
**AUFTAUMITTEL IM PORENDRUNDWASSER -
Ermittlung von Auftaumittelfrachten und Evaluierung bestehender Rechenansätze im
Nahbereich übergeordneter Straßennetze am Beispiel des Grundwasserfeldes im
Abstrom der A3 bei Guntramsdorf**

Endbericht – April 2009

GZ: BMVIT-322.090/0005-II/ST1/2008



Geologie & Grundwasser GmbH -

Ingenieurbüro für Technische Geologie

Rudersdorferstraße 26a, 8055 Graz

Tel. & Fax: 0316 / 24 40 89

www.geo-gmbh.at



Resümee

Im Zuge von Bewilligungsverfahren für die Neuerrichtung und Sanierung von Verkehrsinfrastruktureinrichtungen wird von den zuständigen Behörden verstärkt die Evaluierung der Belastung des Grundwassers mit Auftaumitteln („Straßensalz“, Chloridbelastung) gefordert.

Gängige Praxis ist in diesem Fall die Abschätzung der Auswirkungen mittels sehr stark vereinfachter analytischer Ansätze bzw. einer rein verbalen Beschreibung. Numerische Grundwassermodelle werden aufgrund der teilweise fehlenden Datenlage bzw. der dadurch entstehenden Mehrkosten sowie dem erforderlichen Zeitaufwand nur in den seltensten Fällen eingesetzt.

Zielsetzung der gegenständlichen Untersuchung war zu klären, ob ein vereinfachter analytischer Zugang zur Abschätzung der Auftaumittelkonzentrationen im Porengrundwasser ausreichend realitätsnahe Ergebnisse liefert, oder ob dafür generell differenziertere Betrachtungen erforderlich sind.

Als Beurteilungsgrundlage wurde eine Studie des BMVIT am Standort Guntramsdorf (GREGORI et al. 2008) herangezogen. Dort wurden über 3 Jahre Grundwasseruntersuchungen im Nahbereich einer Autobahn durchgeführt, alle erforderlichen geohydraulischen und umweltrelevanten Faktoren wurden im Zuge dieses Projektes ermittelt.

Die analytische Berechnung der Salzkonzentrationen erfolgte auf Basis einer Berechnungsmethode nach MULL & HOLLÄNDER (2002). Diese erlaubt eine Beurteilung des raum-zeitabhängigen Salz- bzw. Chloridkonzentrationsverlaufes. Diese Berechnung kann vergleichsweise einfach, d.h. ohne Spezialsoftware, zum Beispiel mit dem Programm Excel für Windows durchgeführt werden.

Zudem erfolgte die Nachbildung des Projektgebietes Guntramsdorf mit einem numerischen Grundwassermodell (Finite - Elemente 2D) um diese Ergebnisse den analytischen Rechenmethoden und den ermittelten Chloridkonzentrationen gegenüberzustellen.

Zusammenfassend kann folgendes festgehalten werden:

- **Bei bestimmten hydrogeologischen Verhältnissen** (Gültigkeit des Darcy'schen Gesetzes, Durchlässigkeitsbeiwerte im Bereich $>1 \cdot 10^{-5}$ m/s, i.w. homogener Aquiferaufbau) **ist die analytische Prognose der autaumittelbedingten Erhöhung von Chloridkonzentrationen im Grundwasser realitätsnahe möglich.**

- Je nach Fragestellung (z.B. mittlere oder maximale Chloridkonzentration) bzw. Entfernung des Beurteilungspunktes sind verschiedene analytische Zugänge notwendig.

- Folgende Parameter müssen für die analytische Berechnung des Chloridtransportes im Porenaquifer bekannt sein:

Flurabstand, Aquifermächtigkeit, Grundwasserfließrichtung, Grundwasserabstandsgeschwindigkeit, nutzbare Porosität sowie der longitudinale Dispersionskoeffizient. Diese Parameter können durch entsprechende Untergrunderkundungen bzw. Feldversuche (Pumpversuche) ermittelt bzw. abgeschätzt werden. Zudem sind für die Berechnung die Menge des aufgebrachten Streumittels und die Dauer der Streusaison wesentlich.

- Im Nahbereich des Emittenten (Autobahn) ist ein deutliche Überprägung des Ionenkonzentrationsverlaufes von meteorologischen Umweltbedingungen gegeben. Mit zunehmender Entfernung nimmt dieser Einfluss deutlich ab. D.h. aufgrund verschiedener Ereignisse (Tauwetter, Starkregen) kommt es zu Chlorideinträgen, welche sich in den nahegelegenen Pegeln als vergleichsweise kurze Konzentrationsspitze darstellen, bei einer Grundwassermessstelle in weiterer Entfernung (Größenordnung ab rd. 100 m) verläuft die Chloridbelastung wesentlich gleichmäßiger über einen längeren Zeitraum. Zudem spielt im Nahbereich auch die Anordnung und Art der jeweiligen Versickerungsanlage eine wichtige Rolle.

- Realitätsnahe Prognosen sind insbesondere in Nahelage (< 50 m) zum Emittenten aufgrund der stark variablen Eingangsparameter problematisch.
- Bei komplexeren Fragestellungen bzw. erhöhten Sensibilitäten ist die Beurteilung auf Basis eines numerischen Modells angezeigt, wobei naturgemäß die Qualität des Modells von der Qualität der Eingangsparameter abhängt.
- Bei dem für die Beurteilung herangezogenen Projekt (Guntramsdorf) wurde im Winter 2005 / 2006 eine Streusalzmenge von 72 t/km angegeben. Diese Menge übertrifft die üblicherweise für die Berechnung herangezogenen Werte (ca. 10-20 t/km im Jahr, GREGORI et al 2007) deutlich.
- Bei den Projekten S36 Murtal Schnellstraße 1. und 2. Teilabschnitt (ASFINAG, GAMERITH 2005, 2007), sowie B73 Kirchbacher Straße „Umfahrung Hausmannstätten“ (Amt der Steiermärkischen Landesregierung, GAMERITH 2005) wurden im Zuge der UVE Einreichprojekte Abschätzungen der Auswirkungen der Salzstreuung über in der gegenständlichen Studie erläuterte analytischer Ansätze vorgenommen. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Studie Guntramsdorf wurden bei diesen Projekten zu geringe Eintragszeiten und daher zu hohe Austragskonzentrationen ermittelt.

Folgende Problemstellung wären daher, aus unserer Sicht, weiteren Untersuchungen zuzuführen:

- Welcher Salzverbrauch soll grundsätzlich den angewandten Berechnungen zugrunde gelegt werden? Aus diesem Grund wäre eine österreichweite Erhebung und Darstellung des Salzverbrauches der Autobahnmeistereien bezogen auf den m² bzw. km Autobahn bzw. Schnellstraße und der gegebenen meteorologischen Situation sinnvoll. Neben dem Salzverbrauch wäre auch die Dauer der Streueinsaison zu ermitteln.
- Abklärungen des Salztransportes in der ungesättigten Zone. Dies unter dem Gesichtspunkt, dass die Verzögerung des Eintrages in das Grundwasser sich signifikant auf den Konzentrationsverlauf auswirkt. Neben einem rechnerischen

Zugang wäre auch eine Validierung dieser Berechnungen an einem realen Standort wünschenswert.

- Grundwasseruntersuchungen an Standorten mit konzentriertem Eintrag von auftaumittelhaltigem Straßenwasser (Verrieselungsbecken) im Gegensatz zum linearen Eintrag, wie im untersuchten Fall, wären wünschenswert um die herangezogenen Rechenmethoden noch besser validieren zu können.

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|--------|---|----|
| 1. | Einleitung und Grundlagen | 8 |
| 1.1. | Verwendete Auftaumittel | 10 |
| 1.2. | Anwendung und Wirkung von Natriumchlorid | 12 |
| 1.3. | Straßenentwässerungssysteme | 13 |
| 1.1.1. | Flächenhafte Ableitung | 13 |
| 1.1.2. | Konzentrierte Ableitung | 14 |
| 1.4. | Legislation | 16 |
| 1.5. | Transport ins Grundwasser | 19 |
| 1.6. | Quellen und Messung von Chlorid im Grundwasser | 22 |
| 2. | Transport von Chlorid im Grundwasser | 23 |
| 2.1. | Advektion | 24 |
| 2.2. | Dispersion | 24 |
| 2.3. | Chloridkonzentrationen im Grundwasser in raum-zeitlicher Abhängigkeit bei impulsförmigem Eintrag | 27 |
| 3. | Analytische Lösungen | 29 |
| 3.1. | Abschätzung der maximalen Änderung der Chloridkonzentration des Grundwassers mit Darstellung des zeitlichen Verlaufes im Nahbereich des Emittenten (< 100 m) | 30 |
| 3.2. | Abschätzung der mittleren Änderung der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100 m zum Emittenten | 33 |
| 3.3. | Abschätzung der Dynamik des Verlaufes der Chloridkonzentration im Grundwasser in größerer Entfernung (> 100 m) zum Emittenten | 36 |
| 4. | Numerische Methoden | 38 |
| 5. | Datengrundlage Projekt Guntramsdorf | 41 |
| 6. | Ergebnisse der Evaluierung | 48 |
| 6.1. | Analytischer Rechenansatz | 48 |
| 6.1.1. | Abschätzung der maximalen Änderung der Chloridkonzentration des Grundwassers mit Darstellung des zeitlichen Verlaufes im Nahbereich des Emittenten (< 100 m) | 49 |

| | | |
|------------------------|--|----|
| 6.1.2 | Abschätzung der mittleren Änderung der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100 m zum Emittenten | 52 |
| 6.1.3 | Abschätzung der Dynamik des Verlaufes der Chloridkonzentration im Grundwasser in größerer Entfernung (> 100 m) zum Emittenten | 54 |
| 6.2 | Numerische Modellierung des Chloridtransportes mit Feflow 5.3 (2D) | 56 |
| 6.2.1 | Ergebnisse | 58 |
| 6.2.2. | Erläuterungen zum numerischen Grundwassermodell | 60 |
| 7. | Zusammenfassende Darstellung, kritische Fragestellung und Hinweis auf weitere Untersuchungen. | 62 |
| 8. | Literaturverzeichnis | 67 |
| 9. | Abbildungsverzeichnis | 73 |

1. Einleitung und Grundlagen

Im Rahmen von Bewilligungsverfahren für Verkehrsinfrastrukturprojekte wird von den zuständigen Behörden bzw. den Fachgutachtern des Bereiches Hydrogeologie verstärkt die Evaluierung der Belastung des Grundwassers mit Auftaumitteln („Straßensalz“, Chloridfracht) gefordert.

Üblicherweise werden im Zuge der Erstellung dieser Einreichunterlagen zumeist stark vereinfachte Abschätzungen bezüglich dieser Fragestellung durchgeführt, da für die präzise Beantwortung zumeist Untersuchungen über einen längeren Zeitraum erforderlich wären und sich dies, wie die Erfahrung zeigt, oft mit den straffen Zeitvorgaben für die Erstellung der Einreichunterlagen als unvereinbar herausstellt.

Nicht nur aus der Sicht der Fachgutachter stellt dies eine sehr unbefriedigende Situation dar, da solche Abschätzungen sich bei kritischer Hinterfragung als grundsätzlich angreifbar erweisen. Unter diesem Gesichtspunkt und um ausreichende Berechnungssicherheiten zu erhalten, ist daher in der Regel notwendig, Extremwerte bei Eintrag und Ausbreitung von Auftaumitteln in das Grundwasser anzunehmen.

Die Annahme des „worst-case“-Szenarios für alle Eingangsparameter bedingt zumeist sehr hohe, teilweise kaum realistische Werte, welche zu einem scheinbaren Konfliktpotential führen können, welches möglicherweise nicht gegeben ist.

In diesem Zusammenhang wurden bereits grundlegende Untersuchungen, am Beispiel Guntramsdorf (GREGORI et al. 2008), hinsichtlich der Kontamination des Grundwassers durch im übergeordneten Straßennetz eingesetzte Auftaumittel (Straßensalz, NaCl), sowie deren Ausbreitung im Grundwasserkörper durchgeführt. Bei diesen Untersuchungen wurden alle relevanten hydrogeologischen und hydrometeorologischen Parameter ermittelt und entsprechende Untersuchungen über einen Zeitraum von 3 Jahren durchgeführt.

Das gegenwärtige Projekt möchte die relevanten Faktoren für die analytische Berechnung von Salz- bzw. Chloridkonzentrationen im Grundwasser ermitteln. Weiters soll eine zielführende Vorgangsweise zur analytischen Berechnung von Chloridkonzentrationen im Grundwasser dargelegt werden. Gleichzeitig sollen diese Berechnungsergebnisse mit den

Resultaten eines einfachen numerischen Grundwassermodells verglichen und evaluiert werden.

Die gegenständliche Studie befasst sich ausschließlich mit dem Parameter Natriumchlorid, da es aufgrund seiner Effektivität und seines Preises das mit Abstand am häufigsten verwendete Auftaumittel ist.

In Österreich gibt es keine verbindlichen Rechtsnormen, welche den Einsatz von Auftaumitteln bestimmen. Lediglich der Indikatorwert für Chlorid bzw. Natrium im Grundwasser (jeweils 200 mg/l) ist in der Trinkwasserverordnung geregelt. Zudem können die Grundwasserschwellenwertverordnung (BgBL. II Nr. 147/2002) sowie die ÖNORM S 2088-1 (Altlasten, Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser) herangezogen werden.

In Österreich werden pro Jahr bis zu 260.000 t Streusalz eingesetzt (GREGORI et al 2008, KOGSEDER 2008). Zu 90 % wird NaCl verwendet. Während das Natrium vorwiegend in der ungesättigten Zone zurückgehalten wird, wird das Chlorid zum größten Teil ausgewaschen und gelangt folglich ins Grundwasser. Chlorid ist ein konservativer Tracer, d.h. die Konzentration wird nur durch Verdünnung verringert, nicht jedoch durch Sorptionseffekte und/oder Abbau.

Die Menge und Ausbreitung von Chlorid im Grundwasser hängt von Umwelt- und Infrastrukturfaktoren ab. Ein wesentlicher Punkt bezüglich der Ausbreitungscharakteristik ist das Vorhandensein bzw. die Art von Entwässerungssystemen.

Auf Bundesstraßen versickern die Meteorwässer im Straßenrandbereich, auf Autobahnen sind teilweise Straßenentwässerungseinrichtungen vorhanden. Der Grad des Ausbaus von Entwässerungseinrichtungen in den einzelnen Bundesländern ist sehr unterschiedlich. Gewässerschutzanlagen und Versickerungsbauwerke werden teilweise zur Reinigung der Straßenabwässer eingesetzt. Aufgrund der hydrochemischen Eigenschaften des Chlorids ist eine Retention bzw. Reinigung der Straßenwässer bisher ökonomisch nicht verhältnismäßig.

1.1. Verwendete Auftaumittel

Die gängigsten Auftaumittel im Straßenverkehr sind Natriumchlorid und Kalziumchlorid.

In Österreich wird zu 90 % NaCl verwendet, da es am billigsten und effektivsten bei Normalbedingungen ist, 10 % entfallen auf CaCl.

NaCl kann als Trocken- oder Feuchtsalz ausgebracht werden. In Österreich wird vorwiegend letzteres verwendet. Die Vorteile von Feuchtsalz bestehen in der schnelleren Wirkung sowie der geringeren Ausbringungsmenge, zudem kommt es nur zu sehr geringen Wehverlusten. Dadurch werden 10 bis 30 % weniger Streusalz benötigt. Da NaCl nur bis zu einer Temperatur von -8 °C einsetzbar ist, kommt bei tieferen Temperaturen (bis -22 °C) CaCl oder MgCl zum Einsatz. In Abb. 1 werden einige Auftaumittel vergleichend dargestellt.

Streusalz wird aus Sied-, Stein- oder Meersalz gewonnen. Bei der Siedesalzgewinnung wird Wasser in den Berg eingeleitet, dadurch wird das Salz herausgelöst. Anschließend wird die dabei entstandene Sole verdampft und das Salz bleibt über. Steinsalz wird unter Tage bergmännisch abgebaut, indem das Steinsalz in Blöcken abgebrochen wird. Meersalz wird durch Verdampfen gewonnen.

In Österreich wird hauptsächlich Siedesalz eingesetzt, bei Engpässen wird Meersalz importiert.

Steinsalz weist eine gröbere Struktur und mehr Verunreinigungen als Siede- und Meersalz auf, die Tauwirkung setzt langsamer ein und ist nicht so effektiv. Daher werden auch größere Mengen benötigt.

Bei Flughäfen werden aufgrund der hohen Korrosivität von chloridhaltigen Streusalzen andere Auftaumittel verwendet.

Vereinzelt wurden bzw. werden Harnstoff und Glykole eingesetzt, aufgrund der Toxizität und des hohen BSB (biochemischer Sauerstoffbedarf) werden derzeit Kalium- oder Natriumacetat bzw. Kalium- oder Natriumformiat eingesetzt, die eine geringere Toxizität und einen geringeren BSB aufweisen, jedoch teurer sind.

| Streumittel | Einsetzbar bis | für 1 kg Eis nötig | übliche Menge |
|------------------------------------|-----------------|-------------------------------|--|
| Chloride | | | |
| Natriumchlorid NaCl | -8°C | (-8°C) 138 g (-10°C) 163 g | 10 – 15 g / m ² |
| Calciumchlorid CaCl ₂ | -22°C | (-8 °C) 179 g | wird kaum in Reinform verwendet |
| Magnesiumchlorid MgCl ₂ | -15°C | (-10°C) 309 g | wird kaum in Reinform verwendet |
| Feuchtsalz | -10 bis -15°C * | n.b. | ca. 30% weniger als bei trockenem Salz |

Andere anorganische Salze

| | | | |
|----------------|-------|------|--------------------------------------|
| Kaliumcarbonat | -11°C | n.b. | bis ca. -5°C gleiche Mengen wie NaCl |
|----------------|-------|------|--------------------------------------|

Stickstoffhaltige Auftaumittel

| | | | |
|--|------------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|
| Harnstoff CO(NH ₂) ₂ | -4 bis -6°C (untersch. Angaben) | (-8°C) 243 g (-10°C) 380 g | ca. doppelte Menge von NaCl |
| Ammoniumsulfat (NH ₄) ₂ SO ₄ | -6°C | (-8°C) 314 g | fast die 3-fache Menge von NaCl |

Organische Salze

| | | | |
|--|--------|---------------|--|
| Natriumacetat Na(CH ₃ COO) | -12 °C | n.b. | 40% weniger als Harnstoff d.h. das ca. 1,5-fache von NaCl |
| Calcium-Magnesiumacetat ** CMA Ca(CH ₃ COO) ₂ x2 H ₂ O Mg(CH ₃ COO) ₂ x4 H ₂ O im Verhältnis 1:1 bis3:7 | -6 °C | (-10°C) 263 g | 1,3-fache bis doppelte Menge wie NaCl 5-50 g/m ² |
| Kaliumformiat K(HCOO) | -6°C | n.b. | n.b. |

n.b. ... nicht bekannt

* je nach Zusammensetzung (NaCl, CaCl₂, MgCl₂)

** Aufbringung als Granulat oder in flüssiger (25%ig oder 30%ig) Form. Bei der Anwendung von CMA entsteht keine Schmelzlösung. Es wird lediglich das Zusammenpacken des Schnees vermindert bzw. das Aneisen verringert. CMA riecht tlw. unangenehm.

Abb. 1: Physikalisch-chemische Eigenschaften der Auftaumittel

(http://images.umweltberatung.at/htm/heisses_thema_eis_und_schnee-infobl-wasser.pdf)

1.2. Anwendung und Wirkung von Natriumchlorid

Auf einer Schneefahrbahn bzw. bei Straßenglätte ist an der Oberfläche immer etwas flüssiges Wasser vorhanden. In diesem Wasserfilm löst sich das Streusalz auf, dadurch wird eine Erniedrigung des Schmelzpunktes erwirkt. An der Grenzfläche Eis bzw. Schnee/Salzlösung schmilzt immer weiteres Eis bzw. Schnee.

In Österreich erfolgt die Lagerung der Streusalze in Silos bzw. Hallen, so dass Auswaschungen i. w. vermieden werden. Die Streusalzwagen sind mit Tellern ausgestattet, die eine exakte Einstellung der Streumenge erlauben. Auf den Tellern wird das Trockensalz mit einer Salzlösung angefeuchtet.

