anhand von Uferfiltrationsanlagen in Düsseldorf/Rhein (seit 1870) oder Dresden/Elbe (seit 1875). Weniger alte Anlagen, wie zum Beispiel in Čunovo, werden von Ray et al. (2002a) oder in Louisville/Kentucky von Hubbs (2006) beschrieben.

Die Wiener Trinkwasserversorgung basiert zum größten Teil aus natürlichen Quellwässern aus dem Grenzgebiet zwischen Niederösterreich und der Steiermark. Um etwaige Engpässe durch erhöhten Verbrauch oder Wartungsarbeiten kompensieren zu können, wurden weitere Standorte gewählt. Zu diesen Standorten zählen das Grundwasserwerk Moosbrunn, die Brunnenfelder in der Lobau und Nussdorf sowie das in dieser Arbeit behandelte Brunnenfeld Donauinsel Nord. Im Jahre 1995 wurde die Errichtung von acht Horizontalfilterbrunnen auf der Donauinsel genehmigt, welche das aus der Donau stammende Uferfiltrat fördern. Als Gesamtkonsensmenge wurden 500 l/s angegeben (Hüper et al., 2005). Dieses Brunnenfeld befindet sich am nördlichen Teil der Donauinsel zwischen der Jedleseer Brücke im Nordwesten und der Nordbrücke im Südosten.

Ingerle et al. (1999) definiert den Begriff Uferfiltrat folgendermaßen: *„Die Uferfiltratgewinnung bezeichnet also die Grundwasserentnahme im Uferbereich eines Oberflächengewässers. Diese Definition impliziert, dass zwei verschiedene Wasserressourcen genutzt werden – einerseits Oberflächenwasser und andererseits Grundwasser. Das Oberflächenwasser wird allerdings bei der Uferpassage gewissermaßen mechanisch, geochemisch und biologisch „aufbereitet“ und wird daher als Filtrat bezeichnet.“*

Mehrere Studien belegen, dass sich die Uferfiltratgewinnung sowohl aus infiltriertem Oberflächenwasser wie auch aus dem im „Hinterland liegenden“ Grundwasserkörper zusammensetzt (Ray, 2002a; Hubbs, 2006; etc.). Der Mechanismus, des in dieser Arbeit beschriebenen Aquifers, unterscheidet sich von den oben erwähnten Beispielen. Die acht Horizontalfilterbrunnen werden aufgrund der hohen Durchlässigkeit des Donauinselaquifers bzw. des hohen Potentialunterschiedes zwischen Donau und Neuer Donau im Bereich des Brunnenfeldes lediglich vom Uferfiltrat der Donau gespeist.

Dieser große Einfluss der Donau führt zu der in dieser Arbeit behandelten Frage, inwieweit die Qualität des Donauwassers das geförderte Grundwasser beeinflusst.

Siligan (2003) beschreibt jene Einflussfaktoren, die für die Qualität des Uferfiltrates wichtig sind. Für das in dieser Arbeit behandelte Untersuchungsgebiet sind folgende Einflussfaktoren wichtig: Wasserqualität des Oberflächengewässers; Aufbau, chemische und biologische Merkmale der Filterschicht; Wassertemperatur; Abstands- und Durchflussgeschwindigkeit; Aufenthaltsdauer sowie anthropogene Beeinflussungen.

Um die Fragestellung beantworten zu können, wurde ein dreidimensionales Modell erstellt. Die Anfangswerte (Durchlässigkeit, Porosität, Dispersivität) wurden anhand

von Daten aus der Literatur angenommen. Durch die darauffolgende Kalibrierung wurden diese Anfangswerte geeicht, um die Differenz der Modellergebnisse zu den gemessenen Werten zu verringern. Nachdem die Kalibrierung beendet war, wurde anhand von unterschiedlichen Modellsimulationen das Transportverhalten des Aquifers beschrieben. Zum Einen wurde die chemische Zusammensetzung der Donau bzw. des Donauinselaquifers anhand eines konservativen Parameters, in diesem Fall Natrium, untersucht. Häufig werden zur Untersuchung des Transportes eines konservativen Stoffes auch die Parameter Fluorid und Bromid verwendet (*Ray et al.*, 2002b). Des Weiteren wurde, in Anlehnung an *Ray* (2009b), für die Untersuchung des Verhaltens von organischer Verunreinigung im Infiltrationswasser der abbaubare Parameter DOC (Dissolved Organic Carbon) herangezogen. Eine weitere Modellsimulation beinhaltete die Berechnung und Darstellung der Aufenthaltszeiten des Wassers innerhalb des Donauinselaquifers. *Ray et al.* (2002a) verwendet ebenfalls diese Darstellungen, um die Qualität des Trinkwassers zu bewerten.

In den 90iger Jahren wurde bereits ein zweidimensionales Finite-Elemente-Netz erstellt und die Grundwasserströmungssituation innerhalb der Donauinsel untersucht (*Donaukraft*, 1994c). Um die Fragestellung dieser Arbeit und den damit verbundenen oben erwähnten Stofftransport untersuchen zu können, wurde mit Hilfe der Programmpakete Sutra ein dreidimensionales Modell des Untersuchungsgebietes erstellt. Vorerst wird ein Überblick über die Methodik und über das Untersuchungsgebiet gegeben. Anhand der vorhandenen Daten wurde ein dreidimensionales Grundwassermodell erstellt und nach einer Modellkalibrierung die Stofftransportberechnung durchgeführt. Die Ergebnisse der Modellrechnung werden abschließend dargestellt und im Rahmen der Fragestellung diskutiert.

2. Methodik

2.1. Grundwasserhydraulik

Zur Analyse der Grundwasserverhältnisse in einem Untersuchungsgebiet ist das Verstehen des Systems eine wesentliche Voraussetzung. Die Basis dafür stellt die Grundwasserhydraulik dar.

Mit zwei Grundgleichungen der Grundwasserhydraulik, die ihren Ursprung in der Hydromechanik haben, können die Strömungsgleichungen hergeleitet werden. Mit deren Hilfe ist es möglich, die Grundwasserströmungsvorgänge im Untergrund zu beschreiben. Eine dieser Grundgleichungen ist die Bewegungsgleichung bzw. das Fließgesetz von Darcy.

$$v_f = -k_f * \frac{\Delta h}{\Delta s} = -k_f * I \quad (1)$$

- v_f Filtergeschwindigkeit [m/s]
- k_f Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
- Δh Höhendifferenz der Wasserstände von Ein- und Auslauf [m]
- Δs Fließlänge [m]
- $\Delta h/\Delta s=I$ hydraulischer Gradient [-]

Diese Gleichung beschreibt den Zusammenhang zwischen der Filtergeschwindigkeit des Fluids und der Durchlässigkeit des Bodenmaterials (*Darcy*, 1856). Der Durchlässigkeitsbeiwert k_f kann als isotrop oder anisotrop angenommen werden. In diesem Fall wird er als isotrop angegeben, was bedeutet, dass er in alle Richtungen gleiche Werte aufweist, somit gilt $k_f=k_{fx}=k_{fy}=k_{fz}$ (*Kinzelbach et al.*, 1995).

Die zweite Gleichung in der Grundwasserhydraulik ist die Bilanzgleichung bzw. die Kontinuitätsgleichung. Diese beschreibt, dass die Summe der Zu- und Abflüsse in einem Kontrollvolumen Null beträgt.

$$\Sigma Q = 0 \quad (2)$$

Die Grundwasserströmung im betrachteten Kontrollvolumen wird durch die Verknüpfung der beiden Grundgleichungen, dem Gesetz von Darcy und der Kontinuitätsgleichung beschrieben. Aus diesen Grundgleichungen kann die dreidimensionale Differentialgleichung abgeleitet werden. Je nachdem, ob es sich um einen freien, gespannten oder halbgespannten Grundwasserleiter bzw. um einen instationären oder stationären

Fall handelt, nimmt die Gleichung (vgl. Gleichung 3 bzw. Gleichung 4) eine andere Form an.

Die nachfolgende Gleichung gibt nach *Brehm* (1989) eine dreidimensionale Differentialgleichung der Grundwasserströmungsgleichung wieder:

$$\frac{\partial}{\partial x} * \left(k_{xx} * \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} * \left(k_{yy} * \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} * \left(k_{zz} * \frac{\partial h}{\partial z} \right) - Q_w = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3)$$

k_{xx}, k_{yy}, k_{zz}Hauptkomponenten des hydraulischen Leitfähigkeitstensors [m/s]

$h(x, y, z, t)$Grundwasserspiegelhöhe [m]

S_s spezifischer Speicherkoeffizient [1/m]

Q_w Quellterm [m³/s]

Gleichung 4 gibt die Transportgleichung nach *Kinzelbach et al.* (2005) an.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\nabla * (uc) + \nabla * ((D_m \mathbf{1} + D)\nabla c) \quad (4)$$

c Stoffkonzentration [g/m³]

D_m Koeffizient der molekularen Diffusion [m²/s]

D Dispersionstensor [m²/s]

u Abstandsgeschwindigkeit [m/s]

Lösung der Strömungsgleichung:

Um eine Berechnung der Grundwasserströmungen durchzuführen, sind zuerst die Eigenschaften des Untergrundes zu bestimmen. Diese beinhalten Informationen über die Mächtigkeit des Grundwasserleiters, die Durchlässigkeit k_f bzw. die Transmissivität T , die effektive Porosität n_{eff} bzw. den Speicherkoeffizienten S (*Blaschke*, 1990).

Weiters ist es notwendig, eine Abgrenzung des Modellgebiets vorzunehmen, sowie physikalische Bedingungen im Modellgebiet und am Rand zu formulieren. Die physikalischen Bedingungen beinhalten Gebietseigenschaften (wie z.B.: k_f -Verteilung, Mächtigkeit oder Schichtung), Randbedingungen sowie für den instationären Fall Anfangsbedingungen. Die drei Randbedingungen (Dirichlet, Neumann und Cauchy) geben ein Festpotential am Modellrand, ein Potentialgefälle am Modellrand und die Beziehung zwischen Strömungspotential und Potentialgradient an (*David*, 1998). Die Anfangsbedingungen beziehen sich auf die zum Zeitpunkt t_0 , jener Zeit an dem die Simulation beginnt, vorgegebenen Piezometerhöhenverteilungen $h(x, y, t=t_0)$.

Die nachfolgende Abbildung zeigt die Arbeitsschritte, die zur Lösung der beschriebenen Aufgabenstellung angewendet werden können:

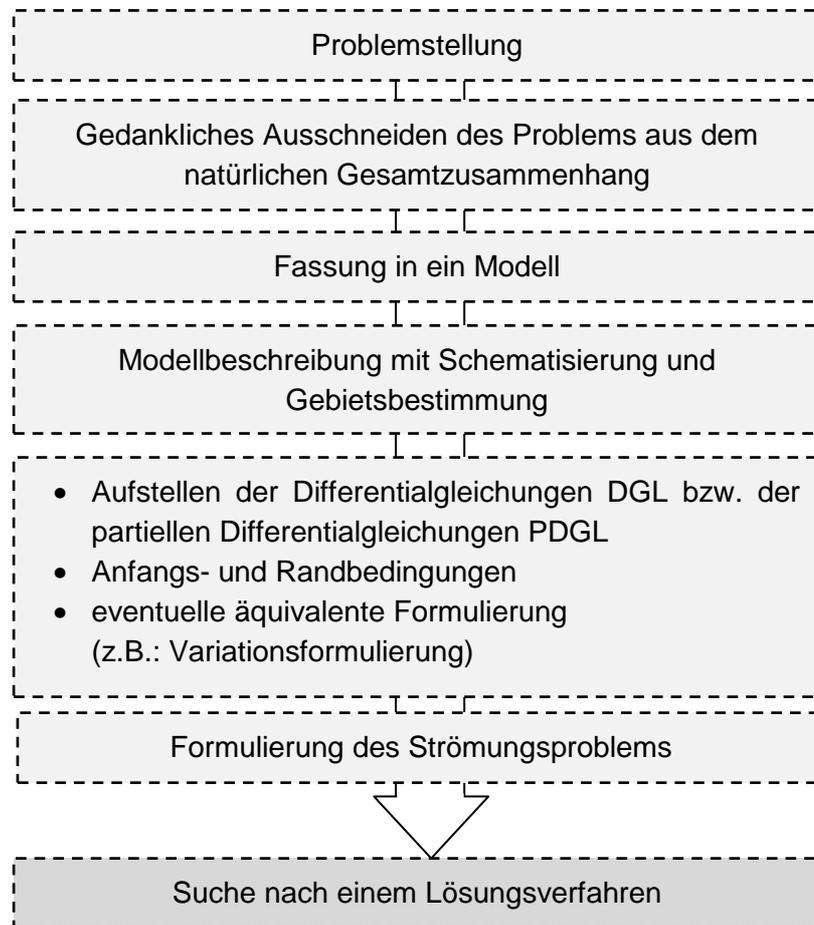


Abbildung 1: Arbeitsschritte zur Lösungsfindung der Strömungsgleichung (David, 1998)

Nachdem die einzelnen Arbeitsschritte durchgeführt wurden und man das Strömungsproblem formuliert hat, wird nach einem geeigneten Lösungsverfahren gesucht, um die Differentialgleichungen zu lösen. Die mathematische Lösung der Differentialgleichung der Grundwasserströmung kann entweder, in einfachen Fällen, mit analytischen Methoden (z.B.: Theis- und Hantush- Funktionen) oder anhand numerischer Verfahren gelöst werden (Kinzelbach *et al.*, 1995). Zur Einordnung dieser numerischen Methoden (zur Lösung von Grundwasserströmungsproblemen) sei hier auf die Zusammenstellung möglicher Ansätze in der Abbildung 2 verwiesen (Klenke, 1986).

Die Abbildung 2 zeigt eine Gliederung der Methoden und Modelle zur Beschreibung der Grundwasserströmung. Nachfolgend werden die numerischen Methoden kurz beschrieben.

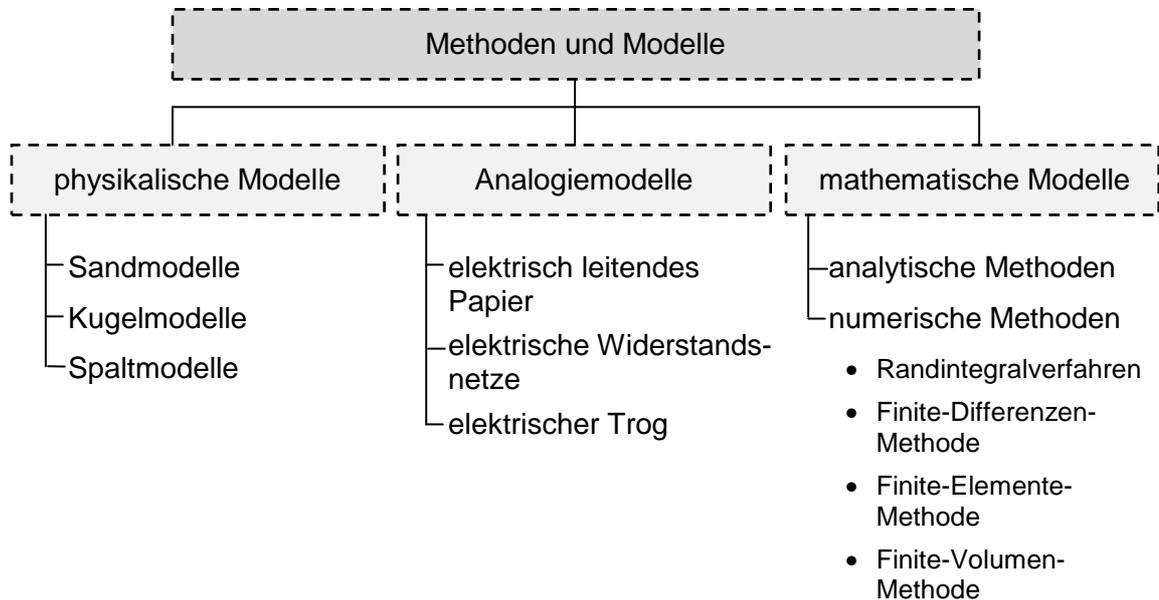


Abbildung 2: Methoden und Modelle zur Lösungsfindung (verändert nach Klenke, 1986)

2.2 Numerische Grundwassermodelle

Bei vielen wasserwirtschaftlichen Fragestellungen wird die numerische Grundwassermodellierung als Instrument zur Lösungsfindung verwendet (Blaschke, 2010). Mit einer numerischen Lösung der Grundwasserströmungsgleichung ist es, im Gegensatz zu analytischen Lösungsansätzen, möglich, auch komplexe Aquiferverhältnisse mit einem Modell zu beschreiben.

Die Anwendungsgebiete von numerischen Modellen beinhalten die Interpretation von Messdaten, um die Ereignisse im Untergrund zu verstehen, sowie zur Prognose des zukünftigen Verhaltens des Grundwassersystems. Kinzelbach et al. (1995) zählen weitere Anwendungsgebiete der numerischen Grundwassermodellierung auf.

Für die in dieser Arbeit formulierte Fragestellung sind vor allem folgende Anwendungen wichtig:

- Interpretation der beobachteten Grundwasserhöhen
- Ermittlung der Zuströmverhältnisse zu Trinkwasserfassungen
- Interpretation von Konzentrationsdaten
- Vorhersage der Ausbreitung von gelösten Wasserinhaltsstoffen

Die Grundidee der numerischen Berechnung ist folgende:

Das Modellgebiet wird räumlich und im Fall einer instationären Betrachtung auch zeitlich (Unterteilung in Elemente und Zeitschritte) diskretisiert. Die Diskretisierung hängt davon ab, welches Verfahren verwendet wird. Finite-Differenzen-Verfahren benützen

rechteckige Zellen. Beim Finite-Elemente-Verfahren erfolgt die Diskretisierung durch Elemente mit beliebiger Form (*Kinzelbach et al., 1995*).

Unabhängig davon, um welche Art von Verfahren es sich handelt, wird eine Aufstellung einer Bilanzgleichung für jedes Element durchgeführt. Anschließend werden diese Gleichungen zu einem linearen algebraischen Gleichungssystem zusammengefasst, deren Lösung die Standrohrspiegelhöhe bzw. die Druckhöhe in den Knoten bzw. Elementen wiedergibt (*David, 1998*).

Beispiele von Softwarelösungen zu Strömungs- und Stofftransportberechnungen sind:

- Spring (Simulation of Processes in Groundwater)
- FEFLOW (Finite Elemente Simulation System for Modelling Groundwater Flow)
- ASM (Aquifer-Simulation-Modell)
- MOC (Methods of Characteristics)
- MODFLOW/MT-3D
- STANMOD (Studio of Analytical Models)
- Sutra
- HPP-GMS

Tabelle 1 beschreibt die jeweiligen Softwarelösungen im Hinblick auf die numerischen Methoden der Transportmodellierung (Methode der Charakteristiken, Finite Differenzen und Finite Elemente) und der Dimensionalität (eindimensional, zweidimensional und dreidimensional).

Programm	MC	FD	FE	Dimensionalität
Spring			•	1D,2D,3D
FEFLOW			•	1D,2D,3D
ASM		•		1D,2D
MOC	•			1D,2D,3D
MODFLOW/MT-3D		•		1D,2D,3D
Sutra			•	1D,2D,3D
HPP-GMS			•	2D

Tabelle 1: Beispiele von Softwarelösungen (verändert nach *Merkel et al., 2007*)

Um die in dieser Arbeit gestellte Fragestellung zu beantworten und die hier vorliegenden dreidimensionalen Strömungsvorgänge zwischen einem Oberflächengewässer und dem Grundwasser, sowie die komplexere Oberfläche der Donauinsel mit einer lokalen Verfeinerung des Maschennetzes diskretisieren zu können, wurde das Programmpaket Sutra verwendet. Diese Software verwendet die Finite-Elemente-Methode, welche bei komplexeren Modellgeometrien und lokalen Verfeinerungen Vorteile hat (*Rausch, 2002*). Das in dieser Arbeit verwendete Programmpaket Sutra wird im Kapitel 4.1 näher beschrieben.

Blaschke (1990) stellt in seiner Arbeit ein Flussdiagramm für die Erstellung eines Grundwassermodells dar. In Anlehnung an dieses Diagramm wurde bei der Erstellung des Modells für diese Arbeit ein etwas vereinfachtes Flussdiagramm verwendet, welches in Abbildung 3 dargestellt ist.

Aufbauend auf das Grundwasserströmungsmodell wird im Anschluss ein Stofftransportmodell erstellt, mit dem die für den Transport wesentlichen Prozesse wie Advektion, Diffusion, Abbau und Adsorption, der im Wasser befindlichen Stoffe im Modell, berücksichtigt werden können.

So ist es möglich, die im vorliegenden Fall vorhandenen Heterogenitäten und komplizierte Topographie bzw. instationären Randbedingungen zu berücksichtigen.

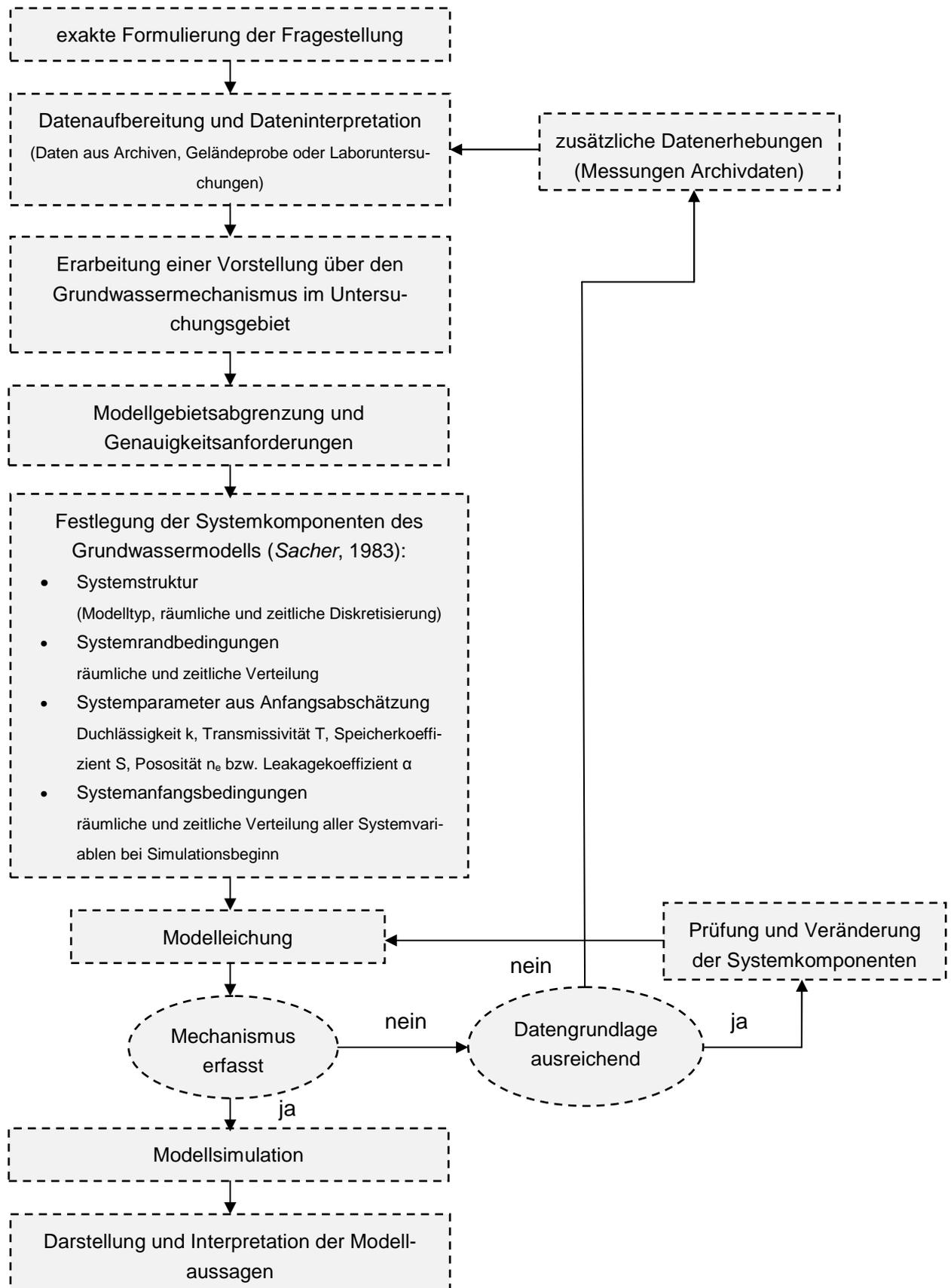


Abbildung 3: Flussdiagramm für die Erstellung eines Grundwassermodells (verändert nach Blaschke, 1990)

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1. Lage

Das Untersuchungsgebietes befindet sich im nördlichen Teil der Wiener Donauinsel im Bereich der oberen Stauhaltung der Neuen Donau (Abb. 4, rote Markierung).

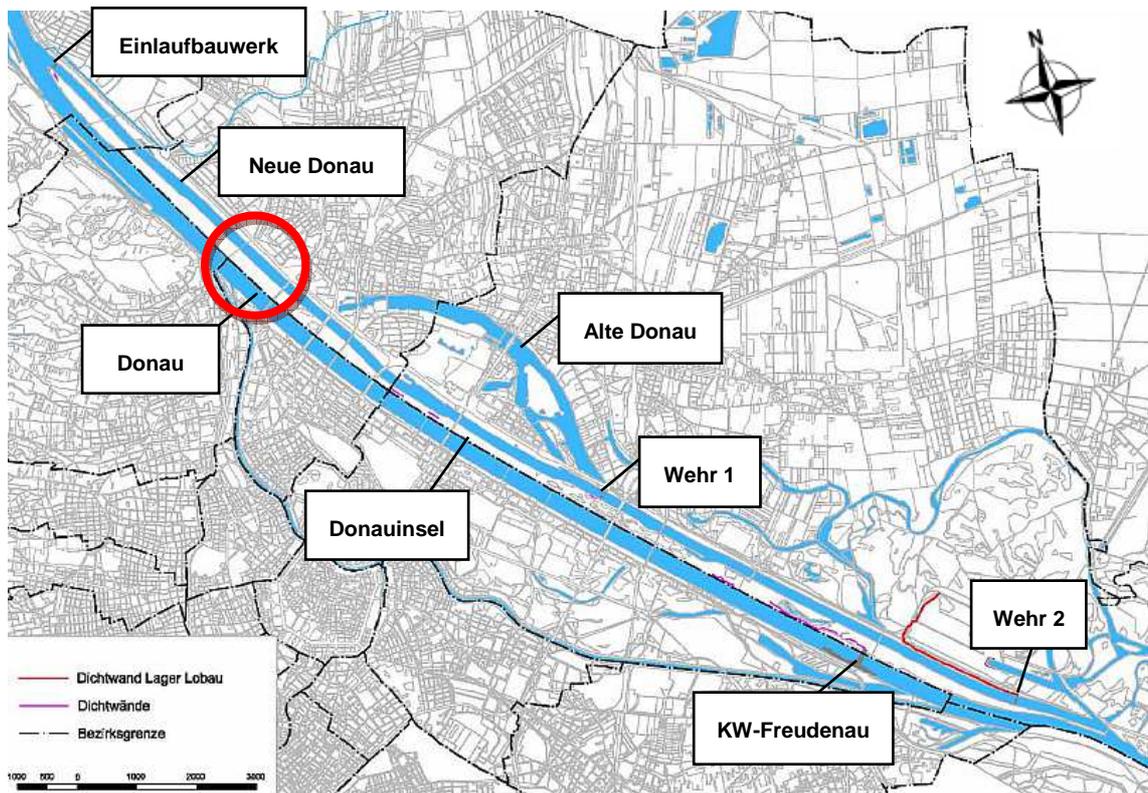


Abbildung 4: Lageplan

Quelle: Gruppe Wasser (2007)

Der untersuchte Aquifer ist ein Teil der Donauinsel, welche den Donauhauptstrom von der Neuen Donau trennt. Die gesamte Donauinsel erstreckt sich über eine Länge von 21,1 km, eine maximale Breite von 250 m und befindet sich auf dem Stadtgebiet von Wien und Klosterneuburg. Der Anfang der Donauinsel befindet sich beim Einlaufbauwerk in Langenzersdorf (Donau-Strom-km 1938,08) und endet bei Donau-Strom-km 1918,31 in der Nähe des Ölhafen Lobau.

Die Neue Donau, das sogenannte Entlastungsgerinne, verläuft parallel zum Donauhauptstrom und befindet sich zwischen der Donauinsel auf der rechten Seite sowie Langenzersdorf und den Wiener Bezirken Floridsdorf (21.) und Donaustadt (22.) auf der linken Seite. Die Neue Donau wird durch 3 Wehranlagen in die obere und untere Stauhaltung geteilt.

Die obere Stauhaltung wird begrenzt durch das Einlaufbauwerk (Donau-Strom-km 1938,08), einem hydraulisch betriebenen Drucksegment mit fester Überfallhaube, und durch das Wehr 1 (Donau-Strom-km 1926,15), welches die gleiche Bauweise wie das Einlaufbauwerk aufweist.

Die untere Stauhaltung wird durch das Wehr 1 sowie durch das Wehr 2 (Donau-Strom-km 1918,31), einer Stauklappe mit Torsionsantrieb, begrenzt und mündet an dieser Stelle wieder in die Donau (www.wien.gv.at, 2010).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im nördlichen Teil der Donauinsel und wird in Abbildung 4 durch eine rote Markierung gekennzeichnet und ist in Abbildung 5 im Detail dargestellt.

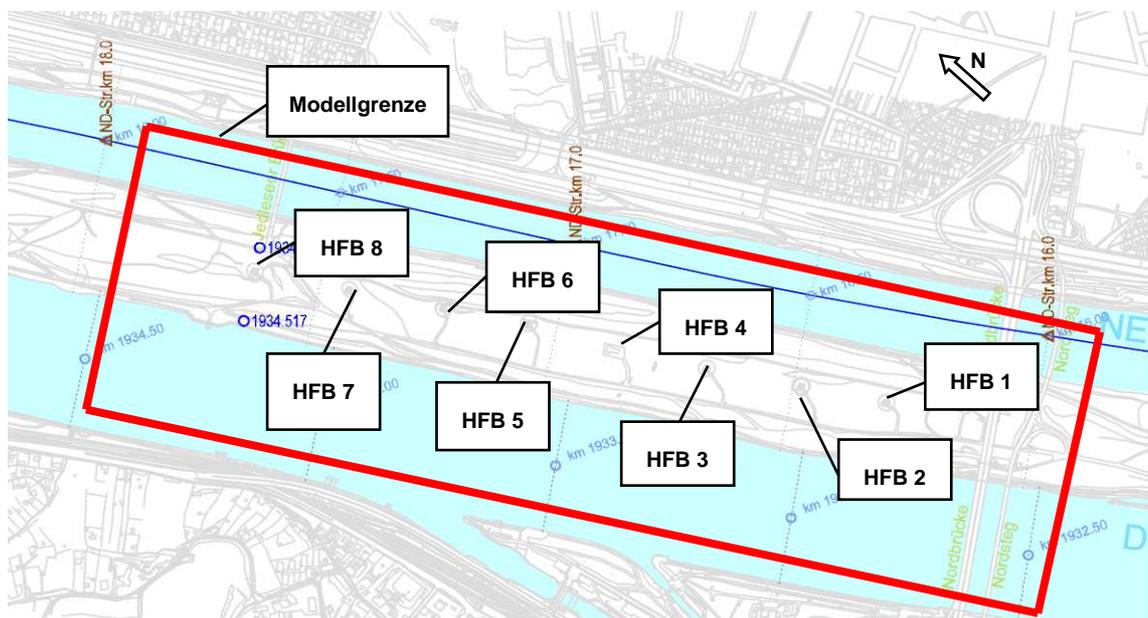


Abbildung 5: Das Untersuchungsgebiet. HFB 1-HFB 8: Horizontalfilterbrunnen im Untersuchungsgebiet

Quelle: Verbund (2007f)

Das Modellgebiet befindet sich auf der Höhe der oberen Stauhaltung und erstreckt sich zwischen Jedleseer Brücke im Nordwesten und der Nordbrücke im Südosten. In Abbildung 5 sind auch die Horizontalfilterbrunnen der Stadt Wien (Wiener Wasserwerke) dargestellt (HFB 1-HFB 8).

3.2. Funktionsweise der Neuen Donau

Die Neue Donau dient dem Hochwasserschutz von Wien durch Erhöhung des Durchflussvolumens bei einem Hochwasserereignis in der Donau. Das Entlastungsgerinne bzw. die dazugehörige Donauinsel wurden in den Jahren 1972-1988 im Zuge des Wiener Donauhochwasserschutzes erbaut, um Katastrophenhochwässer abführen zu können. Die Donauinsel bzw. das Entlastungsgerinne haben eine Länge von 21,1 km. Die Breite der Donauinsel beträgt zwischen 70 m und 250 m, die der Neuen Donau durchschnittlich 200 m. Das Sohlgefälle der Donau und der Neuen Donau ist 0,046 %. Die mittlere Durchflussmenge der Donau (Pegel Reichsbrücke) beträgt ca. 2.000 m³/s. Die Projekthochwassermenge, jene Durchflussmenge, die vom Entlastungsgerinne und der Donau problemlos aufgenommen werden kann bzw. auf welche das Bauwerk ausgelegt ist, beträgt 14.000 m³/s. Das entspricht dem Hochwasser von 1501, dem höchsten je in Wien gemessenen Hochwasser. Das Entlastungsgerinne ist für ca. 5.200 m³/s projektiert, die restlichen 8.800 m³/s werden von der Donau aufgenommen. Das Projekthochwasser hätte einen vergleichbaren Pegel an der Reichsbrücke von 10,3 m zur Folge (*www.wien.gv.at*, 2010).

