

# **Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden – Modellberechnungen**

**Berichte der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**Verkehrstechnik Heft V 313**

**bast**

# **Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden – Modellberechnungen**

von

Christopherus Braun  
Markus Klute  
Christian Reuter  
Sebastian Rubbert

Björnsen Beratende Ingenieure GmbH  
Koblenz

**Berichte der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

Verkehrstechnik Heft V 313

**bast**

Die Bundesanstalt für Straßenwesen veröffentlicht ihre Arbeits- und Forschungsergebnisse in der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen**. Die Reihe besteht aus folgenden Unterreihen:

A - Allgemeines  
B - Brücken- und Ingenieurbau  
F - Fahrzeugtechnik  
M - Mensch und Sicherheit  
S - Straßenbau  
V - Verkehrstechnik

Es wird darauf hingewiesen, dass die unter dem Namen der Verfasser veröffentlichten Berichte nicht in jedem Fall die Ansicht des Herausgebers wiedergeben.

Nachdruck und photomechanische Wiedergabe, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung der Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Die Hefte der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen** können direkt bei der Carl Ed. Schünemann KG, Zweite Schlachtpforte 7, D-28195 Bremen, Telefon: (04 21) 3 69 03 - 53, bezogen werden.

Über die Forschungsergebnisse und ihre Veröffentlichungen wird in der Regel in Kurzform im Informationsdienst **Forschung kompakt** berichtet. Dieser Dienst wird kostenlos angeboten; Interessenten wenden sich bitte an die Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Ab dem Jahrgang 2003 stehen die **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt)** zum Teil als kostenfreier Download im elektronischen BASt-Archiv ELBA zur Verfügung.  
<http://bast.opus.hbz-nrw.de>

## Impressum

**Bericht zum Forschungsprojekt: FE 09.0156/2011/LRB:**  
Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden - Modellberechnungen

**Fachbetreuung:**  
Taiseer Aljazzar

**Herausgeber**  
Bundesanstalt für Straßenwesen  
Brüderstraße 53, D-51427 Bergisch Gladbach  
Telefon: (0 22 04) 43 – 0

**Redaktion**  
Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit

**Druck und Verlag**  
Fachverlag NW in der  
Carl Ed. Schünemann KG  
Zweite Schlachtpforte 7, D-28195 Bremen  
Telefon: (04 21) 3 69 03 – 53  
Telefax: (04 21) 3 69 03 – 48  
[www.schuenemann-verlag.de](http://www.schuenemann-verlag.de)

ISSN 0943-9331  
ISBN 978-3-95606-431-9

Bergisch Gladbach, Februar 2019

## Kurzfassung – Abstract

### Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden – Modellberechnungen

Auftausalze werden zur Vermeidung von Schnee- und Eisglätte eingesetzt. Hierbei ist Natriumchlorid das meist verwendete Salz. Diese Salze sind in Wasser leicht löslich und können in den Wasserkreislauf gelangen. Mögliche Eintragspfade sind direkter Abfluss aus dem Entwässerungssystem zu Oberflächengewässern und Versickerung ins Grundwasser. Da die Salze im Grundwasser mobil sind, gelangt die eingetragene Stoffmenge auch zu den Vorflutern. Sowohl im Grundwasser als auch in Oberflächengewässern können erhöhte Salzkonzentrationen zur Beeinträchtigung von Natur und Umwelt oder sonstiger Nutzung führen.

In diesem Projekt wurde der Wissensstand zu gewässerschutzrelevanten Wirkungen von Chlorid durch eine Literaturlauswertung zusammengefasst, insbesondere zu Konzentrationsbereichen und zugehörigen Wirkungszeiträumen, die akute und chronische Toxizität für Gewässerorganismen auslösen. Auch die Transportpfade und das Verhalten des auf Straßen ausgebrachten Tausalzes wurden beschrieben. Hauptziel des Projektes war herauszufinden, welche Versickerungs- und technische Entwässerungseinrichtungen und welche Betriebsweisen die Konzentrationen von Tausalz in Gewässern unterschiedlicher Größe auf ein verträgliches Maß reduzieren können. An ausgewählten Punkten, wie Grundwasser oder Fließgewässer, wurden die berechneten Salzfrachten und -konzentrationen immissionsbezogen bewertet. Als maßgebender Punkt im Fließgewässer wird i. d. R. der unterstromige Pegel eines Gewässerkörpers betrachtet. Das Endziel des Projektes war, die Verdünnung und den Rückhalt von Tausalz bei verschiedenen Entwässerungsmethoden, die nach den RAS Ew vorgegeben sind, unter Einsatz numerischer Modellierung zu untersuchen.