Ausschlaggebend für einen sparsamen und effektiven Einsatz von Streusalz sind die Kenntnisse des Fahrers, der die Dosierung und den Zeitpunkt des Einsatzes bestimmt.

Entscheidend für die eingesetzte Menge sind:

- die klimatischen Bedingungen (z.B. Temperatur, Niederschlag)
- die Fahrbahnverhältnisse (z.B. Feuchtigkeit, Restmenge vom Salz)
- die Verkehrsbelastung
- und die Neigung der Fahrbahn.

1.3. Straßenentwässerungssysteme

Straßenabwässer werden entweder flächenhaft oder konzentriert abgeleitet. Der Eintrag ins Grundwasser kann linear oder punktuell erfolgen.

1.1.1. Flächenhafte Ableitung

Durch die Querneigung der Straße werden die Strassenwässer flächenhaft abgeleitet und versickern anschließend über das unbefestigte Bankett bzw. die Straßenböschung in den Untergrund (Abb. 2). Dieser Entwässerungstyp ist der einfachste und günstigste und wird bei Straßen in Dammlage und wasserdurchlässigem Untergrund ausgeführt. Dieser Typ ist auch die bei weitem häufigste Methode.

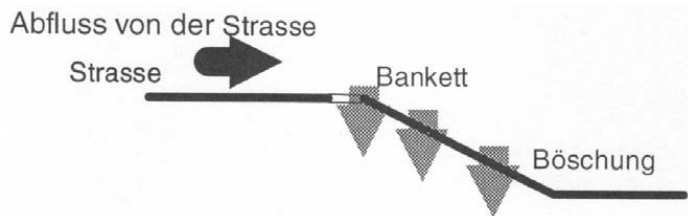


Abb. 2: Schema flächenhafte Ableitung (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)

Bei weniger durchlässigem Untergrund, bei leicht zum Böschungsfuß geneigtem Umgebungsgelände und entlang von Bahntrassen wird zusätzlich am Böschungsfuß eine Mulde angelegt (Abb. 3). In diese Mulde gelangt das Straßenwasser, das noch nicht über das Bankett bzw. die Böschung im Untergrund versickert ist.

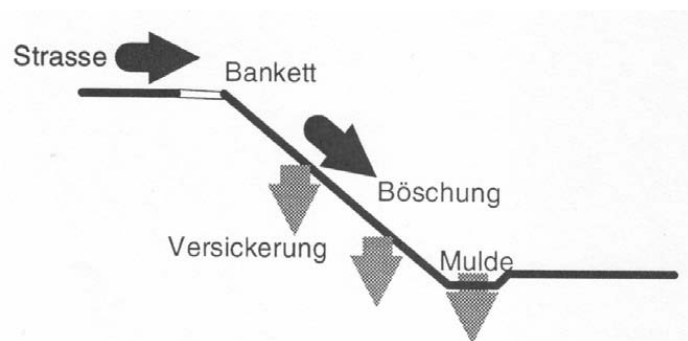


Abb. 3: Schema Sonderfall Mulde am Böschungsfuß (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)

Allfällig vorhandene Lärmschutzwände verhindern den Spritzwassereintrag in die Böschung. Durch den Bodenaustausch unter der Lärmschutzwand kann es zu einer konzentrierten Versickerung im Bankettbereich kommen und somit zu einem geringeren Versickerungsanteil in der Böschung (Abb. 4).

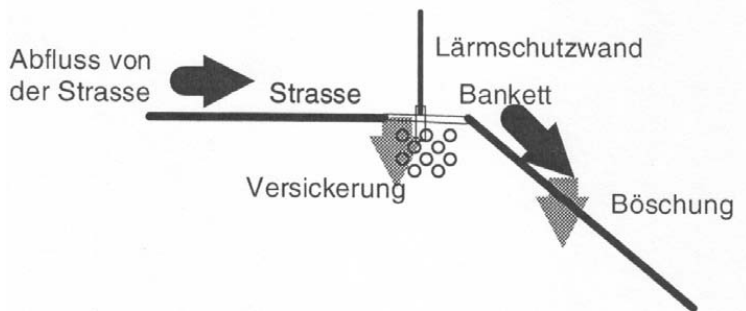


Abb. 4: Schema Sonderfall Lärmschutzwand (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)

Bei fast geländegleicher Linienführung der Straße fungiert das unbefestigte Bankett als Sickerkörper (Abb. 5). Durch die unmittelbare Versickerung direkt neben der Fahrbahn kommt es zu einem linienhaften Eintrag ins Bankett.

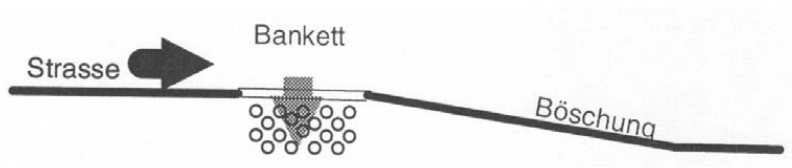


Abb. 5: Schema Sonderfall Bankett als Sickerkörper (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)

1.1.2. Konzentrierte Ableitung

Bei der konzentrierten Ableitung von Straßenabwässern werden die Abwässer über ein Entwässerungssystem gesammelt. Das kann über offene Mulden entlang der Straße oder über ein Rohrleitungssystem mit Einläufen auf der Straßenseite erfolgen (Abb. 6). Die gesammelten Abwässer werden entweder unbehandelt oder vorgereinigt versickert bzw. abgeleitet.

Dazu gibt es folgende Möglichkeiten:

- punktuelle Versickerung in den Boden bzw. mit Versickerungsbauwerk
- punktuelle Einleitung in den Grundwasserkörper mittels Versickerungsbrunnen (diese Methode entspricht jedoch nicht dem Stand der Technik)
- Einleitung in den Vorfluter
- Einleitung in die öffentliche Schmutzwasserkanalisation

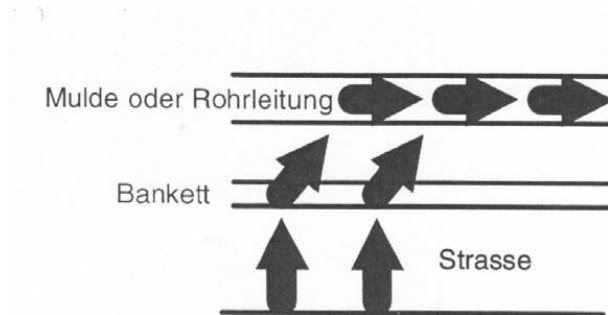


Abb. 6: Schema konzentrierte Ableitung (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)

Brücken und Tunnel werden gesondert entwässert. Bei Brücken gehen in der Regel durch das Tragwerk Rohrdurchführungen welche frei ins Gelände entwässern. Tunnel sind üblicherweise mit Längsentwässerungen und nachgeschalteten Gewässerschutz- und Abscheideanlagen ausgestattet.

1.4. Legislation

In Österreich gibt es kein Bundesgesetz, welches den Einsatz von Auftaumitteln regelt.


Die wichtigsten Grundlagen für den Winterdienst sind:

- § 1319a ABGB Haftung des Straßenerhalters
- § 1295 ABGB Verkehrssicherungspflicht
- § 93 StVO Pflichten der Anrainer
- § 9 BStG Straßenbaulast in Ortsgebieten
- § 24 Absatz 4 BStG Anrainerverpflichtung
- § 3 u. 4 Hausbesorgergesetz
- Erlass BMWA, Zl. 911.006/40-VI/8/6-68 vom 25.9.1989, Anforderungsniveau für den Winterdienst

In einigen Städten existieren zusätzlich Verordnungen (z.B. Winterdienstverordnung des Magistrats der Stadt Wien 2003), welche die Verwendung von Auftaumittel betreffen.

Zudem existieren Anforderungskataloge für Winterdienstkategorien von Straßenbetreibern (vgl. z.B. Abb. 7).

ANFORDERUNGSNIVEAU FÜR DEN WINTERDIENST



| | WINTERDIENSTKATEGORIE | | | |
|--|---|---|--|--|
| | A | B | C | D |
| | Autobahnen, Schnellstraßen u. Straßen in Verlängerung der Autobahnen (Netzschluss) | Landesstraßen mit überörtlicher Verkehrsbedeutung oder mit starkem Verkehrsaufkommen (DTV > 3.000) | Landesstraßen mit starkem Berufs-, Linien-, Schulbus- oder Fremdenverkehr | Landesstraßen mit geringem Verkehrsaufkommen oder einem DTV < 1.000 |
| Wettersituation, Straßenzustand | | | | |
| 1. Leichter Schneefall Schnee- u. Eisglätte, Rauhreif, leichte Schneeverwehungen | Befahrbarkeit der durchgehenden Fahrstreifen, Anschlussstellen u. Zufahrten zu Rasthäusern von 0-24 Uhr. Streuung mit Auftaumitteln – Schwarzräumung. Räumung mit Intervallen in denen Schneehöhen bis 10 cm auftreten können. | Befahrbarkeit; Streuung vorwiegend mit Auftaumitteln, Räumung zwischen 4 und 22 Uhr mit Intervallen in denen Schneehöhen bis 10 cm auftreten können. Beeinträchtigungen zwischen 22 und 6 Uhr können nicht ausgeschlossen werden. | Befahrbarkeit; Streuung mit Auftaumitteln oder mit Splitt. Räumung zwischen 5 und 20 Uhr mit Intervallen in denen Schneehöhen bis 10 cm auftreten können. Stärkere Beeinträchtigungen zwischen 20 und 7 Uhr und an Wochenenden bzw. Feiertagen können nicht ausgeschlossen werden. | Befahrbarkeit; Streuung mit Splitt oder Auftaumitteln; Räumung 1x täglich in der Zeit von 8 – 20 Uhr. Stärkere Beeinträchtigungen können nicht ausgeschlossen werden. |
| 2. Starker Schneefall, Schneeverwehungen | Befahrbarkeit mindestens eines Fahrstreifens je Fahrtrichtung sowie der Anschlussstellen und der Zufahrten zu Rasthäusern von 0 – 24 Uhr. Streuung mit Auftaumitteln - Schwarzräumung ist anzustreben. Schneefahrbahnen können auftreten. Benützbarkeit der Parkplätze und Abstellstreifen ist nicht gewährleistet. Befahrbarkeit notfalls mit Schneeketten. | Befahrbarkeit mindestens eines Fahrstreifens je Fahrtrichtung. Streuung vorwiegend mit Auftaumitteln. Stärkere Beeinträchtigungen teilweise durch Schneehöhen über 10 cm möglich; Befahrbarkeit notfalls mit Schneeketten. | Befahrbarkeit mindestens eines Fahrstreifens je Fahrtrichtung. Streuung mit Auftaumitteln oder mit Splitt. Stärkere Beeinträchtigungen durch Schneehöhe über 10 cm möglich; Befahrbarkeit notfalls mit Schneeketten. | Befahrbarkeit mindestens eines Fahrstreifens mit Ausweichen, notfalls mit Schneeketten. Streuung mit Splitt oder Auftaumitteln. Räumung ab Schneehöhen von 10 cm (8–20 Uhr). |
| | falls Splittstreuung, dann erst nach Abschluss der Schneeräumung | | | |
| 3. starke Schneeverwehungen, Lawinen extremes Glatteis (z.B. Eisregen) Katastrophen | Die Befahrbarkeit kann nicht gewährleistet werden. Bei außergewöhnlich großen Schneehöhen, starken Schneeverwehungen und Lawinen ist die Befahrbarkeit bis zur Beseitigung der Schneemassen nicht gewährleistet. Vorübergehenden Straßensperren können auftreten. Informationen erfolgen durch die Medien und die Exekutive. Dies gilt sinngemäß auch für extremes Glatteis, z.B. bei Eisregen, wenn das Eis mit den vorhandenen Mitteln nicht unmittelbar beseitigt werden kann. | | | |
| Umlaufzeit eines Winterdienstseinsatzes | max. 3 Stunden | | max. 5 Stunden | ---- |
| Verkehrszeichen und Verkehrsleiteneinrichtungen | Arbeiten zur Wiederherstellung der Erkennbarkeit, Lesbarkeit und Funktionstüchtigkeit von Verkehrszeichen und Verkehrsleiteneinrichtungen sowie das Freimachen von Sichtfeldern werden erst nach Abschluss der Nachräumarbeiten durchgeführt. Beeinträchtigungen können nicht ausgeschlossen werden. | | | |

Erläuterungen :

- „Befahrbarkeit“ Für Kraftfahrzeuge mit Winterausrüstung ist die Benützung der Straßen möglich.
- „Umlaufzeit“ ist der Zeitraum zwischen einem Einsatz und einem neuerlichen Einsatz auf derselben Stelle.
- „Starker Schneefall“ bedeutet, dass die Neuschneehöhe in einem Zeitraum von 3 Stunden mehr als 10 cm beträgt.

Abb. 7: Winterdienstkategorien in Österreich (Land Steiermark, Verkehrsabteilung)

Die Trinkwasserqualität und der Schutz dieser sind in den entsprechenden Verordnungen (z.B. Trinkwasserverordnung), dem Wasserrechtsgesetz und dem Lebensmittelgesetz geregelt.

Der Indikatorwert für Chlorid im Grundwasser liegt bei 200 mg/l (lt. Trinkwasserverordnung BGBl. II Nr. 304/2001). Der Schwellenwert für Chlorid liegt laut Grundwasserswellenwertverordnung bzw. der ÖNORM S 2088-1 bei 60 mg/l.

1.5. Transport ins Grundwasser

Bei der Salzstreuung gelangt Chlorid durch das Abfließen von Tauwasser bzw. Niederschlag, Verwehung des trockenen Salzes, durch Ablagern von Räumschnee von Verkehrsflächen und durch Verluste bei Lagerung und Anwendung (Abb. 9) in den Straßenrandbereich bzw., wenn vorhanden, in Entwässerungseinrichtungen. Über die Entwässerungseinrichtungen wird das Schmelzwasser in Oberflächengewässer eingeleitet oder verrieselt.

Die sogenannte Verkehrsgischt gelangt durch den Fahrtwind in den Straßenrandbereich und kann vom Entwässerungssystem nicht abgefangen werden. Nach Schätzungen werden etwa 40 % des ausgebrachten Streusalzes mit der Verkehrsgischt in die Straßenrandböden transportiert. Die hierbei verfrachteten Spritzwässer, Sprühnebel und Staub (Abb. 8) werden in Abhängigkeit von der Tröpfchengröße, Luftströmung und den Verkehrsverhältnissen einige Meter bis an die 100 m weit transportiert (SIEGHARDT & WRESOWAR 2000). Innerhalb der ersten 10 m werden ca. 90 % des mit der Verkehrsgischt verfrachteten Streusalzes deponiert (Abb. 8).

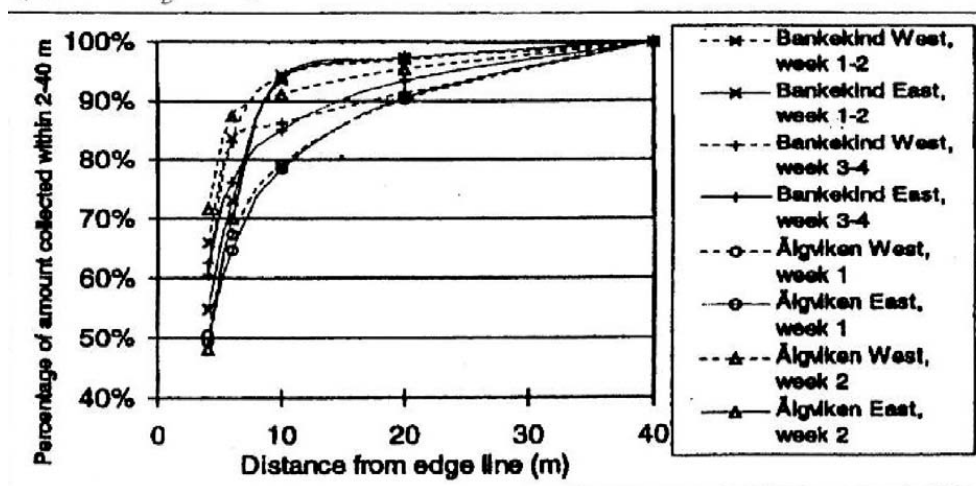


Abb. 8: Kumulativer Anteil der durch die Verkehrsgischt deponierten Streusalzmengen im Straßenrandbereich von 2 bis 40m (SIEGHARDT & WRESOWAR 2000)

Im Altschnee wird das Tausalz durch lange Frostperioden akkumuliert, dadurch können nach Tauwetterperioden kurzfristig große Mengen im Sickerwasser anfallen.

NaCl infiltriert mit dem Niederschlags- bzw. Schmelzwasser in den Boden (Abb. 9). Bei steilen Straßenrändern und eher undurchlässigen Böden dominiert der Oberflächenabfluss. Auch bei gefrorenem Boden ist die Infiltrationsrate sehr gering. Durch den direkten Oberflächenabfluss kann das Abwasser in Oberflächengewässer gelangen oder in größerer Entfernung zur Straße infiltrieren und versickern.

Der Chloridtransport in der ungesättigten Zone hängt von bodenphysikalischen Parametern, der Vegetation, Tiefe und Schwankung des Grundwasserspiegels und den klimatologischen Faktoren ab. Das Chlorid wird in der ungesättigten Zone zwischengespeichert. Durch erhöhte Infiltration (Regen- oder Tauwetter) kann das Chlorid innerhalb weniger Tage aus dem Boden ausgewaschen werden und gelangt so in den Grundwasserkörper. Allerdings können Restkonzentrationen auch noch Jahrzehnte in der ungesättigten Zone verbleiben.

Das Ausmaß und die räumliche Ausdehnung der Chloridbelastung hängen von folgenden lokalen Faktoren ab:

- Straßeneigenschaften: Belag, Querschnitt
- Verkehrsverhältnisse: Fahrzeugart, Geschwindigkeit, Intensität
- Entwässerungssystem
- Streusalzeinsatz: Menge, Methode
- Bodenart
- Hydrogeologie: Grundwasserneubildung, Aquifereigenschaften, Fließgeschwindigkeit, Flurabstand
- Klima: Niederschlag, Temperatur, Wind
- Topographie

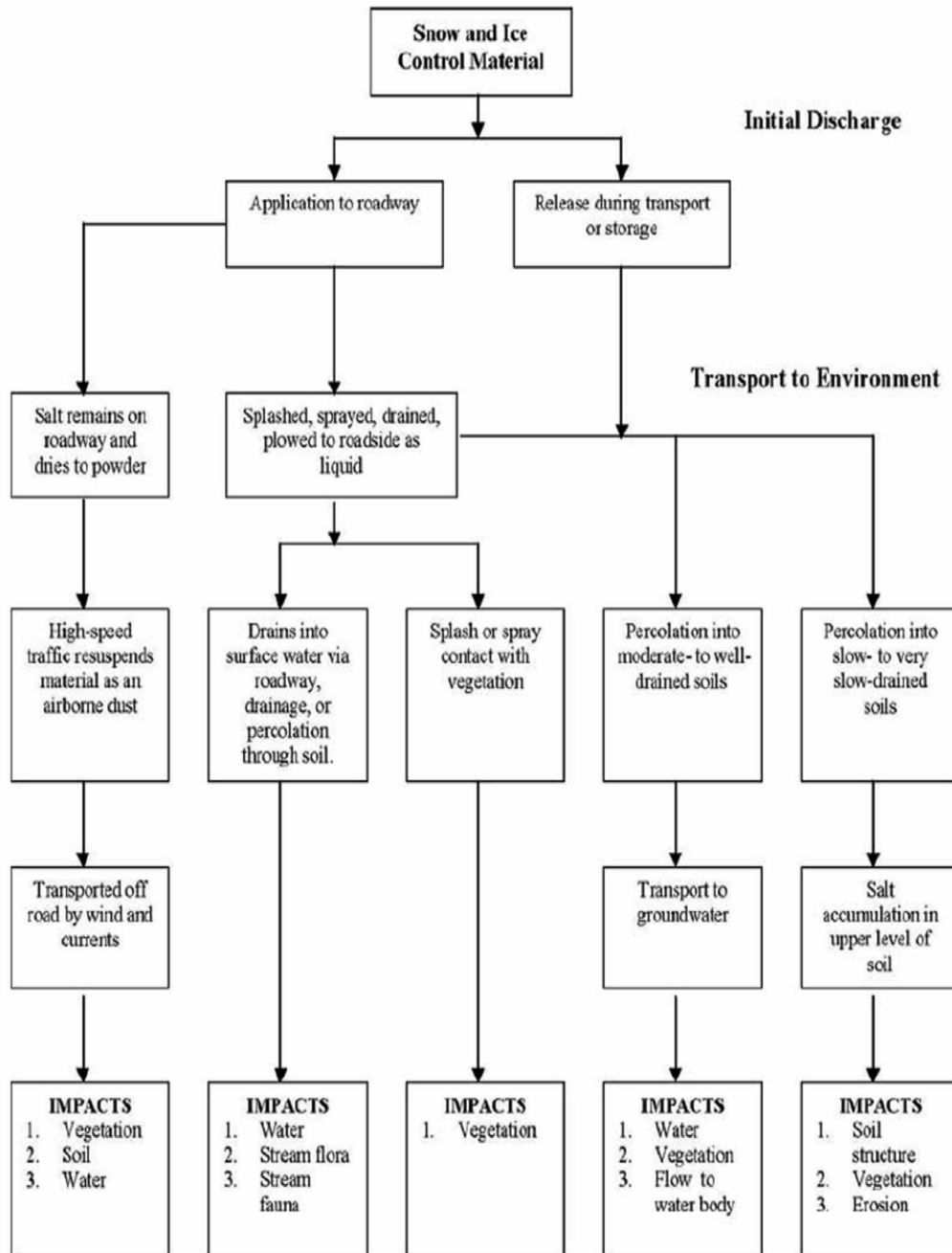


Figure 3-1. Environmental pathway model modified from TRB (17).