Die zusätzliche Nutzung der Neuen Donau als Naherholungsgebiet machte es notwendig, den Wasserspiegel in der Neuen Donau zu steuern. Dies wird durch 3 Wehranlagen gewährleistet (Einlaufbauwerk, Wehr 1 und Wehr 2). Zwischen diesen 3 Wehranlagen stellt sich in Anbetracht der Grundwasserzu- und Grundwasserabströmung ein bestimmter Ruhewasserspiegel ein, der durch die 3 Wehranlagen an eine Musterganglinie angeglichen wird, um den Bewirtschaftungsgrundsätzen zu entsprechen. Diese sind unter anderem die geringe Beeinflussung der limnologischen Eigenschaften der Neuen Donau, das statische Stauziel ist einzuhalten sowie die Relation Wasserführung Donau- Wasserstand Neue Donau soll erhalten bleiben (*Verbund, 2007e*). Diese Vorgehensweise erfolgt bis zu einem Durchfluss in der Donau von 5.100 m³/s.

Bei einer Donauwasserführung ab 5.100 m³/s beginnt das Einströmen des Donauwassers in die obere Stauhaltung über das Einlaufbauwerk. Ab diesem Zeitpunkt wird die Neue Donau geflutet, was dem 1-jährlichen Hochwasserabfluss entspricht. Bei einem Hochwasserereignis erfolgt die Steuerung der Wehranlagen automatisch, bzw. wird sie ergänzend von Mitarbeitern der MA 45 überwacht, gemäß *Betriebsordnung 1997; Überarbeitung 2005* (2005). Wenn der Donaudurchfluss wieder unter 5.100 m³/s fällt und danach kein Wasser mehr in die Neue Donau über das Einlaufbauwerk einfließt, spricht man vom Ablauf des Hochwasserereignisses. Hierfür werden, wie in der Betriebsordnung vorgesehen, alle Wehrverschlüsse vollständig geschlossen. Anschließend wird das Wasser der oberen Stauhaltung durch Öffnen eines Segmentes von Wehr 1 in die untere Stauhaltung geleitet, um den entsprechenden Wasserstand gemäß Musterganglinie zu erreichen. Um die Böschungssicherheit nicht zu gefährden, ist die Absenkgeschwindigkeit auf 5 cm/h begrenzt. Ist die Angleichung der oberen Stauhaltung an die Musterganglinie erfolgt, wird durch Öffnen von Wehr 2 die untere Stauhaltung an die geforderte Wasserstandhöhe angeglichen. Auch hierfür ist eine maximale Absenkgeschwindigkeit von 5 cm/h angesetzt. Mit dem Angleichen des Wasserstandes beider Stauhaltungen an die angestrebte Musterganglinie ist das Ende des Hochwasserbetriebes definiert und die Neue Donau wird laut Betriebsordnung, gemäß Normalbetrieb bewirtschaftet.

3.3 Hydrogeologie des Untersuchungsgebietes

Der Grundwasserleiter des Untersuchungsgebietes besteht im wesentlichen aus sandigen Kiesen mit heterogenem Aufbau (*Donaukraft*, 1995). Die Oberkante des Grundwasserstauers, welcher größtenteils aus Schluff besteht, liegt beim Einlaufbauwerk auf rund 156 m ü. A. und sinkt bis zum Wehr 1 auf ca. 145 m ü. A.

Im Untersuchungsgebiet wurde anhand von Bohrprofilen (vgl. Abb. 21), welche von der MA 29 zur Verfügung gestellt wurden, eine Staueroberkante von ca. 148 m ü. A. festgestellt.

Anhand von Kurzpumpversuchen und Großpumpversuchen wurde die Durchlässigkeit des Aquifers bestimmt (*Donaukraft*, 1995). Die Auswertungen weisen für den Grundwasserleiter im Bereich des Untersuchungsgebietes eine Durchlässigkeit in der Größenordnung von 0,014 m/s auf. Verglichen mit den Bohrprofilen, wo zu sehen ist, dass das Untersuchungsgebiet größtenteils aus sandigen Kiesen besteht, klingt dieser Wert plausibel. Dieser Durchlässigkeitswert wurde auch als Anfangswert für die Kalibrierung gewählt.

Durch die Auswertung der Bohrprofile konnte erkannt werden, dass Teile des Untersuchungsgebietes mit Schlufflinsen durchzogen sind. Genaueres dazu folgt in Kapitel 4.2.4.

3.4. Hydrologie des Untersuchungsgebietes

Anhand des Jahres 2006 werden exemplarisch die hydrologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet dargestellt. Es wird dazu auf Messungen, welche im Rahmen der Beweissicherung Neue Donau, Jahresbericht 2006 (*Gruppe Wasser*, 2007), zurückgegriffen.

Abbildung 6 zeigt die räumliche Lage der Messstellen innerhalb des Untersuchungsgebietes sowie deren Bezeichnung. Die roten Markierungen stellen die Grundwassermessstellen dar, die blauen Markierungen weisen auf die Standorte der Horizontalfilterbrunnen hin, welche in Kapitel 3.4.2 näher beschrieben werden. Die Messdaten der Grundwassermessstellen, der Neuen Donau (1926,053; Höhe Wehr 1) wie auch der Donau (1934,052; Pegel Nussdorf) sind im Anhang aufgelistet.

Weiters sind in dieser Abbildung die Messprofile 9, 10, 2 und 11 durch grüne Markierungen dargestellt. In den nachfolgenden Abbildungen werden die Wasserstandswerte von Profil 2 dargestellt und analysiert.

Die Daten zu den einzelnen Messstellen sind im Anhang enthalten. Für die einzelnen Messstellen liegen Messdaten mit unterschiedlichen Zeitintervallen vor, die tägliche bis wöchentliche Abstände aufweisen. Die Datenermittlung erfolgte entweder durch Datensammler oder durch manuelle Messungen mit einem Lichtlot.

In Abbildung 7 wird die Ganglinie von Profil 2 des Jahres 2006 dargestellt. Die dunkelblaue Linie kennzeichnet die Ganglinie der Donau (1934,052; Pegel Nussdorf). Die weiteren Ganglinien (1933,045; 1933,005; 1933,031) sind Grundwassermessstellen auf der Donauinsel (vgl. Abb. 6). Der Wasserstand der Neuen Donau wird durch die türkise Linie (1926,053) gekennzeichnet. Die Messstellen 1933,001 bzw. 1933,003 sind in diesem Fall nicht relevant, da sie sich außerhalb des Untersuchungsgebietes befinden.

In dieser Abbildung ist zu erkennen, dass der Wasserstand der Donau, von den in Abbildung 7 dargestellten Ganglinien, am höchsten ist. Der Ganglinienverlauf der Grundwassermessstellen (1933,045; 1933,005; 1933,031) befindet sich zwischen der Ganglinie der Donau und der Ganglinie der Neuen Donau. Die Grundwasserstände der Grundwassermessstellen nehmen mit der Entfernung zum Donaustrom ab und gleichen sich an die Ganglinie der Neuen Donau an.

Aus den Messdaten der Abbildung 7, lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

Zum Einen ist zu sehen, dass die Fließrichtung des Grundwassers normal zur Fließrichtung der Donau in Richtung der Neuen Donau zeigt. Dies zeigen die abnehmenden Grundwasserstände mit der Entfernung zum Donaustrom.

Weiters kann man die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers grob abschätzen. Da die Grundwassermessstellen sehr schnell auf etwaige Veränderungen, sowohl des Wasserstandes der Donau sowie durch Veränderungen des Pumpbetriebes, reagieren, ist anzunehmen, dass die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers, aufgrund der großen Potentialdifferenz zwischen Neuer Donau und Donau sowie der hohen Durchlässigkeit des Aquifers ($k_f \sim 0,001$ m/s), sehr groß sein muss.

Ein weiterer wichtiger Punkt, welcher in Abbildung 7 zu erkennen ist und in Kapitel 3.4.1 näher erklärt wird, ist die Kolmation der Donausohle. Die Messstelle 1933,045 befindet sich in der Nähe des Donauufers. Allerdings ist der Wasserstand im Durchschnitt um 2,5 m tiefer als jener der Donau, was durch die Kolmation der Donausohle erklärt werden kann (Gutknecht et al., 2002).

Zuvor wurde bereits erwähnt, dass die Messstellen unterschiedliche Messintervalle aufweisen. Die Messstelle der Donau (1934,052; Pegel Nussdorf) sowie die Messstelle der Neuen Donau (1926,053; Höhe Wehr 1) wurden täglich aufgezeichnet. Die Sonden 1933,045 sowie 1933,031 wurden wöchentlich gemessen. Der Grundwasserstand der Messstelle 1933,005 wurde ebenfalls täglich aufgezeichnet.

Diese unterschiedlichen Messintervalle erklären die in Abbildung 7 zu sehenden verschiedene Auflösung der Ganglinien der Sonden. Weiters erklärt sich dadurch, dass etwaige höhere Donauwasserstände (z.B.: 1.4.2006, 5.6.2006, 10.6.2006) nicht aufscheinen, weil innerhalb dieser kurzen Zeitspanne keine Messwerte vorhanden sind.

Die im Untersuchungsgebiet liegenden 8 Horizontalfilterbrunnen, werden immer wieder zu Versuchszwecken in Betrieb genommen. In der Zeitspanne zwischen 15.2.2006 bis 10.4.2006 bzw. zwischen 10.9.2006 bis 28.11.2006 erfolgte erhöhter Pumpbetrieb der Horizontalfilterbrunnen (vgl. Kapitel 3.4.2 bzw. Abb. 12), wodurch auch die rapide sinkenden Grundwasserstände der Grundwassermessstellen zu erklären sind. An dieser Stelle sei noch erwähnt, dass sich die Profile 9, 10 und 11 ähnlich verhalten (vgl. Anhang).

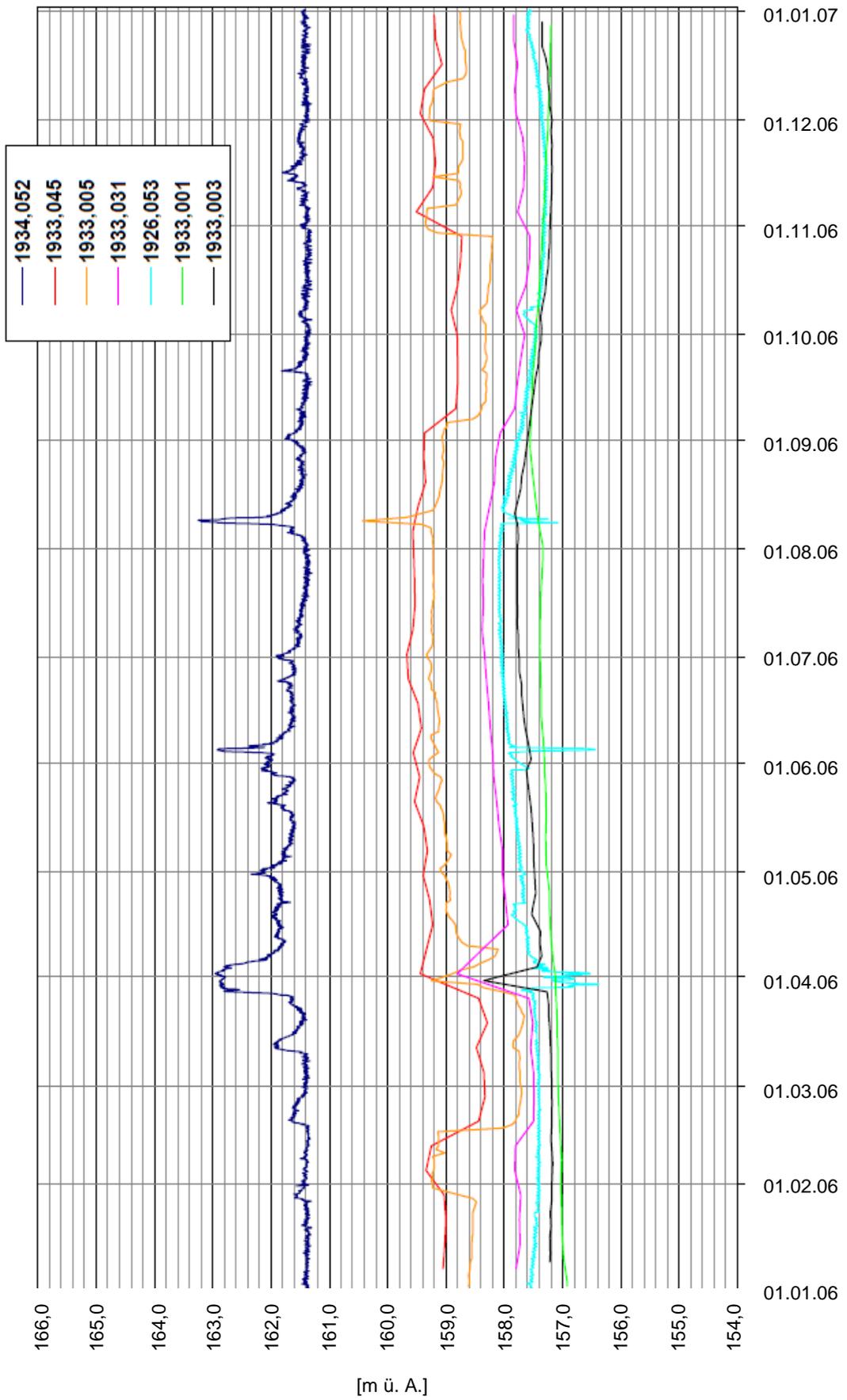


Abbildung 7: Profil 2

Quelle: Verbund (2007d)

3.4.1 Einfluss des Kraftwerks Freudenau auf das Untersuchungsgebiet

In diesem Kapitel wird der Einfluss des Donaukraftwerks Freudenau (Donau-Strom-km 1921,05), das 1998 fertig gestellt wurde, auf das Untersuchungsgebiet erläutert.

In *Picher et al.* (2005) werden die Möglichkeiten untersucht, wie durch das Kraftwerk Freudenau der Wasserhaushalt beeinflusst bzw. nachhaltig verändert wird. Folgende Möglichkeiten werden von *Picher et al.* (2005) angeführt:

- Hebung des Wasserspiegels der Donau sowie Neuen Donau
- Hebung des Grundwasserspiegels in der Donauinsel
- Verringerung des Schwankungsbereiches und der Dynamik des Grundwassers
- Änderung der Abstromrichtung
- Änderung des Fließgefälles
- Verringerung des verfügbaren Wasserdargebotes
- Veränderung der Qualität des Grund- und Oberflächenwassers in physikalischer, chemischer und bakteriologischer Hinsicht

Abbildung 8 zeigt die Wasserstandsentwicklung im Oberwasserbereich des Kraftwerks Freudenau vor bzw. nach Teilstauerrichtung sowie den Vollstaubetrieb. Weiters ist der Donaudurchfluss des Kraftwerks Greifenstein abgebildet. Hier ist zu erkennen, dass der Donauwasserstand vor der Teilstauerrichtung bei ca. 153 m ü. A. lag. Bei Vollstaubetrieb liegt der Wasserstand oberhalb von 161 m ü. A. Der Wasserstand wurde durch den Betrieb des Kraftwerks im Oberwasser des KW Freudenau um durchschnittlich 8 m angehoben.

Für das hier untersuchte Gebiet bedeutet dies eine Anhebung des Wasserstandes um ca. 1,5 m bei Teilstauerrichtung und eine Anhebung des Wasserstandes bei Vollstau um 4 m. Auch der Grundwasserstand der Donauinsel erfuhr durch diese Maßnahme eine Anhebung des Wasserstandes um 0,60 m bis 4,80 m, was durch die Anhebung des Wasserstandes der Donau sowie der Neuen Donau erklärt werden kann (*Gutknecht et al.*, 2002).

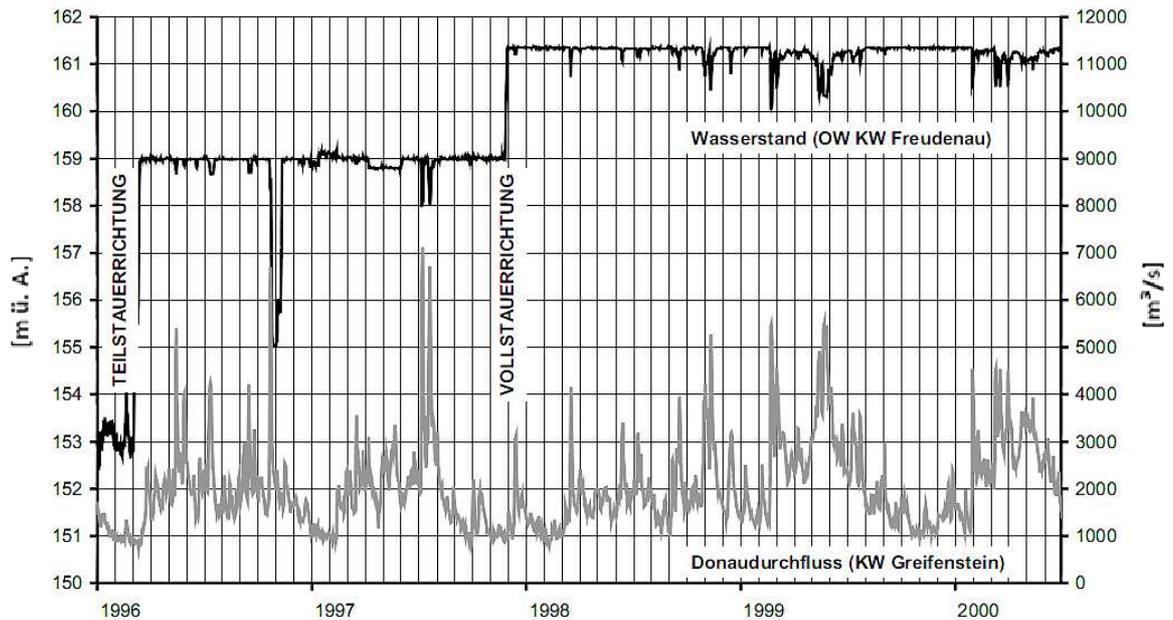


Abbildung 8: Donauwasserstand (OW KW Freudenu) und Donaudurchfluss (Höhe Greifenstein)

Quelle: Gutknecht et. al. (2002)

Ein weiterer wichtiger Punkt ist die Veränderung der Fließgeschwindigkeit durch die Stauerrichtung. In *Gutknecht et al. (1998)* werden mittlere Fließgeschwindigkeiten von 1,6 m/s vor Stauerrichtung angegeben. Durch die Errichtung des Kraftwerks und die dadurch erfolgte Anhebung des Wasserspiegels verringerte sich auch die mittlere Fließgeschwindigkeit der Donau von der Stauwurzel bis zum Kraftwerk kontinuierlich. In *Gutknecht et al. (2002)* werden mittlere Fließgeschwindigkeiten von 0,9 m/s bei einem Durchfluss von 1920 m³/s für das Profil Schulschiff (Donau-Strom-km 1931,70), welches sich in der Nähe des Untersuchungsgebietes befindet, angegeben.

Gutknecht et al. (2002) sowie *Gutknecht et al. (1998)* beschreiben die durch die geringeren mittleren Fließgeschwindigkeiten bedingte auftretende Kolmation. Seit Einführung der Teilstauphase hat sich, wie oben erwähnt, die Fließgeschwindigkeit verringert. Die durch die Donau mitgeführten Partikel sowie Schwebstoffe setzen sich in den Porenraum der Donausohle ab und es kommt zu einer Abdichtung der obersten Schicht der Donausohle. Nicht nur die Verringerung der Fließgeschwindigkeit spielt hierbei eine Rolle sondern auch die vorherrschende Infiltration des Donauwassers in das Grundwasser der Donauinsel. Abbildung 9 zeigt die auftretende Kolmation anhand von Aufnahmen der Donausohle. Die Fotos wurden bei Donau-Strom-km 1933,20 gemacht, ca. in der Mitte des Untersuchungsgebietes. Anhand dieser Bilder kann man die unterschiedlich auftretende Abdichtung der Sohle erkennen, die mit der Entfernung vom Ufer abnimmt.

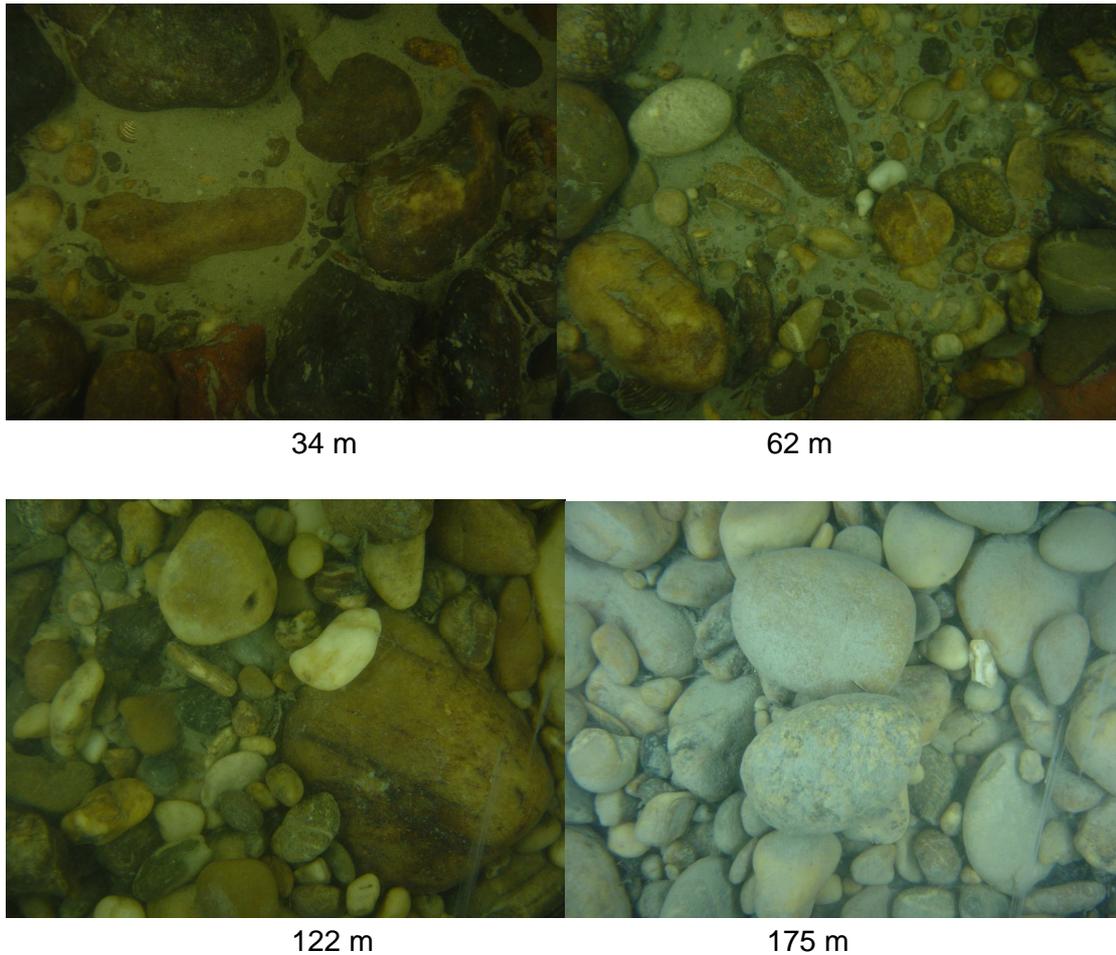


Abbildung 9: Donausohle mit vom Ufer weg abnehmender Kolmation (Entfernung vom Ufer) beim Donau-Strom-km 1933,20 am 31.10.2008

Quelle: Gutknecht et. al. (2002)

Der im Staubereich des Kraftwerks Freudenuau auftretende Kolmationstyp ist vorwiegend die innere Kolmation, welcher bei Fließgeschwindigkeiten zu finden ist, die nicht unter 0,7 m/s bis 1,0 m/s sinken. Bei diesem Kolmationstyp werden abfiltrierte Partikel in das Korngerüst der Sohle eingelagert. Äußere Kolmation, in wenigen Bereichen, sowie Deckschichtkolmation, häufig im Nahbereich des linken Ufers, tritt nur vereinzelt auf. Abbildung 10 zeigt die unterschiedlichen Kolmationstypen. Die auftretende innere Kolmation ist im linken Foto dargestellt. Die Deckschichtkolmation tritt im Übergangsbereich zwischen äußerer und innerer Kolmation auf.

In *Gutknecht et al.* (2002) wird auf eine äußerst geringe Kolmationsschicht von wenigen Zentimetern hingewiesen, die jedoch eine geringere Durchlässigkeit von $1 \cdot 10^{-7}$ m/s aufweist.



Abbildung 10: Kolmationstypen

Quelle: Gutknecht et al. (1998)

Abbildung 11 zeigt den Grundwasserdurchfluss durch die Donauinsel zur oberen sowie unteren Stauhaltung der Neuen Donau in m^3/s . Dieser Durchfluss wurde anhand der kontinuierlichen Wasserstandmessungen an den Wehren der Neuen Donau und den damit möglichen Volumenbilanzierungen ermittelt, weil davon ausgegangen wird, dass die Neue Donau primär durch das Uferfiltrat der Donau gespeist wird. Da die Neue Donau während der Betriebszeiten (7:00-17:00 Uhr) an die Musterganglinie angegliedert wird, konnten nur Messwerte, die über Nacht gemessen wurden, für die Bilanz herangezogen werden. Somit sind die Veränderungen des Wasserstandes der Neuen Donau nur auf das Uferfiltrat zurückzuführen. Ein weiterer Vorteil ist, dass über Nacht keine Verdunstung stattfindet und somit die Bilanz verändern könnte.

In Abbildung 11, wo der Verlauf des Uferfiltratzuflusses zur Neuen Donau dargestellt ist, kann man erkennen, dass sich infolge der Vollstauerrichtung der Durchfluss von $1,8 \text{ m}^3/\text{s}$ bis $3,2 \text{ m}^3/\text{s}$ auf maximal $5 \text{ m}^3/\text{s}$ erhöhte, was durch die erhöhte Wasserspiegeldifferenz der Donau mit der Neuen Donau erklärt werden kann. Durch mehrere Hochwasserereignisse, die zu einer Verstärkung der Kolmation führten, sank der Durchfluss auf ca. $2,6 \text{ m}^3/\text{s}$ Ende 2000.

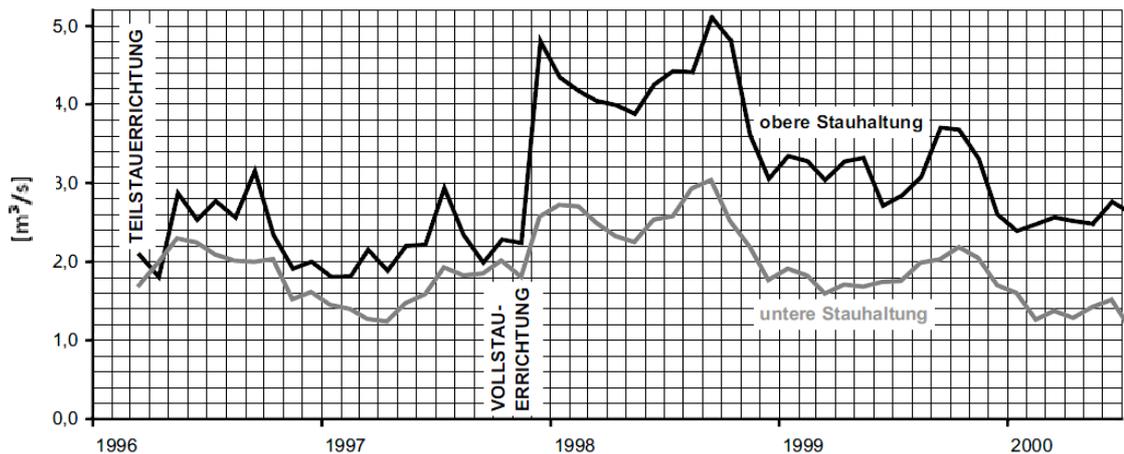


Abbildung 11: Uferfiltratzufluss in die Neue Donau

Quelle: Gutknecht et al. (2002)

3.4.2 Einfluss der Horizontalfilterbrunnen auf das Untersuchungsgebiet

Die Stadt Wien besitzt neben ihrer seit 130 Jahren bestehenden Trinkwasserversorgung aus Quellwässern auch ein sogenanntes drittes Standbein, zu welchem das Grundwasserwerk Moosbrunn und die Brunnenfelder in der Lobau, Nussdorf und der Donauinsel Nord zählen.

Diese dienen der Sicherung der Trinkwasserversorgung der Stadt Wien, die im Durchschnitt ihren Wasserbedarf mit 95 bis 97 Prozent aus den Quellgebieten des Hochschwab und des Rax-Schneeberg-Gebietes deckt (*Hüper et al., 2005*).

Auf der Donauinsel wurden acht Horizontalfilterbrunnen situiert, um Uferfiltrat aus den quartären Schotterablagerungen der Donau zu gewinnen (vgl. Abb. 5). Horizontalfilterbrunnen wurden deshalb gewählt, weil die Mächtigkeit des Aquifers gering ist. Für die Sicherung der Grundwasserqualität ist es wichtig, dass nur Uferfiltrat aus der fließenden Donau eingezogen wird und nicht aus der Neuen Donau. Diese Forderung ist nur dann erfüllt, wenn im Abströmbereich ein Gefälle von der Donau zur Neuen Donau herrscht. Die Brunnen wurden annähernd parallel zum Flussufer der Donau errichtet, um das im rechten Winkel zur Neuen Donau abfließende Grundwasser gleichmäßig zu fassen.

Die Gesamtkonsensmenge für die 8 Horizontalfilterbrunnen beträgt 500 l/s und das maximale Fassungsvermögen aller Brunnen liegt bei circa 1.200 l/s (*Hüper et al., 2005*).

Abbildung 12 zeigt die Entnahmemengen der acht Horizontalfilterbrunnen des Jahres 2006. Vergleicht man die Grundwasserstände der Messsonden aus Profil 2 (vgl. Abb. 7) mit der Pumpmenge, so kann man erkennen, dass bei erhöhtem Pumpbetrieb sowohl in der Zeitspanne zwischen 15.2.2006 bis 10.4.2006 bzw. zwischen 10.9.2006 bis 28.11.2006 die Grundwasserstände merklich absinken und somit den Durchfluss in die Neue Donau senken. Wie zu erwarten, ist bei einer Gesamtentnahmemenge von ca. 500 l/s und einem Gesamtdurchfluss zur Neuen Donau von ca. 2,5 m³/s in die obere Stauhaltung (vgl. Abb. 11) ein deutlicher Einfluss der Grundwasserentnahmen zu erkennen.

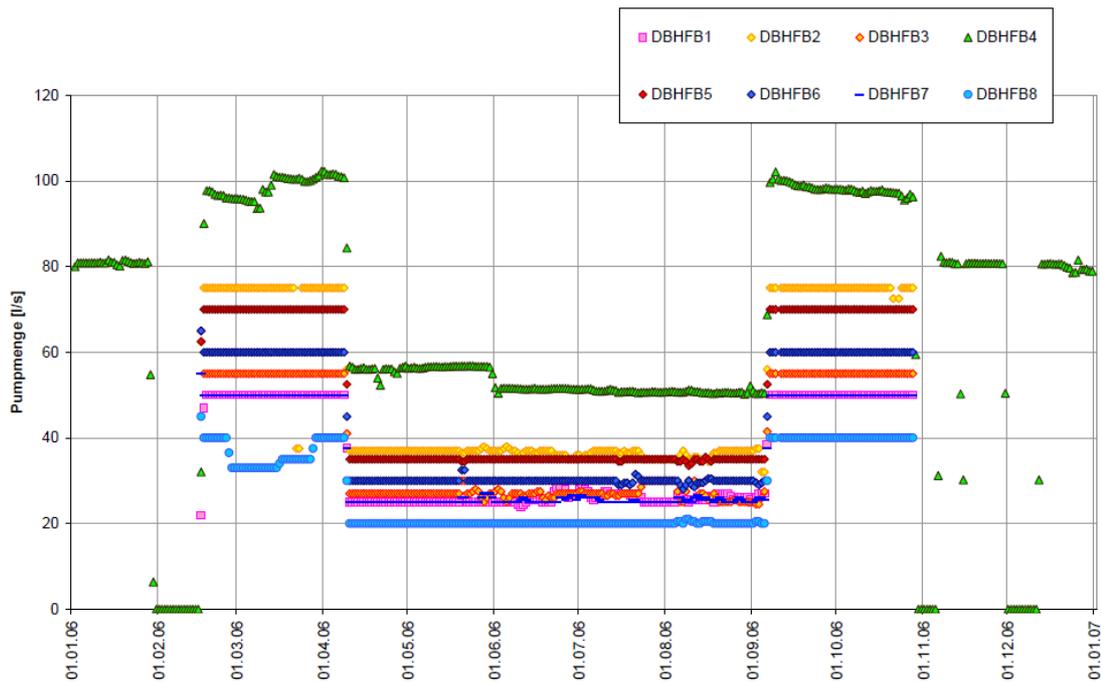


Abbildung 12: Tägliche Entnahmemengen der Brunnen

Quelle: Verbund (2007a)

3.4.3 Einfluss von Niederschlag und Verdunstung auf das Untersuchungsgebiet

Laut der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) und den Daten aus *Verbund* (2007d) wurde Abbildung 13 erstellt. Diese Abbildung zeigt die Ganglinien der Wasserstände der Donau, der Neuen Donau sowie den Grundwasserstand des HFB 4 in Meter über Adria. Weiters sind die Tagesniederschlagssummen (in mm/d) von Wien (Messstelle Hohe Warte) aufgetragen (www.zamg.ac.at). Der Messzeitraum erstreckt sich über das Jahr 2006. Abbildung 14 stellt nur den Simulationszeitraum von 4.2.2006 bis 4.3.2006 dar.