Der Salztransport wurde nicht für reale Standorte modelliert. Vielmehr wurden Modellierungsberechnungen an mehreren repräsentativen Szenarien durchgeführt, die auf andere Fälle übertragen werden können. Dafür wurden unterschiedliche Kombinationen von Tausalzmengen, Straßenausbildung, Art der Entwässerung sowie hydrologischen und hydrogeologischen Ortseigenschaften ausgewählt

und in den Modellen als Randbedingungen eingebaut.

Die Ergebnisse zum Transportpfad Untergrund zeigten deutliche Vermischungs- und Dämpfungseffekte durch Dispersion und Verdünnung. Die Berechnungen zeigten, dass sich ein Jahresmittelwert der Chlorid-Konzentration, der auf Tausalzeinsatz und Transport im Untergrund zurückzuführen ist, gut mit einer Massenbilanz berechnen lässt. Die saisonalen Schwankungen in den berechneten Chlorid-Konzentrationen waren in der Regel sehr gering. Somit kann in vielen Fällen auf eine numerische Modellierung des Transportpfades Untergrund verzichtet und stattdessen eine vereinfachte Massenbilanzierung verwendet werden.

Die Berechnungen zum Transportpfad der technischen Entwässerung können aus den Eingangsparametern sensitive und weniger sensitive Größen hinsichtlich des Transportverhaltens identifizieren. So hat z. B. die Regencharakteristik nur einen geringen Einfluss auf die Ergebnisse. Dagegen hatten die Streumengen und die betrachtete maximale Konzentration im Straßenablauf wie erwartet eine sehr starke Auswirkung. Auch wurden insbesondere die Möglichkeiten des Rückhaltes und der Verdünnung von Tausalz in unterschiedlichen Beckenanlagen der technischen Straßenentwässerung untersucht. Die Ergebnisse zeigten, dass die Ausgestaltung der Becken einen deutlichen Einfluss auf die Ergebnisse hatte.

Die Berechnungsergebnisse der beiden Transportpfade lieferten jeweils einen Input (Wassermenge und Chloridkonzentration) zu einem Gewässer. Diese wurden dann an einem Auswertepunkt im Gewässer zusammengeführt. I. d. R. liegt dieser Auswertepunkt am unterstromigen Ende des Gewässerkörpers. Zur Überlagerung von Konzentrationen aus Sickerwasser, Grundwasser, technischen Einleitungen und Oberflächengewässer wurden in einer Mischungsrechnung jeweils die Stoffgehalte und die Wassermengen aufgenommen. Bei Betrachtung eines (Teil-)Einzugsgebiets eines Gewässers wurde dann zunächst der Zufluss im Gewässer und dessen Hintergrundkonzentration am Oberstromende zusammen mit dem Austausch über den Transportpfad Untergrund betrachtet. Die Berechnung lieferte dann einen Gewässerabfluss und eine Hintergrundkonzentration am unterstro-



migen Ende. Danach wurde die Mischungskonzentration am unterstromigen Ende des Gewässers mit der Einleitung aus dem technischen Entwässerungssystem berechnet. Neben den berechneten Komponenten (Wassermenge und Konzentration) aus den Transportpfaden Untergrund und technischem Entwässerungssystem gingen als Randbedingungen der Mischungsberechnung der Abfluss und die Hintergrundkonzentration des Gewässers in die Berechnung ein. Diese beiden Größen wurden in einer Matrix berücksichtigt, um ein breites Anwendungsspektrum zu erreichen. Hierbei wurden die berechneten Zuflüsse (Menge und Konzentration) zum Gewässer mit einer frei wählbaren Matrix aus Abfluss und die Hintergrundkonzentration des Gewässers in der Mischungsrechnung betrachtet.

#### **Dilution and detention of road de-icing salt in different drainage systems – Model simulations**

The study treats the numerical simulation of transport of road salt to surface water bodies, with special focus on dilution and detention processes. The simulations are restricted to chloride as the main water quality parameter.