Abb. 9: Transportweg von Natriumchlorid ins Grundwasser (NCHRP, 2007)

1.6. Quellen und Messung von Chlorid im Grundwasser

Chlorid ist in natürlichen Porengrundwässern in der Regel in Konzentrationen zwischen 10 und 30 mg/l enthalten (Umweltbundesamt 2006). In Österreich finden sich geogen hohe Konzentration an Chloriden in speziellen geologischen Einheiten (z.B. Haselgebirge). Diese sind jedoch für die gegenständliche Fragestellung von untergeordneter Bedeutung.

Neben der Salzstreuung sind Chloride in der Landwirtschaft als Bestandteil von Mineraldüngern sowie in häuslichen und industriellen Abwässern in erhöhten Konzentrationen vor.

In den Beobachtungsmessstellen gemäß GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung) werden u.a. Chloridkonzentrationen im Grundwasser erfasst. Der Chloridgehalt kann einerseits durch Laboranalysen genau ermittelt oder, indirekt und wesentlich günstiger, mit Leitfähigkeitsmessungen abgeschätzt werden. Chlorid besitzt eine hohe elektrische Leitfähigkeit, d.h. je höher der Chloridgehalt im Grundwasser ist, desto höher ist die elektrische Leitfähigkeit. Bei dem Projekt Guntramsdorf (GREGORI et al. 2008) wurden z.B. folgende standortspezifische Korrelationskoeffizienten bzw. -funktionen für die Parameter Chlorid / elektrische Leitfähigkeit im Grundwasser ermittelt:

Grundwassersonde 1: Korrelationskoeffizient 0,95 $y = 6,69x - 29,8$

Grundwassersonde 2: Korrelationskoeffizient 0,94 $y = 6,08x - 29,8$

Grundwassersonde 3: Korrelationskoeffizient 0,91 $y = 5,79x - 10,9$

Anm: x = Konzentration in mg/l, y = Leitfähigkeit in $\mu\text{S/cm}$

Bei der Korrelation der Chloridkonzentration aus der elektrischen Leitfähigkeit ist jedenfalls die Wechselwirkung mit anderen Ionen (z.B. Nitrat) zu berücksichtigen.

2. Transport von Chlorid im Grundwasser

Chlorid zeigt Eigenschaften eines konservativen Tracers im Grundwasser, dessen Konzentration nur durch Verdünnung verringert wird, nicht jedoch durch Sorption und/oder diverse Abbau- oder Zerfallsprozesse.

Beim Transport von Chlorid im Grundwasser treten als Transportmechanismen **Advektion**, **molekulare Diffusion** und **mechanische Dispersion** auf (Abb. 10). Die molekulare Diffusion kann für die gegenständliche Fragestellung i.W. vernachlässigt werden, da diese nur bei geringen Abstandsgeschwindigkeiten bzw. kf-Werten (= Durchlässigkeitsbeiwerten) relevant ist.

Natrium als zweiter Salzbestandteil ist beim Stofftransport im gesättigten Bereich nur untergeordnet relevant, da es aufgrund von Ionenaustausch und –rückhalt nur zu einem geringen Teil ins Grundwasser gelangt. In diesem Kapitel wird daher nur der Chloridtransport behandelt.

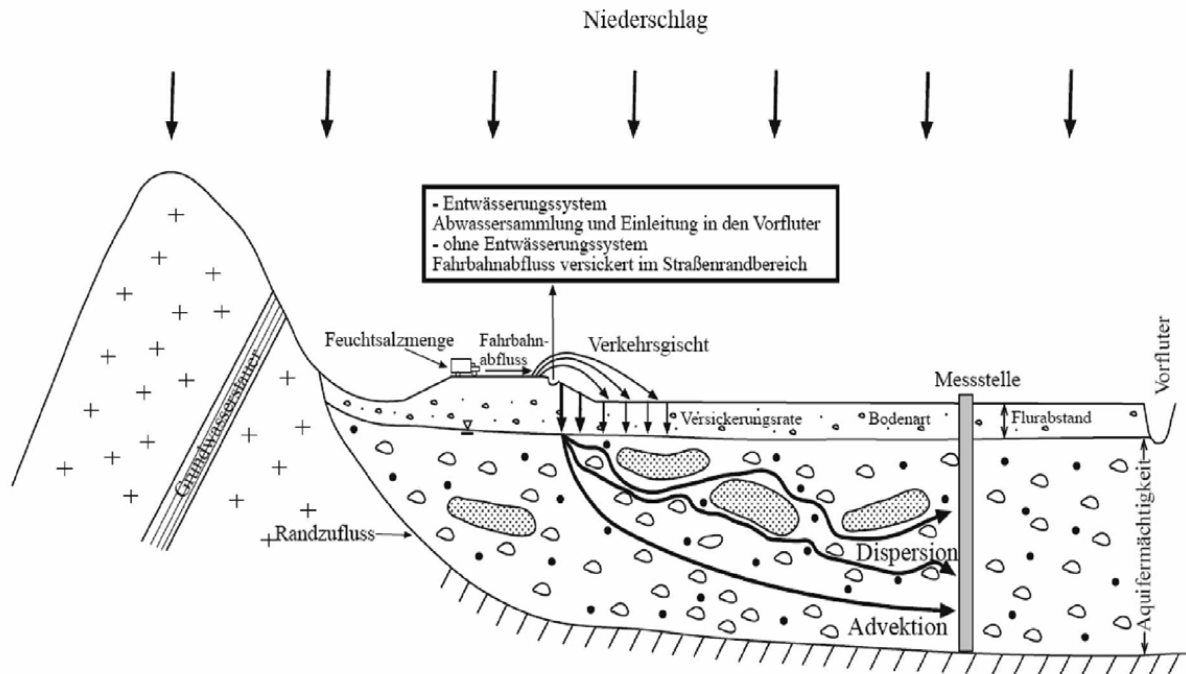


Abb. 10: Konzeptionelles Modell – schematischer Talquerschnitt, Straßeneintrag und Transport von Salz ins und im Grundwasser (KOGSEDER 2008)

2.1. Advektion

Der advective Stofffluss (I_{adv}) ist der Transport gelöster Stoffe aufgrund der Grundwasserströmung. Die Fracht ist proportional zur Filtergeschwindigkeit des Grundwassers und der Schadstoffkonzentration und findet in Richtung der Grundwasserströmung statt:

$$I_{adv} = v_f \cdot c$$

wobei

$$v_a = \frac{v_f}{p_{eff}}$$

und

$$v_f = k_f \cdot J$$

| | Parameter | Einheit |
|-----------|--------------------------|-----------------------|
| I_{adv} | Advectiver Stofffluss | [g/m ² /s] |
| c | Konzentration | [g/m ³] |
| k_f | Durchlässigkeitsbeiwert | [m/s] |
| v_a | Abstandsgeschwindigkeit | [m/s] |
| v_f | Filtergeschwindigkeit | [m/s] |
| p_{eff} | nutzbarer Hohlraumanteil | [-] |
| J | Gefälle | [-] |

Tab. 1: Parameter Advektion

2.2. Dispersion

Bei der mechanischen Dispersion kommt es durch ungleichförmige Geschwindigkeitsverteilungen aufgrund von Inhomogenitäten im Aquifer zur Aufweitung von

Stofffronten und folglich zu einer Verdünnung. Entscheidend für die Variabilität der Geschwindigkeitsverteilungen ist die Heterogenität in Abhängigkeit verschiedener Skalenebenen (Abb. 11).

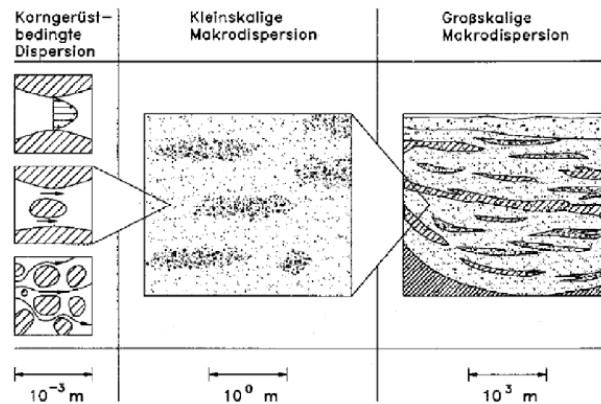


Abb. 11: Ursachen der Variabilität der Dispersion in verschiedenen Skalenebenen (RAUSCH, SCHÄFER, WAGNER, 2002)

Die Dispersion (I_{disp}) kann wie eine FICK'sche Diffusion beschrieben werden:

$$I_{disp} = -D \cdot \frac{\partial c}{\partial n}$$

Wobei der Dispersionskoeffizient D von der Strömungsgeschwindigkeit abhängig ist und als Produkt der Dispersivität α_d und der Abstandsgeschwindigkeit v_a des Grundwassers beschrieben werden kann:

$$D = \alpha_d \cdot v_a$$

| | Parameter | Einheit |
|---------------------------------|-------------------------|-----------------------|
| I_{disp} | Dispersiver Stofffluss | [g/m ² /s] |
| $\frac{\partial c}{\partial n}$ | Konzentrationsgradient | [g/m ³ /m] |
| D | Dispersionskoeffizient | [m ² /s] |
| v_a | Abstandsgeschwindigkeit | [m/s] |
| α_d | Dispersivität | [m] |

Tab. 2: Parameter Dispersion

Die Dispersion und damit die Dispersivität ist skalenabhängig. Abbildung 12 zeigt die Abhängigkeit der Dispersivität von der Transportstrecke.

Für einen Bereich mit ähnlichen hydrogeologischen Verhältnissen wie beim Projekt Guntramsdorf wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes im Leibnitzer Feld folgende Korrelation zwischen Entfernung und Dispersivität festgestellt (FANK o.D.) vgl. Abb. 13.

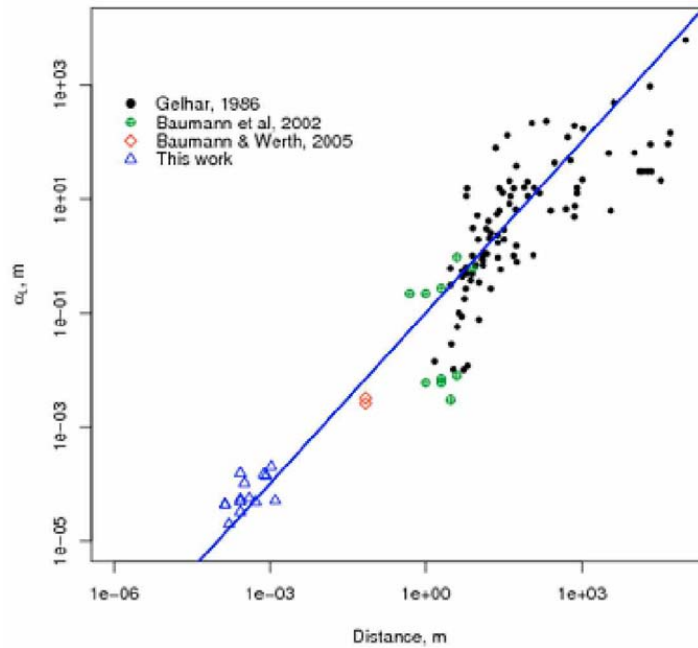


Abb. 12: Abhängigkeit der Dispersivität von der Transportlänge (TU MÜNCHEN 2009)

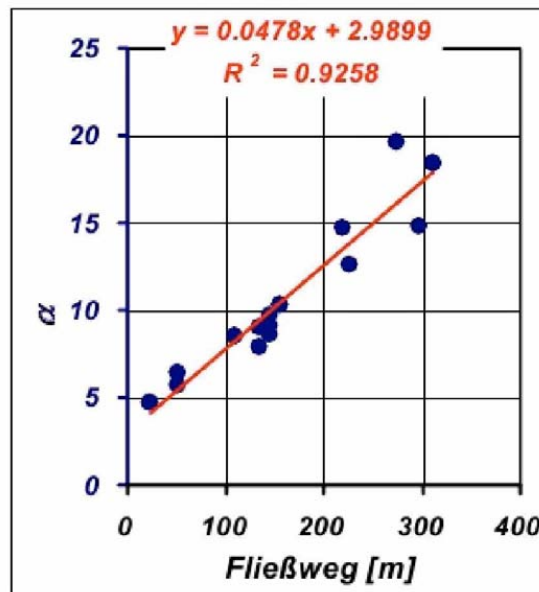


Abb. 13: Fließwegabhängigkeit des Dispersivität im Grundwasser des Leibnitzer Feldes (FANK, J. o.D.)

Neben der Längsdispersion in Hauptfließrichtung findet zudem eine Querdispersion statt. Zur Veranschaulichung dieses Vorganges dient Abb. 14.

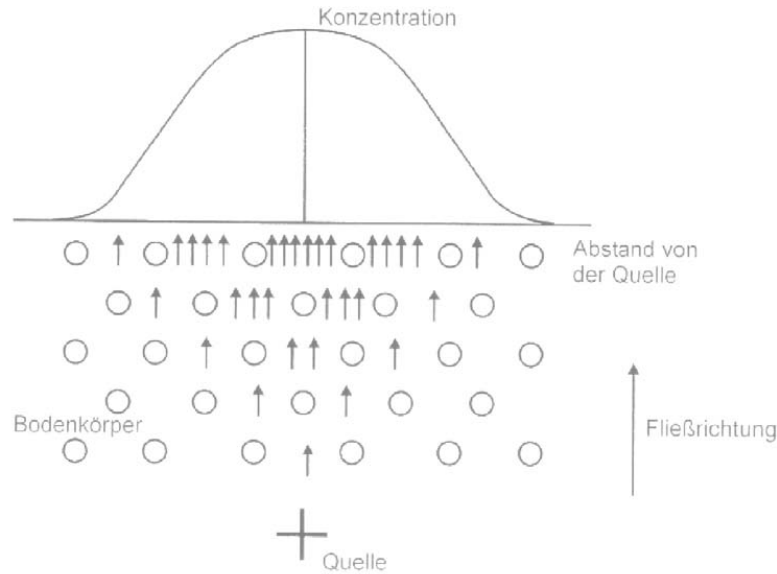


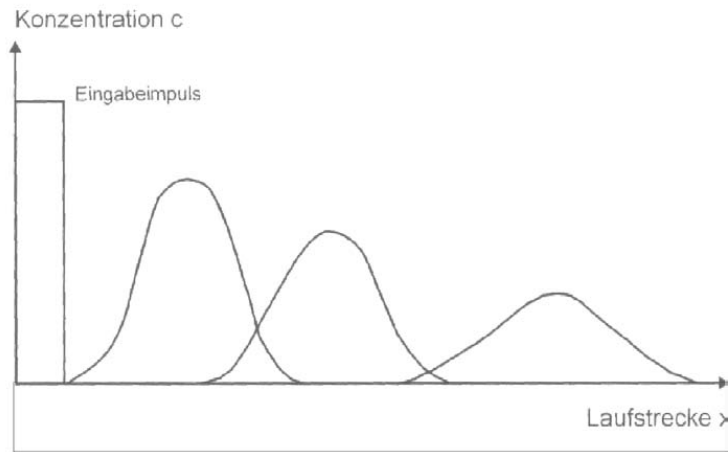
Abb. 14: Querdispersion (MULL und HOLLÄNDER 2002)

Nach dem Eintrag des Salzes breiten sich die Partikel im dreidimensionalen Raum aus. Bezüglich der Querdispersion ist dann zwischen horizontaler und vertikaler Richtung quer zur Fließrichtung zu unterscheiden. Das Verhältnis der Dispersionskoeffizienten in Fließrichtung D_{il} zu dem horizontalen D_{ih} und in vertikaler Richtung D_{iv} liegt bei sandig – kiesigen Porenaquifern etwa bei $D_{il} : D_{ih} : D_{iv} = 100 : 20 : 1$ (LANGGUTH & VOIGTH 2004).

2.3. Chloridkonzentrationen im Grundwasser in raum-zeitlicher Abhängigkeit bei impulsförmigem Eintrag

Bei Grundwasserfeldern mit geringen Flurabständen, wie beim gegenständlichen Beispiel Guntramsdorf, erfolgt der Eintrag der Auftaumittel ins Grundwasser durch Starkregen- oder Tauereignisse über einen relativ kurzen Zeitraum impulsförmig.

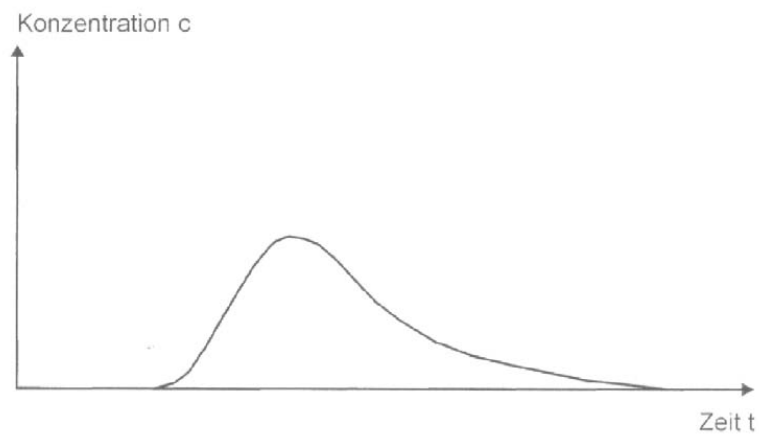
Insofern vermindert sich das Konzentrationsmaximum mit zunehmender Entfernung von der Eingabestelle bei gleichzeitiger lateraler Aufweitung der Stofffahne (vgl. Abb. 15).



Konzentration als Funktion des Ortes bei impulsförmiger Eingabe

Abb. 15: Impulsförmiger Eintrag in das Grundwasser (MULL und HOLLÄNDER 2002)

Wird die Konzentration als Funktion der Zeit an einem Ort gemessen, ist die Konzentration asymmetrisch um das Maximum verteilt (vgl. Abb. 16).



Konzentration als Funktion der Zeit bei impulsförmiger Eingabe

Abb. 16: Konzentration als Funktion der Zeit (MULL und HOLLÄNDER 2002)

3. Analytische Lösungen

Die Transportgleichung zur Beschreibung des Stofftransportes wird im Allgemeinen numerisch gelöst, jedoch können in einfachen Systemen auch analytische Lösungen verwendet werden und zu einer ersten Abschätzung des quantitativen Stofftransports eingesetzt werden.

Bezugnehmend auf die Ausführungen unter Punkt 2.3 (raum-zeitliche Konzentrationsänderungen) wird festgehalten, dass bei den angeführten analytischen Lösungen der gegenständlichen Fragestellung grundsätzlich drei Lösungsansätze angeführt werden, welche sich in den Entfernungen der berechneten Messpunkte zum Emittenten unterscheiden.