Anhand dieser Diagramme soll erklärt werden, ob und inwieweit die Grundwasserneubildung aus Niederschlag Einfluss auf die Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsgebiet haben.

In Abbildung 13 ist zu erkennen, dass die Pegelstände von Donau über den HFB 4 zur Neuen Donau abnehmen (vgl. auch Abb. 7). Betrachtet man die Ganglinie der Neuen Donau, die durch das Einlaufbauwerk, den Grundwasserdurchfluss aus der Donauinsel, durch Niederschlag sowie durch Zuflüsse aus dem Hinterland (*Gruppe Wasser*, 2007) gespeist wird, so ist keine signifikante Änderung aufgrund von lokalem Niederschlag zu erkennen. Das gleiche gilt für die Grundwasserneubildung in der Donauinsel, die eine geringe Abhängigkeit vom Niederschlag aufweist. Sowohl der Pegel HFB 4 sowie der Pegel Neue Donau erfahren keine Pegelerhöhung bei einem Regenereignis, die in Abbildung 13 bzw. 14 signifikante Änderungen der Ganglinie hervorrufen würde. Eine wesentliche Rolle spielt allerdings die Veränderung der Ganglinie der Donau. Sowohl der Pegel HFB 4 sowie der Wasserstand der Neuen Donau stehen in Verbindung mit dem Donaupiegel.

Der erhöhte Pegelstand der Donau um den 5.8.2006 ist durch ein Starkregenereignis im Einzugsgebiet der Donau (von Salzburg über Oberösterreich nach Niederösterreich)

zu erklären (www.zamg.ac.at). Durch die Erhöhung des Wasserstandes der Donau steigt auch der Pegel HFB 4, aufgrund des gestiegenen Durchflusses in die Donauinsel. Selbiges gilt für den Zeitraum um den 1.4.2006 sowie den 1.6.2006.

Bei lokalen Regenfällen wie jene um den 1.1.2006 bzw. um den 15.7.2006 sind keine Wasserspiegelanhebungen der drei Pegel zu erkennen.

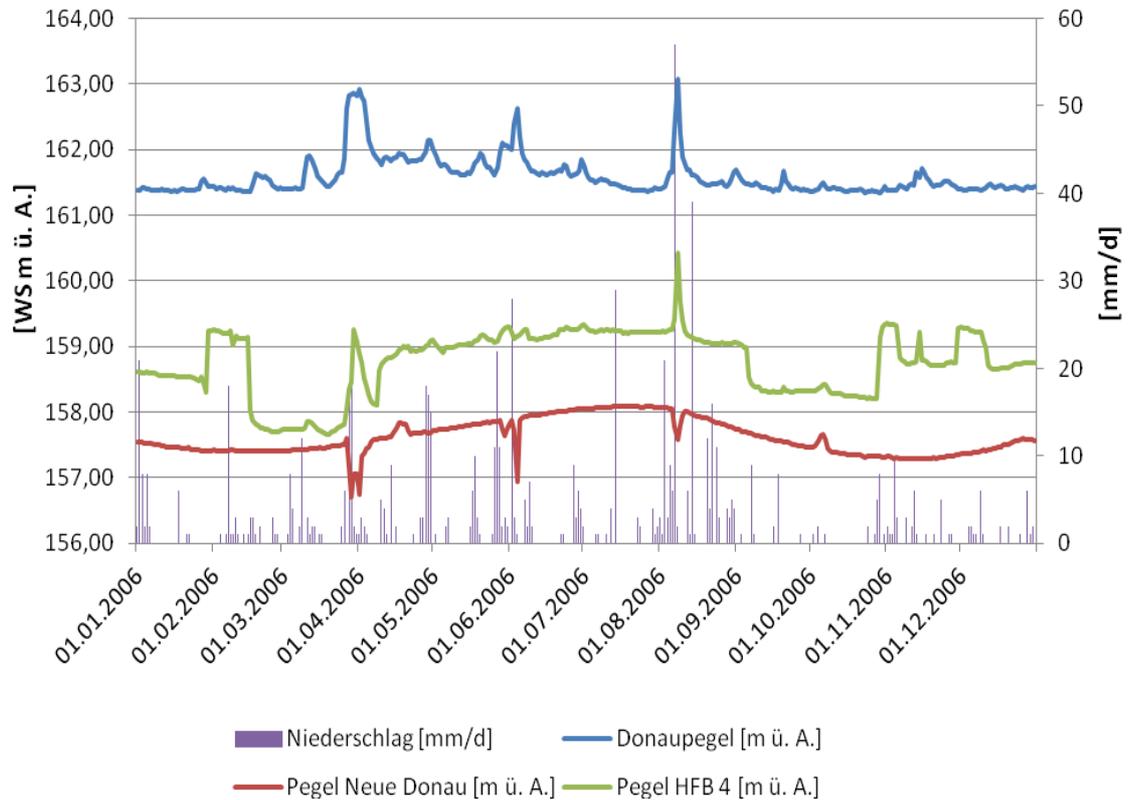


Abbildung 13: Pegelstände im Bezug auf die Niederschlagssummen im Jahr 2006

In Abbildung 14 ist der Zeitraum zwischen 4.2.2006 bis 4.3.2006 (Simulationszeitraum) dargestellt. In diesem Diagramm ist noch deutlicher zu erkennen, dass die einzelnen Wasserstände nicht vom lokalen Niederschlag abhängig sind. Der Donaupegel bleibt in etwa konstant, bis auf einen kleinen Anstieg um den 20.2.2006, welcher durch Regenfälle im Einzugsgebiet oder eine einsetzende Schneeschmelze erklärbar ist. Das lokale Regenereignis am 7.2.2006 mit 18 mm pro Tag hatte keinen Einfluss auf die Pegelstände der unten angeführten Messstellen. Das Absinken des Grundwasserspiegels im HFB 4 ist durch erhöhte Fördermenge zu erklären (vgl. Kapitel 3.4.2).

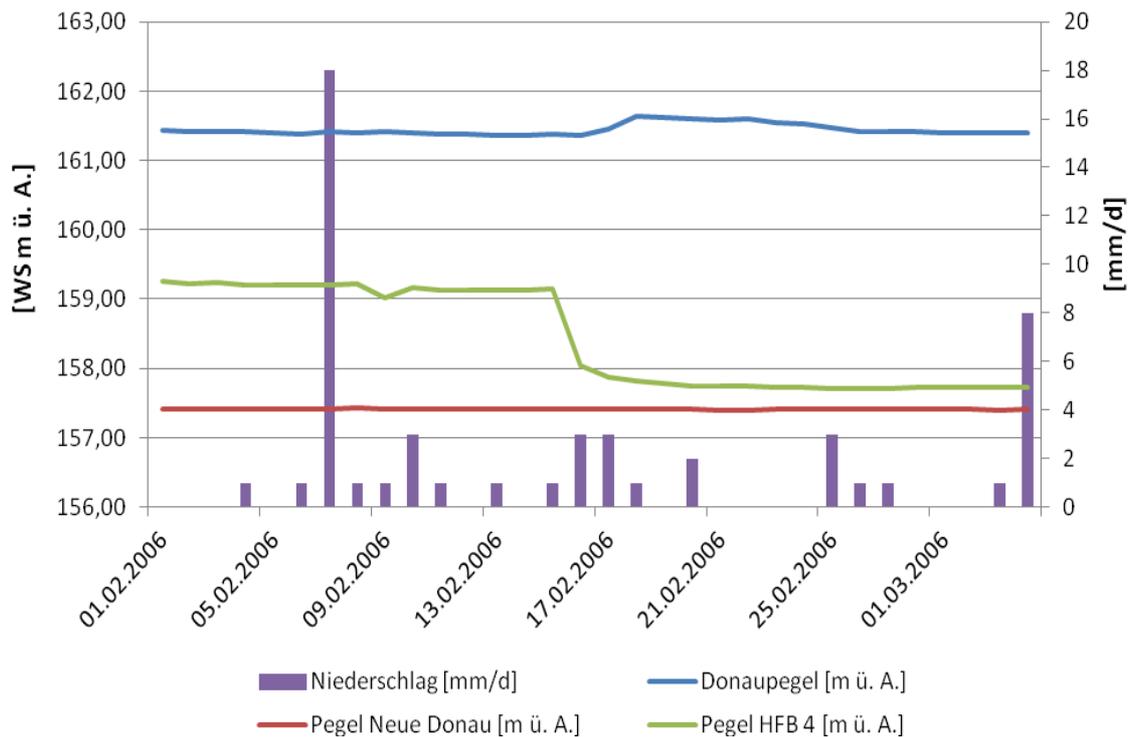


Abbildung 14: Pegelstände im Bezug auf die Niederschlagssummen im Zeitraum 1.2.2006 bis 4.2.2006

Aus *Gruppe Wasser* (2007) ist ersichtlich, dass der klimatische Einfluss auf die Wasserbilanz der Neuen Donau im Gegensatz zu den bereits erwähnten Einflussfaktoren verschwindend gering ist.

Zusammenfassend sei nun erwähnt, dass der lokale Niederschlag keine Auswirkungen auf die Pegelstände der in dieser Arbeit untersuchten Messstellen hat. Aus diesem Grund wurde bei den Modellsimulationen keine Grundwasserneubildung aus Niederschlägen für die Berechnung berücksichtigt.

3.4.4 Grundwassersystem Donauinsel

Abbildung 15 zeigt die grundwasserhydraulische Modellvorstellung der Donauinsel im Querschnitt. Die Blickrichtung erfolgt in Fließrichtung der Donau. Diese Abbildung zeigt einen Querschnitt der Donau, das Gefälle des Grundwassers in der Donauinsel sowie einen Querschnitt der Neuen Donau. Auffallend bei dieser Modellvorstellung ist der Potentialabbau an den verschiedenen Stellen. Laut *Donaukraft* (1995) wird zwischen 3 verschiedenen Potentialabbauarten unterschieden:

- Potentialabbau zwischen Donausohle und dem darunterliegenden Grundwasserkörper (h_1)
- Potentialabbau beim Durchströmen der Donauinsel (h_2)
- Potentialabbau zwischen Donauinsel und Neue Donau (h_3)

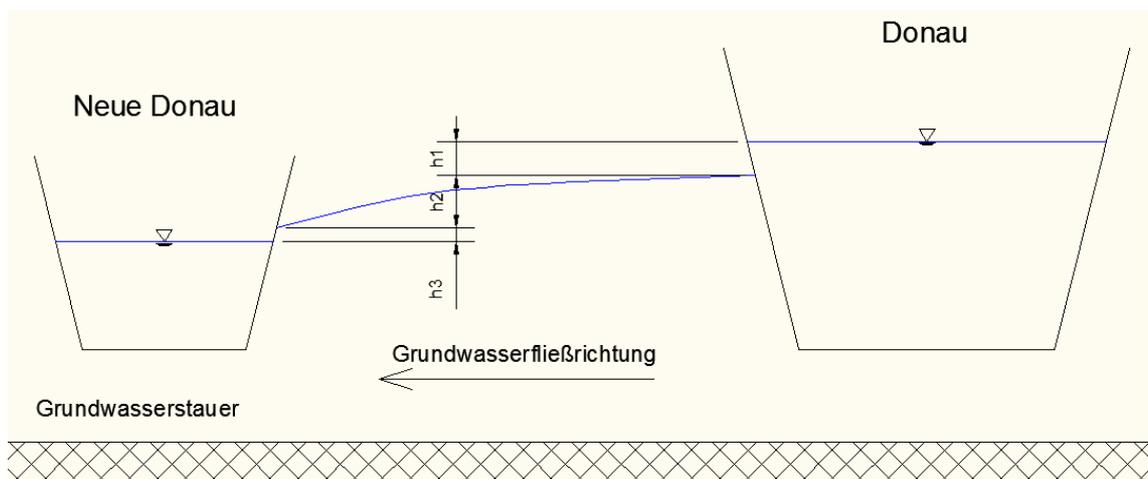


Abbildung 15: Grundwasserhydraulische Modellvorstellung der Donauinsel (verändert nach *Donaukraft*, 1995)

Der Potentialabbau ist vorwiegend vom k_f -Wert, vom Durchfluss q_L sowie vom Kolmationsgrad K abhängig. In *Donaukraft* (1995) werden die Potentialverluste der einzelnen Übergänge angeführt.

$$\Delta H = h_1 + h_2 + h_3 \quad (5)$$

ΔH Gesamter Potentialverlust [m]

$$h_1 = K_D * (H_D - H_{ND}) \quad (6)$$

K_D Kolmationsgrad der Donau [-]

H_D Wasserstand im Oberflächengewässer (Donau) [m]

H_{ND} Wasserstand im Oberflächengewässer (Neue Donau) [m]

$$h_2 = \frac{q_L}{k_{f,DI} * h_{GW,DI}} B_{DI} \quad (7)$$

- q_L breitenbezogener Grundwasserdurchfluss (Uferfiltratdargebot) im linken Ufer [m²/s]
 $k_{f,DI}$ Durchlässigkeit des Grundwasserleiters des Donauinsel [m/s]
 $h_{GW,DI}$ Mächtigkeit des Grundwasserleiters der Donauinsel [m]
 B_{DI} Breite des Donauinsel [m]

$$h_3 = K_{ND} * (H_D - H_{ND}) \quad (8)$$

- K_{ND} Kolmationsgrad der Neuen Donau [-]
 H_D Wasserstand im Oberflächengewässer (Donau) [m]
 H_{ND} Wasserstand im Oberflächengewässer (Neue Donau) [m]

Der Leakage-Faktor F berücksichtigt die Interaktion des Oberflächengewässers mit der kolmatierten Gewässersohle.

$$L = \frac{k_{f,s}}{d} \quad (9)$$

- L Leakage Faktor der Gewässersohle [1/s]
 $k_{f,s}$ mittlere Durchlässigkeit des kolmatierten Gewässersohle [m/s]
 d Dicke der Kolmationsschicht [m]

Eine weitere Modellannahme ist, dass die Grundwasserströmung normal zur Donau gerichtet ist. Diese Annahme beruht aus den Potentialmessungen in den Grundwassermessstellen der Donauinsel, was sich auch in den Grundwasserschichtenplänen vom März 2006 zeigt (*Gruppe Wasser, 2007; Donauinsel 23.3.2006*).

3.5 Indikatorparameter für die Stofftransportmodellierung

In einem Bericht der Universität für Bodenkultur für die Stadt Wien (*Perfler et al.*, 2010) wird auf Literaturstellen, welche die Prozesse im Aquifer hinsichtlich physikalischer, chemische und mikrobiologischer Prozesse behandeln, hingewiesen. Auf Basis dieser Literaturstudie und der Datenverfügbarkeit wurden die in dieser Arbeit verwendeten Parameter ausgewählt. Für die Untersuchung des Transportverhaltens im Grundwasserkörper der Donauinsel wurden zwei Parameter ausgewählt. Zum Einen wird anhand von Natrium das Verhalten von konservativen Wasserinhaltsstoffen untersucht. Als Beispiel für abbaubare Stoffe im Uferfiltrat wurde als Parameter der gelöste organische Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon, DOC) gewählt (*Ziegler, D. H.*, 2001).

Die Daten wurden vom Institut für Umweltmedizin (IFUM) der MA 39 zur Verfügung gestellt. Anschließend werden die Parameter kurz beschrieben und der Verwendungszweck der Indikatorparameter in Hinblick auf die Fragestellung in dieser Arbeit erläutert.

Natrium:

Natrium ist ein Bestandteil von feldspatreichen magmatischen Gesteinen und wird durch die Verwitterung von Sandsteinen, Tonsteinen und silikatischen Gesteinen freigesetzt. Natrium ist ein wichtiges Spurenelement für den Menschen. Bei Fischen kann Natrium jedoch bei erhöhter Konzentration zu Toxizität führen (*Jordan*, 1995). Der Grenzwert der *Trinkwasserverordnung* (BGBL. Nr. 304/2001) liegt bei 200 mg/l.

Natrium ist ein konservativer Parameter, welcher im Grundwasser nicht abgebaut oder zurückgehalten wird, sondern nur durch Verdünnung reduziert wird (*Kroiss et al.*, 2002). In dieser Arbeit wurde der Parameter Natrium zur Kalibrierung der Transporteigenschaften des Aquifers verwendet und um das Verhalten, der nicht abbaubaren Wasserinhaltsstoffe darzustellen.

Gelöster Organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon):

Der gelöste organische Kohlenstoff, kurz DOC, bildet zusammen mit dem ungelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (POC) und dem flüchtigen organisch gebundenen Kohlenstoff (VOC) den organisch gebundenen Gesamtkohlenstoff (TOC). Der DOC wird zur Beurteilung der Belastung eines Gewässers verwendet (*Adam*, 2000).

Der DOC-Anteil im Gewässer erhöht sich vor allem durch Einträge in gelöster Form über Zuflüsse wie zum Beispiel kommunale Abwässer, aus Hydrolyse partikulärer organischer Moleküle oder durch Exkretion von Lebewesen. Der Abbau des gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffs erfolgt unter Sauerstoffzehrung in Kohlendioxid und Wasser sowie in Bakterienmasse. Erfolgt ein anaerober Abbau, entstehen organische Säuren und in weiterer Folge Methan. Die Bestimmung der Parameter DOC und TOC erfolgt im Labor, wo die Wasserprobe oxidiert wird. Das dabei entwickelte Kohlendioxid steht in direkten Zusammenhang mit dem organischen Kohlenstoffgehalt (*Kroiss*, 2008). Der DOC-Anteil wird in mg/l angegeben. Laut *Trinkwasserverordnung* (BGBL. Nr. 304/2001) sollte der Wert für TOC keine anormalen Veränderungen aufweisen (DOC ist der gelöste Anteil des TOC). Für eine gute Qualitätsbewertung sollte der Wert bei Flüssen laut *Wasserrahmenrichtlinie* (2008) <5 mg/l liegen.

Der Parameter DOC wird in dieser Arbeit am bereits kalibrierten Transportmodell dazu verwendet, um das Verhalten abbaubarer Stoffe im Aquifer darzustellen.

4. Numerisches Grundwassermodell

In diesem Kapitel wird das Grundwassermodell beschrieben, mit dessen Hilfe die Fragestellungen dieser Arbeit beantwortet werden. Zur Beschreibung der komplexen Situation einer Uferfiltration mit einer Grundwasserentnahme wurde ein instationäres, dreidimensionales Grundwassertransportmodell erstellt.

4.1. Verwendete Modellsoftware

Als Modellsoftware wurde auf das vom U.S. Geological Survey entwickelte Programm Sutra 2.1 (Voss *et al.*, 2008) zurückgegriffen. Dabei wurden, wie in Abbildung 16 dargestellt, folgende Arbeitsschritte ausgeführt:

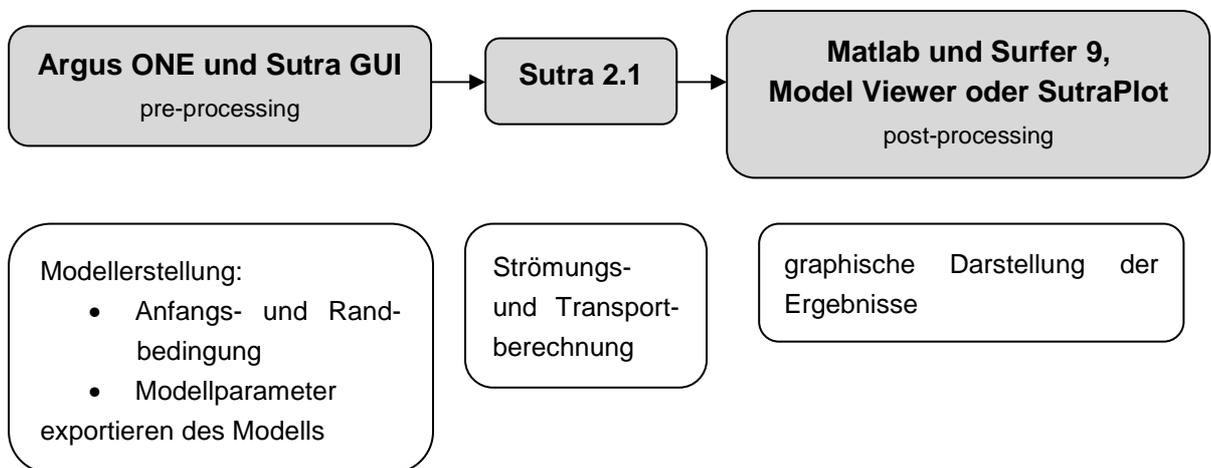


Abbildung 16: Flussdiagramm und Aufgaben der Simulationsprogramme

Das Programm Argus ONE (*Argus Interware*) dient zur Modellvorbereitung (pre-processor). Argus ONE bietet die Möglichkeit, die hydrologischen Aquiferbedingungen sowohl in der gesättigten als auch in der ungesättigten Zone abzubilden. Weiters können zwei- oder dreidimensionale Strömungs- und Transportprobleme (Masse- und Wärmetransport) für stationäre bzw. instationäre Aufgaben gelöst werden. Mit Hilfe von Argus ONE ist es möglich, das Untersuchungsgebiet durch ein dreidimensionales Finite Elemente Modell darzustellen. Das beinhaltet in weiterer Folge die genaue Definierung von Anfangs- sowie Randbedingungen bzw. die Wahl der Modellparameter (Durchlässigkeit, Transmissivität, Speicherkoeffizient und Porosität) (Winston *et al.*, 2004). Nach Beendigung des Vorbereitungsprozesses wird das erstellte Modell mit Hilfe der Software Sutra GUI exportiert. Durch diesen Vorgang werden Dateien erstellt, welche die zuvor definierten Anfangs-, Randbedingungen und Modellparameter enthalten (Winston *et al.*, 2004). Diese bilden die Eingangsdatenfiles für die Modellsoftware Sutra 2.1. Dieses Computerprogramm simuliert Flüssigkeitsbewegungen sowie den Transport von Stoffen im Untergrund. In Kapitel 2.1 wurden bereits die allgemeinen Strömungs- und Transportgleichungen angeführt.

Nachfolgend werden die dreidimensionalen Strömungs- und Transportgleichungen, sowie sie in Sutra 2.1 gelöst werden angegeben (Voss *et al.*, 2008):

$$\left(\theta_w \rho S_{op} + \theta \rho \frac{\partial \theta_w}{\partial p} \right) \cdot \frac{\partial p}{\partial t} - \nabla \cdot \left[\frac{\rho K(\theta_w)}{\mu} (\nabla p + \rho \cdot g) \right] + Q_w = 0 \quad (10)$$

- θ_w Sättigungsgrad [-]
- ρ Dichte des Fluids [kg/m³]
- S_{op} spezifisches Druck Speichervermögen [(kg/ms²)⁻¹]
- θ effektive Porosität [-]
- p Wasserdruck [kN/m²]
- t Simulationszeit [d]
- ∇ Differential Operator [-]
- K Permeabilität [m²]
- μ dynamische Viskosität des Wassers [kg/m³]

Anschließend wird die Gleichung angegeben, mit der die Transportsimulation gelöst wird (Voss *et al.*, 2008).

$$\frac{\partial \theta \theta_w \rho C}{\partial t} + \frac{\partial (1 - \theta) \rho_s C_s}{\partial t} - \nabla \cdot (\theta \theta_w \rho \underline{D} \nabla C) + \nabla \cdot (\theta \theta_w \rho \underline{v} C) = Q_c + \theta \theta_w \rho \eta_w C \quad (11)$$

- θ effektive Porosität [-]
- θ_w Sättigungsgrad [-]
- ρ Dichte des Fluids [kg/m³]
- C Konzentration von DOC und Natrium [mg/l]
- t Simulationszeit [d]
- ρ_s Dichte des Kornes [kg/m³]
- C_s adsorbierte Konzentration [mg/l]
- ∇ Differential Operator [-]
- \underline{D} 3d Dispersionstensor [m²/s]
- \underline{v} Filtergeschwindigkeit [m/d]
- Q_c Bezugsrate [mg/m³s]
- η_w Abbaurrate von DOC [d⁻¹]
- μ dynamische Viskosität des Wassers [kg/m³]

Die Darstellung der Modellergebnisse erfolgt entweder in Diagrammen oder durch post-processing Programme, wie SutraPlot (Souza, 1999) oder Model Viewer (Hsieh et al., 2002), womit die dreidimensionalen Prozesse graphisch gezeigt werden können.

4.2. Modellstruktur

Die für die Modellrechnung benötigten Anfangs- und Randbedingungen sowie die verwendeten Parameter werden in diesem Kapitel vorgestellt.

4.2.1 Zeitliche Diskretisierung

Der zu untersuchende Zeitabschnitt wurde zwischen 4.2.2006 und 4.3.2006 (vgl. Abb. 7 bzw. Abb. 25) gewählt. Die Simulationszeit in dieser Arbeit ist 28 Tage. In Kapitel 4.3 werden die Eigenschaften dieses Zeitabschnittes erläutert und der Grund angegeben, warum diese Simulationszeit gewählt wurde. Um die Strömungsgleichung zu lösen, wurde zuerst der quasistationäre Fall berechnet, wo die Randbedingungen (Donaupegel und Pegel der Neuen Donau) konstant bleiben. Die Anfangsbedingungen für den instationären Fall ergeben sich aus einer quasistationären Berechnung der Randbedingungen des 4.2.2006 über eine Simulationszeit von 2,5 Jahren. Für diese Berechnung wurden 5 Zeitschritte zu je einem halben Jahr gewählt. Das Ergebnis dieser Simulation wird als Anfangsbedingung für die instationäre Berechnung verwendet. Während der instationären Berechnung ändern sich die Wasserspiegellagen pro Zeitabschnitt und räumlicher Position. Im konkreten Fall erfolgen die Berechnungen für alle Modellknoten stündlich. Das bedeutet, die Simulation durchlief 672 Zeitschritte, damit wurde eine Simulationszeit von 28 Tagen berechnet.

4.2.2 Räumliche Diskretisierung

Das Modellgebiet beinhaltet die Donauinsel von Donau-Strom-km 1932,50 bis 1934,50 mit acht Horizontalfilterbrunnen sowie Teile der Donau bzw. der Neuen Donau (vgl. Abb. 5 bzw. Abb. 17). Das Modell wurde mit einem dreidimensionalen viereckigen Maschennetz aus über 350.000 Elementen diskretisiert. Die horizontale Maschenweite variiert je nach räumlicher Lage: zwischen drei Meter an den acht Horizontalfilterbrunnen, fünf Meter im Böschungsbereich nahe HFB 4, zehn Meter im Böschungsbereich und hundert Meter im Bereich der Donau und Neuen Donau. Eine Verdichtung der Maschenweite ist an den Stellen notwendig, wo detaillierte Berechnungsergebnisse erforderlich sind oder wo es die Randbedingungen erfordern, wie z.B. an den Böschungen der Donauinsel. In vertikaler Richtung des Modells wurden in zwei Bereichen insgesamt 31 Schichten angeordnet. Der Bereich der ungesättigten Zone wurde mit 26 Schichten sehr fein aufgelöst. Der unterhalb liegende Bereich wurde mit 5 Schichten diskretisiert. Dieser Abschnitt befindet sich hauptsächlich in der gesättigten Bodenzone. Zur Orientierung in Abbildung 17 bzw. Abbildung 18 dient ein Lageplan des Untersuchungsgebietes als Hintergrund. Die Lage des relativen Grundwasserstauers (Kiesunterkante) befindet sich im Untersuchungsgebiet laut *Donaukraft* (1994a) zwischen 148 m ü. A. und 153 m ü. A. Im Modell wurde eine konstante Höhe von 148,20 m ü. A. definiert.

4.2.3 Randbedingungen des Modells

Um die Differentialgleichungen zu lösen, werden Randbedingungen benötigt, die sich im konkreten Fall aus Randbedingungen der 1. Art (Dirichlet'sche Randbedingung) und Randbedingungen der 2. Art (Neumann'sche Randbedingung) zusammensetzen. Die Randbedingung der 3. Art (Cauchy'sche Randbedingung) wird nicht benötigt.

Die Dirichlet'sche Randbedingung beschreibt eine bekannte Wasseroberfläche am Modellrand. Im stationären Fall gilt $h(x, y) = \text{konst.}$. Das heißt, dass die Wasseroberfläche im Punkt (x, y) über die gesamte Simulationsdauer als Konstante angegeben wird. Im instationären Fall ist die Wasseroberfläche im Punkt (x, y) abhängig von der Zeit und für einen Zeitschritt ebenfalls konstant. Die Donau und die Neue Donau wurden mit dieser Art der Randbedingung beschrieben und die Wasserspiegelhöhen aus den Messdaten verwendet.

Die Neumann'sche Randbedingung beschreibt den Zu- und Abfluss aus bzw. in das Modell. Hierbei wird zwischen dichter Berandung und durchlässiger Berandung unterschieden.

Bei der dichten Berandung gilt:

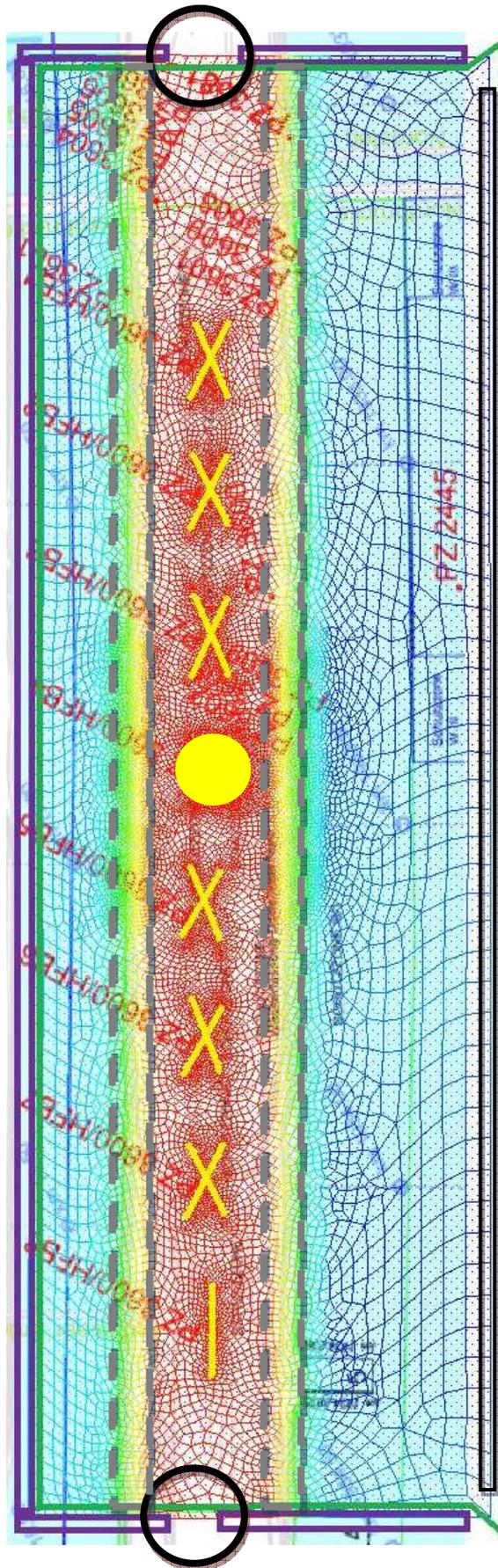
$$q=0 \quad (12)$$

wobei q [l/s] als die Zuflussmenge definiert ist. Das heißt für diesen Sonderfall, dass kein Zu- bzw. Abstrom stattfindet.

Falls ein Austausch stattfindet gilt:

$$q \neq 0 \quad (13)$$

Ein negatives Vorzeichen weist auf einen Zustrom ins Gebiet hin, ein positives auf einen Abfluss.