The transport of chloride from the road environment to a surface water body can occur on different transport paths:

- Input into the surface water body directly from the technical drainage system,
- Transport in the subsurface resulting from direct infiltration (e.g. road verge, retention or treatment basins),
- Transport in the subsurface resulting from drift and diffuse infiltration.

All three transport paths are considered in the study.

The simulations do not represent real cases, but typical and generalized situations.

The results concerning subsurface transport show remarkable dilution and damping effects. It can be shown that a yearly average chloride concentration in the surface water (resulting from road salt) can be estimated reasonably well using a simple mass balance. Seasonal variations in the concentrations

are small in most cases. Therefore, simple mass balancing can be used in most cases instead of numerically modelling chloride transport in the subsurface.

The simulations concerning the transport in the technical drainage system are used to identify more or less sensitive parameters within the wide range of different existing input parameters. For example, it can be shown that the rainfall regime plays a minor role for the computed results. In contrast, the amount of road salt and the maximum concentration in the road runoff, as expected, have an important impact. Furthermore, the possibilities of dilution and detention of road salt within different basin types as part of the drainage system are investigated. The results indicate that the design of the basin (volume, geometry, flow damping, permanent basin fill levels, occurrence of density stratification) have a significant influence on the computed mass flow to the surface water body.

The results of the both models (subsurface and technical drainage system) gave an input into a water body. This was evaluated at a characteristic point in the water body. In most cases this will be the downstream gauge of a catchment (e.g. a gauche). The superposition between flow and concentration of the water body the subsurface and the technical drainage system were computed under the assumption of complete mixing. Regarding a (possibly partial) water body catchment a mixing of flow and concentration from the upstream reach with groundwater was computed in a first step. This did result in a discharge and a background concentration at the downstream gauge of the water body. In a second step the mixing at this point with the input from the technical drainage system was considered. In addition to the computed inputs from the subsurface and technical drainage system the flow and the background concentration of the water body represent boundary conditions. To achieve a general as possible approach these boundary conditions are treated in a matrix, which gives multiple combination of the both values.

## Summary

### Dilution and detention of road de-icing salt in different drainage systems – Model simulations

#### 1 Problem statement

Road de-icing salts are used to avoid icy condition during winter time and to enhance safety conditions along roads in winter seasons. Sodium chloride (NaCl) is the mostly used de-icing agent, where other agents such as magnesium chloride ( $MgCl_2$ ) and calcium chloride ( $CaCl_2$ ) are used in smaller rates. Sodium chloride is highly dissolvable in water and therefore, it is usually transported with water and enters into the water cycle. Sodium chloride can be transported with water through infiltration into groundwater. It can also be transported with road runoff into drainage system. De-icing salt will eventually reach surface water streams and could negatively impacts ecological systems. This depends on several parameters including but not limited to the configuration of the drainage system.

The Federal Highway Research Institute (BAST) charged the Björnsen Consulting Engineers (BCE) with a research project to assess the capacity of several drainage systems to dilute and retard de-icing salts (sodium chloride, where chloride will be used as an indicator). This research project has the following objectives:

- To conduct a comprehensive literature review on application rates of de-icing salts on German highways, partitioning patterns in the roadside environments and transport pathways of sodium chloride into groundwater, via drainage systems, and into surface water streams. The literature review should also summarize previous findings on acute and chronic aquatic toxicity and ranges of concentrations of chloride.
- The temporal and spatial distribution of the de-icing salt (the transport of only chloride as an indicator was simulated) input and the intermediate storage in the drainage system (e.g. sedimentation basin and hydraulic retention basins) and in the subsurface system should be numerically modelled.

- The numerical models should evaluate the potential dilution and retardation of chloride in different drainage systems (including infiltration in the subsurface system). They should be investigate different scenarios that account for different climate conditions, rate of applications of de-icing salts, configuration of road and drainage systems, and hydrologic as well as hydrogeological parameters.
- The results should identify which drainage systems and operating modes of are able to dilute or retard chloride and lower its concentrations in water bodies to an acceptable limit to avoid negative ecological and biological impacts.