Außerdem wurde unterschieden, ob die mittlere bzw. die maximale Chloridkonzentrationsänderung berechnet wurde bzw. die Verlaufsdynamik der Chloridkonzentration im Grundwasser abgeschätzt:

1. Abschätzung der **maximalen Änderung** der Chloridkonzentration des Grundwassers mit Darstellung des zeitlichen Verlaufes im Nahbereich des Emittenten (< 100 m)
2. Abschätzung der **mittleren Änderung** der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100 m zum Emittenten
3. Abschätzung der **Dynamik des Verlaufes der Chloridkonzentration** im Grundwasser in größerer Entfernung (> 100 m) zum Emittenten

Eine Kenntnis der wichtigsten hydrogeologischen Parameter, wie in Kapitel 2 ausgeführt, ist erforderlich, um die entsprechenden analytischen Abschätzungen vornehmen zu können.

Es wird festgehalten, dass es sich bei allen Berechnungsergebnissen um die Änderung der Chloridkonzentration handelt, d.h. der natürliche Background wurde nicht berücksichtigt.

3.1 Abschätzung der maximalen Änderung der Chloridkonzentration des Grundwassers mit Darstellung des zeitlichen Verlaufes im Nahbereich des Emittenten (< 100 m)

Für die Abschätzung der maximalen Änderung der Konzentration im relativen Nahbereich des Emittenten (< 100 m) wird davon ausgegangen, dass die relevante Salzmenge impulsförmig in eine eindimensionale Strömung eingegeben wird.

Aufgrund der Ausbreitungsentwicklung ist dieses Szenario insbesondere für straßennähere Bereiche geeignet. Bei diesen impulsförmigen Einträgen handelt es sich zumeist um Tau- oder Starkregenereignisse bei welchen es zu einer Verfrachtung des Chlorids in das Grundwasser kommt.

Bei gesamtheitlichen Betrachtungen über eine ganze Streuperiode ist dieser Lösungsansatz nicht bzw. nur sehr bedingt verwendbar.

Die Konzentration als Funktion des Ortes berechnet sich nach *MULL & HOLLÄNDER 2002* wie folgt:

$$c = c_m \cdot e^{\left(-\frac{1}{4 \cdot D_{il} \cdot t} \cdot (x - v_a \cdot t)^2 \right)}$$

mit

$$c_m = \frac{m}{p_{eff} \cdot A \cdot \sqrt{4 \cdot \pi \cdot D_{il} \cdot t}}$$

wobei

$$t > \frac{1}{\sqrt{p_{eff}^2 \cdot A^2 \cdot 4 \cdot \pi \cdot D_{il}}}$$

| | Parameter | Einheit |
|------------------|---------------------------------------|---------------------|
| m | Masse der eingegebenen Substanz | [g] |
| A | durchflossene Fläche je lfm | [m ²] |
| p _{eff} | nutzbarer Hohlraumanteil | [-] |
| D _{il} | Longitudinaler Dispersionskoeffizient | [m ² /s] |
| α _d | Dispersivität | [m] |
| c | Konzentration | [g/m ³] |
| c _m | maximale Konzentration | [g/m ³] |
| v _a | Abstandsgeschwindigkeit | [m/s] |
| v _f | Filtergeschwindigkeit | [m/s] |
| k _f | Durchlässigkeitsbeiwert | [m/s] |
| J | Gefälle | [] |
| l | Länge der durchflossenen Strecke | [m] |
| h | Höhe der durchflossenen Strecke | [m] |
| Q | Wassermenge | [m ³] |
| t | Zeit | [s] |
| x | Abstand vom Emittenten | [m] |

Tab. 3: Relevante Parameter für die analytische Berechnung der Stoffausbreitung

Hinsichtlich der zu wählenden Parameter wurden folgende Grundlagen herangezogen:

Die durchflossene Fläche A ergibt sich aus der Grundwassermächtigkeit, welche üblicherweise durch Bohrungen ermittelt und je lfm angegeben wird.

Die Masse der eingegeben Substanz je lfm Straße kann bei den zuständigen Straßenmeistereien ermittelt werden, wobei der Eintrag in das Grundwasser selbst jedoch naturgemäß stark abhängig von hydrometeorologischen Faktoren (Tau- und Starkregenereignisse) ist. Zu berücksichtigen ist, dass, wenn die Grundwasserfließrichtung nicht normal auf die Straße ist, sich die Eintragsmenge je lfm durchflossener Fläche erhöht.

Der nutzbare Hohlraumanteil kann über den kf-Wert (z.B. n. Marotz vgl. HÖLTING 1996) abgeschätzt werden.

$$P_{eff} = 0,462 + 0,045 \cdot \ln k_f$$

Die Abstandsgeschwindigkeit (v_a) kann aus den Parametern k_f -Wert, Gefälle und nutzbares Porenvolumen über die Filtergeschwindigkeit ermittelt werden.

Die Filtergeschwindigkeit (v_f) ergibt sich aus dem Verhältnis der Wassermenge (Q) zu dem durchflossenen Filterquerschnitt (A), welche vom vorherrschenden Grundwassergefälle (J) abhängig ist:

$$v_f = \frac{Q}{A} = k_f \cdot \frac{h}{l} = k_f \cdot J$$

Die Abstandsgeschwindigkeit (v_a) wird unter Berücksichtigung des Porenvolumens wie folgt definiert:

$$v_a = \frac{v_f}{P_{eff}}$$

Für den longitudinalen Dispersionskoeffizienten (D_{il}) wurde, entsprechend dem Abstand x des Beobachtungspunktes von der Quelle und der Abstandsgeschwindigkeit (v_a), folgendes Verhältnis ermittelt (vereinfacht entsprechend Kapitel 2.2 – Abb. 13, verwendete Parameter vgl. Tab 3):

$$D_{il} = \alpha_d \cdot v_a$$

mit

$$\alpha_d = 0,05 \cdot X + 3$$

vereinfacht n. FANK (o.D.)

3.2. Abschätzung der mittleren Änderung der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100 m zum Emittenten

Für die Abschätzung der mittleren Änderung der anthropogen bedingten Chloridkonzentration in „weiterer Entfernung“ zum Emittenten (> 100 m) können vereinfachte Betrachtungen auf Basis des Darcy'schen Gesetzes herangezogen werden:

Die durch eine bestimmte Fläche A hindurchfließende Wassermenge Q verhält sich zum Druckhöhenunterschied (h) und dem filterspezifischen Koeffizienten (kf) direkt proportional und zur Fließlänge (l) indirekt proportional (vgl. Abb. 17):

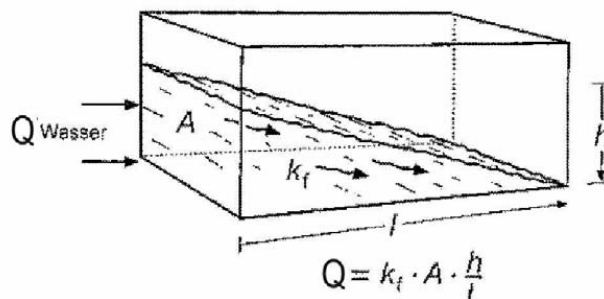


Abb. 17: Darcy'sches Gesetz (HÖLTING & COLDEWEY 2005)

$$Q = k_f \cdot \frac{h}{l} \cdot F = k_f \cdot J \cdot F$$

Wenn die Grundwassermächtigkeit sowie Gefälle und kf-Wert bekannt sind, kann damit eine Wassermenge (Q) abgeschätzt werden, welche einen Aquifer in einer definierten Zeiteinheit durchfließt und damit die eingetragene Chloridfracht ($\sum m_{\text{Streuperiode}}$ = die Chloridmenge, welche über die gesamte Streuperiode aufgetragen wird) verdünnt. Die Grundwasserfließrichtung zum Emittenten ist ebenfalls zu beachten.

Als definierte Zeiteinheit wird hier ein Beeinträchtigungszeitraum ($t_{\text{Beeinträchtigung}}$) vorgeschlagen, in dem bei einer impulsförmigen Eingabe von 5 kg Chlorid ein Deltachloridwert von 1 mg/l bei dem relevanten Messpunkt überschritten wird.

Demnach berechnet sich die mittlere Änderung der Chloridbelastung (ΔC_ϕ) wie folgt:

$$\Delta c_{\phi} = \frac{\sum m_{\text{Streuperiode}}}{t_{\text{Beeinträchtigung}} \cdot Q}$$

| | Parameter | Einheit |
|--------------------------------|--|---------------------|
| ΔC_{ϕ} | mittlere Änderung der Chloridbelastung | [mg/l] |
| $\sum m_{\text{Streuperiode}}$ | gesamte über die Streuperiode aufgebrauchte Chloridmenge | [mg] |
| $t_{\text{Beeinträchtigung}}$ | Beeinträchtigungszeitraum | [d] |
| Q | Wassermenge | [m ³ /d] |

Tab. 4: Relevante Parameter für die analytische Berechnung mittleren Chloridbelastung

Der Beeinträchtigungszeitraum wird wie folgt ermittelt:

Aufgrund der Dispersion der Chloridionen verhält sich die Länge des Beeinträchtigungszeitraumes direkt proportional zur Entfernung des Beurteilungsortes, da die Chloridfahne mit zunehmender Entfernung quasi in die Länge gestreckt wird und damit den Beeinträchtigungszeitraum verlängert.

Der Beeinträchtigungszeitraum ($t_{\text{Beeinträchtigung}}$) setzt sich zusammen aus der Dauer des Streueinsatzes plus jener „Verzögerung“, welche sich aus der Dispersion im Grundwasser ergibt. Zur Ermittlung des Beeinträchtigungszeitraumes wird folgende Vorgangsweise vorgeschlagen:

- Ermittlung der Streuperiode
(üblicherweise 1. November – 31. März; klimaabhängig)
- Berechnung jener Zeitperioden (t_1, t_2) welche vergangen sind, wenn bei einer impulsförmigen Eingabe von 5 kg Chlorid ein Deltachloridwert von 1 mg/l bei dem relevanten Messpunkt überschritten wird.

Diese Berechnung kann entsprechend Kapitel 3.1 durchgeführt werden.

- Der Beginn des Beobachtungszeitraumes ergibt sich aus dem Beginn der Streuperiode plus der Zeitdauer t_1 (vgl. Abb. 18).
- Das Ende der Beobachtungszeitraumes ergibt sich aus dem letzten Zeitpunkt der Streuperiode plus der Zeitdauer t_2 (vgl. Abb. 18)

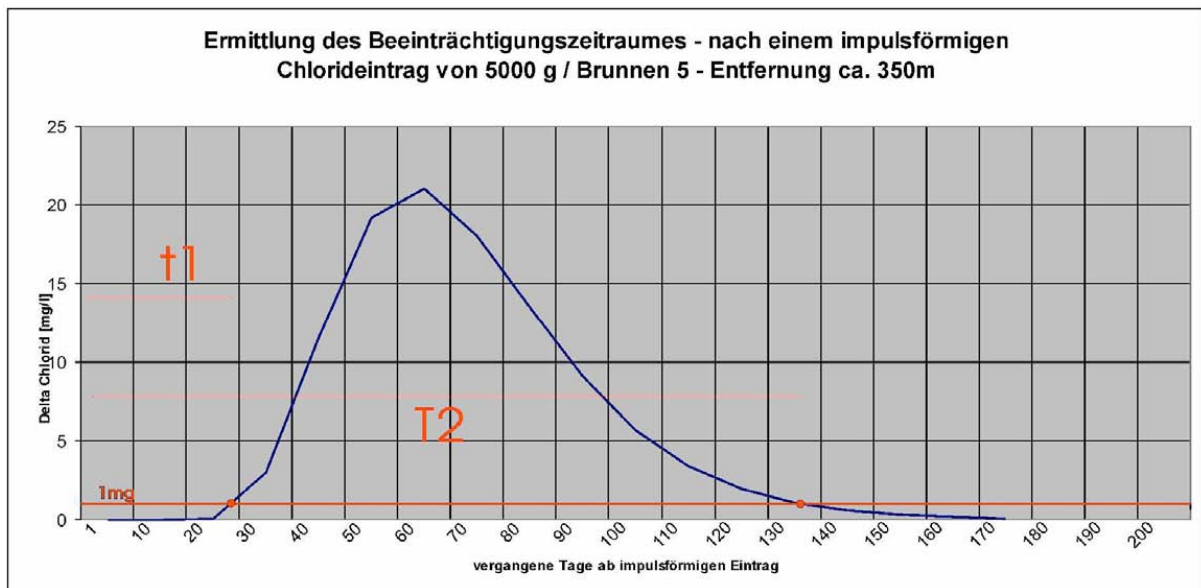


Abb. 18: Ermittlung des Beeinträchtigungszeitraumes (Abschätzung der mittleren Änderung der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100 m zum Emittenten)

Für das o.a. Beispiel ergibt sich, bei einer Streuperiode von Anfang November bis Ende März (rd. 150 Tage), plus rd. 110 Tage „Verzögerung durch Dispersion“ (Überschreitung delta +1 mg Chlorid am Beobachtungspunkt), ein Beeinträchtigungszeitraum des Beobachtungspunktes in einer Entfernung von 350 m zum Emittenten vom 27. November bis zum 17. August, d.h. von ca. 260 Tagen.

3.3. Abschätzung der Dynamik des Verlaufes der Chloridkonzentration im Grundwasser in größerer Entfernung (> 100 m) zum Emittenten

Die Methode des impulsartigen Eintrages hat lediglich für den Nahbereich des Emittenten für ein Einzelereignis (z.B. Tauwetter) seine Richtigkeit, da der Salzeintrag üblicherweise nicht innerhalb weniger Tage bzw. Stunden in einem Gebiet verläuft, sondern über mehrere Monate hinweg andauert.

Eine Abschätzung der Dynamik der zeitlichen Änderung der Chloridkonzentration erscheint jedoch auch über eine impulsförmige Eingabe zur Mitte der Streuperiode möglich. Für diesen Ansatz wird der relevante Beobachtungspunkt um jene Entfernung in Fließrichtung vom Emittenten verschoben, welche sich aus der Abstandsgeschwindigkeit (v_a) x Anzahl der Tage der halben Streuperiode ergibt (vgl. Abb. 19).

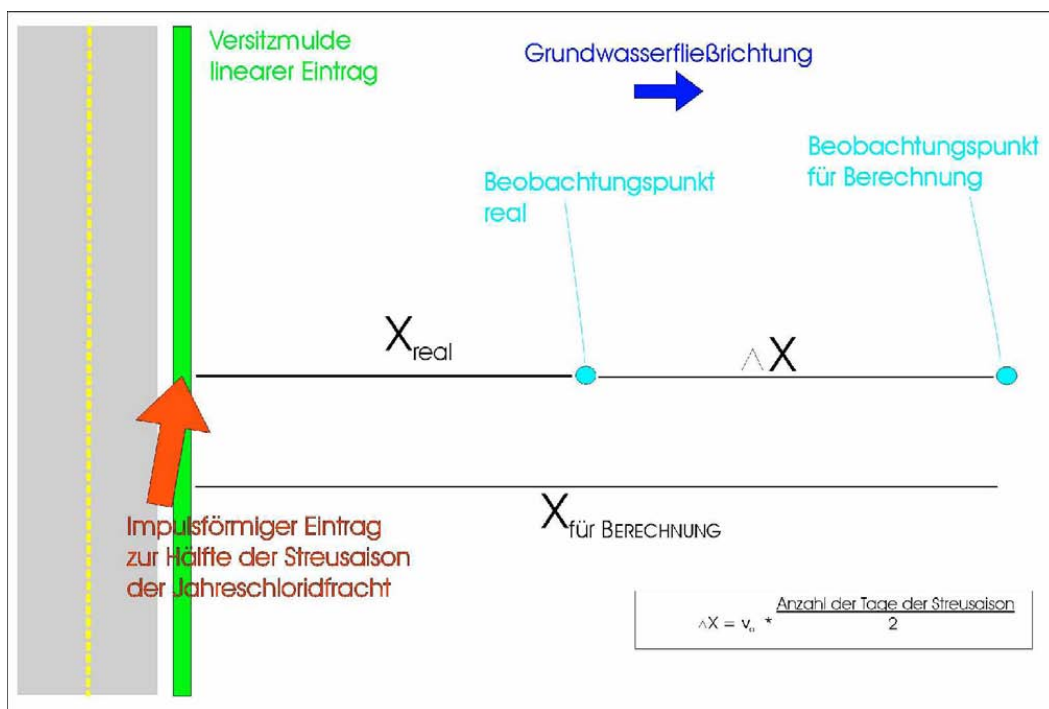


Abb. 19: Schema zur vereinfachten Chloridberechnung

Um die zeitliche Dynamik der Änderung der Chloridkonzentration bei Beobachtungspunkten in größerer Entfernung abschätzen zu können, wird folgende Vorgangsweise vorgeschlagen:

- Ermittlung der Streuperiode (üblicherweise 1. November – 31. März; klimaabhängig)
- Ermittlung der gesamten saisonalen Chloridmenge
- Ermittlung des ΔX auf Basis der Grundwasserabstandsgeschwindigkeit
- Ermittlung des zeitlichen Verlaufes der Chloridkonzentration entsprechend Formel Kapitel 3.1 für einen Punkt mit der Entfernung zum Emittenten $X_{\text{für Berechnung}}$ auf Basis eines impulsartigen Eintrages der Gesamtchloridmenge zur Hälfte der Streusaison

4. Numerische Methoden

Analytische Lösungen der Transportgleichung existieren nur für Sonderfälle mit einfachen Randbedingungen. Für variierende Randbedingungen und Aquiferparameter muss die Transportgleichung numerisch gelöst werden.

Numerische Grundwassermodelle basieren auf der Zerlegung eines Systems in Teilgebiete (Elemente) und der Aufstellung einer Bilanzgleichung für jedes Element. Die Bilanz kann Volumenströme (Massenströme) und Inhaltsstoffströme betreffen.

Für einen nicht reaktiven Wasserinhaltsstoff kann die Transportgleichung über die Massenbilanz in einem Kontrollvolumen (Abb. 20) nach RAUSCH et al. (2002) wie folgt beschrieben werden, wobei die Verluste durch Reaktion beim Chloridtransport, welches einen konservativen Tracer darstellt, nicht relevant sind:

$$\dot{S} = \frac{\partial (\beta(X) \cdot p_{\text{eff}})}{\partial t} = -\nabla I_{\text{adv}} + \nabla I_{\text{diff}} + \nabla I_{\text{disp}} + \sigma \cdot p_{\text{eff}}$$

| | Parameter | Einheit |
|-------------------|--|-----------------------|
| \dot{S} | Speicherung im Kontrollvolumen pro Zeiteinheit | [g/m ³ /s] |
| σ | externer Quell-/Senkterm | [g/m ³ /s] |
| ∇ | Nabla-Operator | [1/m] |
| p_{eff} | nutzbarer Hohlraumanteil | [-] |
| $\beta(X)$ | Massenkonzentration | [g/m ³] |
| I_{adv} | advektiver Stofffluss | [g/m ² /s] |
| I_{diff} | diffusiver Stofffluss | [g/m ² /s] |
| I_{disp} | dispersiver Stofffluss | [g/m ² /s] |

Tab. 5: Parameter numerische Modellierung

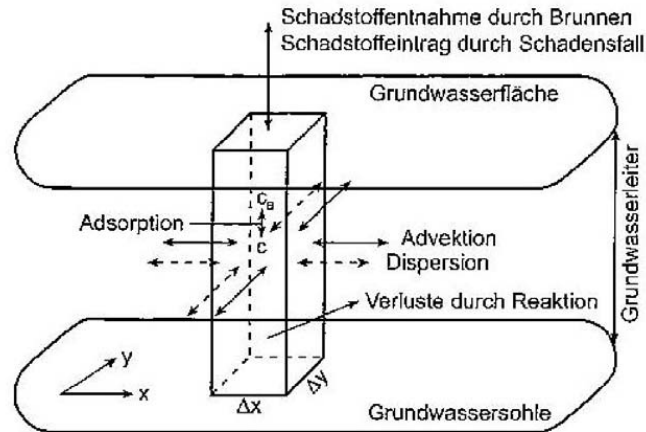


Abb. 20: Beiträge zur Massenbilanz am Kontrollvolumen (aus HÖLTING & COLDEWEY 2004, nach KINZELBACH & RAUSCH 1995)

Strömungs- bzw. Transportmodelle müssen in ihrer Konzeption, neben den hydrogeologischen Eingangsparametern und Randbedingungen, u. a. bezüglich folgender Punkte definiert werden:

- Zeitabhängigkeit
 - stationär (Gleichgewichtssituation ohne zeitliche Änderung)
 - instationär (Veränderung der Strömungs- bzw. der Transportprozesse in der Zeit)
- Dimensionalität (1D, 2D, 3D)

Transportmodellierung basiert auf einem bestehenden Strömungsmodell, auf welches die Transportprozesse „aufgesetzt“ werden.