Legende:

— RB 1. Art (Modelloberkante)
— HFBs

— RB 1. Art (vertikale Ebene)
— Übergangsbereich

— RB 2. Art ($q=0$)

Abbildung 19: Modellrand mit Randbedingungen

Quelle Lageplan: Donauconsult (2007a)

Abbildung 19 zeigt den Modellrand mit den in dem Modell definierten Randbedingungen. Randbedingungen der 1. Art werden in dem grünen und den violetten Bereichen angesetzt. Die grüne Markierung kennzeichnet ein Festpotential für die Modelloberkante, welches sich auf die bekannten Ganglinien der Donau und Neuen Donau bezieht. Im Bereich der Donau werden die Wasserstände, in Abhängigkeit der Kilometrierung und des Wasserstandes der Donau, in das Programm eingelesen. Diese Wasserstände wirken als Druckhöhen in jenen obersten Knoten, welche sich unterhalb des Wasserspiegels der Donau befinden. Jene Knoten, die nicht unterhalb des Wasserspiegels liegen, zum Beispiel die obersten Knoten der Donauinsel, werden mit keiner Druckhöhe belastet. Im Bereich der Neuen Donau ist der Vorgang ident. Die violetten Markierungen definieren die Randbedingungen in vertikaler Ebene und weisen den Randknoten, in Abhängigkeit ihrer Höhe, die entsprechenden Wasserstände zu. Im Übergangsbereich (grau strichliert), wo je nach Wasserspiegellage der Donau bzw. der Neuen Donau die Geländeoberkante überströmt wird (1. Fall) oder trocken bleibt (2. Fall), wird in jedem Zeitschritt überprüft, ob eine Stelle nach der Randbedingung der 1. Art definiert wird (im 1. Fall), oder ob diese Stelle hydraulisch dicht gesetzt wird (2. Fall). In der obigen Erklärung wurde bereits erwähnt, dass bei der instationären Simulation der Wasserstand mit der Zeit veränderlich ist. Die Böschungsknoten der Donau bzw. der Neuen Donau sind deshalb je nach Zeitschritt entweder trocken oder nass. Innerhalb dieser Übergangszone wird im Programm mit folgender Bedingung gearbeitet:

Falls im Böschungsknoten im konkreten Zeitschritt der Wasserspiegel des Oberflächengewässers oberhalb des Geländes liegt, dann wird in diesem Knoten $h(t)=h_{\text{Donau}}$ gesetzt. Wenn der Wasserspiegel des Oberflächengewässers unterhalb des Geländes liegt, dann wird dieser Knoten als dicht definiert $q=0$. In weiterer Folge werden alle Knoten der Modelloberkante (Geländeoberkante) in dem Übergangsbereich (vgl. Abb. 19) mit der gleichen Bedingung behandelt (*Derx et. al.*, 2010).

Randbedingungen der 2. Art, ohne Zu- bzw. Abstrom, finden an der Modellsohle (Grundwasserstauer) bzw. in den schwarz markierten Bereichen Anwendung. Basierend auf der Annahme, dass in der Donauinsel das Grundwasser nur von der Donau in Richtung der Neuen Donau fließt, werden diese Bereiche als dicht angenommen. Die gelben Markierungen in Abbildung 19 weisen auf die 8 Horizontalfilterbrunnen hin. An diesen Bereichen wird ein Abstrom aus dem Modell, je nach Pumpleistung, aufgrund der Messdaten angesetzt.

4.2.4 Beschaffenheit des Aquifers

Durchlässigkeit des Aquifers:

In der Literatur werden k_f -Werte zwischen 0,014 m/s und 0,0045 m/s, welche unter anderem aus Kurzpumpversuchen ermittelt wurden oder bei Schnittmodellen verwendet wurden, angegeben (*Donaukraft*, 1995; *Donaukraft* 1994a). Um Angaben über die Eigenschaften des Aquifers im Untersuchungsgebiet zu gewinnen, wurden neben Werten aus der Literatur auch Bohrprofile ausgewertet. Diese Bohrprofile decken den gesamten Untersuchungsgebiet ab. Abbildung 20 zeigt die räumliche Verteilung der verfügbaren Bohrprofile (schwarze Markierung).

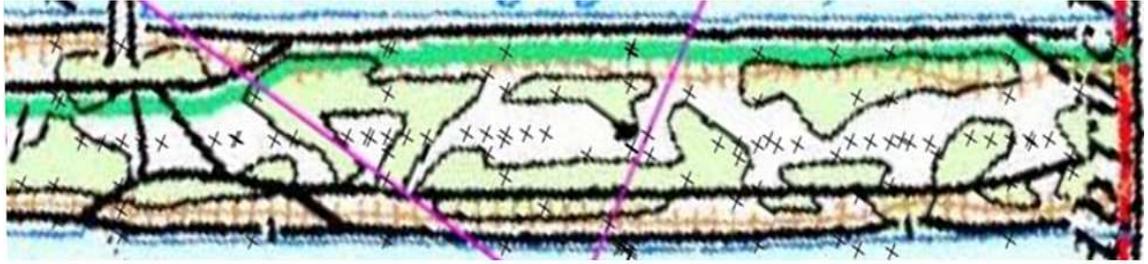


Abbildung 20: Untersuchungsgebiet mit Bohrprofilmessstellen (schwarze Markierung)

Quelle Lageplan: AMAP

Derx et al. (2010) verwenden für ihre Simulation, welche die Interaktion der Donau mit dem Grundwasser in einem 37 km stromabwärts liegenden Modellgebiet (Donau-Strom-km 1884-1886,20) beschreibt, eine Durchlässigkeit von 0,02 m/s. Die zuvor erwähnten Bohrprofile der Donauinsel, welche von der MA 29 bzw. der MA 31 zur Verfügung gestellt wurden, zeigen, dass die Bodenart (Kies/Sand) in den beiden Simulationsgebieten ähnlich ist.

Aus den Bohrprofilen konnte man erkennen, dass das Untersuchungsgebiet hauptsächlich aus einem Sand-Kies-Gemisch besteht. In *Hörling et al.* (2009) wird für Kies ein Durchlässigkeitsbeiwert von 10^{-1} - 10^{-2} m/s angegeben. Für Sand wird ein k_f -Wert von 10^{-3} - 10^{-4} m/s angegeben. Die angenommene Durchlässigkeit des Aquifers von 10^{-2} m/s liegt somit in dem Bereich für Kies.

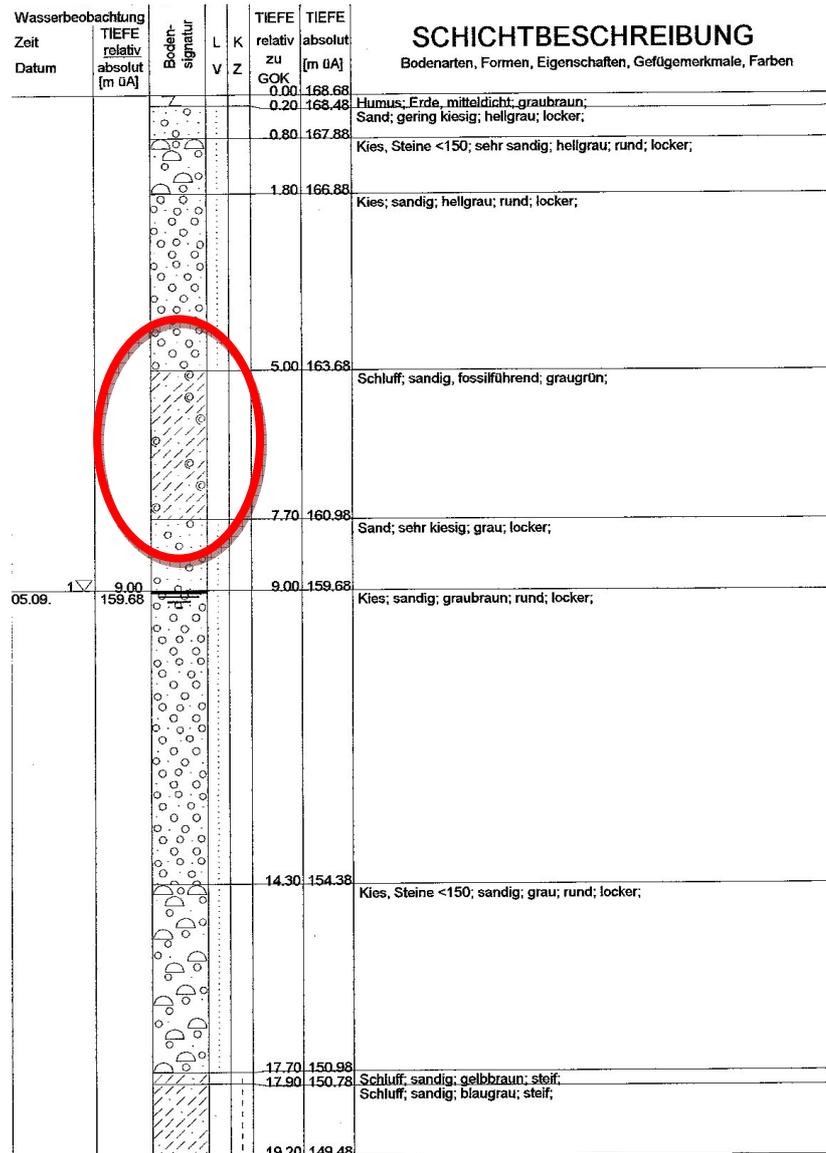


Abbildung 21: Bohrprofil mit Schlufflinse

Quelle: MA 29

Die Abbildung 21 zeigt exemplarisch ein Bohrprofil, dessen Standort in der Nähe von HFB 2 liegt. Neben der allgemeinen Zusammensetzung des Aquifers (Kies und Sand) ist auch eine dichtere Bodenschicht zu erkennen (rote Markierung). Diese „Schlufflinse“ besitzt eine geringere Durchlässigkeit als der übrige Grundwasserleiter.

In den Abbildung 22 und 23 werden anhand von Schnitten (A-A und B-B) die Lage sowie ihre Umsetzung im Modell dargestellt. In beiden Abbildungen ist der Höhenmaßstab für eine bessere Sichtbarkeit zehnfach überhöht.

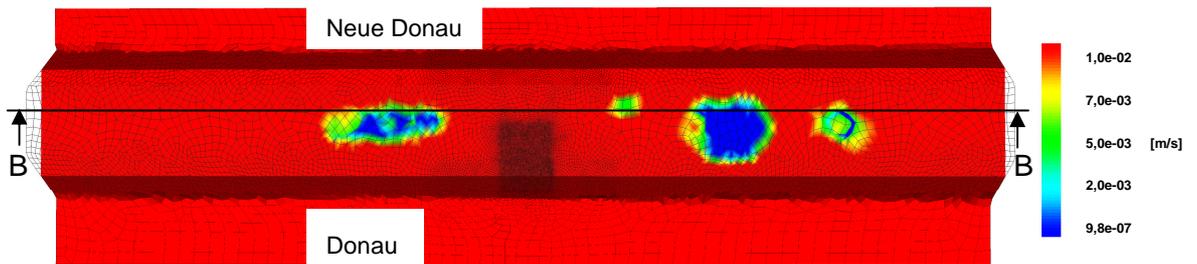


Abbildung 22: Schnitt A-A: Horizontale Verteilung der Schlufflinsen und Angabe der hydraulischen Leitfähigkeit. Zehnfach überhöht

Abbildung 23 zeigt Schnitt B-B, welcher Einblick über die vertikale Lage der Schlufflinsen gibt.

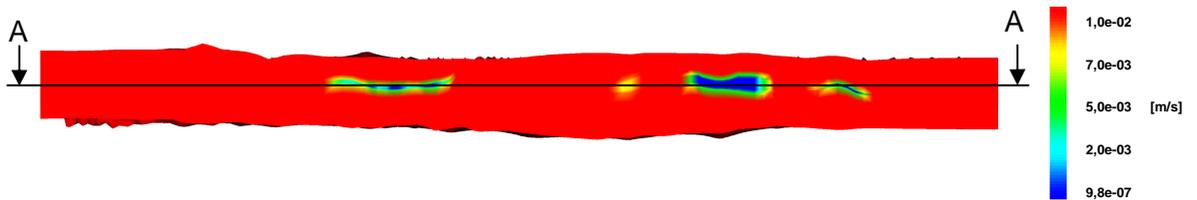


Abbildung 23: Schnitt B-B: Vertikale Lage der Schlufflinsen und Angabe der hydraulischen Leitfähigkeit. Zehnfach überhöht

Effektive Porosität und Dispersivität:

Die effektive Porosität n_f wird in *de Marsily* (1986) für Grobsand bzw. Feinkies mit ca. 15% angegeben. *Donaukraft* (1994b) gibt Werte um ca. 10% an, die durch Großpumpversuche bestimmt wurden. In dieser Arbeit wird die effektive Porosität mit 10% definiert. Die Dispersivität ist ein effektiver Parameter zur Beschreibung der Ausbreitung von Wasserinhaltsstoffen durch die Unterschiede in den Fließgeschwindigkeiten (vgl. Gleichung 4 bzw. Gleichung 11). Die longitudinale und transversale Dispersivität, α_L und α_T , können durch Tracer- oder in Laborversuchen bestimmt werden. α_L -Werte, die im Labor ermittelt wurden, sollten nicht auf natürliche Strömungsfelder übertragen werden (*Jordan et al.*, 1995). Die Werte für die Dispersivität werden im Kapitel 4.3 näher erläutert.

4.3. Modellkalibrierung

Eine Möglichkeit, um die Modellkalibrierung durchzuführen, ist die Verwendung einer Software (Siegel, 1995; Siegel et al., 1996), wie es in Blaschke (2009) durchgeführt wird, oder wie in dieser Arbeit verwendet, das Prinzip „Trial and Error“, welches in Kinzelbach et al. (1995) beschrieben wird, in Haberer (2006) durchgeführt wird und dem Ablaufschema in Abbildung 24 folgt.

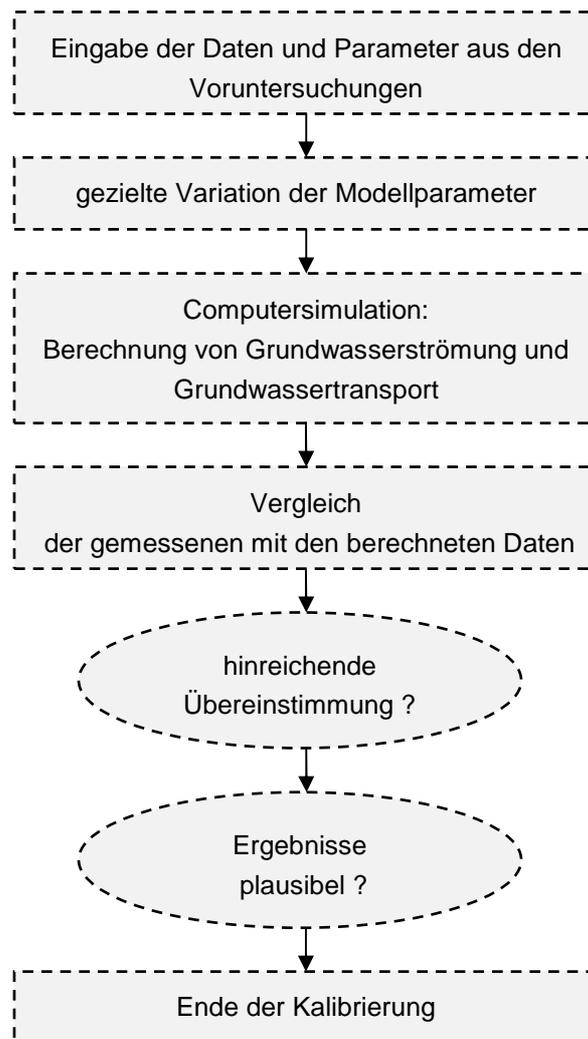


Abbildung 24: Ablaufschema der Modellkalibrierung

Für die Vorbereitung der notwendigen Datenfiles für die Modellrechnung wurde, wie bereits in Kapitel 4.1 näher erläutert, das Programm Argus ONE verwendet. Zur Erreichung einer ausreichenden Übereinstimmung der Modellergebnisse (Grundwasserstände in den Beobachtungssonden) und den gemessenen Wasserspiegellagen wurden die k_f -Werte und die Dispersivität verändert. Bei Erreichung einer hinreichenden Übereinstimmung gilt die Kalibrierung als abgeschlossen (Kinzelbach et al., 1995) und es kann das Modell für weitere Modellrechnungen für unterschiedliche Fragestellungen verwendet werden.

Zu Beginn der Modellkalibrierung wurde die Durchlässigkeit des Aquifers einheitlich mit $k_f=10$ mm/s angenommen. Dieser Wert stellt einen Mittelwert aus verschiedenen Lite-

raturstellen aus Kapitel 4.2.4 dar. Die „Schlufflinsen“, wie sie in Abbildung 22 und Abbildung 23 zu sehen sind, wurden mit einem k_f -Wert von 10^{-6} m/s definiert. Werte für die Kolmation im Bereich der Donauböschung wurden anfänglich noch nicht in das Modell integriert. Die Kalibrierung dieses Parameters wird nachfolgend erläutert. Die effektive Porosität wurde mit 10% angenommen. Anhand dieser Daten wurde versucht, das Untersuchungsgebiet möglichst genau abzubilden und somit die Kalibrierung zu vereinfachen.

Der Zeitabschnitt, in dem die Kalibrierung durchgeführt wurde, war zwischen 4.2.2006 und 4.3.2006. Die Ganglinien der Messstellen, welche sich in Profil 2 (vgl. Abb. 7) befinden, sind für diesen Zeitabschnitt in Abbildung 25 dargestellt. Die Daten wurden vom Verbund zur Verfügung gestellt. Ausschlaggebend für die Wahl dieses Zeitabschnittes (vgl. Abb. 7) waren die enormen Veränderungen der Ganglinien der einzelnen Profile, hervorgerufen durch den Pumpbetrieb der Horizontalfilterbrunnen. Diese Veränderung ist hilfreich bei der Kalibrierung, um zu sehen, ob die Simulationsergebnisse richtig auf die veränderten Randbedingungen reagieren.

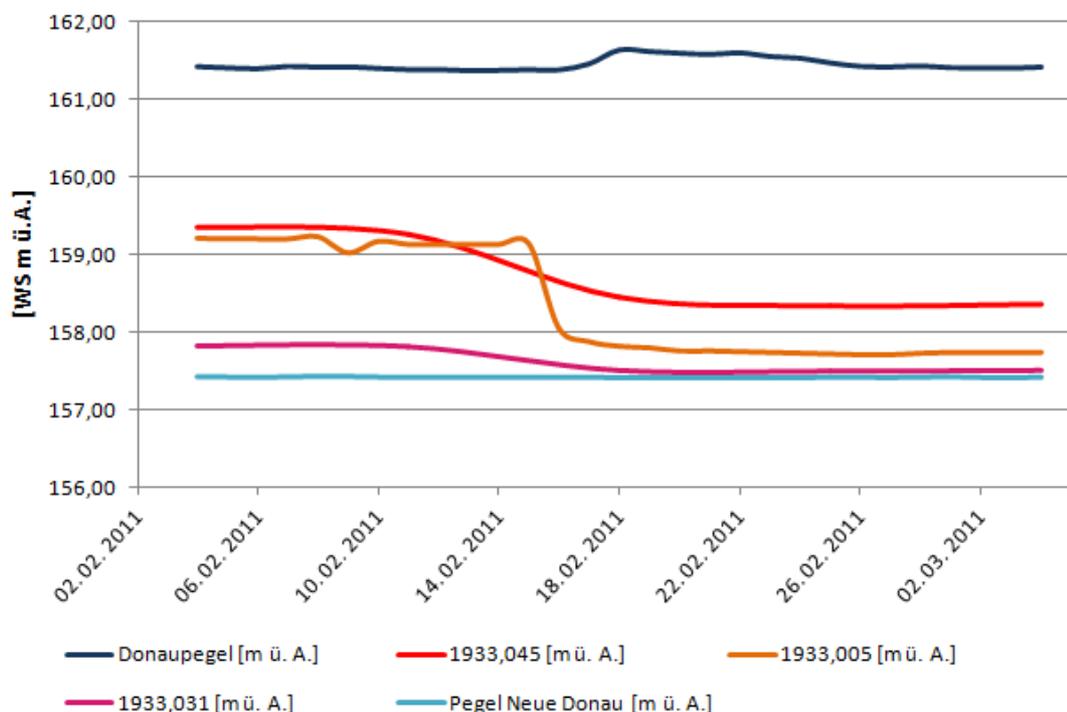


Abbildung 25: Ausschnitt der Ganglinien von Profil 2 für den Simulationszeitraum

Nachdem die angenommenen Daten aus den Voruntersuchungen in das Modell eingegeben und die Randbedingungen definiert wurden, konnte mit der Kalibrierung begonnen werden. Zuerst erfolgte eine Kalibrierung für das stationäre Modell und anschließend die instationäre Kalibrierung. Die effektive Porosität wurde mit 10% angenommen und im Laufe der Kalibrierung nicht mehr geändert.

Im Rahmen der stationären Kalibrierung wurden die Pegelstände der Donau sowie der Neuen Donau vom 4.2.2006 verwendet. Mit Hilfe dieser Werte wurde die Simulation über einen Zeitraum von zweieinhalb Jahren mit konstanten Randbedingungen durch-

geführt. Dadurch wurde ein quasistationärer Zustand simuliert. Die berechneten Standrohrspiegelhöhen in den Beobachtungspunkten wurden anschließend mit den gemessenen Grundwasserpegelständen vom 4.2.2006 verglichen. Um die stationäre Kalibrierung abzuschließen, sollte eine möglichst geringe Abweichung zwischen den berechneten Daten der donau nahen Messstellen (1934,025; 1934,023; 1933,107; 1933,103; 1941,041; 1933,037; 1933,013; 1933,035; 1932,013; 1932,005; vgl. Abb. 18) und der gemessenen Daten vorhanden sein. Dies wurde dadurch erreicht, indem die Pegelstände der Donau verändert wurden.

Das Ergebnis der quasistationären Kalibrierung konnte in weiterer Folge als Anfangswert für die nachfolgende instationäre Modellkalibrierung verwendet werden (Anfangswert in Abb. 26).

Für die instationäre Kalibrierung wurden die Pegelstände der Donau und der Neuen Donau sowie die Brunnenentnahmen der Horizontalfilterbrunnen im Zeitraum von 4.2.2006 bis 4.3.2006 verwendet. Anhand der, aus der quasistationären Kalibrierung stammenden, Anfangsbedingung, der definierten Randbedingungen und den angenommenen Parametern wurde die instationäre Kalibrierung begonnen. Die gerechneten Pegelhöhen der Beobachtungspunkte wurden mit den gemessenen Pegelständen der Messstellen verglichen und in Diagrammen dargestellt. Die Kalibrierung erfolgte schrittweise in Strömungsrichtung von der Böschung der Donau in Richtung der Neuen Donau. Zu Beginn der Kalibrierung wurde versucht, zuerst die Wasserstände der donau nahen Messstellen (1934,025; 1934,023; 1933,107; 1933,103; 1941,041; 1933,037; 1933,013; 1933,035; 1932,013; 1932,005; vgl. Abb. 18) richtig einzustellen, um anschließend die Wasserstände der entfernteren Messstellen parallel zum Ufer zu kalibrieren. Weiters wurde das Modell in Bereiche unterteilt, welche unterschiedlich kalibriert wurden (vgl. Abb. 30 bzw. Anhang). Bei jedem Kalibrierungsversuch wurde immer nur ein Parameter der jeweiligen Bereiche geändert und sorgfältig dokumentiert. Dadurch blieb die Übersicht erhalten und die Kalibrierung führt schneller zu einem Ergebnis, da Unterschiede in den Ergebnissen sofort dieser Parameteränderung zuzuschreiben waren.

In den ersten Schritten der Kalibrierung wurde die hydraulische Leitfähigkeit des Bereiches als Ganzes verändert. Nach einigen Versuchen zeigt sich, dass diese Maßnahme nicht zum gewünschten Ergebnis führt. Abbildung 26 zeigt ein Diagramm der gemessenen sowie simulierten Wasserstände von Messstelle 1933,041 (vgl. Abb. 18). Diese Messstelle ist die Randmessstelle jenes Bereiches, welcher den Horizontalfilterbrunnen 4 enthält. In Abbildung 26 ist zu sehen, dass die Anfangsbedingung die richtigen Ergebnisse liefert (4.2.2006). Durch den höheren Wasserstand der Donau (4.2.2006: 161,41 m ü. A.) und die noch nicht in die Simulation implizierte Kolmation steigt der gerechnete Wasserstand dieser Messstelle nach einigen Tagen zu stark an (vgl.: Kapitel 3.4.1). Der Fehler beträgt hier ca. 90 cm.

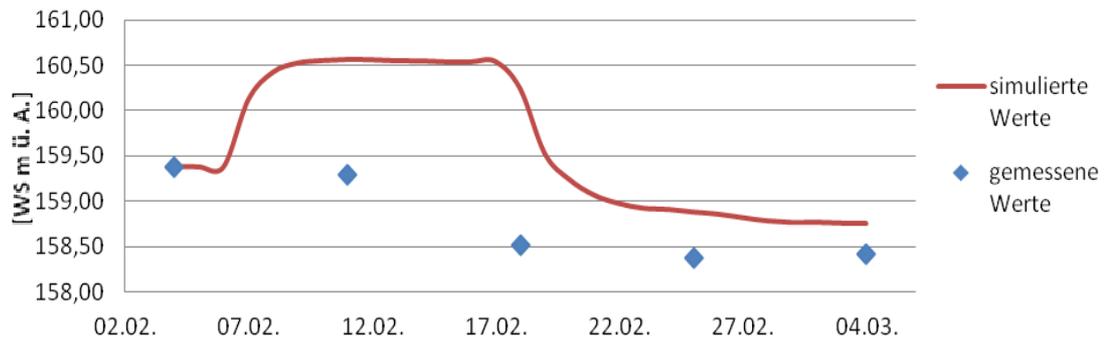


Abbildung 26: Ganglinie der simulierten und gemessenen Werte von Messstelle 1933,041 (frühes Kalibrierungsstadium)

Aus diesem Grund wurden mit dieser Zonierung unterschiedliche hydraulische Durchlässigkeiten verwendet und in weiterer Folge die Kalibrierung durchgeführt. Die Kolmation bleibt dabei ausschließlich auf eine dünne Schicht (wenige Zentimeter) der Sohle bzw. der Böschung beschränkt und somit wurden die obersten 5 Schichten im Modell mit einer geringeren Durchlässigkeit gerechnet. Wie in Kapitel 3.4.1 beschrieben, ist die Kolmation stärker an der Uferböschung der Donauinsel als an der Donausohle. Dementsprechend wurde auch die hydraulische Durchlässigkeit gesetzt (vgl. Abb. 27). Die Kolmationsschicht wurde in 3 Abschnitte unterteilt. Je weiter der Abschnitt vom Ufer entfernt liegt, desto größer ist dessen hydraulische Durchlässigkeit. In weiterer Folge wurden die Durchlässigkeiten des Aquifers in der Donauinsel kleinflächig verändert, um die mittig liegenden bzw. der Neue Donau nahe liegenden Regionen zu kalibrieren. Abbildung 27 zeigt einen bereits fertig kalibrierten Abschnitt des Modells, indem die verschiedenen hydraulischen Leitfähigkeiten eines Bereiches zu sehen sind (Bereich 5 enthält HFB 4). Die Abbildung ist zehnfach überhöht dargestellt. In der Legende werden Werte der hydraulischen Leitfähigkeit dargestellt. Weitere Abbildungen, welche auch die Messstellen darstellen, sind im Anhang abgebildet.

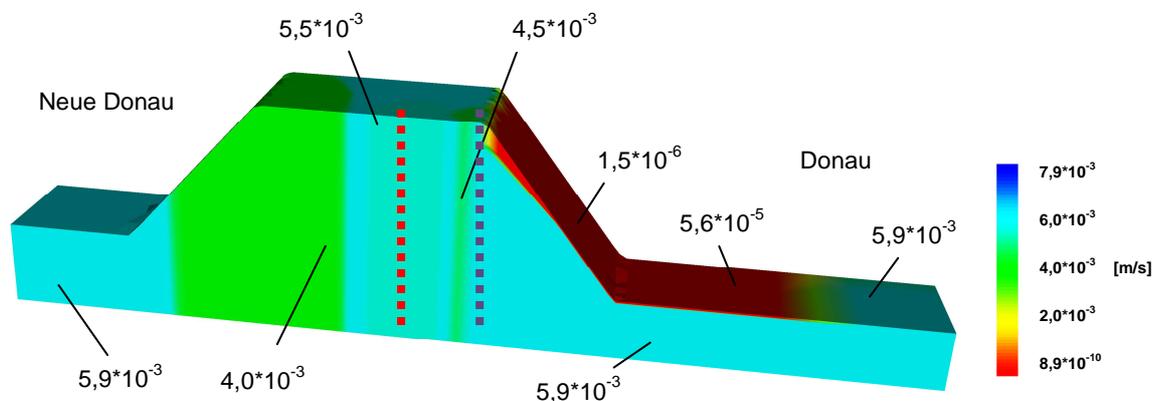


Abbildung 27: Bereich 5 mit kf-Werten [m/s]. Legende stellt hydraulische Leitfähigkeit dar [m/s]

Im Laufe der Kalibrierung wurden schließlich die Differenzen zwischen den gemessenen Werten und den Simulationswerten der einzelnen Messstellen minimiert. Dieser zeitintensive Prozess der Modellkalibrierung wird beispielhaft anhand eines Bereiches an zwei Messstellen, die in Abbildung 27 dargestellt sind, beschrieben. Der Standort von Messstelle 1933,041 ist mit einer strichlierten violetten Linie gekennzeichnet. Jener von 1933,005 (HFB 4) ist mit einer strichlierten roten Linie gekennzeichnet.

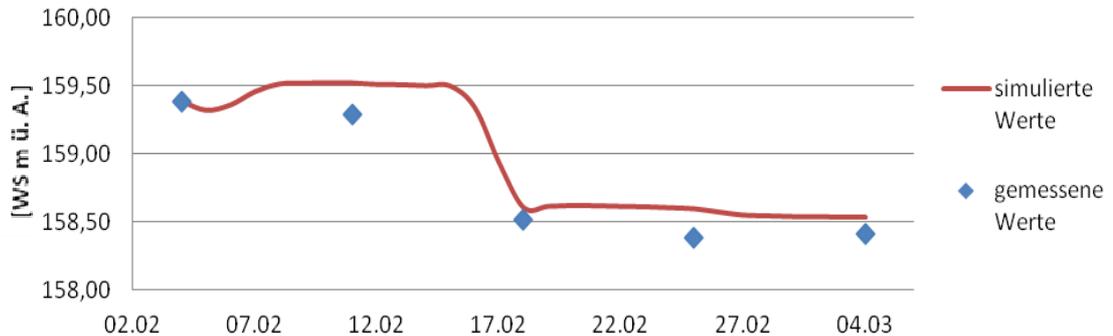


Abbildung 28: Ganglinie der simulierten und gemessenen Werte von Messstelle 1933,041 (fertige Kalibrierung)

Wie bereits erwähnt, wurde zuerst anhand der Randmessstelle 1933,041 (violette Markierung in Abb. 27) kalibriert. Vergleicht man Abbildung 26 mit Abbildung 28 so ist zu sehen, dass im Zeitraum zwischen 4.2.2006 und 15.2.2006 der Wasserstand weniger steigt. Der Grund dafür ist die im Uferbereich definierte Kolmationsschicht (vgl. Abb. 27: Kolmationswerte von $1,5 \cdot 10^{-6}$ m/s und $5,6 \cdot 10^{-5}$ m/s). Diese verhindert, dass durch den höheren Pegelstand der Donau zu viel Wasser in die Donauinsel infiltriert und somit der Wasserstand in Messstelle 1933,041 steigt. Ist die Kolmation im Uferbereich zu gering, steigt der Wasserstand in diesem Zeitraum zu sehr an. Wird in der Simulation eine höhere Kolmation modelliert, so fällt der Grundwasserspiegel zu stark unter die gemessenen Werte ab.

Um den 15.2.2006 steigt die Pumpmenge des HFB 4 auf ca. 95 l/s an. Dadurch sinkt der gemessene Pegelstand in Messstelle 1933,041 um ca. 80 cm. Anhand von verschiedenen Kalibrierungsschritten konnte durch Veränderung der Durchlässigkeiten im Aquifer eine sehr gute Übereinstimmung der berechneten mit den gemessenen Wasserspiegeln erreicht werden (vgl. Abb. 28 und Abb. 29). Als kalibrierte Durchlässigkeit ergab sich für diesen Bereich ein k_f -Wert von $5,9 \cdot 10^{-3}$ m/s, welcher gut zu den Literaturwerten für diesen Boden passt.

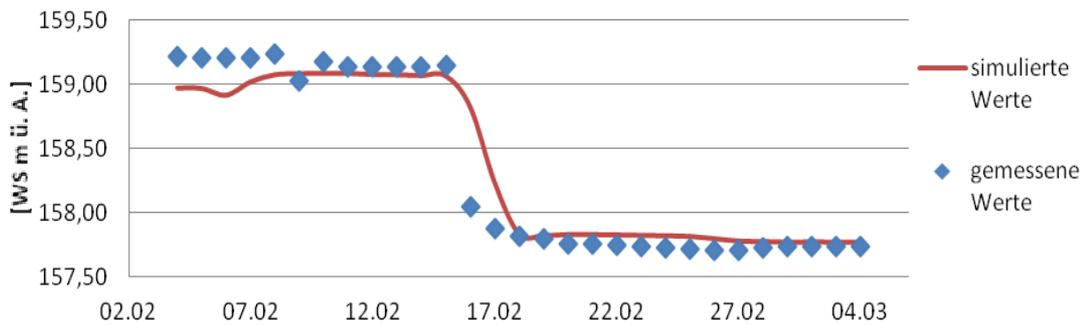


Abbildung 29: Ganglinie der simulierten und gemessenen Werte von Messstelle 1933,005 (fertige Kalibrierung)

Nach dem Kalibrieren des Randbereiches wurde die Durchlässigkeit in der Nähe der Messstelle 1933,005 (HFB 4) kalibriert. Die Simulationsergebnisse waren nicht nur abhängig von den Permeabilitäten im Bereich von HFB 4 sondern auch von der Kolmation im Uferbereich. Es konnte beobachtet werden, dass bei geringerer Kolmation der Donausohle der simulierte Wasserstand (vor dem Pumpbetrieb) ansteigt. Wird die Kolmation zu dicht modelliert, gelangt zu wenig Wasser in diesen Bereich und die gerechneten Pegelstände waren zu niedrig. In Kombination der beiden Messstellen (1933,041 und 1933,005) konnte jene Sohldurchlässigkeit gefunden werden, die die Differenz minimiert. Besonderes Augenmerk wurde auf Messstelle 1933,005 (HFB 4) gelegt, sowie auf alle weiteren Horizontalfilterbrunnenpegelstände. Mit Hilfe dieser Vorgehensweise bei der Kalibrierung konnte jene Variante gefunden werden, die die akzeptabelsten Differenzen in den Messstellen ergab. In Abbildung 30 ist die Durchlässigkeitsverteilung für das fertig kalibrierte Modell dargestellt. Hier sind auch die unterschiedlichen hydraulischen Leitfähigkeiten erkennbar.