Eine Vielzahl von Grundwassermodellierungsprogrammen (z. Bsp. MODFLOW, FEFLOW, SPRING, ASM, MOC) existiert.

Auf eine detaillierte Beschreibung der Vor- und Nachteile der einzelnen Programme wird daher verzichtet.

Grundsätzlich können Gittermethoden (Finite Differenzen Verfahren, Finite Elemente Verfahren) oder Particle Tracking Methoden zur Lösung der Transportgleichung eingesetzt werden.

Die Wahl des zu verwendenden Programmes hängt von der gegebenen Fragestellung sowie den vorhandenen Eingangsdaten ab.

5. Datengrundlage Projekt Guntramsdorf

Im weiteren wird eine Zusammenfassung des Projektes Nr. 22283 Straßenforschung des BMVIT - Auswirkung der Salzstreuung auf Boden und Grundwasser - mit Fokus auf den Fachbereich Grundwasser gegeben. Bei den folgenden Ausführungen handelt es sich i. W. um eine gekürzte Darstellung des Berichtes für das o.a. Projekt (GREGORI et al. 2008):

Die Vor - Ort Untersuchungen und Datenaufzeichnungen wurden von November 2005 bis März 2007 im Süden von Wien an einem stark befahrenen Autobahnabschnitt der A3 Südost Autobahn bei km 0,5 durchgeführt.

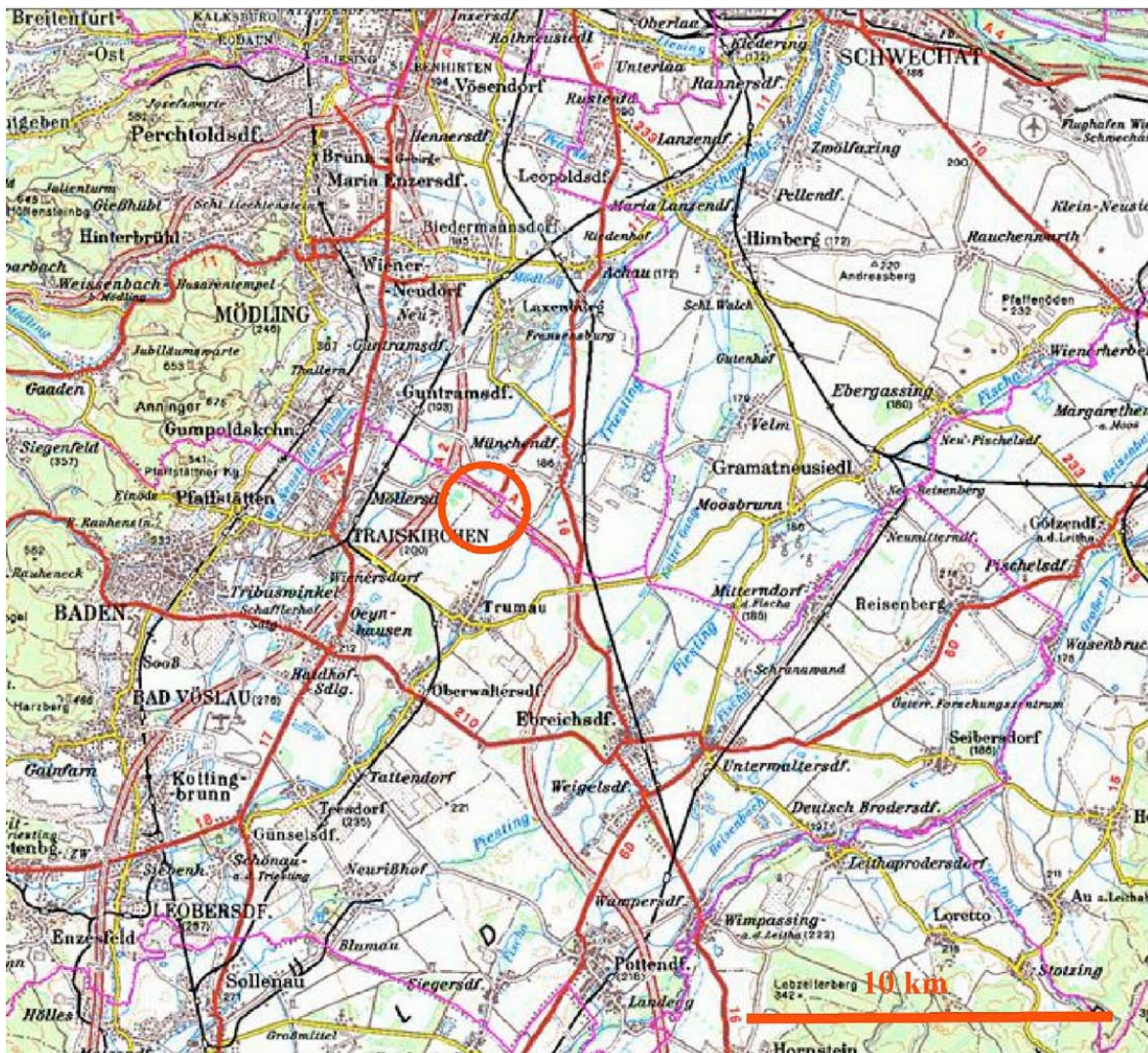


Abb. 21: Übersichtslageplan Projekt Guntramsdorf

Die Grundwasserströmungsrichtung verläuft im Projektgebiet annähernd orthogonal zur Autobahn nach Nordosten, wodurch ein eindeutiger Grundwasseran- und -abstrom vorliegt.

Die Straßenabwässer werden entlang der Dammschulter der Autobahn in parallel verlaufenden Versitzmulden entwässert und gelangen über eine ca. 0,5 m starke Humusschicht direkt in den Grundwasserkörper. Der Haupteintrag von Streusalz in den Untergrund erfolgt über diese Versitzmulden. Jedoch werden die Wässer der inneren Fahrbahnen über Ausleitungen in diese Versitzmulden eingeleitet, sodass im Bereich der Nahbereich der Ausleitungen konzentriertere Einträge zu erwarten sind.

Für die Grundwasseruntersuchungen wurden insgesamt vier Grundwassersonden (GWS 1 – 4) errichtet, wobei drei Grundwassersonden im Abstrom in Abständen von 8, 22 und 53 m von der A3 und als Hintergrundmessstelle eine weitere Grundwassersonde ca. 14 m im Anstrom der A3 installiert wurden (Abb. 23). Zur laufenden Überprüfung von Streusalzeinträgen ins Grundwasser wurden zwei der abstromigen Sonden mit kontinuierlich aufzeichnenden Datenloggern (Wasserstand, elektrische Leitfähigkeit, Wassertemperatur) ausgestattet. Parallel dazu wurden an insgesamt 96 Terminen Grundwasserprobenahmen und -untersuchungen durchgeführt. Zudem wurde ein von der Autobahn 350 m entfernter Brunnen beobachtet.

Bei den errichteten Sonden (Abb. 22) wurden Pumpversuche zur Ermittlung der Durchlässigkeit durchgeführt, zudem konnten die (hydro-)geologischen Verhältnisse hinsichtlich der Aquifergeometrie ermittelt werden:

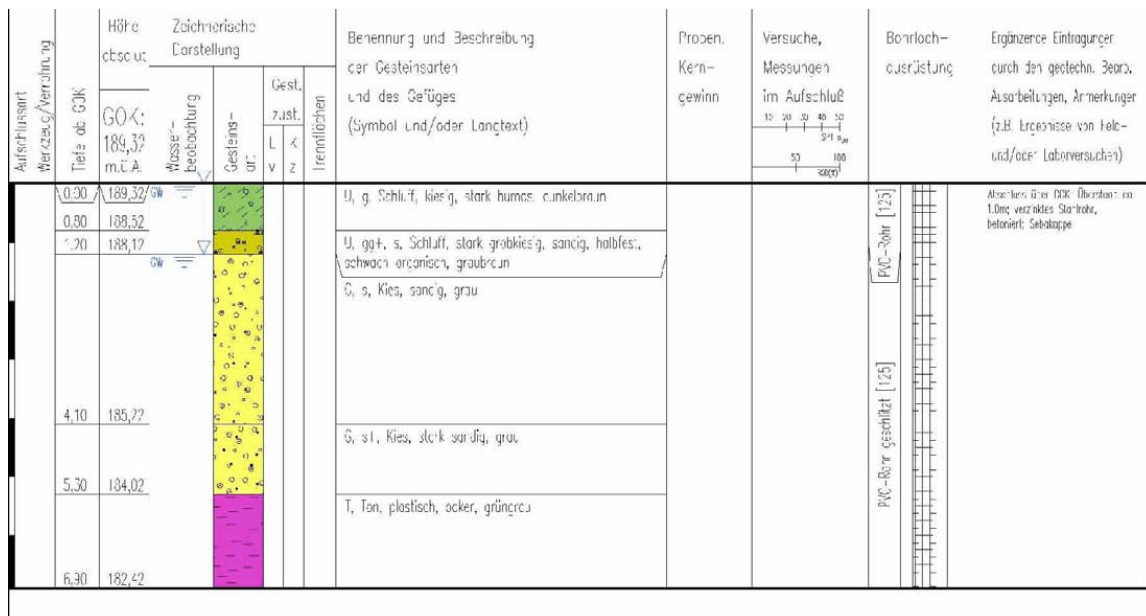


Abb. 22: Bohrprofil Sonde S2

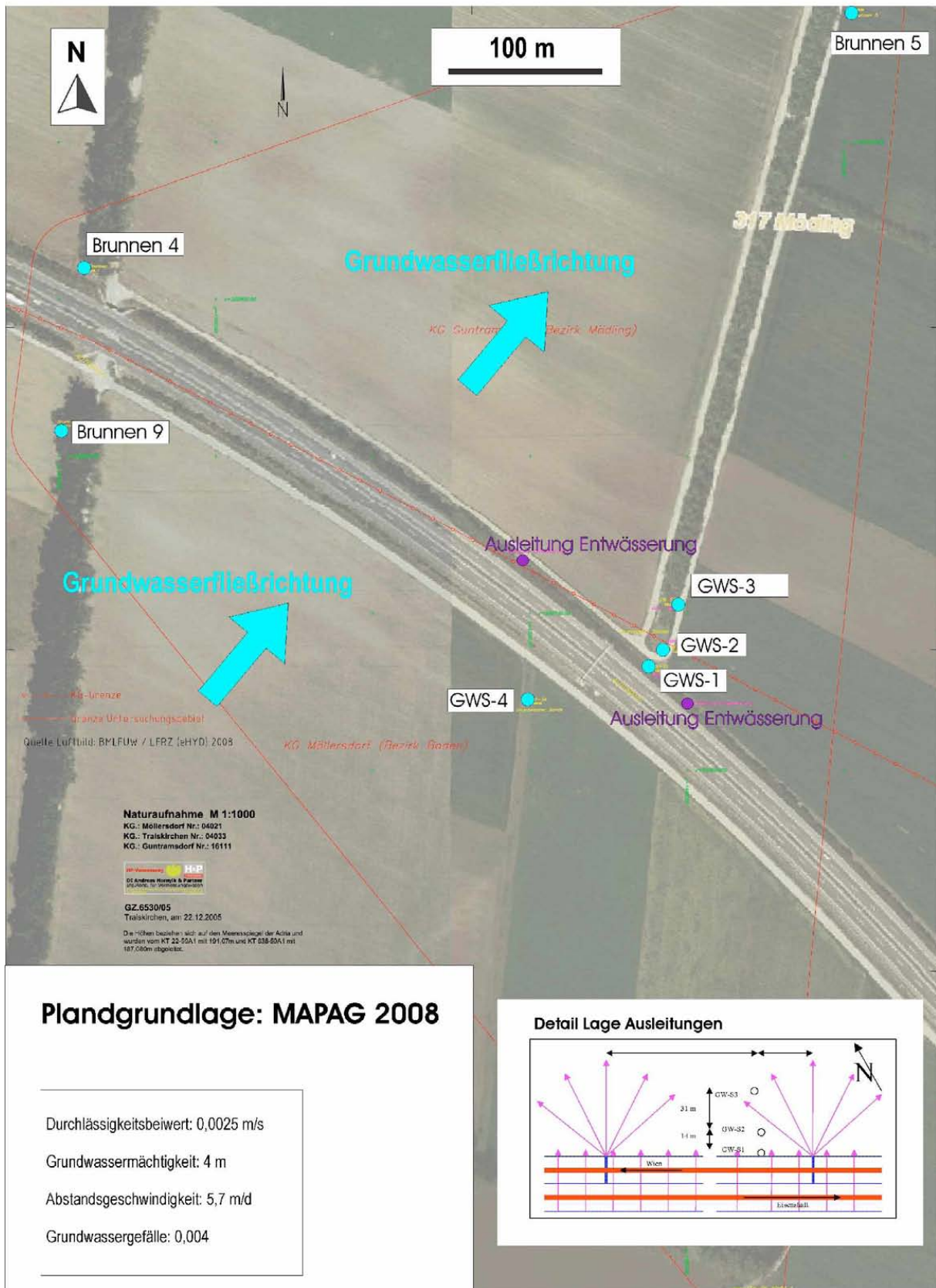


Abb. 23: Lageplan Sonden und Brunnen 5 sowie der Grundwasserfließrichtung

Im Untersuchungsgebiet wurden folgende hydrogeologische Parameter ermittelt (GREGORI et al. 2008):

| | |
|--------------------------|------------|
| Durchlässigkeitsbeiwert: | 0,0025 m/s |
| Grundwassermächtigkeit: | 4 m |
| Abstandsgeschwindigkeit: | 5,7 m/d |
| Grundwassergefälle: | 0,004 |

Das Wettergeschehen wurde von einer privaten Wetterstation in der Nähe aufgezeichnet und die Daten zur Verfügung gestellt. Die Daten zum Streusalzverbrauch wurden von der zuständigen Autobahnmeisterei Baden - Oeynhausen übermittelt (Abb. 24). Weiters wurden insgesamt 6 Bergerhoff - Staubmesssammler zur Erfassung der atmosphärischen Streusalzdeposition innerhalb von 300 m von der A3 annähernd in Windrichtung aufgestellt.

Die Grundwasseruntersuchungen zeigten, dass die Salzstreuung den Salzgehalt des Grundwassers im Untersuchungsgebiet deutlich beeinflusst. Die Salzkonzentrationen (NaCl) wurden gegenüber dem unbeeinflussten Grundwasser im Anstrom um bis zu 300% (um über 100 mg/l) erhöht. Der Chlorid - Grenzwert für den menschlichen Gebrauch laut Trinkwasserverordnung (200 mg Cl/l) wird durch die Beeinflussung bis zu 67 % ausgeschöpft (unbeeinflusst 22%), der Natrium - Grenzwert (200 mg/l) bis zu 27 % (unbeeinflusst 7%).

Die Intensität der Salzbelastung war von der eingesetzten Streusalzmenge abhängig, wie die Beobachtung der beiden unterschiedlichen Wintersaisonen 2005/2006 (kalt, schneereich, extrem hoher Streusalzverbrauch ca. 72 t/km) und 2006/2007 (mild, niederschlagsarm, Salzverbrauch ca. 9,7 t/km) verdeutlicht. Der Eintrag in das Grundwasser wurde dabei weniger vom Zeitpunkt der Salzstreuung, als vielmehr von der Witterung gesteuert.

Regen bzw. Tauwetterereignisse und Temperaturen über dem Gefrierpunkt führten zu einer Mobilisierung des an der Oberfläche oder im Boden akkumulierten Salzes. Die dadurch verursachten Schwankungen der Leitfähigkeit des Grundwassers korrelierten zu über 90% mit den gemessenen Salzkonzentrationen. Die Salz - Peaks in Autobahnnähe benötigten bis zu 4 Wochen um wieder abzuklingen und das Ausgangsniveau der Konzentration zu

erreichen. Die Auswaschung des gesamten im Boden akkumulierten Streusalzes dauert bis in den Hochsommer (August) an.



Abb. 24: Grafik Streusalzmengen

Bei den im Nahbereich liegenden Pegeln wurden die Chloridwerte im Jahr 2005/2006 der im Abstrom liegenden Pegel GWS 1 - 3 deutlich durch die Salzstreuung beeinflusst, wobei sich aufgrund der Nahelage der impulsförmige Eintrag und die kurzen Peaks erklären (Abb. 25).

In dem ca. 350m im Abstrom der A3 untersuchten Brunnen B5 wurde eine Salzbelastung des Grundwassers in Form eines flachen und breiten Peaks festgestellt (Abb. 26), der im Sommer den Maximalwert aufweist und erst im Spätherbst wieder deutlich zurückgegangen ist.

Dies entspricht den Modellvorstellungen für den Salztransport im Grundwasser wie in Abb. 15 dargestellt.

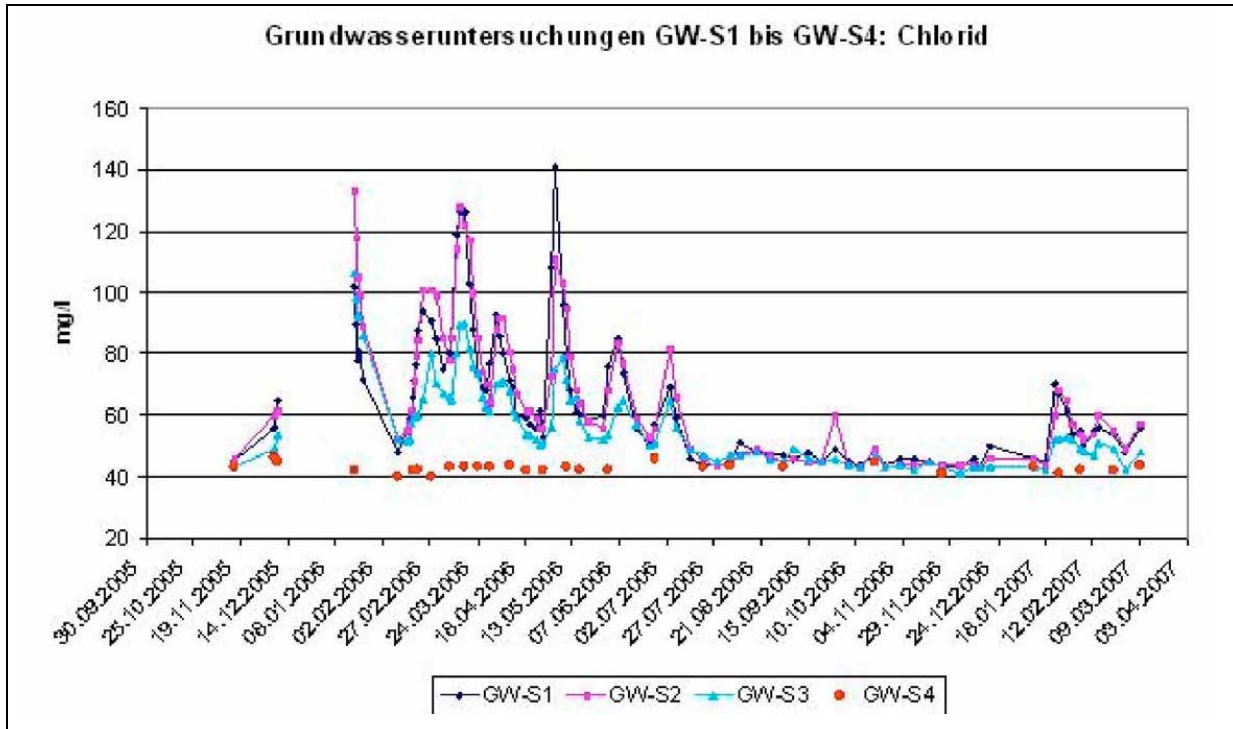


Abb. 25: Sonden 1-4 Chloridkonzentrationen im Nahbereich des Emittenten

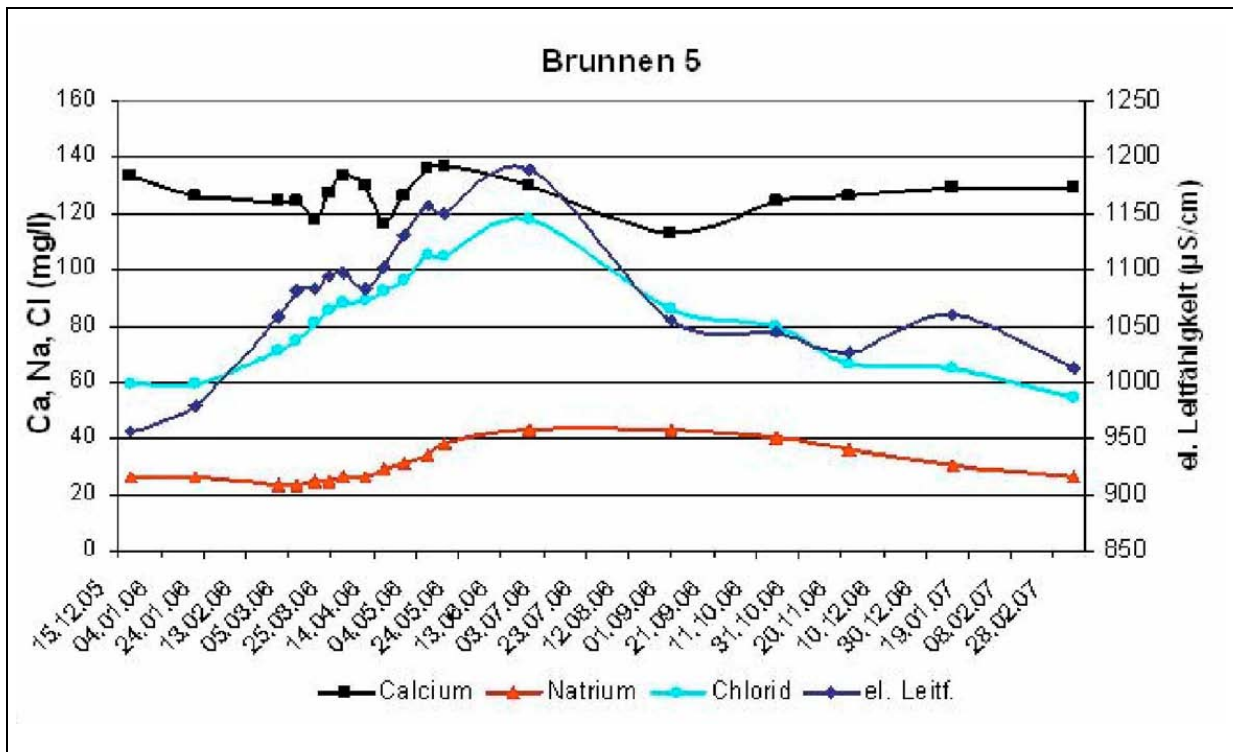


Abb. 26: Chloridkonzentration in größerer Entfernung zum Emittenten (Brunnen 5)

Die Chloride werden mit dem Straßenoberflächenwasser zu einem Teil vom Bankett in die angrenzende Böschung eingetragen, von dort wird ein geringerer Betrag weiter in die Längsentwässerungsmulde verfrachtet.

Von den eingetragenen Mengen an Chlorid, welche in längeren Betrachtungszeiträumen etwa zwischen 5 und 25 kg je Laufmeter Autobahn betragen, wird ein derzeit nicht bezifferbarer Betrag mit der Gischte verlagert (GREGORI et. al 2008).

Die Ergebnisse der Staubniederschlagsmessungen zeigen einen Einfluss der atmosphärischen Salzdeposition bis in eine Entfernung von 100 m von der A3.

Im Betrachtungszeitraum (2005/2006) wurden ca. 72 t Salz je km ausgebracht. Auffällig ist, dass sich die bisher in der Literatur (GREGORI et al. 2008) angeführten Streusalzmengen von etwa 16 t/km (4-streifig, bei Feuchtsalzaufbringung) sehr deutlich von diesen unterscheiden.

Die Böden weisen im Böschungsbereich und den Längsentwässerungsmulden auch noch im Spätfrühjahr und Frühsommer teilweise hohe Salzkonzentrationen auf.

Auch wenn in den Böden und Pflanzen bestimmte Mengen an Chlorid gespeichert werden, wird die Hauptmenge in einer Größenordnung von 80 – 98 % über die Längsentwässerungsmulde und die angrenzenden Böden ins darunterliegende Grundwasser versickert.

Bei der Ermittlung der Salzfrachten wurde festgestellt, dass bei den autobahnnahen Sonden die eingebrachten Salzfrachten nur teilweise im Grundwasser wiedergefunden werden (Sonde GWS 1 ca. 58 %, Sonde GWS 2 ca. 64 %, Sonde GWS 3 ca. 40 %). Beim ca. 350 m im Abstrom liegenden Brunnen ist jedoch die gesamte eingebrachte Salzfracht vorhanden. Dies wird mit dem nicht vollständig linearen Eintrag entlang der Autobahn (Konzentration im Bereich von Ableitungsrohrdurchlässen) erklärt (GREGORI et. al. 2008).

6. Ergebnisse der Evaluierung

6.1 Analytischer Rechenansatz

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse der Studie Guntramsdorf und der Grundsätze des Chloridtransportes im Grundwasser ist eine zeit - ortsabhängige Abschätzung des Chloridtransportes im Grundwasser möglich.

Basierend auf der vorhandenen Datenlage wurden grundsätzlich drei unterschiedliche analytische Abschätzungen vorgenommen:

- Abschätzung der **maximalen Änderung** der Chloridkonzentration des Grundwassers mit Darstellung des zeitlichen Verlaufes im Nahbereich des Emittenten (< 100m), „kurzzeitige Peaks“
- Abschätzung der **mittleren Änderung** der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100m zum Emittenten
- Abschätzung der Dynamik **des Verlaufes der Chloridkonzentration** im Grundwasser in größerer Entfernung (> 100m) zum Emittenten

Die Transportgleichung kann analytisch gelöst werden, wobei naturgemäß dafür einige Vereinfachungen hinsichtlich der Berechnung notwendig sind:

Es wird davon ausgegangen, dass das Salz impulsförmig in den Aquifer eingespeist wird. Dies kann im gegenständlichen Fall aufgrund der geringen Flurabstände für einzelne Tauwetter- bzw. Starkereignisse vereinfacht angenommen werden.

Wenn der Eintrag über mehrere Tage geht, ist „grundsätzlich“ noch ein impulsförmiger Eintrag gegeben, wobei sich der Fehler dieser Annahme im Nahbereich des Eintrages gravierender auswirkt, mit zunehmender weiterer Entfernung aufgrund dispersiver Prozesse jedoch vernachlässigbarer wird. Die Konzentration, als Funktion des Ortes und der Zeit, wurde entsprechend der Formel Kapitel 3.1 berechnet.

6.1.1. Abschätzung der maximalen Änderung der Chloridkonzentration des Grundwassers mit Darstellung des zeitlichen Verlaufes im Nahbereich des Emittenten (< 100 m)

Die für die Berechnung verwendeten Parameter, entsprechend der Formel nach MULL & HOLLÄNDER 2002 finden sich in Tab. 6.

| Bezeichnung [Einheit] | Parameter | Wert gewählt für Berechnung | Begründung |
|--|---|-----------------------------------|--|
| m [g] | Masse der eingegebenen Substanz pro lfm Autobahn | 6.800 | Chloridverbrauch 01.12.05 bis 02.01.06 lt. GEGORI et al. 2008 anteilig 40%: 28334 kg Salz / km Autobahn >>> 17000 kg Chlorid / km Autobahn >>> davon 40 % 6800 g Chlorid / m Autobahn |
| A [m ²] | durchflossene Fläche bezogen auf einen lfm | 4 | Ergebnis Unter- grunderkundung |
| n [-] | Hohlraumanteil | 0,2 | Ergebnis Unter- grunderkundung indirekt über kf-Wert |
| D _{il} [m ² /s] | Longitudinaler Dispersionskoeffizient | 3,72*10 ⁻⁴ | entsprechend FANK o.D. bei einem Abstand v. 53m |
| c [g/m ³] | Konzentration | Berechnungs- ergebnis | - |
| c _m [g/m ³] | maximale Konzentration | Berechnungs- ergebnis | - |
| v _a [m/d] | Abstandsgeschwindigkeit | 5,7 | Ergebnis Unter- grunderkundung |
| t [d] | Zeit | 0-365d | Vorgabe |
| x [m] | Abstand von der Quelle | 53 | Vorgabe |

Tab. 6: Gewählte Parameter für die analytische Berechnung

Für die Berechnung eines kurzzeitigen Ereignisses wurde das Tauwetterereignis vom 02.01 – 04.01.2006 herangezogen. Dieses folgte einer langen Frostperiode mit teils sehr intensiven Streueinsätzen. Bei diesem Ereignis kam es zu einem Grundwasserspiegelanstieg von 0,15 m.

Aufgrund der sehr problematisch zu definierenden Randbedingungen (Variabilität des Eintrages aufgrund der Rohrausleitungen) im unmittelbaren Nahbereich der Straßenwasserversickerung (d.h. bei Sonden GWS Nr. 1 und 2) wurde die Grundwassersonde 3 für eine Bewertung herangezogen, welche sich in ca. 53 m Entfernung vom Entwässerungsgraben befindet. Aufgrund der Erkenntnisse von GREGORI et al. 2008 kann angenommen werden, dass lediglich 40% des in das Grundwasser eingebrachten Chlorids die Sonde S3 „passieren“.

Es wurde angenommen, dass 40% jenes Chlorids, welches vom 1. Dezember 2005 bis zum 02. Jänner 2006 (vgl. Tab. 13, GREGORI et al. 2008) aufgebracht wurde, bei diesem Ereignis in das Grundwasser verfrachtet wurde.

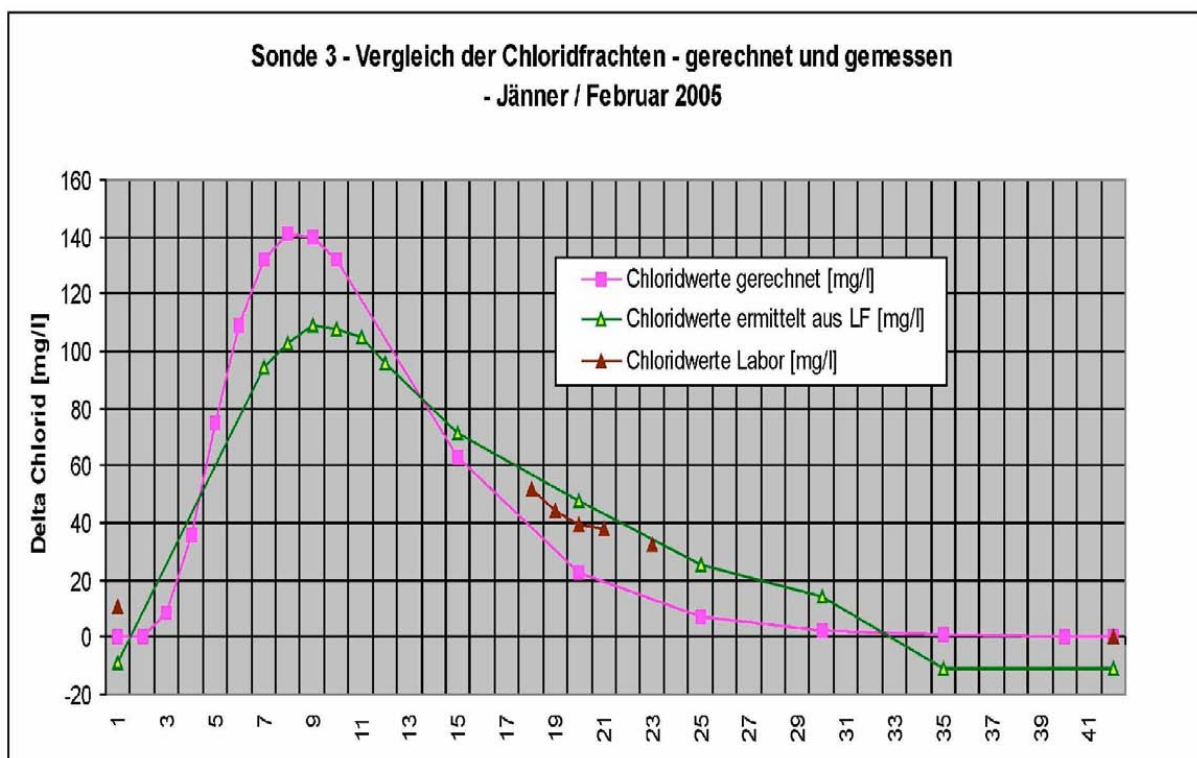


Abb. 27: Verlauf der gerechneten Cl^- - Konz. im Vergleich zu den Laborwerten bzw. Cl^- Konz. aus der elektrischen Leitfähigkeit

Die Ergebnisse der Berechnung im Vergleich mit aus gemessenen Leitfähigkeitswerten abgeleiteten Chloridkonzentrationen ist in der Abbildungen 27 dargestellt.

Im Vergleich mit den tatsächlich gemessenen Leitfähigkeiten zeigen die gerechneten Chloridbelastungen etwas zu hohe Konzentrationen. Die Dynamik der zeitlichen Konzentrationsverteilung am Messpunkt wird gut nachvollzogen.

6.1.2 Abschätzung der mittleren Änderung der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100 m zum Emittenten

Auf Basis der Gesamtsalzeintrages kann die mittlere Chloridkonzentration in einem gewissen Zeitraum abgeschätzt werden. Für die Ermittlung dieses relevanten Zeitraumes (=Beeinträchtigungszeitraum) wird folgende Vorgangsweise vorgeschlagen (vgl. auch Kap. 3.2):

Beginn: Ermittelte Konzentrationsänderung von mehr als 1 mg/l Chlorid bei einem impulsartigen Eintrag von 5 kg Chlorid je lfm bei der relevanten Messstelle nach Beginn der ersten Salzstreuung (üblicherweise Anfang November).

Ende: Ermittelte Konzentrationsänderung von mehr als 1 mg/l Cl⁻ bei einem impulsförmigen Eintrag von 5 kg Chlorid bei der relevanten Messstelle nach der letzten Salzgabe (üblicherweise Ende März).

Daraus errechnet sich für den gegenständlichen Brunnen 5 eine rechnerischer Beeinträchtigungszeitraum von etwa 260 Tagen (von ca. 27. November - 17. August) bei dem Brunnen 5.

Auf Basis der hydrogeologischen Gegebenheiten wird ein Grundwasserdurchsatz von 3,5 m³/d herangezogen (GREGORI et al. 2008).

Die Gesamtchloridmenge vom Jahr 2005/2006 wird mit 41.040 g/lfm angenommen. Dies entspricht 95% des aufgebrauchten Chlorids. Es wurden 5 % Weh-, Schleppverluste einkalkuliert.

Daraus errechnet sich eine mittlere Änderung von ca. 45 mg/l Chlorid bei der gegenständlichen Messstelle (vgl. Kap. 3.2).

Bei der Studie von GREGORI et al. 2008 wurde eine mittlere anthropogene Salzkonzentration von 71 mg/l NaCl ermittelt. Daraus ergibt sich eine mittlere Änderung der Chloridkonzentration von etwa 43 mg/l.

Unter diesem Gesichtspunkt erscheint die gewählte Berechnungsannahme als praktikable Vorgangsweise.

Vereinfacht wurde diese Methode bei der Abschätzung der Chloridkonzentrationen bei den UVE - Einreichprojekten der S36 Murtal Schnellstraße TA 1 und TA2 sowie B73 Umfahrung Hausmannstätten verwendet (GAMERITH 2003, 2005, 2006), wobei jedoch nach den bei dem Projekt Guntramsdorf gewonnenen Erkenntnissen die Beeinträchtigungszeiträume zu kurz gewählt wurden und sich somit wahrscheinlich zu hohe ermittelte mittlere Konzentrationen ergaben.

Außerdem ist hier ein direkter Vergleich aufgrund der Eintragsart (Sickerbecken, konzentrierter Eintrag) nur bedingt möglich.

Bei dem Projekt B73 Umfahrung Hausmannstätten wurde ein genereller Eintragszeitraum vom 100 Tagen herangezogen, wobei die dispersiven Prozesse vernachlässigt wurden. Gegenüber den Erkenntnissen der durchgeführten Evaluierung würden sich daher mehr als doppelt so hohe Chloridkonzentrationen ergeben.

6.1.3 Abschätzung der Dynamik des Verlaufes der Chloridkonzentration im Grundwasser in größerer Entfernung (> 100 m) zum Emittenten

Aufgrund der Art des Eintrages des Salzes in das Grundwasser ist die einfache analytische Berechnung des ortsabhängigen zeitlichen Chloridkonzentrationsverlaufes über einen längeren Zeitraum grundsätzlich problematisch, da sich mehrere impulsförmige Einträge in weiter entfernten Bereichen überlagern.

Hinsichtlich der Abschätzung der Konzentrations - Zeitverteilung an einem „weiter entfernten“ Punkt (für den gegenständlichen Fall $x > 100$ m) vom Emittenten wird als Diskussionsgrundlage folgende Vorgangsweise vorgeschlagen:

Es wird angenommen, dass die gesamte Streuperiode 150 Tage (Anfang November – Ende März) dauert. Unter diesem Aspekt wird ein impulsförmiger Eintrag zum Zeitpunkt der Hälfte der Streuperiode d.h. nach 75 Tagen ca. Mitte Jänner angenommen.

Für die Berechnung der Salzkonzentration an einem Ort mit der realen Entfernung X zur Quelle soll nun die Berechnungsgrundlage um jene 75 Tage Fließzeit (ΔX) vergrößert werden.

D.h. bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 5,7 m/d um 427,5 m. Mit dieser ermittelten Entfernung wird nun wieder die Rechnung analog Kapitel 3.3 durchgeführt.

Die ermittelten Ergebnisse sind Abb. 28 zu entnehmen.

Dabei zeigt sich, dass diese Rechenmethode zwar etwas zu hohe kurze Peaks im Vergleich zum ermittelten Wert liefert, jedoch als erste Abschätzung herangezogen werden kann. Das ermittelte Konzentrationsmaximum liegt in etwa 20-25 % über dem realen, dafür ist die Beeinträchtigungszeit kürzer.

Sollten weitere Ergebnisse bei etwas anderen hydrogeologischen Verhältnissen vorliegen, könnte gegebenenfalls ein empirischer Korrekturfaktor ermittelt werden.

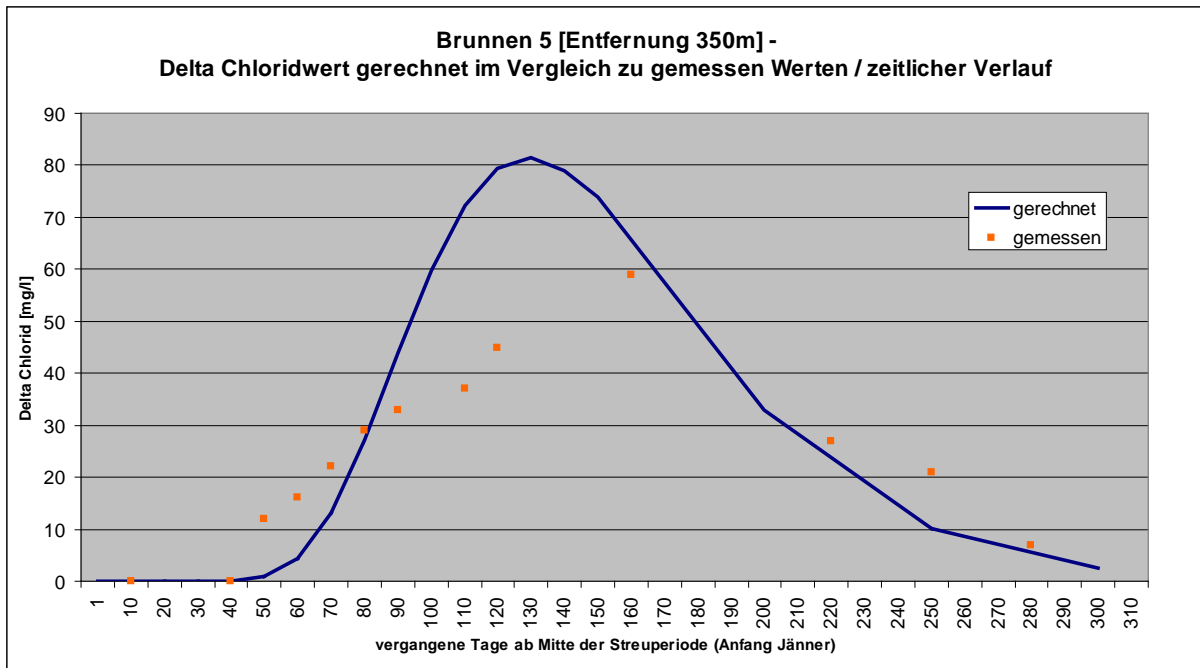


Abb. 28: Abschätzung der ermittelten Zeit / Chloridkonzentrationsverteilung

6.2 Numerische Modellierung des Chloridtransportes mit Feflow 5.3 (2D)

Neben den in den vorangegangenen Seiten beschriebenen analytischen Lösungsansätzen wurde auch, auf Basis der im Projekt Guntramsdorf vorliegenden Daten, ein Grundwassertransportmodell erstellt.