In Abbildung 30 ist zu sehen, dass die hydraulische Leitfähigkeit innerhalb des Aquifers nur gering schwankt. Die Kolmation wird flussabwärts näher zum Kraftwerk Freudenuau stärker. Diese unterschiedlichen Kolmationsverhältnisse werden auch schon in *Gutknecht et al.* (2002) beschrieben und sind auf die Strömungs- und morphologischen Verhältnisse in der Donau zurückzuführen.

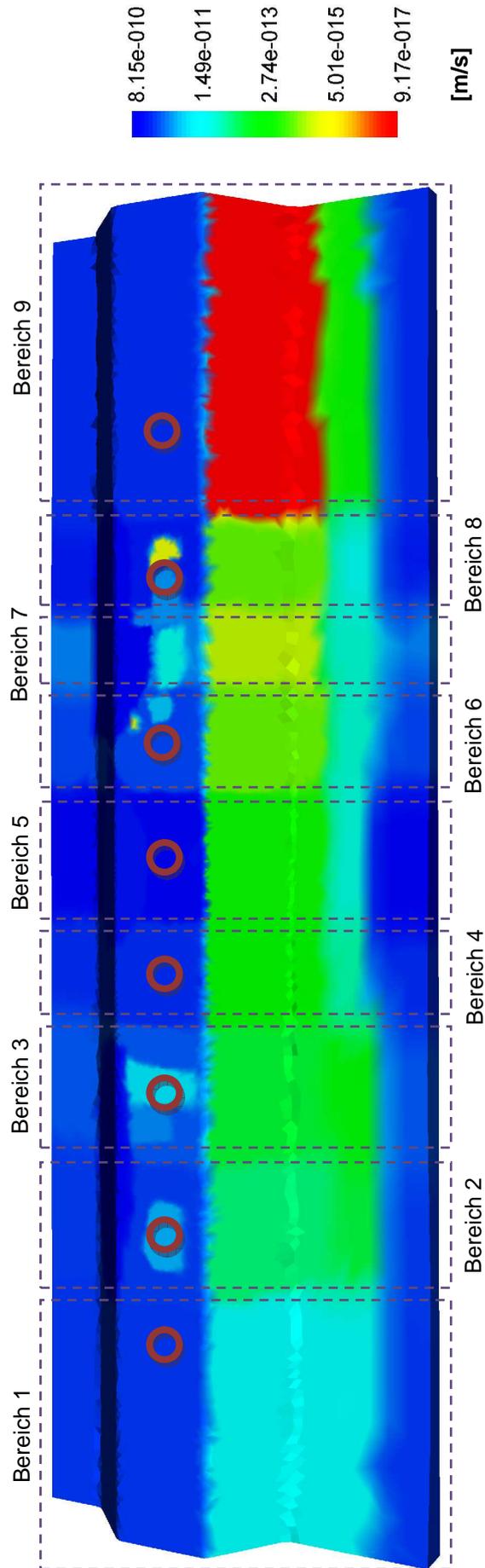


Abbildung 30: Modell mit farblich gekennzeichnete unterschiedlicher hydraulischer Leitfähigkeit [m/s] an den äußeren Randelementen, resultierend aus der Kalibrierung. Die roten Kreise zeigen die Lage der Horizontalfilterbrunnen

Anschließend werden die Ergebnisse der Strömungskalibrierung anhand von Diagrammen dargestellt, welche sowohl die Ganglinien der gemessenen und der simulierten Wasserstände beinhalten sowie deren Differenz. Es werden an dieser Stelle nicht alle Messstellen dargestellt sondern nur jene, die sich im Bereich 5 befinden, jene Messstellen in der Nähe von HFB 4 (vgl. Abb. 30 bzw. Abb. 18). Die Ergebnisse der weiteren Messstellen sind im Anhang zu finden.

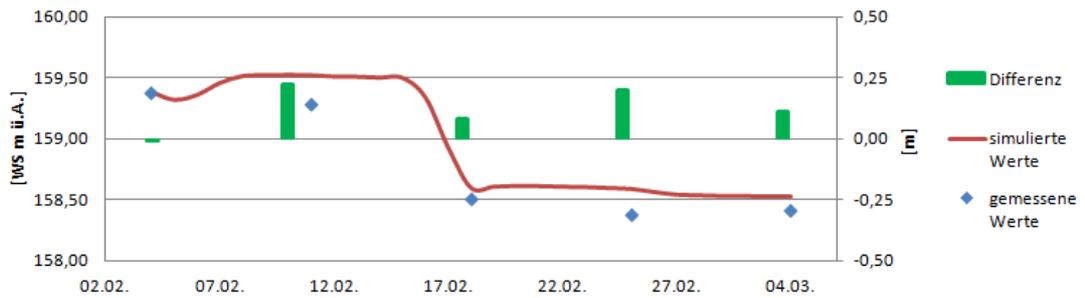


Abbildung 31: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte von Messstelle 1933,041 und Differenz

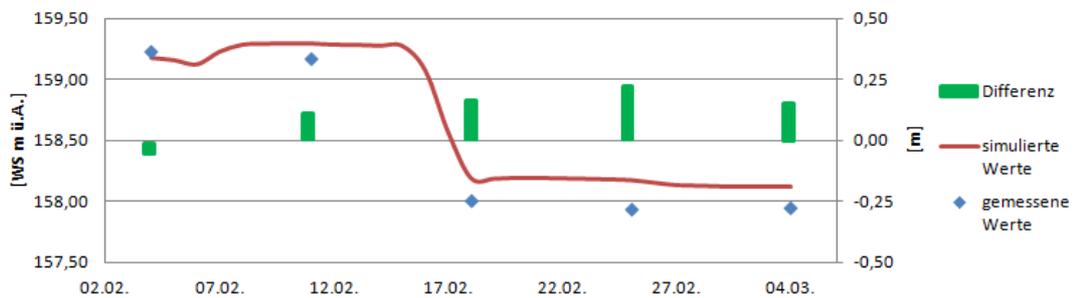


Abbildung 32: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte von Messstelle 1933,027 und Differenz

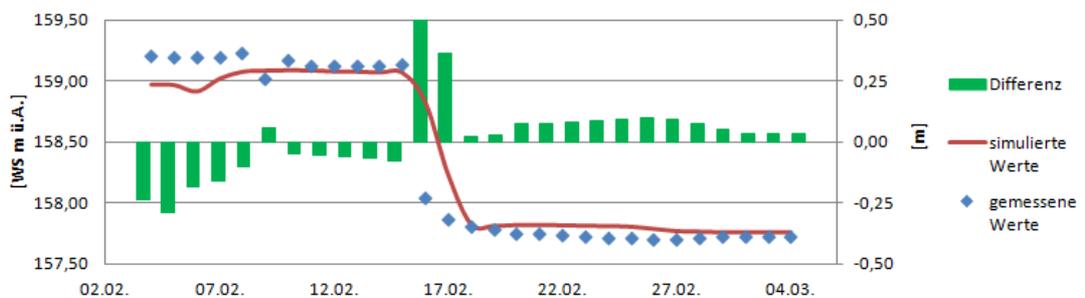


Abbildung 33: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte von Messstelle 1933,005 (HFB 4) und Differenz

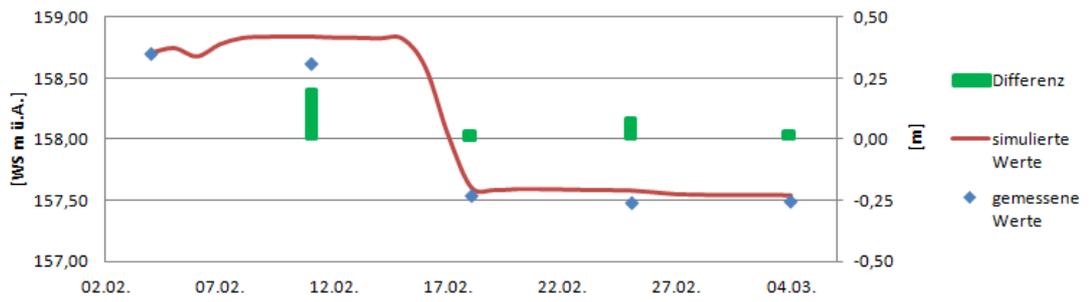


Abbildung 34: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte von Messstelle 1933,109 und Differenz

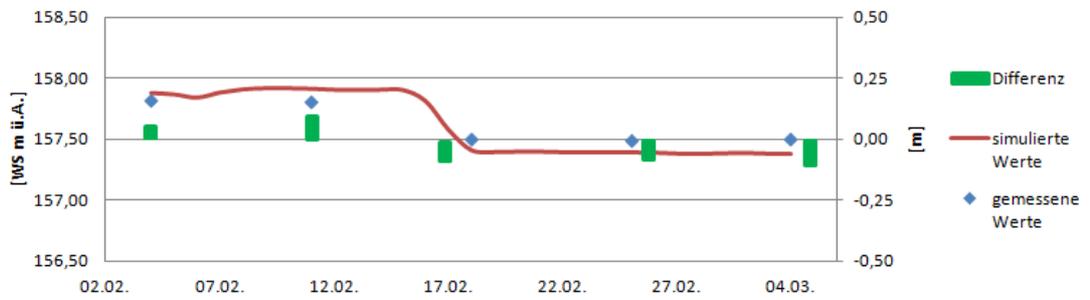


Abbildung 35: Ganglinie der simulierten/gemessenen Werte von Messstelle 1933,031 und Differenz

In Abbildung 36 ist ein Fehlerhistogramm dargestellt, in dem die Anzahl der Fehler in Abhängigkeit der Differenz der simulierten und gemessenen Werte dargestellt ist.

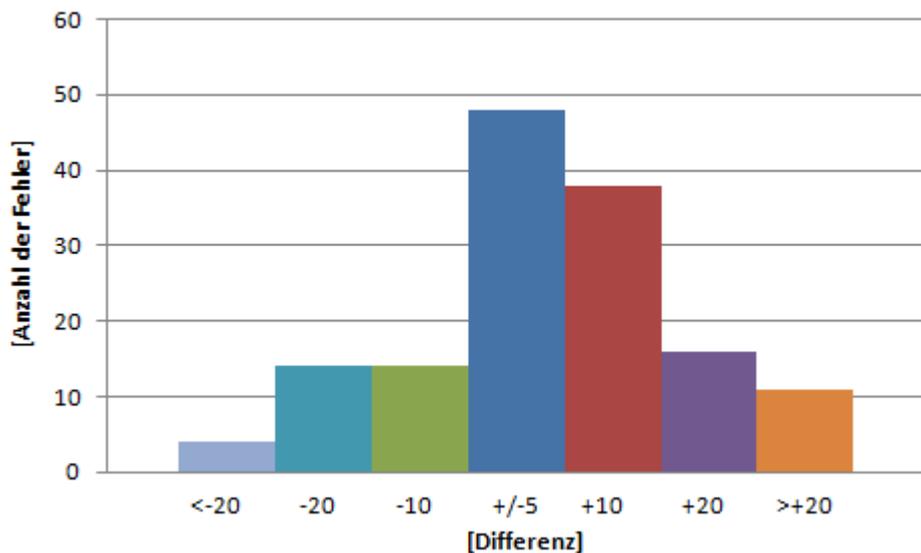


Abbildung 36: Fehlerhistogramm

Aufbauend auf das kalibrierte Strömungsmodell, wurde für die Kalibrierung des Transportmodells der konservative Parameter Natrium verwendet. Für diesen Parameter sind wöchentliche Konzentrationsmessungen der Donau sowie ca. 4-wöchige Konzentrationsmessungen der Neuen Donau vorhanden. Das Messintervall vom HFB 4 war mit 4 Wochen festgelegt. Die Daten wurden vom Institut für Umweltmedizin (IFUM) der MA 39 zur Verfügung gestellt. Der Modellierungszeitraum wurde vom 4.2.2006 bis zum 4.7.2006 festgelegt. Hierbei wurden sowohl die Pegelstände der Donau und der Neuen Donau sowie die Natriumkonzentration [mg/l] der beiden Oberflächengewässer als Randbedingung definiert. Als Anfangskonzentration im Donauinselaquifer wurde die Natriumkonzentration vom HFB 4 mit 19 mg/l (25.1.2006) verwendet. Mit der Transportsimulation wurden die Natriumkonzentrationen in den Modellknoten berechnet und die Ergebnisse anschließend mit den gemessenen Werten von HFB 4 verglichen. Die Werte für α_L und α_T in horizontaler Ebene wurden anfänglich auf die Hälfte der Maschenbreite gesetzt. Im für die Transportmodellierung entscheidenden Bereich von der Donau zum HFB 4 wurde $\alpha_L = \alpha_T = 2,5$ m definiert. Die effektive Porosität wurde mit 10 % angenommen. Aufgrund der befriedigenden Übereinstimmung mit den gemessenen Werten, den Werten aus der Literatur und der geringen Menge an vorhandenen Messdaten wurde diese Einstellung nicht mehr geändert.

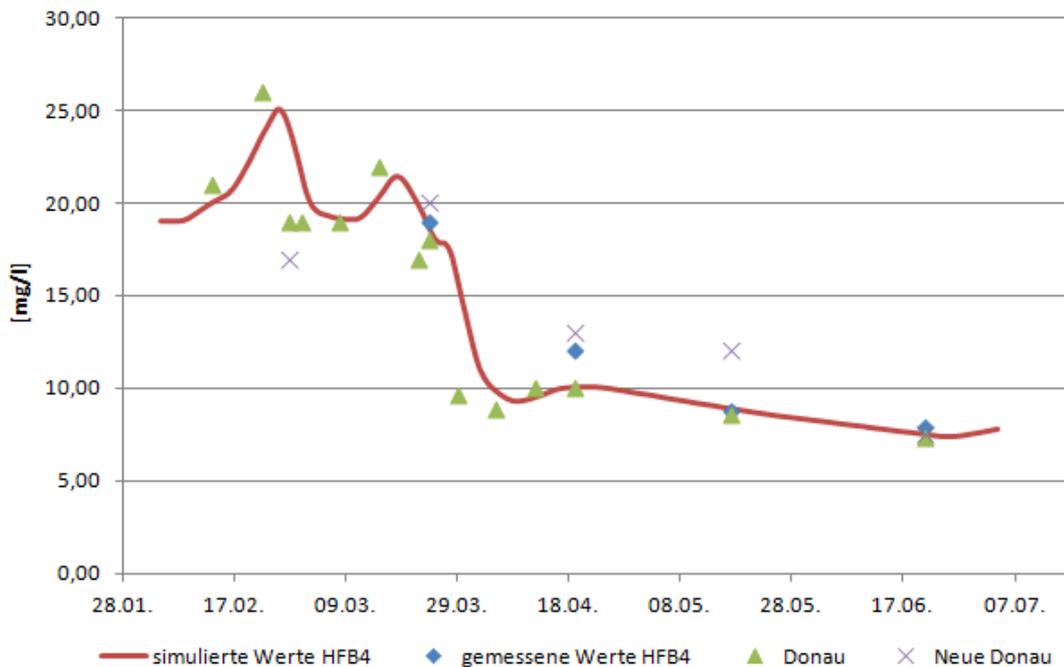


Abbildung 37: Ganglinie der mit dem kalibrierten Modell berechneten und gemessenen Natriumkonzentration von Messstelle 1933,005 (HFB 4) sowie die Natriumkonzentrationen der Donau und der Neuen Donau

5. Ergebnisse und Diskussion der Grundwassermodellierungen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Strömungs- sowie der Transportmodellierung aufgelistet und diskutiert. Nachdem die Kalibrierung abgeschlossen war, stellte das dreidimensionale Modell die realen Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsgebiet mit ausreichender Genauigkeit dar. Das Ergebnis der dreidimensionalen Berechnung kann nun dazu verwendet werden, um die Grundwassersituation, im zu untersuchenden Gebiet, jeder Zeit und an jeden beliebigen Punkt darzustellen. Das erstellte Modell ermöglicht es nun, dass sowohl Strömungs- wie auch Transportverhältnisse dargestellt und untersucht werden können. Die nachfolgenden Abbildungen zeigen anhand von ausgewählten Darstellungen diese Möglichkeiten.

5.1 Ergebnisse der Strömungsberechnung

Anhand von zwei unterschiedlichen Zeitpunkten, in denen unterschiedliche Pumpbetriebe herrschen, wird die Grundwassersituation im Untersuchungsgebiet diskutiert. Die Ergebnisse der Strömungsberechnung sind zum Einen, wie in Kapitel 4.3 beschrieben (vgl. auch Anhang), in Form von Ganglinien dargestellt. Mit Hilfe der Software Surfer 9 (*Golden Software*) wurde anhand der berechneten Wasserstände ein Grundwasserschichtenplan erstellt (vgl. Abb. 38 bzw. Abb. 40). Der Grundwasserschichtenplan verbindet Punkte gleicher Grundwasserstände zu einer bestimmten Zeit und stellt diese durch Grundwasserisohypsen (Punkte gleicher Druckhöhe) dar.

5.1.1 Strömungsverhältnisse ohne Pumpbetrieb

Abbildung 38 zeigt einen Grundwasserschichtenplan vom 11.2.2006 (kein Pumpbetrieb der Horizontalfilterbrunnen). In dieser Darstellung sind die Lage der Donau, der Donauinsel (strichlierte Linie symbolisiert die Böschung), der Neuen Donau sowie der Horizontalfilterbrunnen gekennzeichnet. Zusätzlich sind die Fließvektoren und die dazugehörigen Fließgeschwindigkeiten (farblich gekennzeichnete Pfeile) eingezeichnet.

In Kapitel 3.4 wurde bereits versucht, anhand von Ganglinien, die mögliche Fließrichtung des Grundwassers im Donauinselaquifer zu erläutern. Die Simulationsergebnisse und der Grundwasserschichtenplan bestätigen diese Annahmen. Abbildung 38 zeigt deutlich, dass der Grundwasserstand von der Donau zur Neuen Donau kontinuierlich abnimmt und die Fließrichtung normal zum Donauufer in Richtung Neue Donau zeigt. Weiters ist ersichtlich, dass keine Längsströmung herrscht. Die hydraulische Leitfähigkeit des Aquifers, mit Ausnahme der Kolmationsschicht, ist nur durch geringe Abweichungen gekennzeichnet. Diese Eigenschaft spiegelt sich im Gefälle der Grundwasserschichtenlinien wider, da die Abstände der einzelnen Grundwasserisohypsen beinahe gleich sind. Lediglich die Grundwasserisohypsen im Bereich der Horizontalfilterbrunnen HFB 2 und HFB 3 bzw. HFB 6 und HFB 7 sind etwas verschoben. Dies lässt sich dadurch begründen, dass in diesen Bereichen zwischen den HFBs und der Neuen Donau durchlässigere Schichten kalibriert wurden, und somit das Grundwasser schneller fließen kann. Die Fließvektoren sowie die Fließgeschwindigkeiten bestätigen diese Erkenntnis.

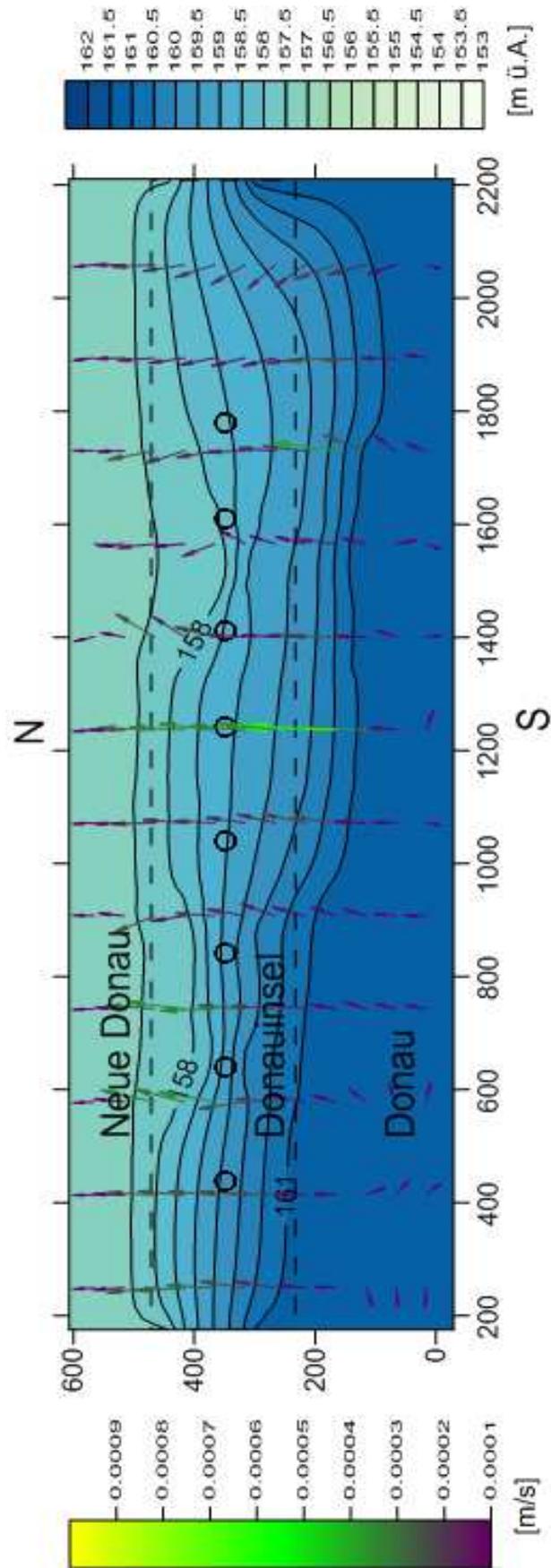
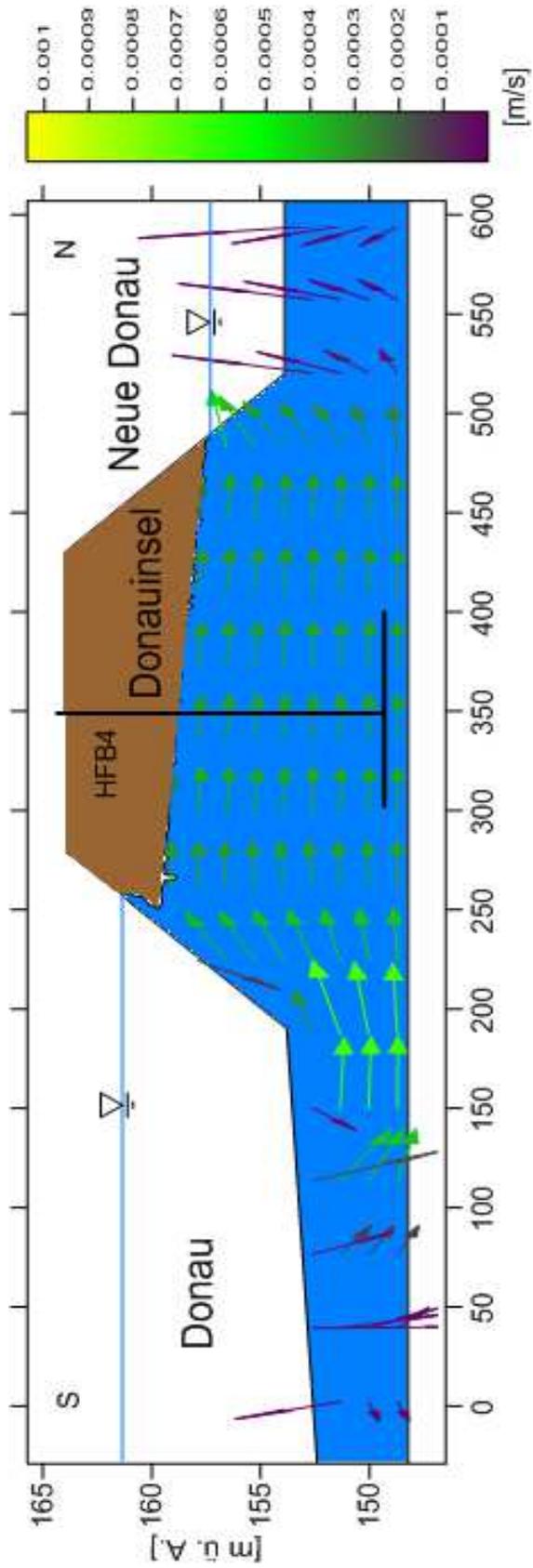


Abbildung 38: Grundwasserschichtenplan vom 11.2.2006



Legende:
 ungesättigte Zone gesättigte Zone

Abbildung 39: Bereich 5 am 11.2.2006

In Abbildung 39 ist ein Schnitt auf Höhe des HFB 4 durch den Donauinselaquifer zu sehen. Wie in Abbildung 38 kann man erkennen, dass der Wasserspiegel von der Donau zur Neuen Donau annähernd gleichmäßig abnimmt. Als Trennung zwischen gesättigter Zone (blau) und ungesättigter Zone (braun) wurde ein Sättigungsgrad von 99% definiert. Die Trennungslinie zwischen diesen beiden Zonen weist auf den Grundwasserspiegel hin.

In *Donaukraft* (1995) wird beschrieben, dass durch die Kolmation an der Donauböschung ein erhöhter Potentialabbau zwischen Donausohle und dem darunterliegenden Grundwasserkörper herrscht. Die Simulation zeigt ebenfalls diesen Potentialabbau. Dies ist dadurch erklärbar, dass durch die geringere hydraulische Durchlässigkeit und den damit verbundenen höheren Fließwiderstand ein Potentialabbau stattfindet. In Abbildung 39 sind die Fließvektoren und die dazugehörige Fließgeschwindigkeit dargestellt. Die Fließvektoren verdeutlichen, dass der Grundwasserkörper der Donauinsel hauptsächlich von der Donausohle gespeist wird, da dieser eine geringere Kolmation aufweist und somit mehr Wasser infiltrieren kann. Da die Durchlässigkeit des Aquifers größtenteils homogen ist und die Fließrichtung nicht durch äußere Einflüsse (Pumpbetrieb) gestört wird, sind sowohl die Fließgeschwindigkeiten als auch die Fließvektoren gleichmäßig.

5.1.2 Strömungsverhältnisse mit Pumpbetrieb

Abbildung 40 zeigt einen Grundwasserschichtenplan vom 27.2.2006, an dem an den Horizontalfilterbrunnen Pumpbetrieb herrscht. Durch den Pumpbetrieb der Horizontalfilterbrunnen wird der Grundwasserstand an den Brunnen um ca. 1,5 m gesenkt. Im Bereich von HFB 4 beträgt die Absenkung ca. 1 m. Diese Erkenntnis ist sowohl in den Ganglinien (vgl. Anhang) als auch durch die Verschiebung der Grundwasserisohypsen (vgl. Abb. 40: 158 m ü. A.-Markierung) erkennbar. Die unterschiedlich ausgeprägten Absenktrichter an den Brunnen sind in ihrer Lage etwas verschoben. Dies lässt sich zum Einen durch die Modellierung der Brunnen in Linien-, Kreuz- bzw. Kreisform (vgl. Abb. 19) und durch die vorhandenen Schlufflinsen bzw. unterschiedlichen Durchlässigkeiten im Bereich der Brunnen erklären. Anhand der Fließvektoren ist ein deutliches Zuströmen zu den Brunnen erkennbar. Ein weiterer Unterschied zum Zeitpunkt ohne Pumpbetrieb ist jener, dass die Fließgeschwindigkeit innerhalb des Aquifers gering gestiegen ist.

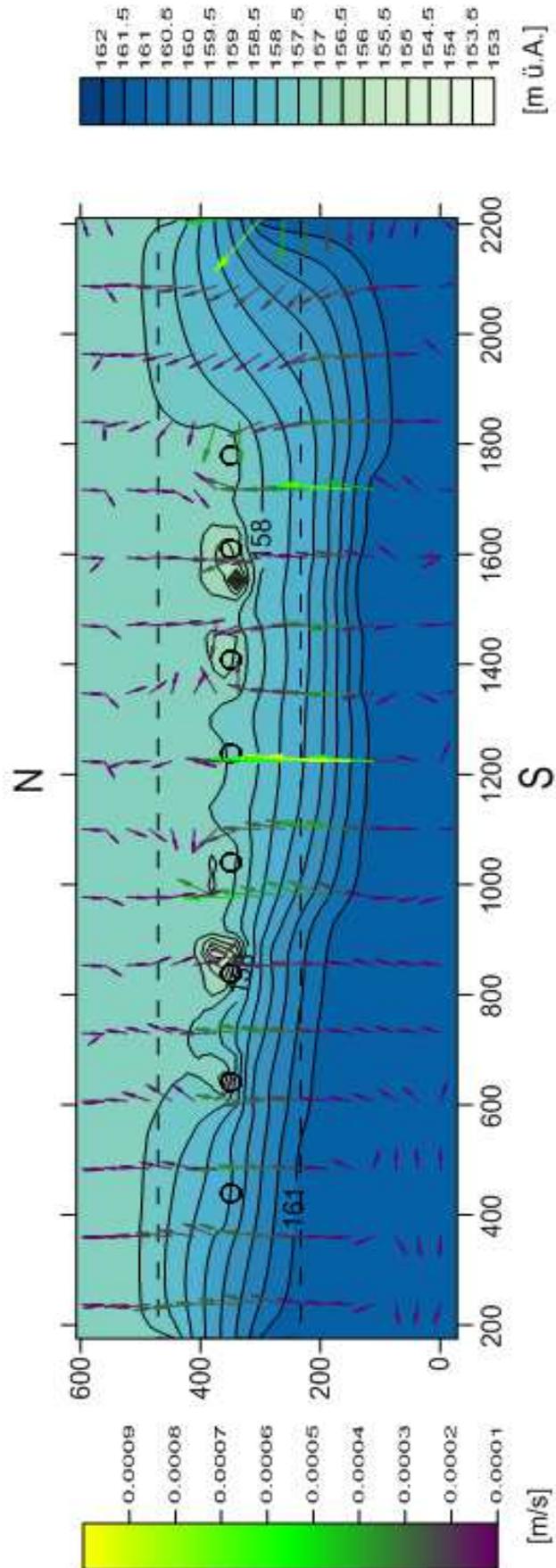
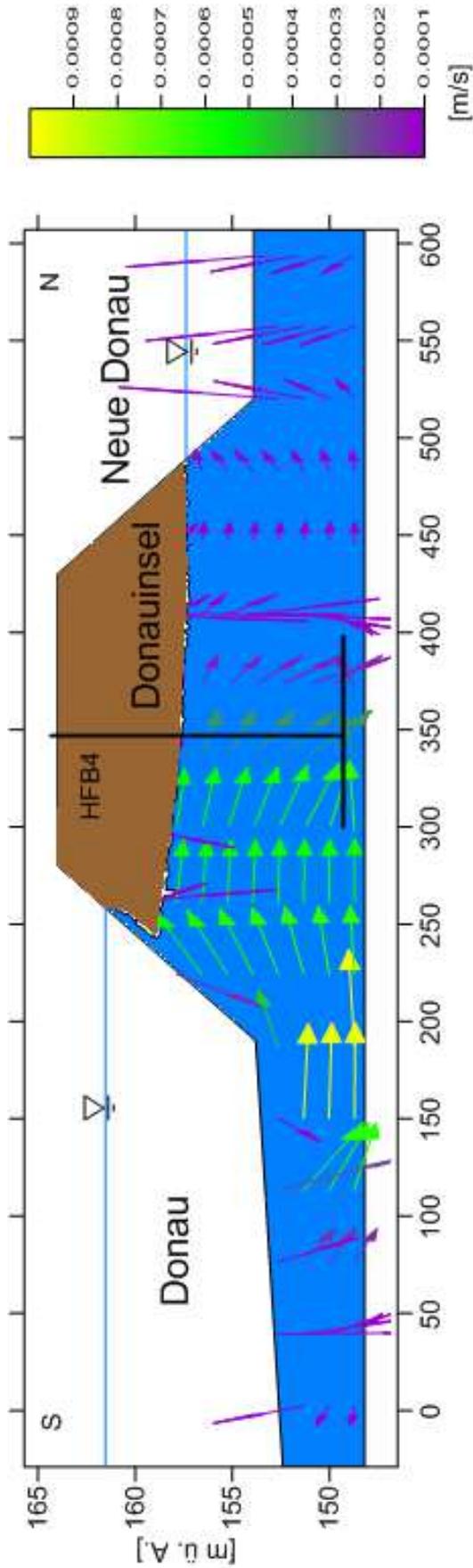


Abbildung 40: Grundwasserschichtenplan vom 27.2.2006



Legende:
 ungesättigte Zone gesättigte Zone

Abbildung 41: Bereich 5 am 27.2.2006

Abbildung 41 zeigt einen Schnitt auf Höhe des HFB 4 durch den Donauinselaquifer. Zum Einen ist die Absenkung des Grundwasserspiegels um ca. 1 m erkennbar, des Weiteren ist durch den Pumpbetrieb ein höherer Potentialabbau zwischen Donau und Donauinselgrundwasser zu sehen. Dieser erhöhte Potentialunterschied während des Pumpbetriebes bestätigt die zuvor erwähnten Erkenntnisse, dass der Grundwasserkörper größtenteils vom Donauboden gespeist wird. Die Fließgeschwindigkeiten zu diesem Zeitpunkt sind im Gegensatz zum 11.2.2006 unterschiedlich. Die Geschwindigkeiten zwischen Donau und Brunnen sind aufgrund des Pumpbetriebes deutlich höher als jene ohne Pumpbetrieb. Zwischen HFB 4 und Neue Donau sind die Geschwindigkeiten sowie der Potentialabbau geringer. Weiters weisen die Fließvektoren deutlich zu den horizontalen Fassungsträngen.