Wie in Kap. 4 beschrieben, existiert eine Vielzahl an Programmen. Für die gegenständliche Fragestellung wurde FEFLOW 5.3, basierend auf dem Finite-Elemente Verfahren, der Firma WASY (Berlin) gewählt.

| | |
|-----------------------------------|--|
| Modelltyp | kombiniertes Strömungs- und Transportmodell in 2D |
| Dimensionalität | Strömung stationär |
| | Transport instationär |
| Modellaufbau | Boxmodell 860 m x 1200 m, orthogonal zur Fließrichtung (vgl. Abb. 30)) |
| Mittlere Maschengröße | 75 m ² |
| Hydrogeologische Parameter | |
| Grundwassermächtigkeit | 4 m |
| Gefälle | 4 ‰ |
| Durchlässigkeitsbeiwert | 2,5 x 10 ⁻³ m/s |
| Effektive Porosität | 0,2 |
| Gesamtporosität | 0,3 |
| Grundwasserneubildung | 1,05 mm/d (2D) |
| Longitudinale Dispersivität | 20,5 m (Beobachtungspunkt Brunnen 5) |
| Nonlinearer Dispersionsfaktor * | 0,001 m ² d/g |
| Randbedingungen Strömung | Dirichlet (= fixed head) für Modellanstrom und -abstrom |
| Randbedingungen Transport | Dirichlet (= bekannte Konzentration) |
| Chlorideintrag (räumlich) | Gleichmäßig, linear entlang der Straße |
| Chloridgrundbelastung | keine |
| Schadstoffeintrag (zeitlich) | Kurve vgl. Abb. 31 Basierend auf den Daten (meteorologisch und Straßenmeisterei) des Projektes Guntramsdorf Extrapoliert nach Tauwetterereignissen |

Tab. 7: Modellkurzbeschreibung

*FEFLOW (White papers Vol I, Nonlinear dispersion in density-dependent mass transport) beschreibt, dass bei Transportprozessen mit hohen Konzentrationsunterschieden die Dispersion nicht nur alleine vom porösen Medium abhängig ist, sondern auch vom Konzentrationsgradienten und dies insbesondere bei Kochsalzlösungen. Insofern kann in FEFLOW ein nonlinearer Dispersionsfaktor eingebaut werden.

In Tabelle 7 werden die verwendeten Modellparameter dargestellt, welche im wesentlichen auf den in der Studie GREGORI et al. (2008) ermittelten Daten basieren. In Abb. 29 ist das Modell schematisch dargestellt.

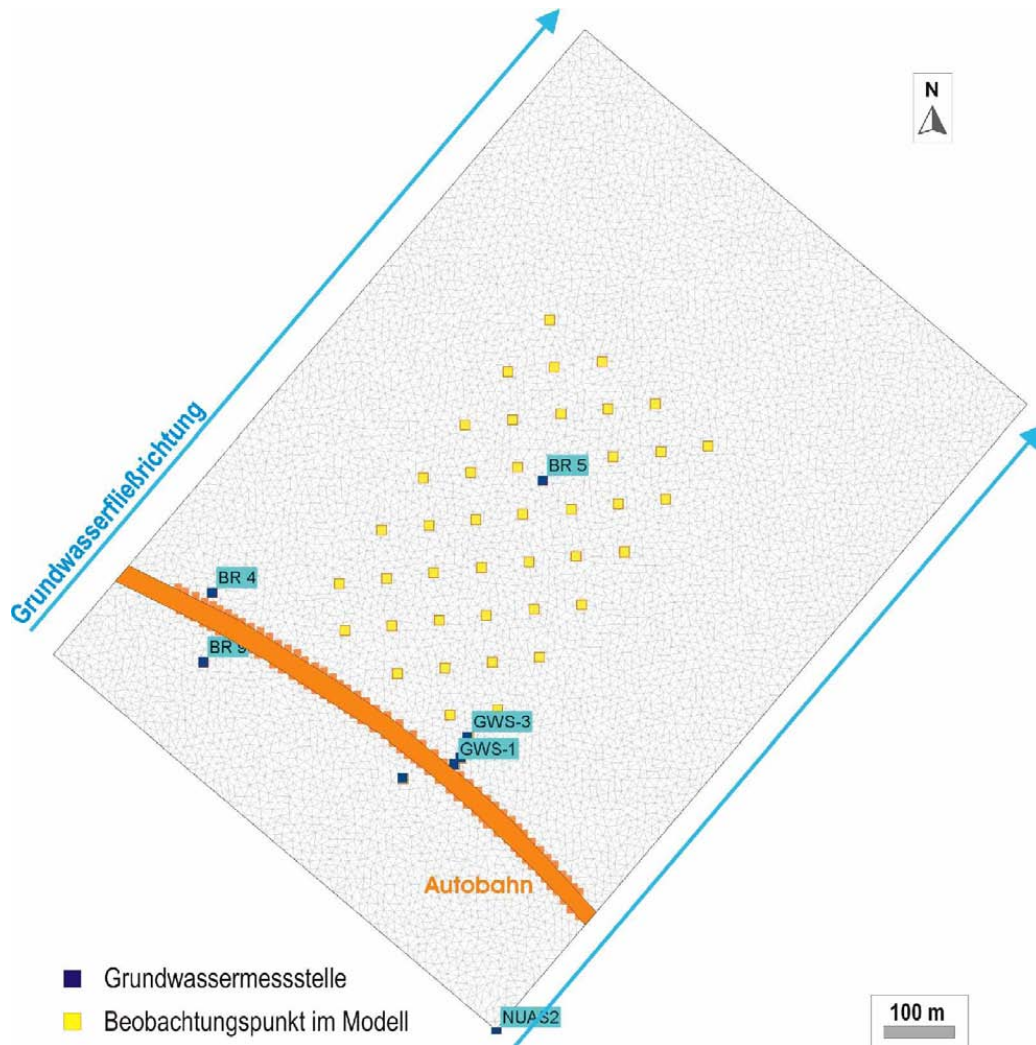


Abb. 29: Modellschema

6.2.1 Ergebnisse

Der Schadstofftransport, ausgehend von einem linearen Eintrag im Entwässerungsgraben entlang der Straße, wurde über 365 Tage modelliert. Die Ergebnisse für den Beobachtungsbrunnen 5 bzw. die Sonde 3 sind in Abb. 31 und 32 dargestellt.

Die Resultate der numerischen Modellierung zeigen für Brunnen 5 (Abb. 32) eine sehr gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Werten. Für den Vergleich wurde in der gleichen Abbildung auch die Ergebnisse der analytisch gerechneten Chloridkonzentrationen dargestellt, welche naturgemäß (impulsförmiger Eintrag) einen kurzfristigeren und höheren Schadstoffauschlag zeigen.

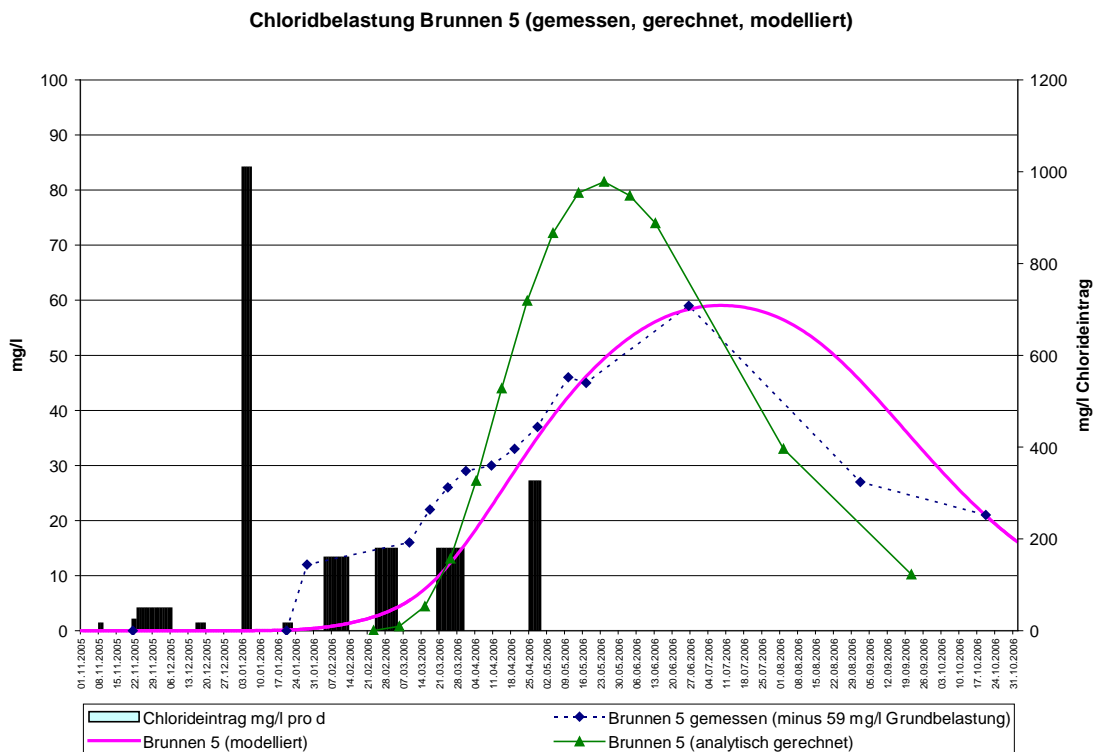


Abb. 30: Brunnen 5, gemessene im Vergleich zu modellierten und analytisch gerechneten Konzentrationen mit extrapoliertem Chlorideintrag entlang der Autobahn (bei den gemessenen Werten wurde eine Grundbelastung von 59 mg/l abgezogen)

Auch die numerisch modellierten Konzentrationsschwankungen bei Sonde 3 (Abb. 31) stimmen grundsätzlich gut mit den gemessenen Chloridkonzentrationen überein. Allerdings sind hier die gemessenen Konzentrationen einerseits von Wiedermobilisierungsprozessen (Wiederauslaugung durch Grundwasserspiegelschwankungen) überprägt und andererseits entspricht hier der im Modell angenommene lineare Chlorideintrag nicht ganz den tatsächlichen Verhältnissen. Es existieren neben der Autobahn punktförmige Auslässe in

den Begleitgraben zur Autobahn, wo sicher kurzfristig höhere Konzentrationen in den Untergrund gelangen. Zudem variiert auch der Backgroundwert im Beobachtungszeitraum.

Außerdem finden sich laut GREGORI et al. 2008 nur 40 % des Chlorideintrags in der Sonde 3 wieder, was eine Modellierung im Autobahnnahbereich zusätzlich erschwert. Die modellierten Konzentrationen wurden um diesen Anteil verringert.

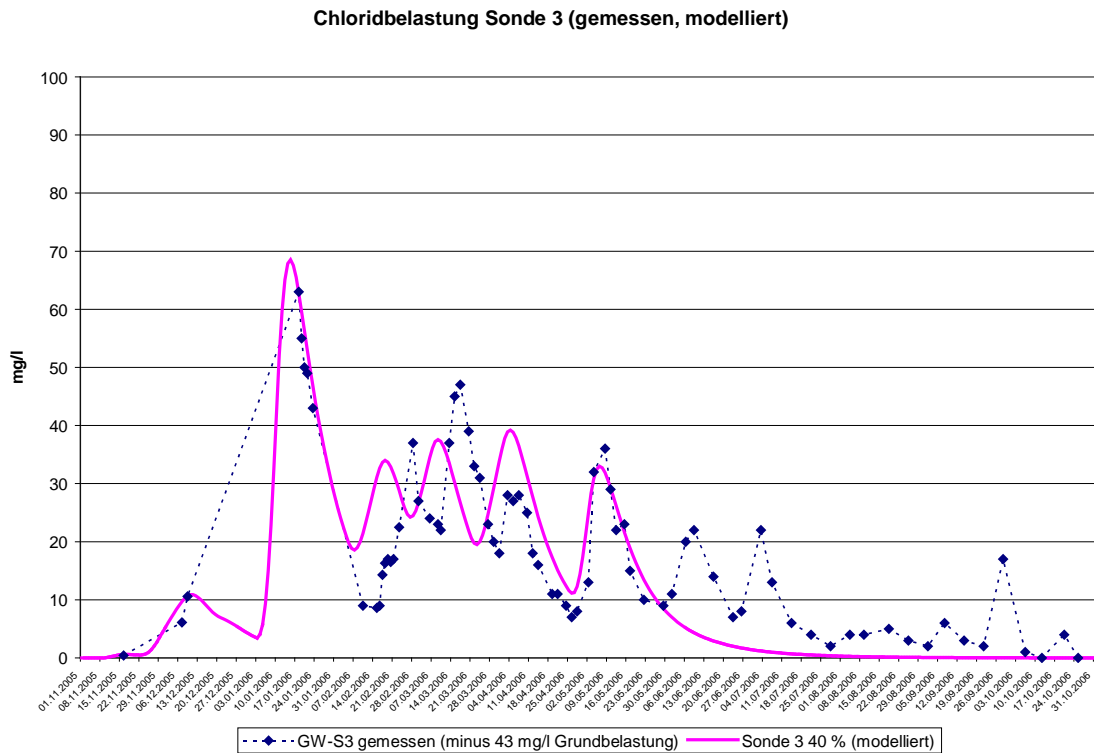


Abb. 31: Sonde 3, gemessene im Vergleich zu modellierten Konzentrationen (bei den gemessenen Konzentrationen wurde eine Grundbelastung von 43 mg/l abgezogen)

Abb. 32 zeigt die Chloridkonzentrationen an Beobachtungspunkten im Modell für Entfernungen in 100 m, 200 m, 300 m, 400 m, 500 m und 600 m zur Autobahn dargestellt. Hier werden Verdünnungs-, Dispersions- und Advektionseffekte klar vor Augen geführt.

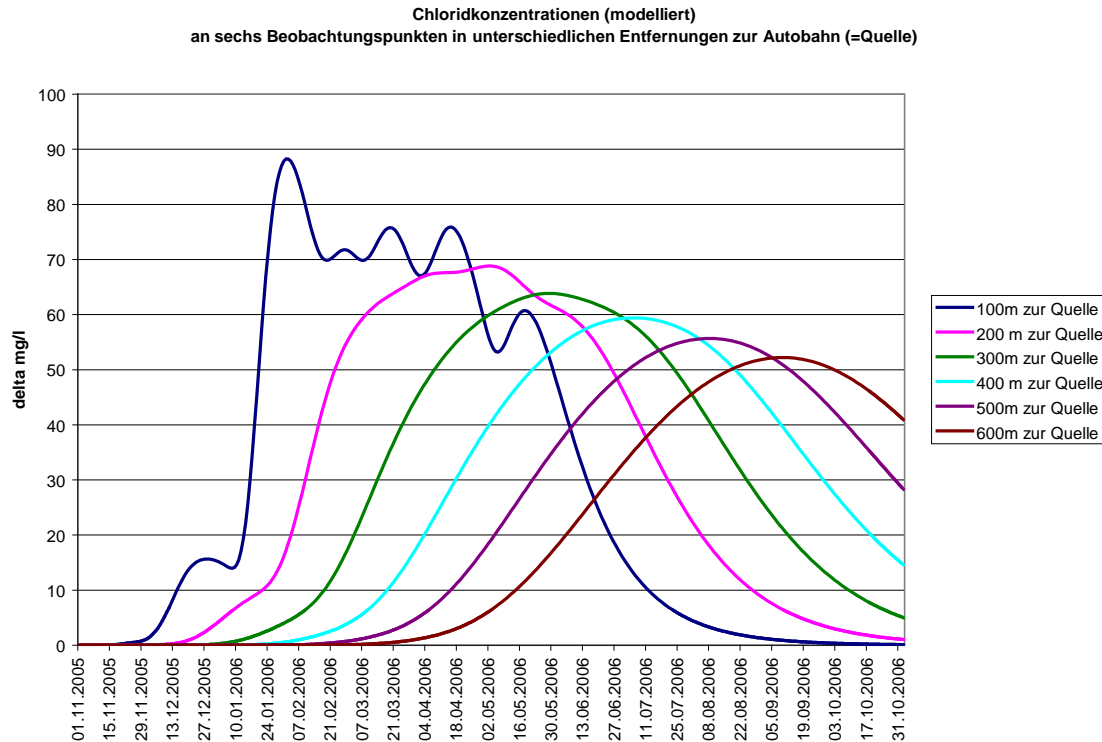


Abb. 32: Modellierte Chloridkonzentrationen im Abstand von 100 m bis 600 m vom linearen Eintrag entlang der Autobahn, vgl. hierzu auch Abb. 16

6.2.2. Erläuterungen zum numerischen Grundwassermodell

Bei der gegebenen Fragestellung ist der tatsächliche Chlorideintrag quantitativ nur schwer fassbar. Im Wesentlichen ist er an Tauwetterperioden gebunden. Der Eingangsparmeter Chlorideintrag wurde ermittelt indem die uns bekannten, von den Straßenmeistereien verwendeten Chloridmengen mit den meteorologischen Gegebenheiten (Tauwetterereignissen) korreliert wurden. Dies stellt natürlich nur eine Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse dar.

Deshalb ist der Eingangsparmeter „Schadstoffeintrag“ bereits unter Einbeziehung dieses Gesichtspunktes zu betrachten und die Verallgemeinerung bei einer Analyse der Resultate miteinzubeziehen.

Außerdem erfolgt, wie bereits erwähnt, der Chlorideintrag entlang der Autobahn in der Realität nicht linear, sondern ist durchaus Konzentrationsschwankungen im Begleitgraben

der Autobahn, hervorgerufen durch diverse Einlässe, unterworfen. Diese Schwankungen wurden im gegenständlichen numerischen Grundwassermodell vernachlässigt.

Trotz dieses Faktors sind die Ergebnisse der Transportmodellierung äußerst zufriedenstellend, insbesondere ab einer Distanz von rund 100 bis 200 m zur linearen Eintragsquelle, wo tatsächlich existierende „Inhomogenitäten“ im Schadstoffeintrag durch die diversen Mischungsprozesse bereits kompensiert sind.

7. Zusammenfassende Darstellung, kritische Fragestellung und Hinweis auf weitere Untersuchungen

Eine näherungsweise analytische Abschätzung der durch die Salzstreuung hervorgerufenen Veränderung des Chloridgehaltes im Grundwasserabstrom von Straßen ist, sofern die wichtigsten hydrogeologischen Eingangsparameter vorliegen, möglich.

Um eine analytische Abschätzung vornehmen zu können, sind entsprechende Vereinfachungen des Modellsystems (Aquifergeometrie, Homogenität des Aquifers, Vernachlässigung der Grundwasserneubildung, Vernachlässigung des variablen Backgrounds, variierende Abstandsgeschwindigkeiten, Vernachlässigung von dichteabhängigen Transport, etc.) notwendig.

Die angeführten Berechnungsansätze gehen z.T. von einem impulsförmigen Eintrag aus und stehen so naturgemäß im Widerspruch zu den natürlichen Verhältnissen. Trotzdem scheint eine näherungsweise Berechnung der Chloridkonzentrationen möglich.