5.2 Ergebnisse der Transportberechnung

Im Anschluss an die Strömungsberechnung wurde das kalibrierte Transportmodell dazu verwendet, um die Transporteigenschaften des Aquifers zu beschreiben. Mit Hilfe dieser Modellsimulation konnte die dreidimensionale Verteilung der Parameter (in diesem Fall Natrium und DOC) im Untersuchungsgebiet gut abgebildet werden und somit die Frage der Uferfiltratnutzung diskutiert werden.

5.2.1 Natrium

Der konservative Parameter Natrium wurde zum Einen für die Kalibrierung der Transportsimulation verwendet. Des Weiteren wird mit Hilfe dieser Ergebnisse das Verhalten des Aquifers bei einer Belastung durch nicht abbaubaren Stoffe dargestellt und diskutiert.

Um den Verlauf der Natriumkonzentration innerhalb des Donauinselaquifers beobachten zu können, wurden zu den bereits bekannten Beobachtungspunkten 24 weitere Beobachtungspunkte im Modell definiert, welche in Abbildung 42 dargestellt sind (der Höhenmassstab ist hier sowie in den weiteren Schnitten 10-fach überhöht). Diese Beobachtungspunkte sollen die zeitliche sowie räumliche Verteilung der Parameter im Bereich 5 anhand von Diagrammen darstellen.

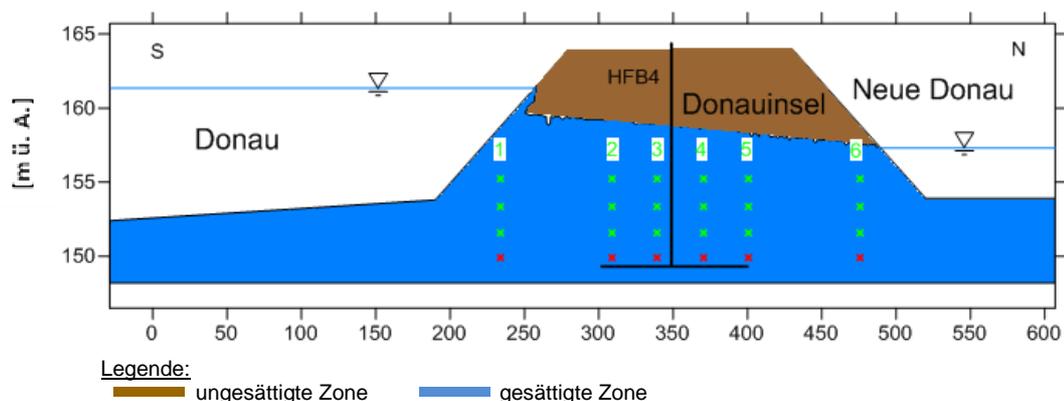


Abbildung 42: Lage der Beobachtungspunkte (grüne/rote Markierung) und der Profilreihen im Bereich 5

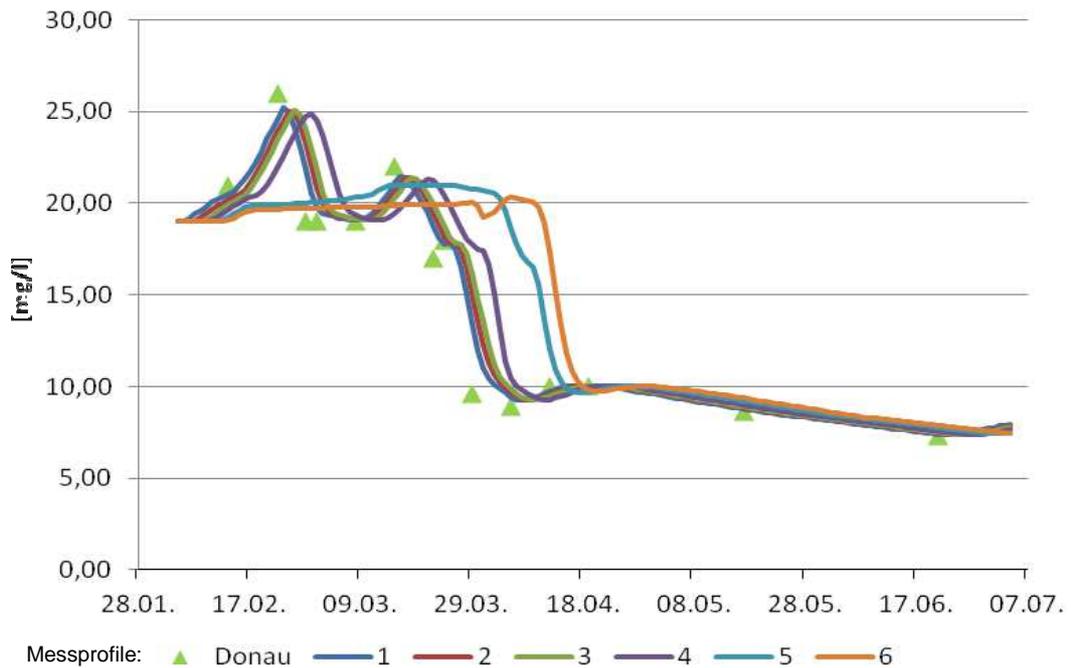


Abbildung 43: Natriumkonzentration im Bereich 5 im Messzeitraum

In Abbildung 43 sind die simulierten Natriumkonzentrationen der Beobachtungspunkte und der Donau dargestellt. Durch Auswerten der Daten konnte erkannt werden, dass die Ergebnisse von der Höhenlage der Beobachtungspunkte unabhängig sind. Zwischen den vier Beobachtungspunkten in den verschiedenen Profilsreihen gibt es keine erwähnenswerten Unterschiede. Abbildung 43 zeigt deshalb nur den tiefsten Beobachtungspunkt (vgl. Abb. 42: rote Markierung) einer Reihe. Auch in dieser Abbildung kann erkannt werden, dass der Verlauf der Konzentration mit der Entfernung zur Donau in der Zeit verschoben ist. Die zeitliche Verschiebung zwischen der Donau, Profilsreihe 1, Profilsreihe 2 und Profilsreihe 3 beträgt ca. einen Tag. Die zeitliche Verzögerung zwischen Profilsreihe 3 und Profilsreihe 4 beträgt ca. drei Tage. Profilsreihe 5 und Profilsreihe 6 liegen zwischen HFB 4 und Neue Donau. Da während des Messzeitraumes Pumpbetrieb herrschte, sind die Natriumkonzentrationen in diesen Beobachtungspunkten im Gegensatz zu den vorhin erwähnten leicht verändert bzw. etwas abgeflacht.

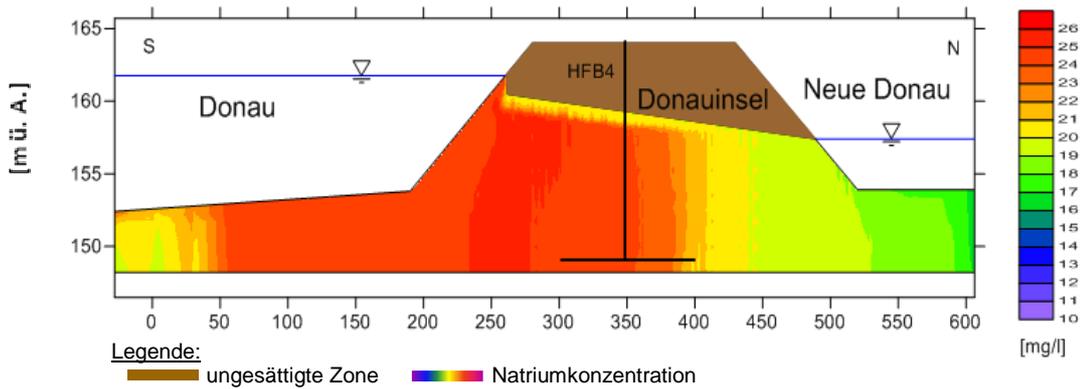


Abbildung 44: Natriumkonzentration im Bereich 5 am 24.2.2006

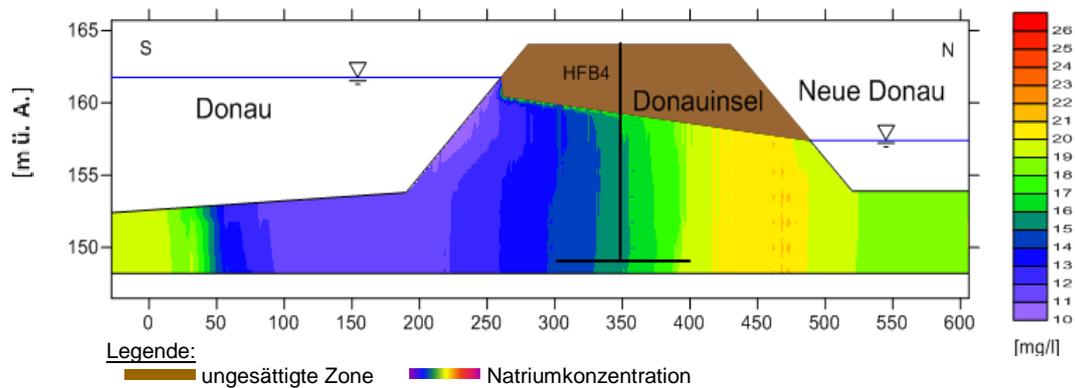


Abbildung 45: Natriumkonzentration im Bereich 5 am 30.3.2006

Abbildung 44 und Abbildung 45 zeigen die graphische Verteilung der Natriumkonzentrationen im Bereich 5. Beide Abbildungen zeigen deutlich, dass die Konzentration in der Höhe kaum verändert ist. Am 22.2.2006 wurde eine Natriumkonzentration der Donau von 26 mg/l gemessen. In Abbildung 44, welche Ergebnisse vom 24.2.2006 darstellt, ist dieser Wert auf Höhe der Profilvereihe 2 zu finden. In Abbildung 45 ist zu sehen, dass aufgrund der geringen Konzentration der Donau (9,6 mg/l) keine erhöhten Natriumwerte in den Donauinselquifer gelangen, und die bereits vorhandenen Konzentrationen in Richtung Neue Donau abtransportiert werden.

5.2.2. DOC (Dissolved Organic Carbon)

Aufbauend auf die gute Modellkalibrierung wurde das Verhalten von DOC in der Donauinsel untersucht. Der DOC wird zur Beurteilung der Belastung eines Gewässers verwendet (Adam, 2000). Mit Hilfe der gemessenen Werte der Donau und der Neuen Donau sowie einer definierten Abbaurate wurde der räumliche sowie zeitliche Verlauf von DOC-Konzentrationen berechnet. Als Simulationszeitraum wurde wieder der 4.2.2006 bis zum 4.7.2006 gewählt. In Wolfram, G. & U. H. Humpesch (eds, 2006) und Wolfram, G. & U. H. Humpesch (eds, 2003) werden DOC-Konzentrationen von ca. 3 mg/l für die Donau und 1 mg/l für die Obere Stauhaltung der Neuen Donau angegeben (langjähriges Mittel). Die Randbedingungen für dieses Simulationsszenario ergeben sich aus den oben genannten Werten. Die DOC-Konzentration wird als stationäre Eingangsgröße definiert. Die Konzentration der Donau beträgt während des Simulati-

onszeitraumes konstant 3 mg/l, die der Neuen Donau 1 mg/l. Die Anfangskonzentration des Donauinselaquifers wird mit 1 mg/l in Anlehnung an *Derx et. al.* (2011) definiert.

Für die Berechnung der DOC-Konzentration in Abhängigkeit der Zeit und einer definierten Abbaurrate wird in *Derx et. al.* (2011) folgende Formel verwendet

$$c(t) = c_1 * e^{-\lambda t} + c_r. \quad (14)$$

$c(t)$	Konzentration zum Zeitpunkt t [mg/l]
c_1	Konzentration der abbaubaren Menge von DOC [mg/l]
λ	DOC Abbaurrate der adsorbierbaren und biologisch abbaubaren Menge [d^{-1}]
c_r	Konzentration der nicht abbaubaren Menge von DOC [mg/l]

In *Jekel et al.* (2009) werden DOC-Abbauraten in sandigem und feinem Kies mit $\lambda=0,02-0,07 d^{-1}$ angegeben. *Kroiss et. al.* (2002) beschreibt die Halbwertszeit von DOC zwischen 10 und 30 Tagen für ein Untersuchungsgebiet (Seewinkel, Österreich), welches ähnliche Eigenschaften wie der Donauinselaquifer besitzt. Für die Simulationen wurde in weiterer Folge mit einer Halbwertszeit von 25 Tagen gerechnet.

Um die Simulationsergebnisse im Bereich 5 (HFB 4) räumlich sowie zeitlich darzustellen, wurden, wie in Kapitel 5.2.1 bereits erwähnt, 24 zusätzliche Beobachtungspunkte (vgl. Abb. 42) situiert. Die Ergebnisse zeigen, dass kaum Unterschiede in der Konzentration über die Aquifermächtigkeit berechnet wurden. Abbildung 46 zeigt den zeitlichen Verlauf der DOC-Konzentration innerhalb der Donauinsel am untersten Beobachtungspunkt eines Messprofiles (vgl. Abb. 42: rote Markierung). Zum Einen ist hier die fortschreitende Front zu erkennen, welche die Messprofile mit der Entfernung zur Donau nacheinander mit dem Parameter DOC belastet. Zwischen dem Auftreten des Parameters in Messprofil 1 und Messprofil 6 liegen ca. 6 Tage. Des Weiteren ist der DOC-Abbauprozess anhand dieser Abbildung gut erkennbar. Je weiter der jeweilige Beobachtungspunkt von der Donau entfernt liegt, desto geringer ist die Konzentration. Mit zunehmendem Aufenthalt im Aquifer wird der DOC-Anteil durch aeroben Abbau geringer.

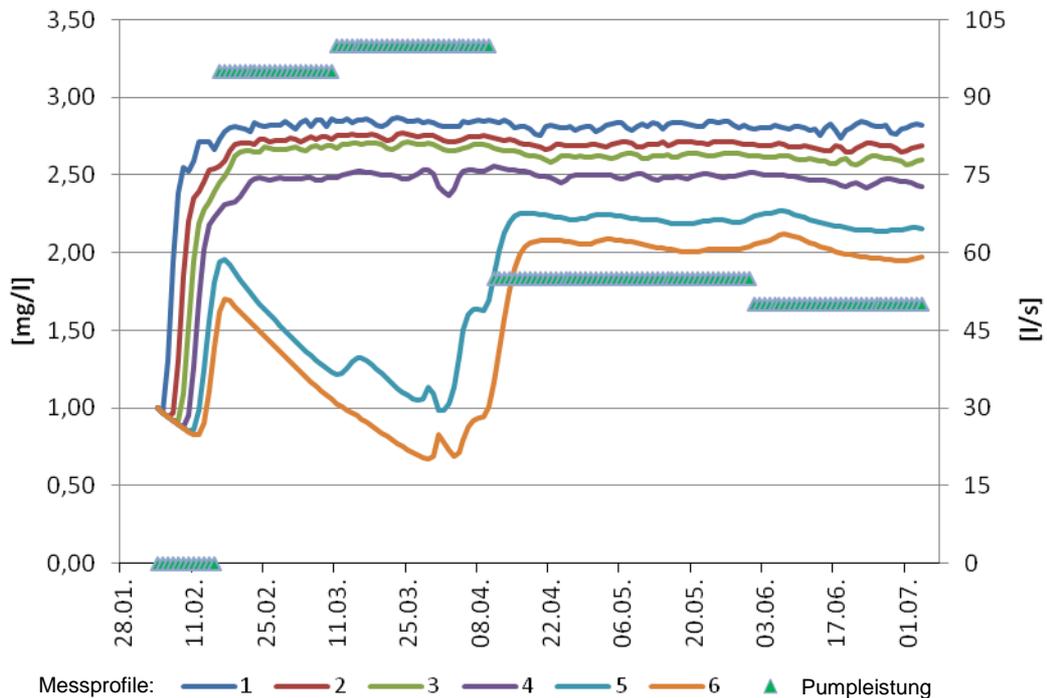


Abbildung 46: DOC-Konzentration im Bereich 5 im Messzeitraum in den Beobachtungspunkten und Pumpleistung

In Abbildung 46 ist erkennbar, dass sich die DOC-Konzentrationen der Messprofile 1 bis 4 über die Zeit konstant auf einer gewissen Höhe halten. Da die Konzentration in diesen Beobachtungspunkten über die Zeit konstant bleibt, ist davon auszugehen, dass der Pumpbetrieb keinerlei Einwirkung auf diese Messprofile zeigt. Vergleicht man Abbildung 39 (kein Pumpbetrieb) mit Abbildung 41 (Pumpbetrieb), so kann man erkennen, dass die Geschwindigkeiten in diesem Teil des Aquifers ungefähr gleich sind. Dies bedeutet gleiche Aufenthaltszeiten des mit DOC angereicherten Wassers und in weiterer Folge konstante Abbauraten.

Messprofil 5 sowie Messprofil 6 verhalten sich, im Gegensatz zu den vorhin erwähnten Messprofilen, stark abhängig vom Pumpbetrieb. In Abbildung 46 ist zu sehen, dass die Konzentration um den 17.2.2006 (Beginn des Pumpbetriebes) fällt. Vergleicht man die unterschiedlichen Geschwindigkeiten der Abbildungen 39 bzw. 41, so ist zu sehen, dass die Fließgeschwindigkeiten während des Pumpbetriebes in diesem Bereich deutlich geringer sind als jene ohne Pumpbetrieb. Durch die geringere Fließgeschwindigkeit in diesem Bereich ist die Aufenthaltsdauer höher, deutlich mehr DOC kann abgebaut werden, und die Konzentration sinkt. Um den 8.4.2006 wird die Pumpleistung deutlich reduziert. Somit steigen die Fließgeschwindigkeiten und in weiterer Folge die DOC-Konzentration stetig an, bis diese einen konstanten Wert erreicht.

Abbildung 47 zeigt die DOC-Konzentration im Aquifer auf Höhe der horizontalen Fassungstränge (vgl. Abb. 48) am 24.2.2006 (Pumpbetrieb). Hier ist zu sehen, dass jene Bereiche, in denen undurchlässigere Schichten (vgl. Abb. 30 oder die einzelnen Bereiche im Anhang) vorhanden sind, ein rascherer Schadstoffabbau stattfindet. Dies sind vor allem die Bereiche zwischen HFB 2 und HFB 3 ($x=1400-1600$) sowie der Bereich zwischen HFB 5 und HFB 6 ($x=800-1000$). Durch die geringere Durchlässigkeit wird die Fließgeschwindigkeit reduziert und in weiterer Folge der DOC-Abbau gesteigert. Des Weiteren ist, wie zuvor bereits erwähnt, ein erhöhter Abbau zwischen den einzelnen Horizontalfilterbrunnen und der Neuen Donau zu erkennen.

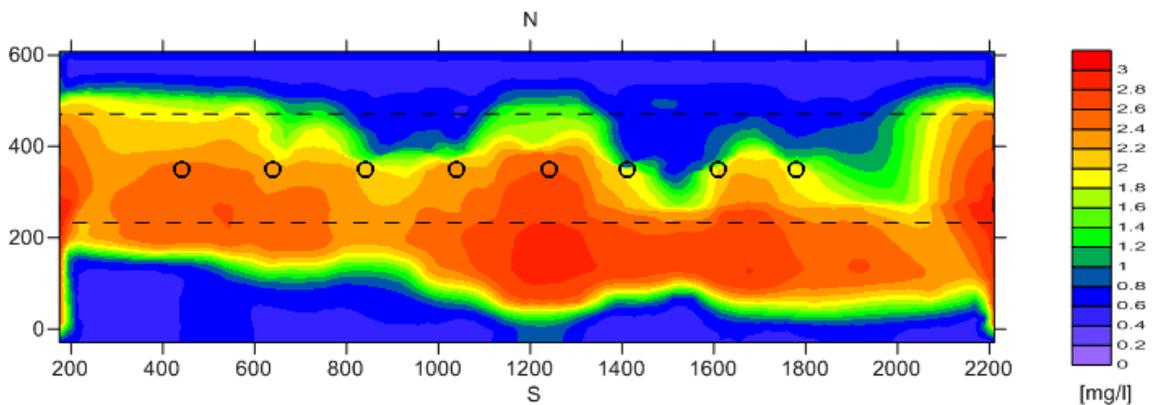


Abbildung 47: DOC-Konzentration auf Höhe der horizontalen Fassungstränge der HFBs am 24.2.2006

Abbildung 48 zeigt die DOC-Konzentration im Bereich 5 am 24.2.2006. Die Schadstoffausbreitung erfolgt, wie beim Parameter Natrium, unabhängig von der Höhe.

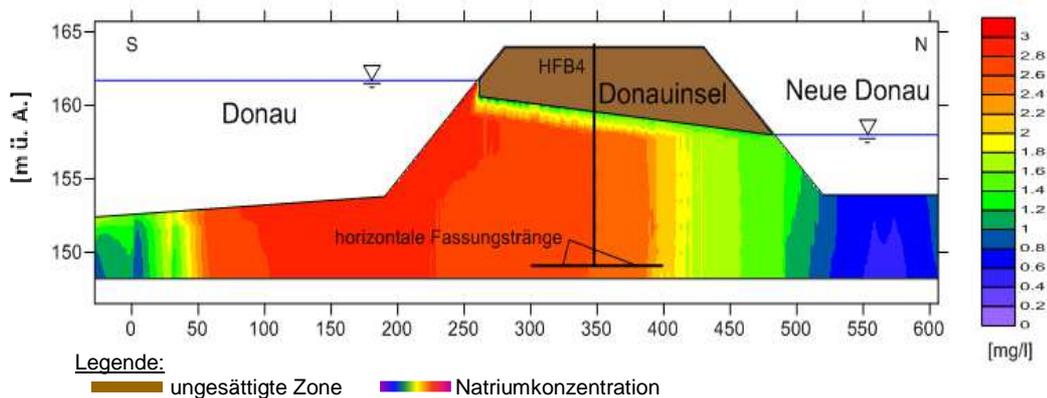


Abbildung 48: DOC-Konzentration im Bereich 5 am 24.2.2006

5.2.3 Aufenthaltszeit

In diesem Kapitel wird mit Hilfe unterschiedlicher Modellrechnungen die Fließgeschwindigkeit bzw. die Aufenthaltszeit des Grundwassers im Aquifer dargestellt.

In Abbildung 46, wo die DOC-Konzentration über den gesamten Simulationszeitraum dargestellt wird, ist bereits zu erkennen, dass der Anstieg der Belastung mit der Entfernung zur Donau in Zusammenhang steht. Je weiter die Messstelle von der Donau entfernt liegt, desto später erfolgt der Anstieg der Konzentration. In Abbildung 49 wird jener Zeitpunkt dargestellt, in dem die DOC-Konzentration zunimmt (vgl. Abb. 46).

Die Anfangskonzentration innerhalb der Donauinsel wurde mit 1 mg/l bei der Modellrechnung angesetzt. Nach ca. 24 Stunden steigt die Konzentration in Messprofil 1 an, da Donauwasser mit einer höheren Konzentration (3 mg/l) in den Grundwasserkörper infiltriert und somit die DOC-Belastung an den Messstellen steigt. Nach ca. 5 Tagen gelangt die Belastung zum Brunnen des HFB 4, das ist jener Bereich zwischen Messprofil 3 und Messprofil 4. Die Auswertung des Beginns des Konzentrationsanstieges ergibt im Mittel eine Fließgeschwindigkeit von 18 m/d bzw. 0,0002 m/s.

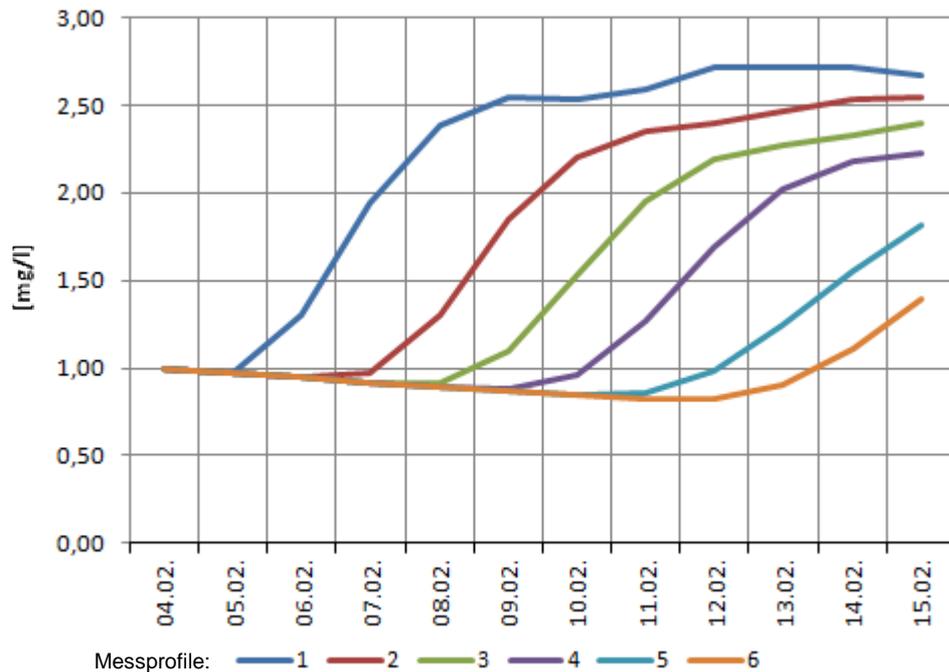


Abbildung 49: DOC-Konzentration im Bereich 5 im Zeitraum 4.2 bis 15.2

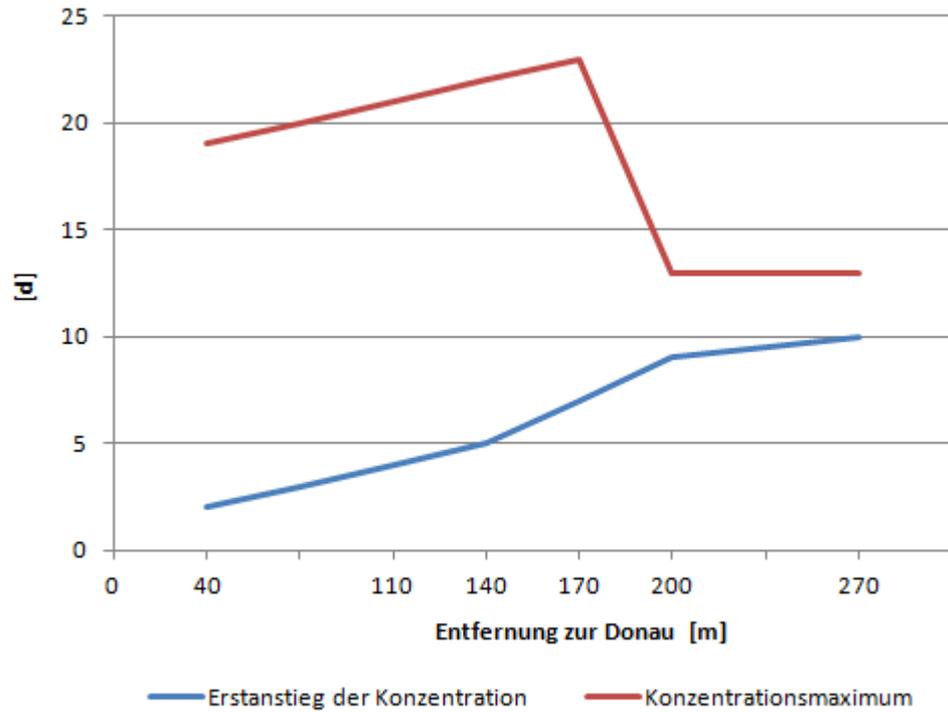


Abbildung 50: DOC-Konzentration im Bereich 5 im Zeitraum 4.2 bis 15.2

In einer weiteren Modellrechnung wurde die Ausbreitungsgeschwindigkeit im Aquifer simuliert. Hierbei wurde eine Anfangskonzentration von 1 mg/l Natrium in der Donau definiert. Der Aquifer sowie die Neue Donau hatten keine Natriumbelastung. Somit wurde durch die Fließrichtung des Grundwassers zuerst in den Grundwasserkörper der Donauinsel und in weiterer Folge in die Neue Donau Natrium transportiert. In Abbildung 49 und Abbildung 50 ist zu erkennen, dass die Konzentration in einem gewissen Punkt nicht sprunghaft ansteigt, und eine Zeitspanne vom ersten Auftreten des Parameters bis zum Höhepunkt von mehreren Tagen gegeben ist.

Um das erste Auftreten des Parameters darzustellen, markieren die roten Linien in Abbildung 51 und Abbildung 52 eine Natriumkonzentration von 0,1 mg/l.

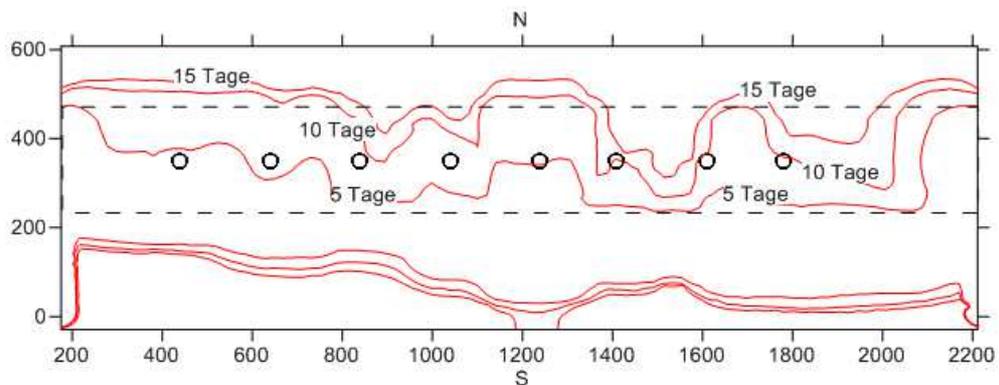


Abbildung 51: Darstellung der Aufenthaltszeiten

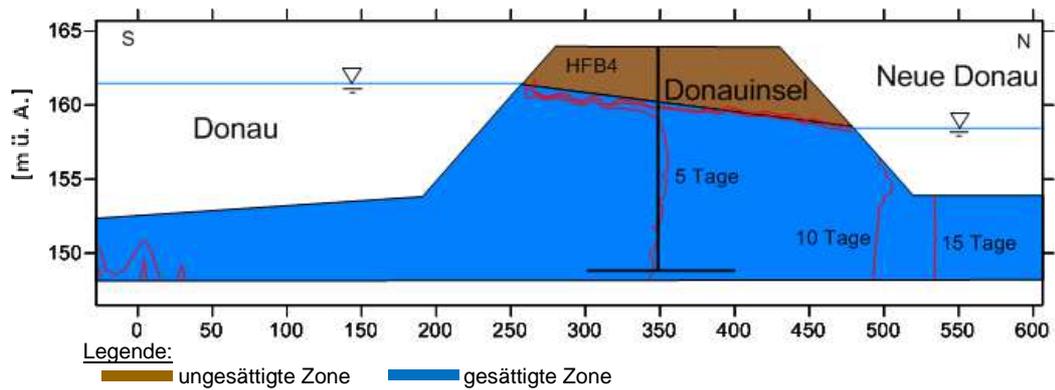


Abbildung 52: Darstellung der Aufenthaltszeiten

Diese Darstellungen zeigen den Ausbreitungsverlauf des Parameters Natrium innerhalb des Untersuchungsgebietes auf Höhe der horizontalen Fassungsstränge. Die Linien zeigen den Konzentrationsverlauf für 0,1 mg/l Natrium nach 5, 10 und 15 Tagen. Durch die verschiedenen Durchlässigkeiten der Kolmationsschicht und des Aquifers sind die Aufenthaltszeiten sehr unterschiedlich. Durch die geringere Durchlässigkeit der Kolmationsschicht im Bereich des HFB 4 bzw. des HFB 7 und HFB 8 kann die Schadstoffwolke deutlich schneller in den Aquifer eindringen. Durch undurchlässigere Schichten im Bereich von HFB 2 und HFB 3 bzw. HFB 5 und HFB 6 wird die Ausbreitungsgeschwindigkeit deutlich verlangsamt. Ähnliches wurde auch in Kapitel 5.2.2 beobachtet (vgl. Abb. 47). In Abbildung 51 und 52 ist zu sehen, dass nach ca. 5 Tagen ein erstes Auftreten des Parameters Natrium auf Höhe des Brunnenschachtes des HFB 4 zu erwarten ist. Diese Simulationsergebnisse liefern ähnliche Resultate wie Abbildung 49, wo mithilfe der DOC-Konzentration die Ausbreitungsgeschwindigkeit diskutiert wurde.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Auf Basis der vorhandenen Wasserstandsdaten der Donau, der Neuen Donau und den zahlreichen Grundwasserstandsdaten war es möglich, ein dreidimensionales instationäres Grundwasserströmungs- und Transportmodell zu erstellen und eine befriedigende Modellkalibrierung durchzuführen. Anhand dieses Grundwassermodells wurden die Strömungseigenschaften und die Transporteigenschaften des Grundwassers in Donauinselaquifer untersucht. Mit Hilfe von Simulationen konnte der Frage nachgegangen werden, inwieweit sich eine DOC-Belastung der Donau im Grundwasserkörper der Donauinsel auswirkt und somit die Trinkwasserbrunnen betroffen sind.