Drei Berechnungsansätze werden im gegenständlichen Bericht vorgestellt:

1. Abschätzung der **maximalen Änderung** der Chloridkonzentration des Grundwassers mit Darstellung des zeitlichen Verlaufes im Nahbereich des Emittenten (< 100 m)
2. Abschätzung der **mittleren Änderung** der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100 m zum Emittenten
3. Abschätzung der **Dynamik des Verlaufes der Chloridkonzentration** im Grundwasser in größerer Entfernung (> 100 m) zum Emittenten

Folgende (hydrogeologischen) Parameter sind für die Abschätzung des Chloridtransportes im Grundwasser notwendig:

1. Menge des eingebrachten Auftaumittels
2. Grundwasserfließrichtung

3. Flurabstand
4. Grundwassermächtigkeit
5. nutzbare Porosität
6. Grundwassergefälle
7. Grundwasserabstandsgeschwindigkeit
8. longitudinaler Dispersionskoeffizient

1. Menge des eingebrachten Auftaumittels

Bei der durchgeführten Untersuchung zeigte sich, dass die Streusalzmengen im Winter 2005/2006 mit 72 t pro km Autobahn deutlich über den bisher ermittelten Literaturwerten (ca. 10-20 t, GREGORI et al 2007) liegen.

Aus unserer Sicht wäre es wünschenswert eine österreichweite Erhebung des Straßensalzverbrauches bei den Straßenmeistereien für die letzten 5 Jahre durchzuführen. In weiterer Folge wäre eine entsprechende Berechnungsgrundlage (ggf. lokal gegliedert) gegeben.

Zudem wäre eine genaue Erhebung und Darstellung des Zeitraumes der Salzstreuung bei den unterschiedlichen Autobahnmeistereien wünschenswert.

Hinsichtlich einer kurzzeitigen Einwirkung von Streusalz im Nahbereich der Straße erscheint ein impulsförmiger Eintrag von 17.000.000 mg Chlorid pro Laufmeter Straße pro Streuperiode als ein realistisches worst – case Szenario.

Dies entspricht in etwa jenen Chloridmengen, welche Anfang 2006 durch ein Tauwetterereignis beim Standort Guntramsdorf in das Grundwasser eingetragen wurden.

2. Grundwasserfließrichtung

Bei dem Projekt Guntramsdorf war aufgrund der quer zur Straße verlaufenden Grundwasserfließrichtung eine ideale Berechnungsgrundlage gegeben.

Zu berücksichtigen ist zudem, dass im Falle einer nicht normal auf die Straße verlaufenden Grundwasserfließrichtung die Mengen der aufgebrauchten Salzmenge je lfm Straße nicht der eingetragenen Salzmenge je lfm durchflossener Aquifermächtigkeit entspricht. Diese Änderung ist trigonometrisch ermittelbar.

Dies ist bei den angeführten Berechnungsmethoden entsprechend zu berücksichtigen.

3. Flurabstand

Die Erfahrungen beim Projekt Guntramsdorf haben gezeigt, dass Flurabstände von ca. 1 bis 2 m für die Abschätzung des Stofftransportes vernachlässigbar sind.

Bei Flurabständen > 2 m sollten jedenfalls Abschätzungen hinsichtlich der Eintragsverzögerungen durch den Transport in der ungesättigten Zone durchgeführt werden.

4. Grundwassermächtigkeit

Die Grundwassermächtigkeit spielt hinsichtlich der Verdünnung des Chlorids eine wesentliche Rolle. Für die durchgeführten Berechnungen wurden jedenfalls dichteabhängige Fragestellungen des Chloridtransportes vernachlässigt.

5. Nutzbare Porosität

Die nutzbare Porosität kann beispielsweise nach Marotz (HÖLTING & COLDEWEY 2005) über den Durchlässigkeitsbeiwert ermittelt werden, auch eine Berechnung über die Grundwasserdynamik bzw. Neubildung ist möglich.

6. Grundwassergefälle

Das Grundwasserspiegelgefälle spielt hinsichtlich des Grundwasserdurchsatzes und der – Fließgeschwindigkeit und somit für die Verdünnung eine wesentliche Rolle. Es ist aus einem Grundwasserspiegelplan abzuleiten.

7. Grundwasserabstandsgeschwindigkeit

Die Grundwasserabstandsgeschwindigkeit kann über die nutzbare Porosität, den Durchlässigkeitsbeiwert und das Grundwasserspiegelgefälle errechnet werden. Vorzuziehen wäre jedoch die Bestimmung über einen Markierungsversuch.

Die Grundwasserabstandsgeschwindigkeit ist ein wesentliche Einflußfaktor für die dispersive Verteilung des Chlorids im Grundwasser.

8. Longitudinaler Dispersionskoeffizient

In der Literatur (KINZELBACH & STAUFFNER o.D.) ist der Dispersionskoeffizient mit $0,1 \cdot X$ (X = Entfernung des relevanten Punktes zur Straße) angegeben, dies ist jedoch erfahrungsgemäß nur für gleichförmige Sande gültig. Wenn möglich sollten aus der Praxis ermittelte Werte für verschiedene Böden herangezogen werden wie z.B. FANK o.D.

Bei der Darstellung der in die Berechnung eingehenden Parameter zeigt sich, dass naturgemäß eine gewisse Variabilität gegeben ist. Aus diesem Grund kann eine analytische Abschätzung lediglich dazu dienen eine grundsätzlich Beurteilung vorzunehmen.

Bei Fragestellungen in Bereichen mit hoher wasserwirtschaftlicher Sensibilität erscheint aus fachlicher Sicht jedenfalls die numerische Modellierung des Chloridtransportes angezeigt. Die Ergebnisse des numerischen Modells in Guntramsdorf zeigen, dass auch vergleichsweise „einfache“ numerische Modelle eine sehr befriedigende Ergebnisqualität liefern.

Grundsätzlich wäre aus der Sicht des Hydrogeologen eine möglichst genaue Vorgabe bzw. Richtlinie, welche Szenarien hinsichtlich der Beeinflussung des Grundwassers durch Chlorid zu bewerten sind, wünschenswert.

Weiters wären Untersuchungen an Standorten mit konzentrierter Einbringung von Straßenwässern (Versickerungsbecken) ins Grundwasser sinnvoll. Hier wäre insbesondere der Ausbreitungswinkel der Chloridfahne (abhängig von der Querdispersion) interessant.

Zudem wäre die Ausbreitung der Chloridfrachten in der ungesättigten Zone, insbesondere bei höheren Flurabständen, von Interesse, da der verzögerte Eintrag in das Grundwasser die Ausbreitung in weiterer Folge wesentlich beeinflusst.

Sachbearbeiter:

Mag. Christian Wolf / Mag. Genia Giuliani

8. Literaturverzeichnis

Dokumente:

APPELO C., POSTMA D., 1994: Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema, Rotterdam, 536.

BAYRISCHES AMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1999: Salzstreuung – Auswirkungen auf die Gewässer. LFW Bayern.

BÖTTCHER et al., 2008: Simulation von Wasserfluss, Wärme- und Stofftransport auf der Lysimeterskala. Technische Universität Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft.

BROD H.-G., 1993: Langzeitwirkungen von Streusalz auf die Umwelt. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen Heft V2, Bergisch Gladbach.

CANADIAN ENVIRONMENTAL PROTECTION ACT, 1999: Priority Substances List Assessment Report. Health Canada

http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl2-lsp2/road_salt_sels_voirie/index_e.html

ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000: Untersuchung über die Ableitung von Straßenabwässern in wasserwirtschaftlich relevanten Bereichen der Steiermark. Amt der Steiermärkischen Landesregierung.

FANK, J.: 10 Jahre Forschungsstation Wagna – Ergebnisse – Umsetzung – Zukunftsstrategien – Institut für Hydrogeologie & Geothermie, unveröff., digital als pdf ohne Datum

GAMERITH, W: S 36 – Murtal Schnellstraße – TA 3 St. Georgen – Scheiflinger Ofen – UVE Fachbericht Hydrogeologie Grundwasser – Freilandstrecke, unveröff., Graz 2005

GAMERITH, W: B 73 – Kirchbacher Straße – Umfahrung Hausmannstätten – Ergänzung zum UVE Fachbericht Hydrogeologie Grundwasser – Freilandstrecke, unveröff., Graz 2005

GAMERITH, W: S 36 – Murtal Schnellstraße – TA 1 Judenburg – St. Georgen – UVE Fachbericht Hydrogeologie Grundwasser – Freilandstrecke, unveröff., Graz 2007

GREGORI, M. et al.: Auswirkung der Salzstreuung auf Boden und Grundwasser, - Auftrag Straßenforschung Nr. 2283 des BMVIT _ II/ST-ALG, unveröff. Vorabzug, Gumpoldskirchen, Pregarten, 2008

GOLWER A., 1973: Beeinflussung des Grundwassers durch Straßen. Band 124, Z. Deutsch.Geol. Gesellschaft.

HOLZBECHER, E.: Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie – Grundwasser und ungesättigte Zone, Springer Verlag Berlin – Heidelberg 1996

HÖLTING B. und COLDEWEY G. (2005): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie, 6. Auflage, München.

KAINZ M., PEINTNER A., STARK S., 2003: Heißes Thema: Eis und Schnee. Die Umweltberatung, Verband Österreichischer Umweltberatungsstellen, Wien.

http://www.die-gruenen-moedling.at/11_umwelt/11a_luft/Heisses_Thema_Eis_und_Schneer.pdf

KASTING U., 2002: Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Dissertation. Universität Kaiserslautern.

KINZELBACH und RAUSCH (1995): Grundwassermodellierung. – Eine Einführung mit Beispielen, Stuttgart

KINZELBACH, W und STAUFFER, F: Vorlesungsunterlagen – Transport im Grundwasser – digital als pdf – ohne Datum

KOGSEDER A. (2008): Literaturrecherche über Auftaumittel im Grundwasser – Bachelorarbeit an der Karl Franzens Universität Graz.

LANGGUTH H., VOIGT R., 2004: Hydrogeologische Methoden. 2. erweiterte und überarbeitete Auflage, Springer, Berlin, 1005.

LUNDMARK A., 2003: Predicting environmental impact of deicing salt – a modeling approach. The Royal Institute of Technology.

http://www.lwr.kth.se/Forskningsprojekt/Predmodell_vagsalt/Predicting%20envrionmental%20impacts%20of%20deicing%20salt.pdf

LUNDMARK A., 2008: Monitoring transport and fate of de-icing salt in the roadside environment – modelling and field measurements. The Royal Institute of Technology.

http://www.lwr.kth.se/Publikationer/PDF_FILES/LWR_PHD_1038.pdf

MANGOLD T., 2000: Road salt use for winter maintenance. University of Minnesota.

<http://sci.cfans.umn.edu/StudProj/5061Mangold.pdf>

MATSCHE N., 1996: Aspekte zum Salzeinsatz im Winterdienst. Auswirkungen auf das Wasser (Abwasser, Grundwasser, Trinkwasser). Unveröff. Einzelgutachten

MEYER M., 1999. Fate and transport of deicing materials in an unconfined roadside aquifer. Dissertation. University of Massachusetts.

NCHRP, 2007. Guidelines for the selection of snow and ice control materials to mitigate environmental impacts. TRANSPORTATION RESEARCH BORD.

http://onlinepubs.trb.org/onlinepubs/nchrp/nchrp_rpt_577.pdf

MULL R, HOLLÄNDER, H.: Grundwasserhydraulik und –hydrologie, Springer Verlag, Berlin – Heidelberg 2002

PEER T., PODLESÁK K., 1991. Auswirkungen von chloridhaltigen Auftaumitteln auf Wasser und Boden im Bereich von Autobahnen und Schnellstraßen. Österreichische Wasserwirtschaft, Sonderdruck 43.

RAUSCH, SCHÄFTER, THERRIEN, WAGNER, 2005: Solute Transport Modelling, Gebr. Bornträger, Berlin, Stuttgart, 205.

RAUSCH R., SCHÄFER W., WAGNER CH., 2002: Einführung in die Transportmodellierung im Grundwasser. Gebr. Bornträger, Berlin, Stuttgart, 183.

RIVERSIDES STEWARDSHIP ALLIANCE, 2006: A low salt diet for Ontario's roads and rivers. RiverSides.

http://www.riversides.org/websitefiles/riversides_road_salts_report_final.pdf

SCHÄFER W, keine Datumsangabe: Modellierung des Stofftransports im Grundwasser

http://www.schaefer-gwm.de/downloads/mod_sttp.pdf

SIEGHARDT, WRESOWAR, 2000: Studie über die Auswirkung stickstoffhaltiger Auftaumittel. Boku Wien.

<http://www.wien.gv.at/umweltschutz/oekokauf/pdf/auftaumittel-zus.pdf>

THUNQVIST E., 2003: Estimating chloride concentration in surface water and groundwater due to deicing salt application. The Royal Institute of Technology.

http://www.lwr.kth.se/Publikationer/PDF_FILES/LWR_PHD_1006.pdf

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN: Institut of Hydrochemistry – weblink:
<http://www.ws.chemie.tu-muenchen.de/groups/hydrogeo/research/dfgmicro/>

UMWELTBUNDESAMT, 2006: Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2006.

<http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/wasser/wgev/>

VERBAND DER KALI- UND SALZINDUSTRIE, 2007: Der Winterdienst.

<http://www.vks-kalisalz.de/images/pdfs/Winterdienst2007.pdf>

Rechtstexte:

BStG – Bundesstraßengesetz (BGBl. 154/2004). Bundesgesetz des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie.

GSWV – Grundwasserschwellenwertverordnung (BGBl. 502/1991). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend Schwellenwerte für Grundwasserinhaltsstoffe.

GSWV – Grundwasserschwellenwertverordnung (BGBl. 213/1997). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, mit der die Grundwasserschwellenwertverordnung abgeändert wird.

GZÜV – Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (BGBl. 123/2006). Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern.

Hausbesorgergesetz (BGBl. 44/2000). Bundesgesetz des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit.

StVO – Straßenverkehrsverordnung (BGBl. 152/2006). Verordnung des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie.

TWV – Trinkwasserverordnung (BGBl. II, 304/2001). Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

WGEV – Wassergüte-Erhebungsverordnung (BGBl. 338/91 i.d.g.F). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Erhebung der Wassergüte in Österreich.

WRG – Wasserrechtsgesetz (BGBl. Nr. 215/1959). Kundmachung der Bundesregierung vom 8. September 1959, mit der das Bundesgesetz, betreffend das Wasserrecht, verlautbart wird (Wasserrechtsgesetz 1959 – WRB 1959).

WASSERRECHTSGESETZNOVELLE (BGBl. I Nr. 82/2003). Bundesgesetz, mit dem das Wasserrechtsgesetz 1959 und das Wasserbautenförderungsgesetz 1985 geändert werden sowie das Hydrographiegesetz aufgehoben wird.

Internet:

BAYRISCHES STRAßEN- UND WEGEGESETZ:

http://by.juris.de/by/StrWG_BY_rahmen.htm

THE ROYAL INSTITUTE OF TECHNOLOGY, 2008:

http://www.lwr.kth.se/Forskningsprojekt/predmodell_vagsalt/Index_eng.htm

TU-DARMSTADT, 2008: <http://www.iag.tu-darmstadt.de/members/beier/urbane.tud>

VCÖ, 2008: <http://www.vcoe.at/start.asp?b=1&ID=1806>

9. Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| <u>Abb. 1:</u> <u>Physikalisch-chemische Eigenschaften der Auftaumittel</u> (http://images.umweltberatung.at/htm/heisses_thema_eis_und_schnee-infobl-wasser.pdf) | 11 |
| <u>Abb. 2:</u> <u>Schema flächenhafte Ableitung (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)</u> | 13 |
| <u>Abb. 3:</u> <u>Schema Sonderfall Mulde am Böschungsfuß (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)</u> | 13 |
| <u>Abb. 4:</u> <u>Schema Sonderfall Lärmschutzwand (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)</u> | 14 |
| <u>Abb. 5:</u> <u>Schema Sonderfall Bankett als Sickerkörper (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)</u> | 14 |
| <u>Abb. 6:</u> <u>Schema konzentrierte Ableitung (ERHART-SCHIPPEK, MASCHA & PARTNER, 2000)</u> | 15 |
| <u>Abb. 7:</u> <u>Winterdienstkategorien in Österreich (Land Steiermark, Verkehrsabteilung)</u> | 17 |
| <u>Abb. 8:</u> <u>Kumulativer Anteil der durch die Verkehrsgischt deponierten Streusalzmengen im Straßenrandbereich von 2 bis 40m (SIEGHARDT & WRESOWAR 2000)</u> | 19 |
| <u>Abb. 9:</u> <u>Transportweg von Natriumchlorid ins Grundwasser (NCHRP, 2007)</u> | 21 |
| <u>Abb. 10:</u> <u>Konzeptionelles Modell – schematischer Talquerschnitt, Straßeneintrag und Transport von Salz ins und im Grundwasser (KOGSEDER 2008)</u> | 23 |
| <u>Abb. 11:</u> <u>Ursachen der Variabilität der Dispersion in verschiedenen Skalenebenen</u> | 25 |
| <u>Abb. 12:</u> <u>Abhängigkeit der Dispersivität von der Transportlänge (TU MÜNCHEN 2009)</u> | 26 |
| <u>Abb. 13:</u> <u>Fließwegabhängigkeit des Dispersivität im Grundwasser des Leibnitzer Feldes (FANK, J. o.D.)</u> | 26 |
| <u>Abb. 14:</u> <u>Querdispersion (MULL und HOLLÄNDER 2002)</u> | 27 |
| <u>Abb. 15:</u> <u>Impulsförmiger Eintrag in das Grundwasser (MULL und HOLLÄNDER 2002)</u> | 28 |
| <u>Abb. 16:</u> <u>Konzentration als Funktion der Zeit (MULL und HOLLÄNDER 2002)</u> | 28 |
| <u>Abb. 17:</u> <u>Darcy'sches Gesetz (HÖLTING & COLDEWEY 2005)</u> | 33 |
| <u>Abb. 18:</u> <u>Ermittlung des Beeinträchtigungszeitraumes (Abschätzung der mittleren Änderung der Chloridkonzentration in einem bestimmten Zeitraum in Entfernungen > 100 m zum Emittenten)</u> | 35 |
| <u>Abb. 19:</u> <u>Schema zur vereinfachten Chloridberechnung</u> | 36 |
| <u>Abb. 20:</u> <u>Beiträge zur Massenbilanz am Kontrollvolumen (aus HÖLTING & COLDEWEY 2004, nach KINZELBACH & RAUSCH 1995)</u> | 39 |
| <u>Abb. 21:</u> <u>Übersichtslageplan Projekt Guntramsdorf</u> | 41 |
| <u>Abb. 22:</u> <u>Bohrprofil Sonde S2</u> | 42 |
| <u>Abb. 23:</u> <u>Lageplan Sonden und Brunnen 5 sowie der Grundwasserfließrichtung</u> | 43 |
| <u>Abb. 24:</u> <u>Grafik Streusalzmengen</u> | 45 |
| <u>Abb. 25:</u> <u>Sonden 1-4 Chloridkonzentrationen im Nahbereich des Emittenten</u> | 46 |

| | | |
|---------------------------------|--|----|
| <u>Abb. 26:</u> | <u>Chloridkonzentration in größerer Entfernung zum Emittenten (Brunnen 5)</u> | 46 |
| <u>Abb. 27:</u> | <u>Velauf der gerechneten Cl⁻ - Konz. im Vergleich zu den Laborwerten bzw. Cl⁻ Konz. aus der elektrischen Leitfähigkeit</u> | 50 |
| <u>Abb. 28:</u> | <u>Abschätzung der ermittelten Zeit / Chloridkonzentrationsverteilung</u> | 55 |
| <u>Abb. 29:</u> | <u>Modellschema</u> | 57 |
| <u>Abb. 30:</u> | <u>Brunnen 5, gemessene im Vergleich zu modellierten und analytisch gerechneten Konzentrationen mit extrapoliertem Chlorideintrag entlang der Autobahn (bei den gemessenen Werten wurde eine Grundbelastung von 59 mg/l abgezogen)</u> | 58 |
| <u>Abb. 31:</u> | <u>Sonde 3, gemessene im Vergleich zu modellierten Konzentrationen (bei den gemessenen Konzentrationen wurde eine Grundbelastung von 43 mg/l abgezogen)</u> | 59 |
| <u>Abb. 32:</u> | <u>Modellierte Chloridkonzentrationen im Abstand von 100 m bis 600 m vom linearen Eintrag entlang der Autobahn, vgl. hierzu auch Abb. 16</u> | 60 |