Aufgrund der Kalibrierung kann eine durchschnittliche Durchlässigkeit des Aquifers von 0,002 m/s angegeben werden. Die Kalibrierung zeigte aber auch, dass eine Kolmation des Uferbereiches bzw. der Donausohle vorhanden sein muss. Die Durchlässigkeit dieser Kolmationsschicht variiert zwischen $1,0 \cdot 10^{-4}$ m/s und $9,0 \cdot 10^{-10}$ m/s. Die hohe Fließgeschwindigkeit des Grundwassers beträgt ca. 0,0004 m/s bzw. 24 m/d und lässt sich durch den großen Potentialunterschied zwischen Donau und Neue Donau sowie die starke Durchlässigkeit des Donauinselaquifers erklären. Aufgrund der uferseitig stark ausgeprägten Kolmation erfolgt die Infiltration von Donauwasser in den Grundwasserkörper hauptsächlich über die Donausohle.

Aufbauend auf das kalibrierte Strömungsmodell wurde ein Transportmodell anhand von Natriumkonzentrationsmesswerten kalibriert. Anschließend konnte mit diesem Modell stellvertretend für die organische Verunreinigung das Verhalten von DOC (Dissolved Organic Carbon) untersucht werden. Die Ergebnisse zeigen, dass aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeit im Aquifer die Abbaurate sehr gering ist. Die der Donau am nächst gelegenen horizontalen Fassungsstränge der Horizontalfilterbrunnen wurden mit einer DOC-Konzentration ca. 2,75 mg/l angeströmt, wobei die Ausgangskonzentration in der Donau mit 3 mg/l kaum größer war. Die Analysen der Fließgeschwindigkeiten haben gezeigt, dass die Ausbreitungsgeschwindigkeit einer möglichen Verunreinigung innerhalb des Aquifers relativ hoch ist. Schon nach 3-5 Tagen, je nach Dichte der Kolmationsschicht, zeigt sich in den der Donau am nächst gelegenen horizontalen Fassungssträngen der Brunnen ein Anstieg der DOC-Konzentration.

In Bezug auf die Ausgangsfragestellung ist ganz klar zu sagen, dass die Grundwasserqualität stark von der Donauwasserqualität abhängig ist. Aufgrund der hohen Ausbreitungsgeschwindigkeit innerhalb des Donauinselaquifers und der geringen Abbaurate zum Beispiel für organische Verunreinigungen ist lediglich eine kurze Reaktionszeit bei auftretenden Donaabelastungen vorhanden.

Diese kurze Reaktionszeit und die zu geringe Aufenthaltszeit hinsichtlich einer Trinkwassernutzung (60 Tage Schutzzone) erfordern eine gute Betriebsüberwachung (Donau, Aquifer und Brunnen) und eine Aufbereitung des geförderten Uferfiltrats.

Literaturverzeichnis

- Adam, Ch., Gläßer, W. und Hölting, B. (2000):** Hydrogeologisches Wörterbuch. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 2000.
- Argus ONE User's Guide. (Version 4.0):** Argus Open Numerical Environments – A GIS Modeling System, Argus Interware Inc., Jericho NY, USA.
- Blaschke, A.P. (1990):** Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle. Dissertation. Technische Universität Wien, 1990.
- Blaschke, A.P. (2009):** Wechselwirkungen zwischen Wasserwirtschaft und Grundwassermodellierung. Habilitationsschrift. Technische Universität Wien, 2009.
- Blaschke, A.P. (2010):** Vorlesungsunterlagen: Technische Hydraulik 2, Technische Universität Wien, Sommersemester 2010.
- BGBI Nr. 304 Teil II (2001):** Verordnung: Trinkwasserverordnung TWV
- Brehm, D.R. (1989):** Entwicklung, Validierung und Anwendung eines dreidimensionalen, strömungsgekoppelten finite Differenzen Wärmetransportmodells. Giessener Geologische Schriften. Lenz Verlag, Giessen, 1989.
- Darcy, H.P.G. (1856):** Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon. Victor Dalmont, Paris 1856.
- David, J. (1998):** Grundwasserhydraulik: Strömung- und Transportvorgänge. Friedrich Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, 1998.
- Derx, J., Blaschke, A.P. und Blöschl G. (2010):** Three-dimensional flow patterns at the river-aquifer interface-a case study at the Danube. Advances in Water Resources, 2010.
- Derx, J. und Blaschke, A.P. (2011):** Analysis of the effects of bank restoration on dissolved organic carbon concentration on groundwater during floods. Institute of Hydraulic Engineering and Water Resources Management, Vienna University of Technology, 2011.
- de Marsily, G. (1986):** Quantitative hydrogeology. Academic Press, New York, 1986.
- DONAUCONSULT Zottl & Erber ZT-GmbH (2003):** Wasserspiegellagenberechnung für den Wiener Donauraum. Donau, Neue Donau und Donaukanal Bericht. Wien, 2003.
- DONAUCONSULT Zottl & Erber ZT-GmbH (2005):** Donauhochwasserschutz Wien – Neue Donau. Betriebsordnung 1997.Überarbeitung 2005. Magistrat der Stadt Wien. Magistratsabteilung 45 – Wasserbau. Wien, 2005.

- DONAUCONSULT Zottl & Erber ZT-GmbH (2007a):** Donaukraftwerk Freudenau Stauraum Linkes Ufer-Bereich Neue Donau-Donauinsel. Bewirtschaftung Neue Donau Wiederverleihung der wasserrechtlichen Bewilligung Lageplan Wasser- und Länderrechte. Wien, 2007.
- DONAUCONSULT Zottl & Erber ZT-GmbH (2007b):** Donaukraftwerk Freudenau Stauraum Linkes Ufer-Bereich Neue Donau-Donauinsel. Bewirtschaftung Neue Donau Wiederverleihung der wasserrechtlichen Bewilligung Messstellenplan quantitative Messstellen. Wien, 2007.
- DONAUKRAFT Österreichische Donaukraftwerke AG (1994a):** STAURAUM Linkes Ufer, Bereich Neue Donau-Donauinsel. Bewirtschaftung Neue Donau, Schnittmodelle. Donaukraft, Wien (1994)
- DONAUKRAFT Österreichische Donaukraftwerke AG (1994b):** STAURAUM Linkes Ufer, Bereich Neue Donau-Donauinsel. Bewirtschaftung Neue Donau, Großpumpversuche Donauinsel 1994. Donaukraft. Wien, 1994.
- DONAUKRAFT Österreichische Donaukraftwerke AG (1994c):** STAURAUM Linkes Ufer, Bereich Neue Donau-Donauinsel. Bewirtschaftung Neue Donau, Grundwasserströmungsmodell Donauinsel – obere Stauhaltung. Donaukraft. Wien, 1994.
- DONAUKRAFT Österreichische Donaukraftwerke AG (1995):** STAURAUM Linkes Ufer, Bereich Neue Donau-Donauinsel. Bewirtschaftung Neue Donau, Technischer Bericht. Donaukraft. Wien, 1995.
- Fischer T., Day K. und Grischek T. (2006):** Sustainability of riverbank filtration in Dresden, Germany. In: Recharge systems for protecting and enhancing groundwater resources. Proc. Int. Symp. Management of Artificial Recharge, 11—16.06.2005, Berlin, UNESCO IHP-VI Series on Groundwater No. 13, pp 23-28.
- GRUPPE WASSER Ziviltechnikergesellschaft für Wasserwirtschaft GmbH (2007):** Beweissicherung Neue Donau, Jahresbericht 2006, Bericht. Wien, 2007.
- Gutknecht, D., Blaschke, A.P., Schmalfuß, R., Sengschmitt, D., Steiner, K.-H., Reichel, K.G., Feregyhazy, H., Herndl, G.J., Battin, T.J. und Dreher, J.E (1998):** Schriftenreihe. Forschung im Verbund. Band 44. Kolmationsprozesse am Beispiel des Stauraumes Freudenau. Wien, 1998.
- Gutknecht, D., Blaschke, A.P., Braunshofer, R., Feregyhazy, H., Habersack, H., Karner, Ch., Mayr, P., Schmalfuß, R., Schober, S., Sengschmitt, D. und Steiner, K.-H. (2002):** Schriftenreihe. Forschung im Verbund. Band 75. Kolmationsprozesse am Beispiel des Stauraumes Freudenau Projektphase-Vollstau. Wien, 2002.
- Habereder, Ch. (2006):** Erfassung der Grundwassersituation in einem durchflossenen Hochwasserrückhaltebecken mit Hilfe numerischer Modellierung. Diplomarbeit. Technische Universität Wien, 2006

- Höltling, B. und Coldewey, G. (2009):** Hydrogeologie :Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 2009.
- Hsieh, P.A., and Winston, R.B., (2002):** User's guide to ModelViewer, a program for three-dimensional visualization of ground-water model results: U.S. Geological Survey Open-File Report 02-106, <http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/modelviewer/ModelViewer.html>
- Hubbs S. A. (ed.) (2006):** Riverbank Filtration Hydrology. Springer. Printed in the Netherlands, 2002. Seite 179-198.
- Hüper, G., Haertl, H., Zerobin, W. und Hladej, M. (2005):** Bau von acht Horizontalfilterbrunnen auf der Donauinsel in Wien. bbr Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau – Zeitschrift. 56 Jahrgang, Heft Nr. 2, 2005. Seite 32-39.
- INGERLE, K.; SCHÖLLER, F.; SOMMER, R.; HERNDL, G. J.; BLASCHKE, A. P.; PREXEL, W. (1999):** Forschungsprojekt Uferfiltrat, Biogeochemie und mikrobielle Ökologie eines Oberflächen – Grundwasser – Ökoton in einem Stauraum der Enns, Forschung im Verbund – Schriftenreihe Band 60, 207 S., Wien (Verbund), 1999.
- Jekel, M., Grünheid, S., Baumgarten, B., Hübner, U. und Wiese, B., (2009):** Removal of bulk and trace organics in underground treatment systems, in: Micropol & Ecohazard 2009 - 6th IWA/GRA Specialized Conference on Assessment and Control of Micropollutants/Hazardous Substances in Water, Groundwater Resources Association. San Francisco, CA, 2009.
- Jordan H. und Weder H.-J. (1995):** Hydrogeologie: Grundlage und Methoden. 2. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 1995.
- Kinzelbach, W. und Rausch R. (1995):** Grundwassermodellierung: Eine Einführung mit Übungen. Gebrüder Bornträger, Berlin/Stuttgart, 1995.
- Kinzelbach, .W. und Stauffer, F. (2005):** Vorlesungsunterlagen: Grundwasser I, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, WS 2005.
- Klenke, M. (1986):** Numerische Modelltechnik in der Grundwasserhydrologie. Mitteilungen Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 59, Seite 267-290. Hannover ,1986.
- Kroiss, H., Kavka G., Gutknecht D. (2002):** Endbericht: Auswirkungen der Versickerung von biologisch gereinigtem Abwasser auf das Grundwasser. Wien, 2002.
- Kroiss H. (2008):** Vorlesungsunterlagen: Wassergütewirtschaft. Technische Universität Wien, SS 2008.

- Merkel, B., Krämer, C., Flesch K., Goldhahn C., Stadler S. und Lindig, Y (2007):** MODFLOW Skriptversion, TU Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl Hydrogeologie, Oktober 2007.
- Picher, W., Samek, M., Schuster, S., Vollhofer, O. und Weilguni, H. (2005):** Schriftenreihe der Forschung im Verbund. Wasserqualitätsentwicklung im Stauraum Kraftwerk Freudenu. Wien, 2005.
- Perfler, R., Jung, H., Mayr, E., Richard, L., Lukas, A., (2010):** Untersuchung zu Dynamik und Wechselwirkung zwischen Augewässer und Uferfiltration beim Betrieb der Wassergewinnungsanlage Untere Lobau. Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz. Universität für Bodenkultur, Wien, 2010.
- Ray, C. et al. (eds.) (2002a):** Riverbank Filtration: Understanding Contaminant Biogeochemistry and Pathogen Removal, 177-219. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. 2002.
- Ray, C. et al. (eds.) (2002b):** Riverbank Filtration, Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. Seite 117-145.
- Ray, C (ed.) (2009a):** Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries. Amsterdam, Springer Science. 2009. Seite 1-4.
- Ray, C (ed.) (2009b):** Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries. Amsterdam, Springer Science. 2009. Seite 51-58.
- Rausch, R, Schäfer, W. und Wagner C. (2002):** Einführung in die Transportmodellierung im Grundwasser. Gebrüder Borntraeger Verlag, Berlin/Stuttgart, 2002.
- Schubert, J. (2002):** German experience with riverbank filtration systems. In: Ray C, Melin G, Linksy RB (eds.) Riverbank filtration – Improving source water quality, Kluwer, Dordrecht, Boston, London, 2002.
- Siegel, P (1995):** Transfert de Masse en Milieux Poreux Fortement Hétérogènes: Modelisation et Estimation de Paramètres par Eléments finis mixtes hybrides et discontinus. PhD. thesis. Université Louis Pasteur. Strasbourg. France, 1995
- Siegel, P., Blaschke A.P. und Ackerer, Ph. (1996):** „Inverse problem applied to groundwater flow and transport equations using a downscaling parametrization“. Accepted for the Proceedings XI. International Conference on Computational Methods in Water Resources. Cancún México, 1996.
- Siligan, J. (2003):** Methoden zur Abgrenzung von Uferfiltrat. Diplomarbeit. Ausgefertigt an der Technischen Universität Wien, eingereicht an der Universität für Bodenkultur. Wien, 2003.

- Souza, W.R. (1999):** SutraPlot, a graphical post-processor for SUTRA, a model for ground-water flow with solute or energy transport: U.S. Geological Survey Open-File Report 99-220, <http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/sutra.html>
- Trinkwasserverordnung (2001):** BGBl. II – Ausgegeben am 21. August 2001 – Nr. 304
- Verbund Austrian Hydro Power (2007a):** Donaukraftwerk Freudenau. Beweissicherung Neue Donau Jahresbericht 2006. Bewirtschaftungsmaßnahmen. Wien, 2007.
- Verbund Austrian Hydro Power (2007b):** Donaukraftwerk Freudenau. Beweissicherung Neue Donau Jahresbericht 2006. Lageplan der hydrographischen Messstellen. Wien, 2007.
- Verbund Austrian Hydro Power (2007c):** Donaukraftwerk Freudenau. Beweissicherung Neue Donau Jahresbericht 2006. Tabellarische Auflistung der quantitativen Messwerte. Wien, 2007.
- Verbund Austrian Hydro Power (2007d):** Donaukraftwerk Freudenau. Beweissicherung Neue Donau Jahresbericht 2006. Wasserstandsganglinien. Wien, 2007.
- Verbund Austrian Hydro Power (2007e):** Bewirtschaftung Neue Donau, Betriebsordnung 2007, Vollstau. Wien, 2007.
- Verbund Austrian Hydro Power (2007f):** Bewirtschaftung Neue Donau, Wiederverleihung der wasserrechtlichen Bewilligung, Messstellenplan qualitative Messstellen. Wien, 2007.
- Voss, C.I. und Provost, A.M. (2008):** Sutra. A Model for Saturated-Unsaturated, Variable-Density Ground-Water Flow with Solute or Energy Transport. U.S. Department of the Interior U.S. Geological Survey. Reston, Virginia, 2008.
- Wasserrahmenrichtlinie:** Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemein physikalisch-chemischen Parameter in Fließgewässern gemäß WRRL, Wien, 2008.
- Winston R. B. und Voss C.I. (2004):** Sutra GUI: A Graphical User Interface for SUTRA, A Model für Ground-Water Flow with Solute or Energy Transport. U.S. Department of the Interior U.S. Geological Survey. Reston, Virginia, 2004.
- Wolfram, G. und U. H. Humpesch (eds, 2006).** Neue Donau 2005. Genügt das quantitative und qualitative Wassermanagement der Neuen Donau den Bewirtschaftungszielen? Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, und der VERBUND-Austrian Hydro Power AG, 2006.

Wolfram, G. und U. H. Humpesch (eds, 2003). Neue Donau 2002. Die Auswirkungen unterschiedlich starker Hochwässer auf die Neue Donau. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, und der VERBUND-Austrian Hydro Power AG, 2003.

www.wien.gv.at:

<http://www.wien.gv.at/umwelt/wasserbau/hochwasserschutz/wehranlagen.html>;
Zugriff am 22.12.2010

<http://www.wien.gv.at/umwelt/wasserbau/hochwasserschutz/donautech.html>; Zu-
griff am 22.12.2010

<http://www.wien.gv.at/wienwasser/versorgung/weg/index.html>, Zugriff am
25.11.2011

www.zamg.ac.at:

[http://www.zamg.ac.at/klima/klima_monat/niederschlagssummen/?jahr=2006&mo-
nat=03](http://www.zamg.ac.at/klima/klima_monat/niederschlagssummen/?jahr=2006&monat=03), Zugriff am 11.8.2011

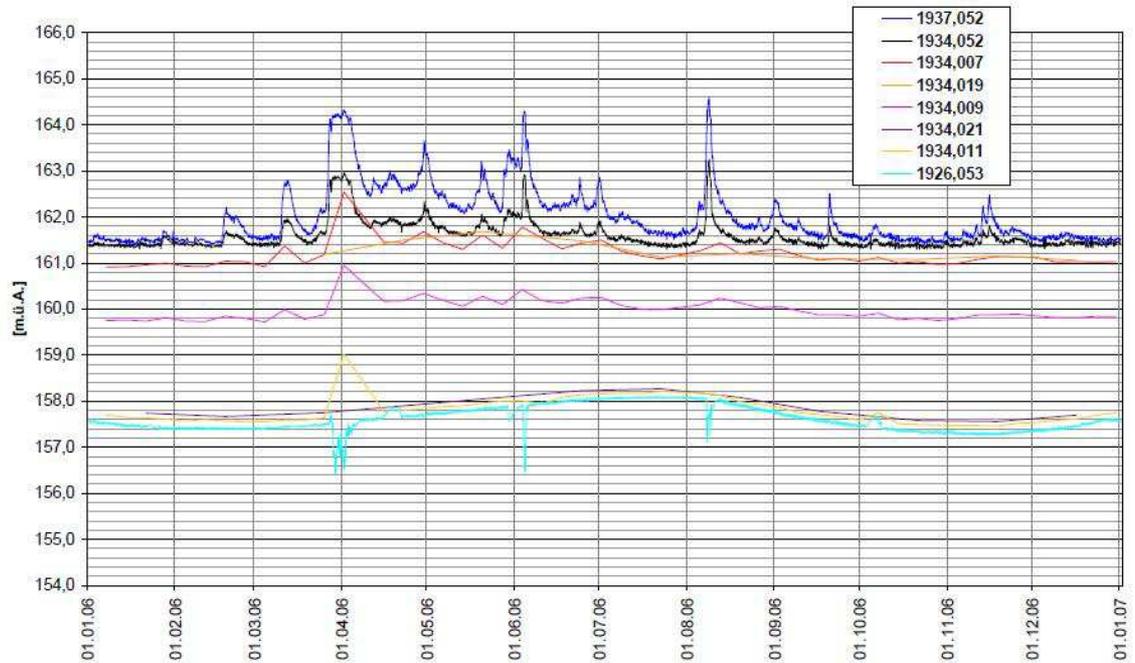
http://www.zamg.ac.at/klima/klima_monat/unwetterbericht/?jahr=2006&monat=08
, Zugriff am 11.8.2011

Ziegler, D. H. (2001): Untersuchungen zur nachhaltigen Wirkung der Uferfiltration im Wasserkreislauf Berlin, Dissertation an der Fakultät III-Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin, 2001.

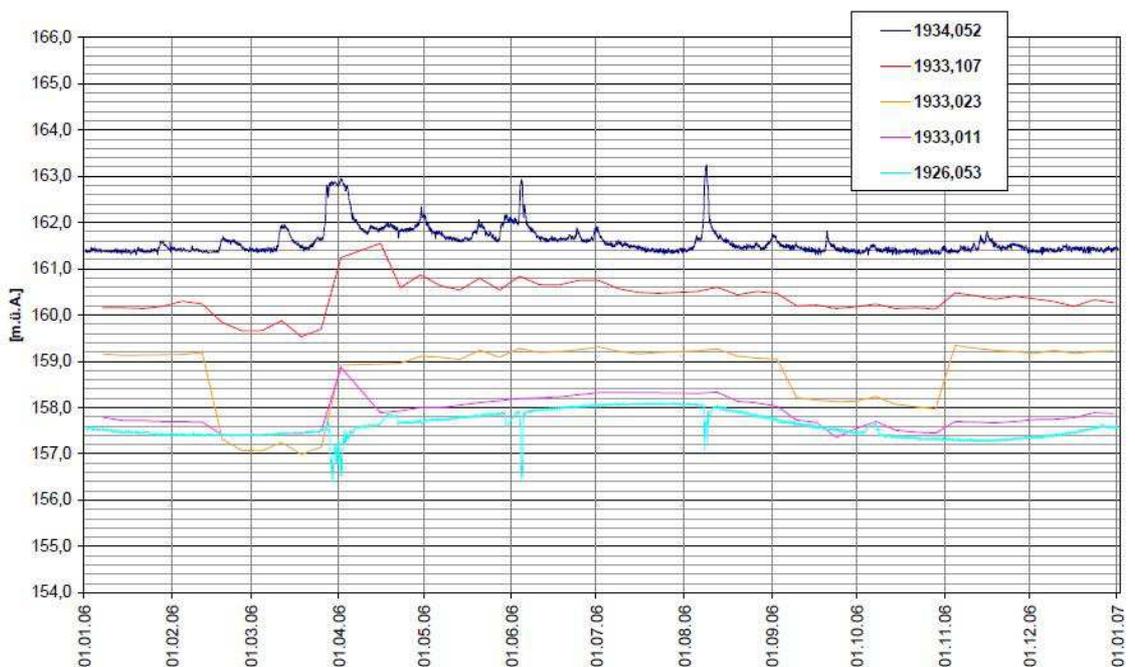
Anhang

Die Profile 9, 10, 2 und 11 sind Ganglinien der Messstellen der in Abbildung 6 dargestellten Schnittprofile (Quelle: *Verbund* (2007d)).

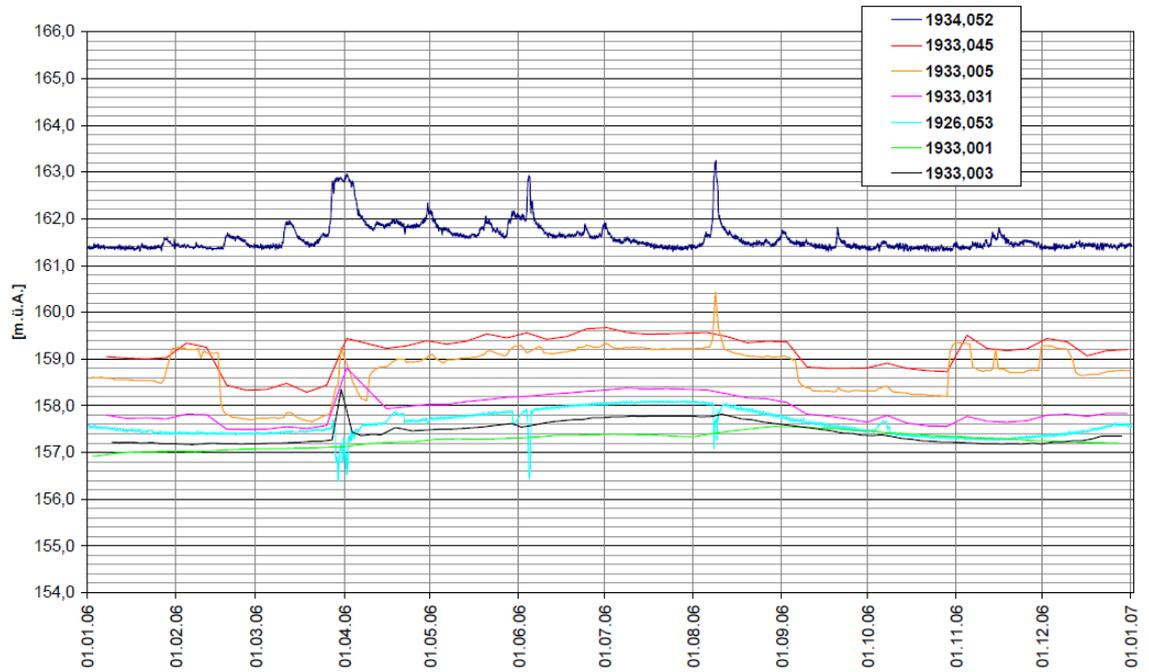
Profil 9:



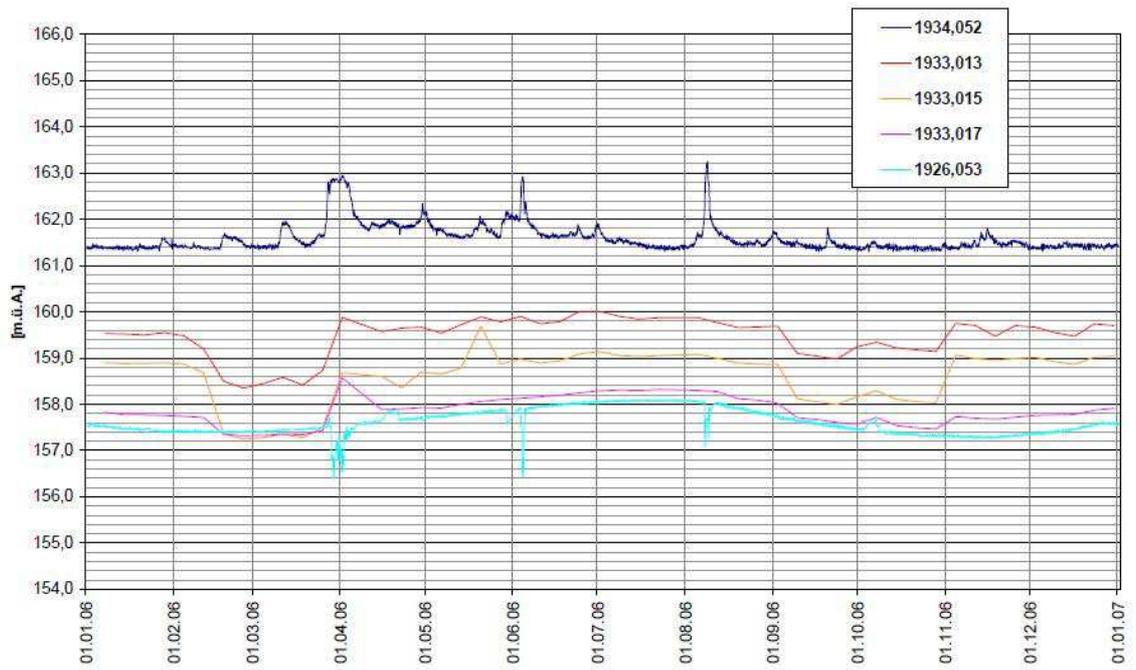
Profil 10:



Profil 2:

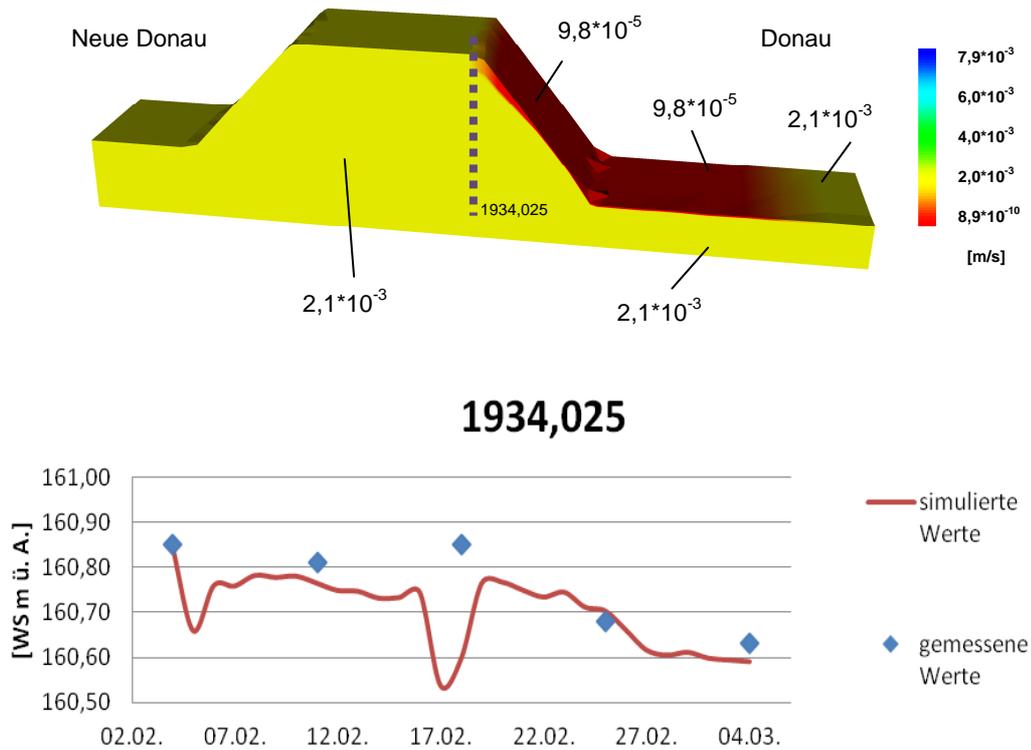


Profil 11:

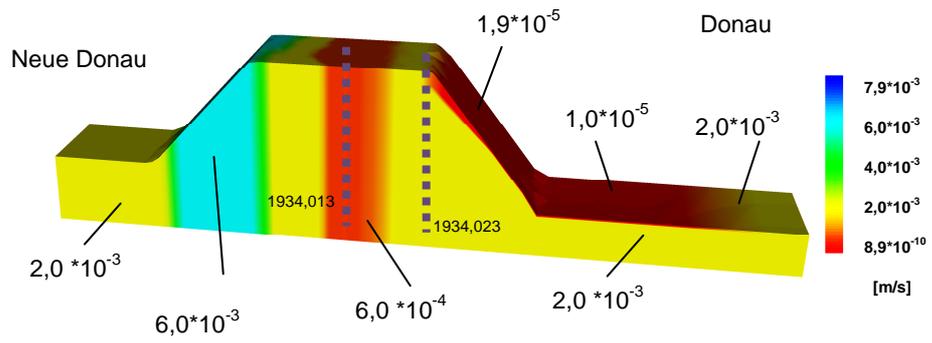


Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die einzelnen Bereiche aus Abbildung 30 mit den zugehörigen Durchlässigkeiten des Aquifers sowie den Standort der Messpunkte. Die anschließenden Diagramme stellen die gemessenen Werte der Messstellen und die simulierten Werte der Messstellen dar.

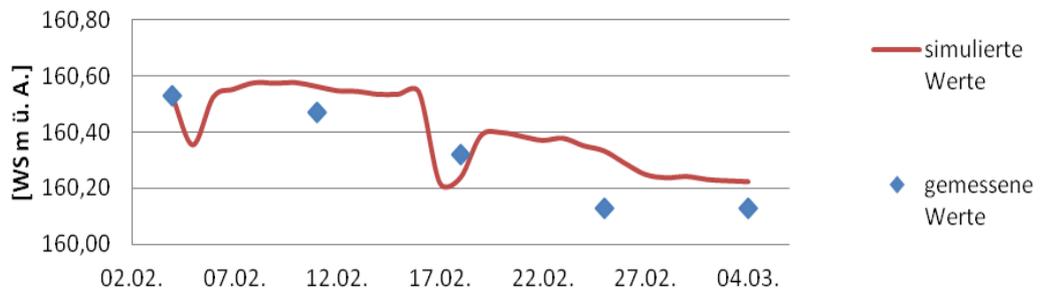
Bereich 1 (enthält HFB 8):



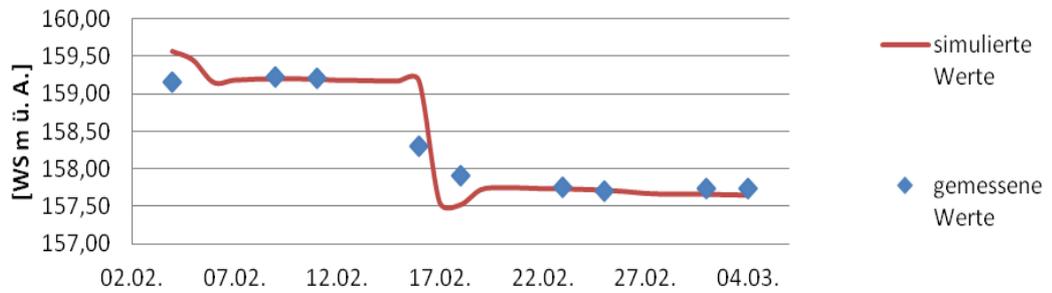
Bereich 2 (enthält HFB 7):



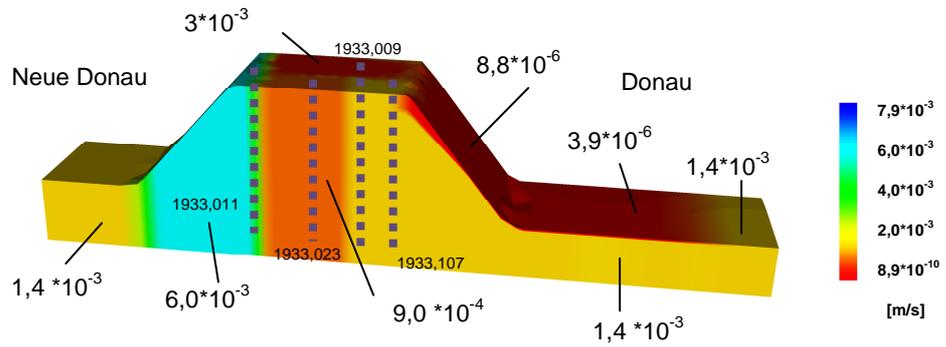
1934,023



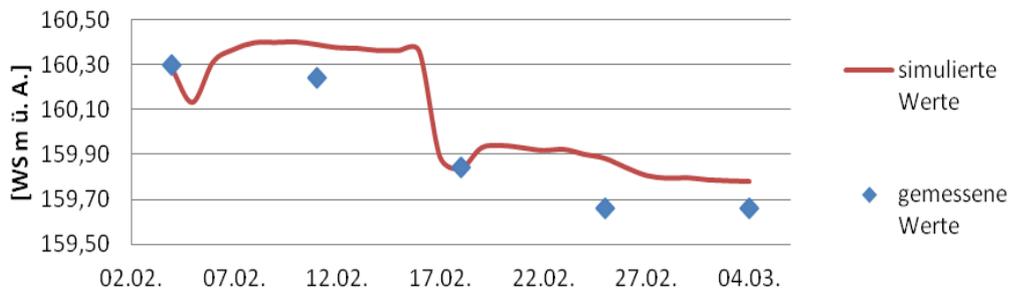
1934,013



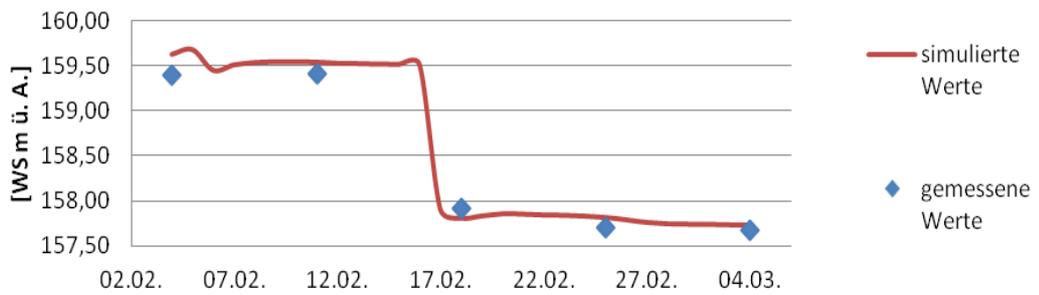
Bereich 3 (enthält HFB 6):



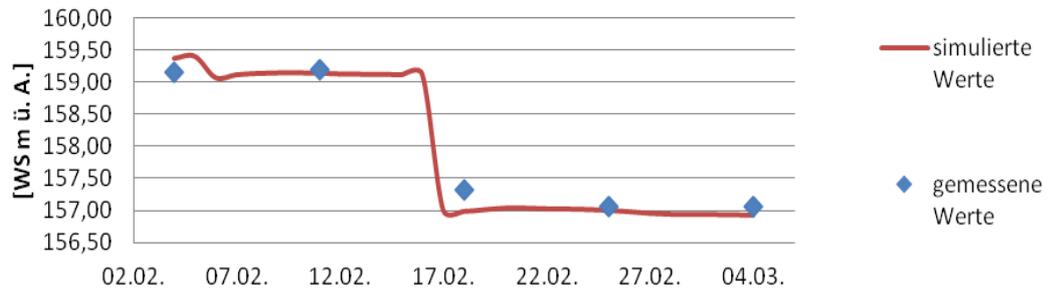
1933,107



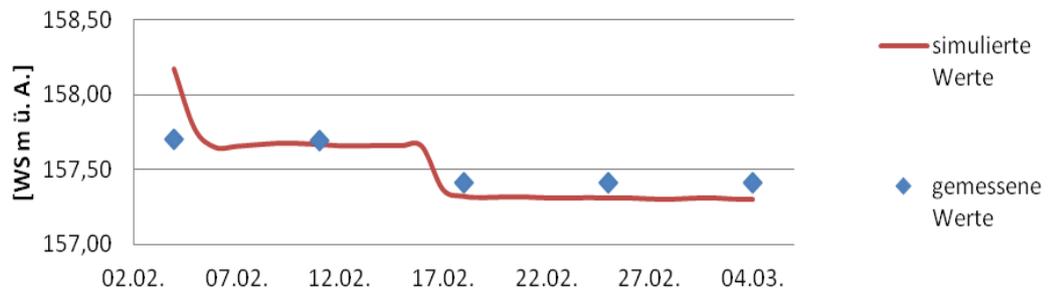
1933,009



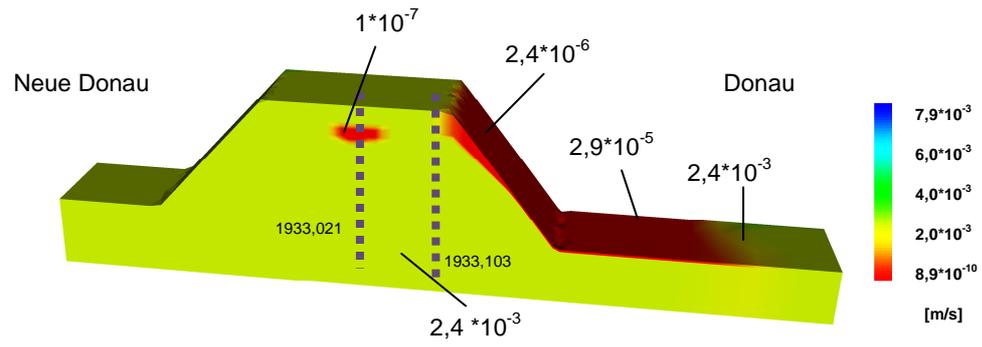
1933,023



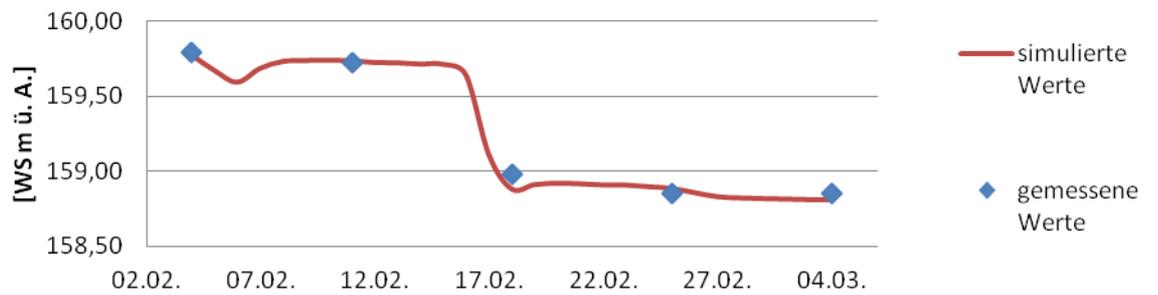
1933,011



Bereich 4 (enthält HFB 5):



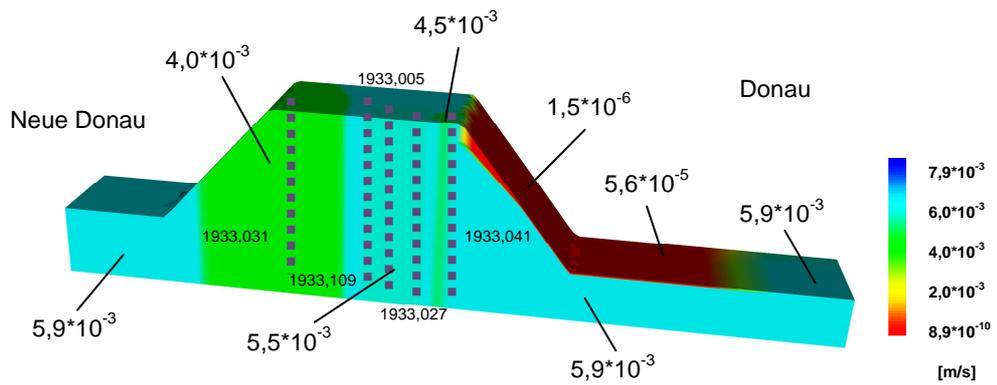
1933,103



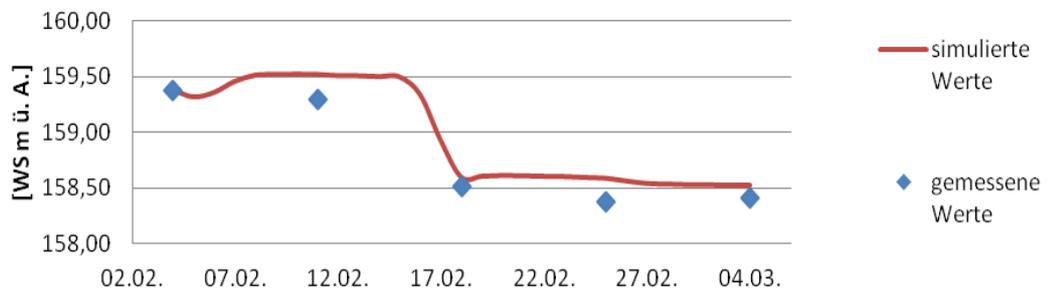
1933,021



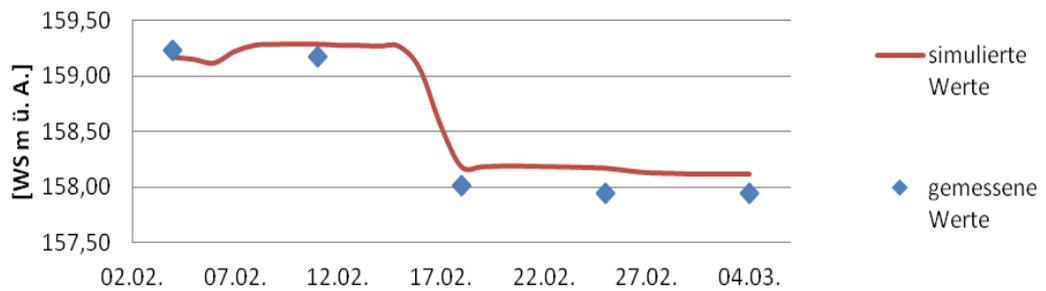
Bereich 5 (enthält HFB 4):



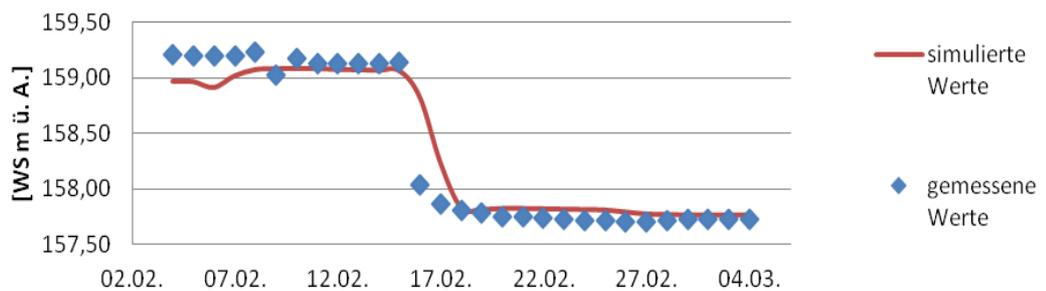
1933,041



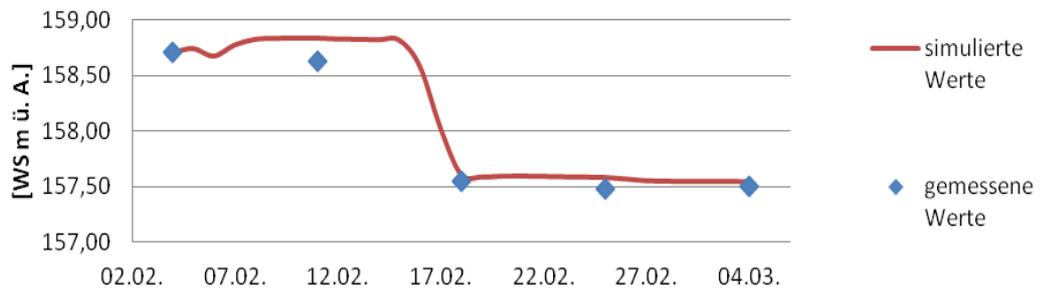
1933,027



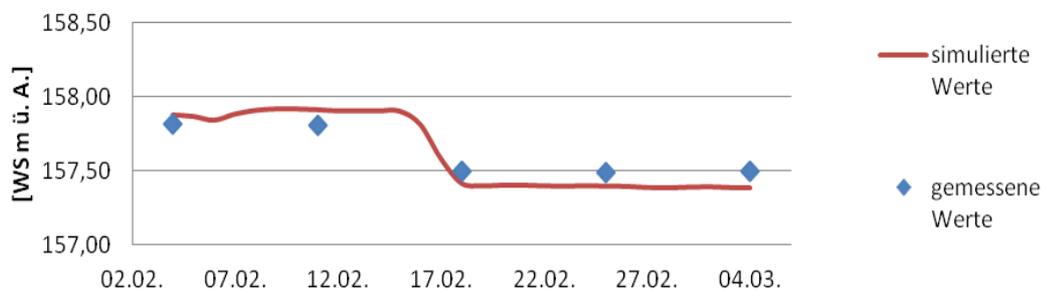
1933,005



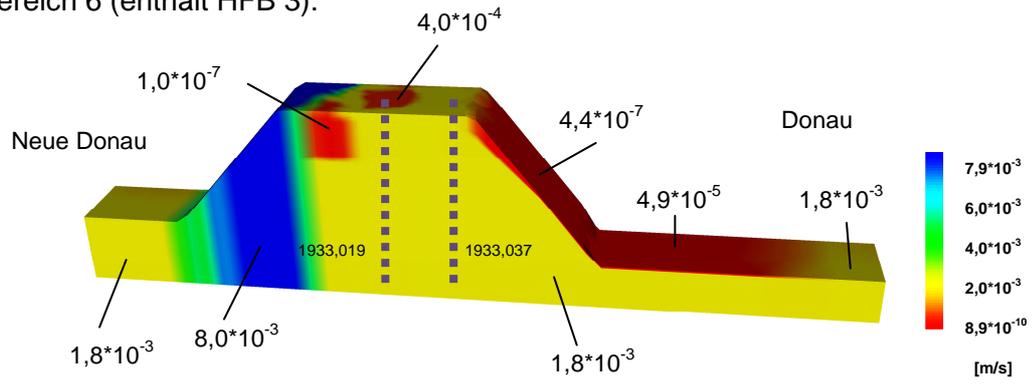
1933,109



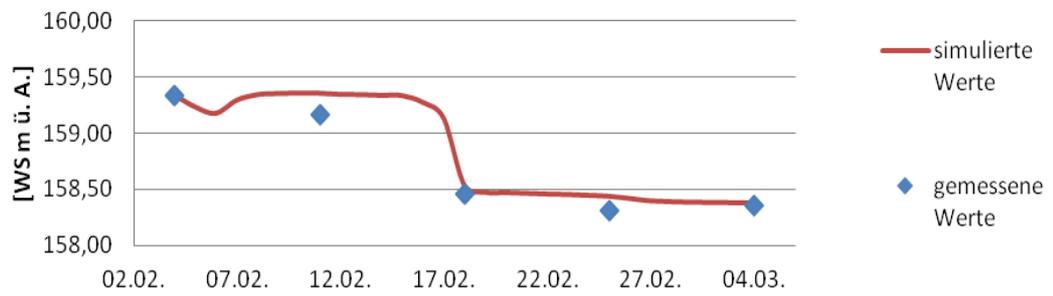
1933,031



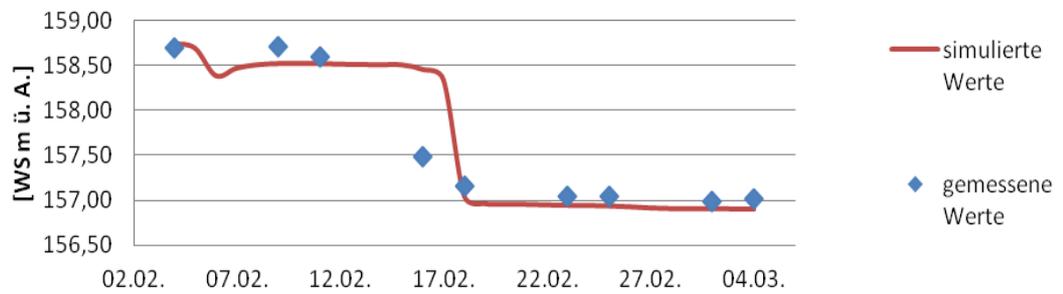
Bereich 6 (enthält HFB 3):



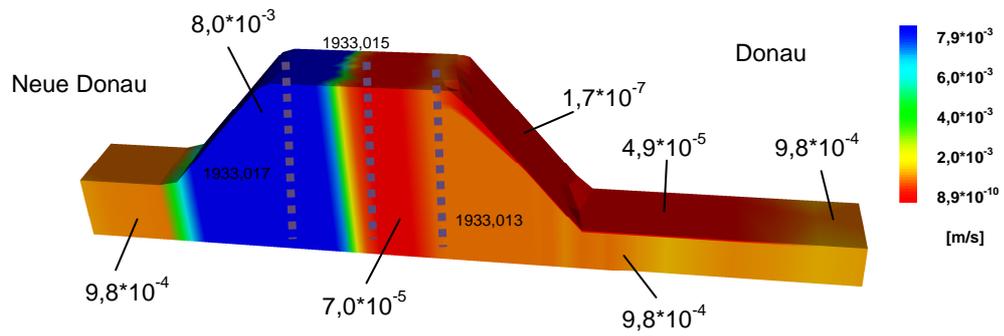
1933,037



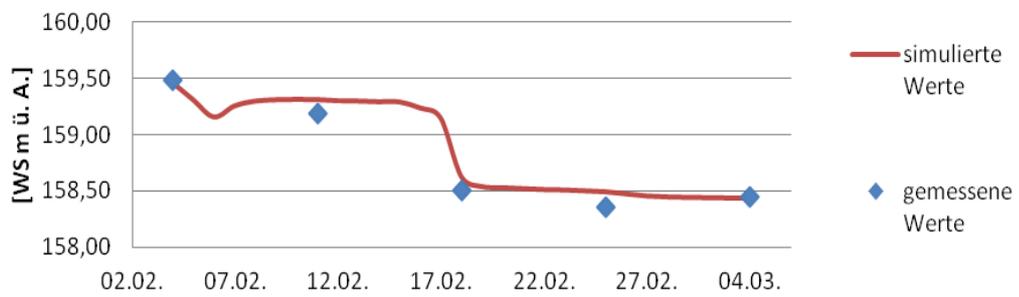
1933,019



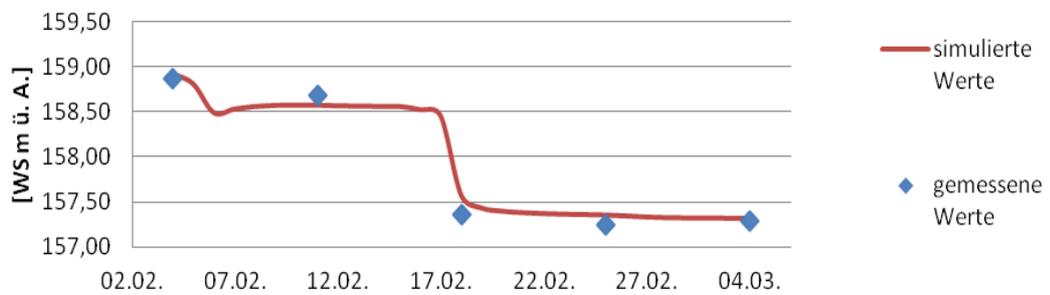
Bereich 7 (kein HFB):



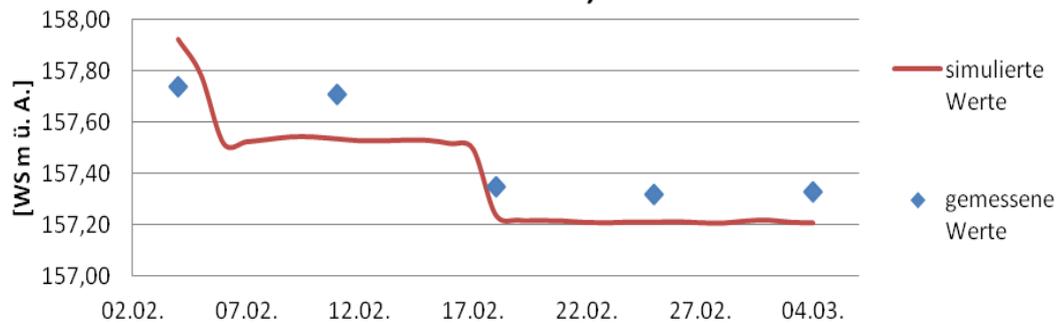
1933,013



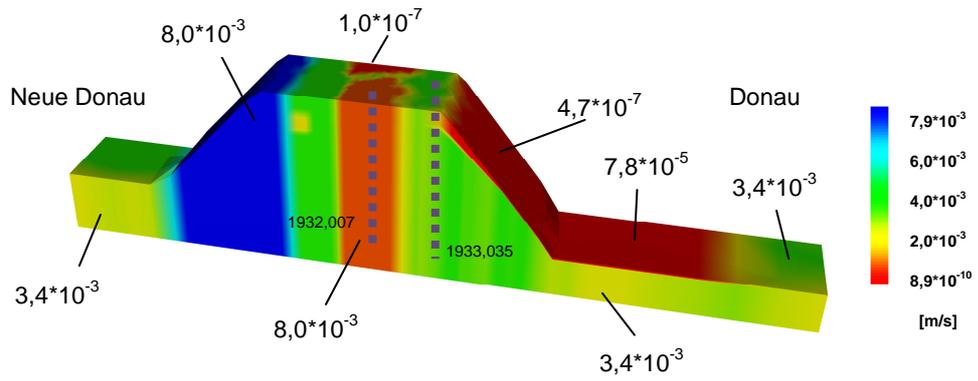
1933,015



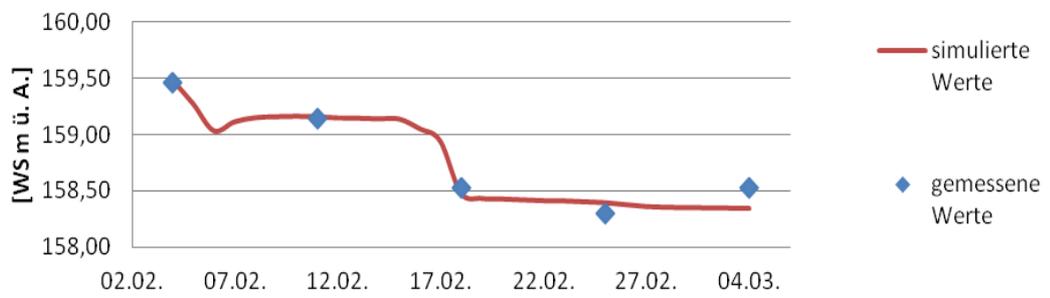
1933,017



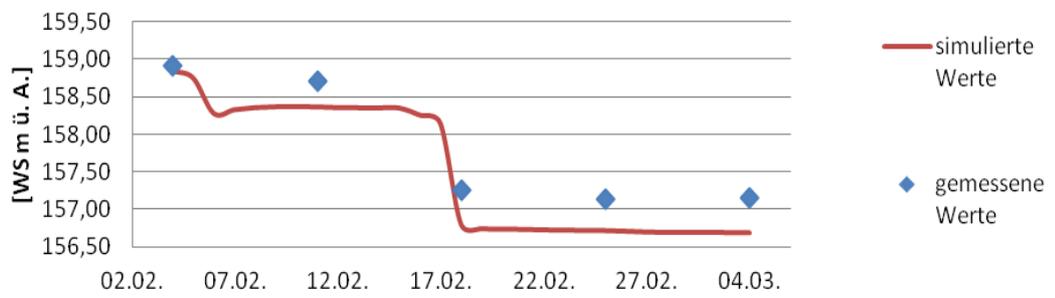
Bereich 8 (enthält HFB 2):



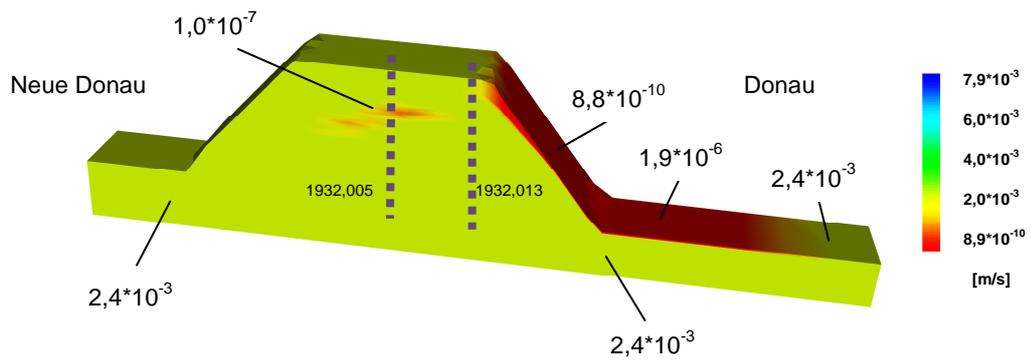
1933,035



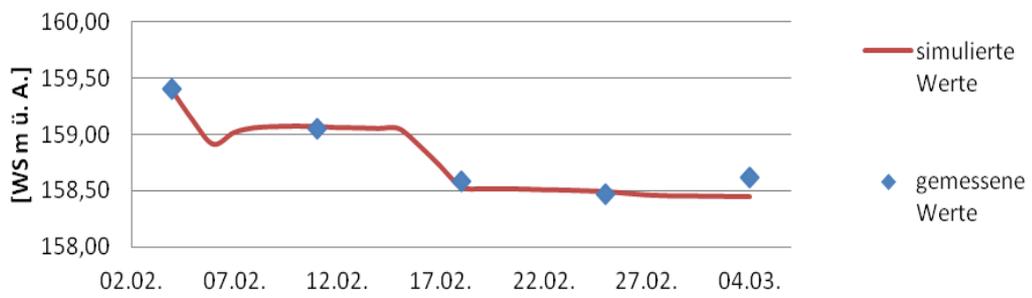
1932,007



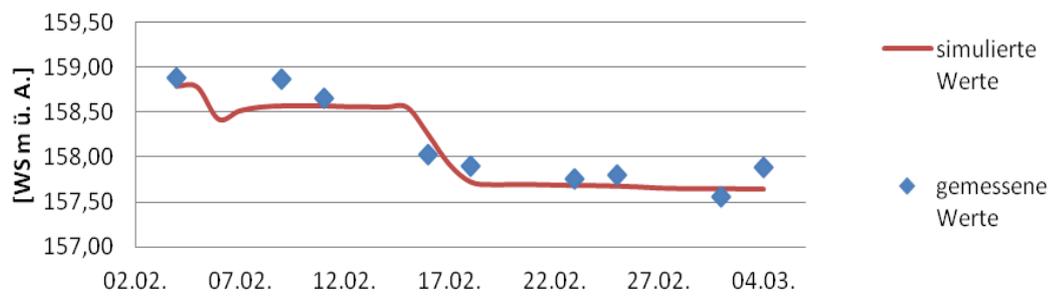
Bereich 9 (enthält HFB 1):



1932,013



1932,005



Messdaten

Messungen der Grundwasserspiegelhöhen [m ü. A.]							
Datum	1934,025	1934,023	1934,13	1933,107	1933,009	1933,023	1933,011
4. 2. 2006	160,85	160,53	159,16	160,30	159,39	159,15	157,70
9. 2. 2006	-	-	159,22	-	-	-	-
11. 2. 2006	160,81	160,47	159,20	160,24	159,41	159,19	157,69
16. 2. 2006	-	-	158,30	-	-	-	-
18. 2. 2006	160,85	160,32	157,90	159,84	157,92	157,32	157,41
23. 2. 2006	-	-	157,75	-	-	-	-
25. 2. 2006	160,68	160,13	157,71	159,66	157,70	157,07	157,41
2. 3. 2006	-	-	157,73	-	-	-	-
4. 3. 2006	160,63	160,13	157,74	159,66	157,67	157,06	157,41

Messungen der Grundwasserspiegelhöhen [m ü. A.]							
Datum	1933,039	1933,021	1933,041	1933,027	1933,005	1933,109	1933,031
4. 2. 2006	159,39	159,15	159,38	159,23	159,21	162,19	157,82
5. 2. 2006	-	-	-	-	159,20	-	-
6. 2. 2006	-	-	-	-	159,20	-	-
7. 2. 2006	-	-	-	-	159,20	-	-
8. 2. 2006	-	-	-	-	159,23	-	-
9. 2. 2006	-	-	-	-	159,02	-	-
10. 2. 2006	-	-	-	-	159,17	-	-
11. 2. 2006	159,29	159,11	159,29	159,17	159,13	158,63	157,81
12. 2. 2006	-	-	-	-	159,13	-	-
13. 2. 2006	-	-	-	-	159,13	-	-
14. 2. 2006	-	-	-	-	159,13	-	-
15. 2. 2006	-	-	-	-	159,14	-	-
16. 2. 2006	-	-	-	-	158,04	-	-
17. 2. 2006	-	-	-	-	157,87	-	-
18. 2. 2006	158,52	157,54	158,51	158,01	157,81	157,55	157,50
19. 2. 2006	-	-	-	-	157,79	-	-
20. 2. 2006	-	-	-	-	157,75	-	-
21. 2. 2006	-	-	-	-	157,75	-	-
22. 2. 2006	-	-	-	-	157,74	-	-
23. 2. 2006	-	-	-	-	157,73	-	-
24. 2. 2006	-	-	-	-	157,72	-	-
25. 2. 2006	158,40	157,39	158,38	157,94	157,71	157,48	157,49
26. 2. 2006	-	-	-	-	157,70	-	-
27. 2. 2006	-	-	-	-	157,70	-	-
28. 2. 2006	-	-	-	-	157,72	-	-
1. 3. 2006	-	-	-	-	157,73	-	-
2. 3. 2006	-	-	-	-	157,73	-	-
3. 3. 2006	-	-	-	-	157,73	-	-
4. 3. 2006	158,42	157,38	158,41	157,95	157,73	157,50	157,50

Messungen der Grundwasserspiegelhöhen [m ü. A.]							
Datum	1933,037	1933,019	1933,013	1933,015	1933,017	1933,035	1932,007
4. 2. 2006	159,33	158,70	159,48	158,87	157,74	159,46	158,92
9. 2. 2006	-	158,71	-	-	-	-	-
11. 2. 2006	159,16	158,60	159,19	158,68	157,71	159,14	158,70
16. 2. 2006	-	157,49	-	-	-	-	-
18. 2. 2006	158,46	157,16	158,50	157,36	157,35	158,53	157,25
23. 2. 2006	-	157,04	-	-	-	-	-
25. 2. 2006	158,31	157,05	158,35	157,25	157,32	158,30	157,13
2. 3. 2006	-	156,99	-	-	-	-	-
4. 3. 2006	158,35	157,01	158,45	157,28	157,33	158,52	157,16

Pegelstände der Oberflächengewässer [m ü. A.]		
Datum	1926,053	1934,052
4. 2. 2006	157,42	161,41
5. 2. 2006	157,41	161,40
6. 2. 2006	157,41	161,39
7. 2. 2006	157,41	161,42
8. 2. 2006	157,43	161,41
9. 2. 2006	157,42	161,41
10. 2. 2006	157,41	161,39
11. 2. 2006	157,41	161,37
12. 2. 2006	157,41	161,37
13. 2. 2006	157,41	161,36
14. 2. 2006	157,41	161,36
15. 2. 2006	157,41	161,37
16. 2. 2006	157,41	161,37
17. 2. 2006	157,41	161,45
18. 2. 2006	157,40	161,64
19. 2. 2006	157,41	161,62
20. 2. 2006	157,41	161,60
21. 2. 2006	157,40	161,58
22. 2. 2006	157,40	161,60
23. 2. 2006	157,40	161,55
24. 2. 2006	157,41	161,53
25. 2. 2006	157,41	161,47
26. 2. 2006	157,41	161,42
27. 2. 2006	157,41	161,41
28. 2. 2006	157,41	161,42
1. 3. 2006	157,42	161,40
2. 3. 2006	157,41	161,40
3. 3. 2006	157,40	161,39
4. 3. 2006	157,41	161,41

Messungen der Grundwasserspiegelhöhen [m ü. A.]		
Datum	1932,013	1932,005
4. 2. 2006	159,40	158,88
9. 2. 2006	-	158,87
11. 2. 2006	159,05	158,66
16. 2. 2006	-	158,03
18. 2. 2006	158,58	157,90
23. 2. 2006	-	157,76
25. 2. 2006	158,47	157,80
2. 3. 2006	-	157,56
4. 3. 2006	158,62	157,89