#### 2 Methodology

The major approach of this project was to simulate chloride (as an indicator for the de-icing salt sodium chloride) considering a set of typical combinations of several parameters and boundary conditions. This was achieved through considering two hypothetical sites that represent the variable climate conditions between southern and northern Germany, as this has a direct influence on the amount of applied de-icing salts and on the hydrological parameters as well as the hydrogeological boundary conditions. The numerical simulations also take into account typical situations for highways (Bundesautobahn) and non-urban roads (Landstraße). Moreover, several scenarios have been prepared to cover the widest variation of combinations and parameters that might affect chloride amounts applied on the road and the transport pathways from the road into the surface water body. These combinations included:

- Geographical location through selecting two hypothetical sites (southern and northern Germany). This will provide different scenarios according to:
  - Amounts of applied de-icing salt,
  - Climatological and hydrological parameters,
  - Hydrogeological characteristics.
- Road configuration (including land roads and urban highways);

- Type and configuration of drainage units. This considered direct infiltration over road shoulders and embankments, centralized infiltration basins, sedimentation units and hydraulic retention basins. A set of scenarios were prepared to include possible combinations according to the RAS Ew;
- Complete infiltration of road runoff over the road's shoulder and embankment – without collection in technical drainage units (basins);
- Infiltration of road runoff over the road's shoulder and embankment – with collection and (partial) centralized infiltration into groundwater in infiltration basin (runoff water will be directed into the subsurface system);
- (Partial) collection in drainage system, from which runoff water is directed – after treatment and/or hydraulic retention – into surface water streams.

The above mentioned combinations have been prepared in form of scenarios including input parameters and boundary conditions. Afterwards, these scenarios were investigated using numerical simulation. The modelling of the drainage system and the subsurface transport is done separately. Using these models a parameter study is done to identify controlling parameters and processes. Chloride inputs from groundwater and technical drainage units were merged together at a certain point along the surface water stream. A matrix-based concept was developed to evaluate the chloride inputs through different pathways into a surface water stream at a specific point.

Chloride transport in the subsurface (unsaturated and saturated zones) has been simulated using a commercial finite element model (FEFLOW). The main focus of these simulations is on the long term behaviour of chloride concentrations. Therefore time series (several years) instead of single events are considered.

Chloride transport in technical drainage units (according RAS Ew) was simulated using a model developed by Bjørnsen team. The model considers the drainage units as continuously stirred tank reactors ( $C_{STR}$ ). The inflow of one tank is given from the outflow of the upstream tank or the rainfall boundary condition. The properties of the tanks are

described with characteristics of storage and outflow. Because there are no general restrictions to these characteristics any tank geometry and different outlets can be considered. The program has a modular design and can combine following modules:

- module street: description of salt dissolution and runoff from the street,
- module channel: transport to the sedimentation basin,
- module sedimentation basin,
- module rain retention basin: flow storage and restriction.

Density effects can be taken into account in both sedimentation and detention basins. The main focus of the simulation in the technical units of the drainage system was to investigate the short term concentration peaks. This is done in computing specific events, regarding critical runoff situations. This situation is the minimum rainfall that is able to solve the total amount of salt and produce a runoff from the road.

The results of the both models (subsurface and technical drainage system) gave an input into a water body. This was evaluated at a characteristic point in the water body. In most cases this will be the downstream gauge of a catchment (e.g. a gauche). The superposition between flow and concentration of the water body the subsurface and the technical drainage system were computed under the assumption of complete mixing. Regarding a (possibly partial) water body catchment a mixing of flow and concentration from the upstream reach with groundwater was computed in a first step. This did result in a discharge and a background concentration at the downstream gauge of the water body. In a second step the mixing at this point with the input from the technical drainage system was considered. In addition to the computed inputs from the subsurface and technical drainage system the flow and the background concentration of the water body represent boundary conditions. To achieve a general as possible approach these boundary conditions are treated in a matrix, which gives multiple combination of the both values.

When this computation is been done the resulting concentrations in the water body can be compared with legal threshold or critical values. For example for good state of the water body, the chloride concentration should be  $\leq 200$  mg/l. In the case of high initial concentrations and short time peaks (less than 3 days) chloride concentrations of 400–600 mg/l (depending on the amount of calcium carbonate in the water) can still be accepted.

### 3 Results and practical conclusion

The model simulations described the capacity of drainage methods (facilities) to dilute and retard chloride generated from the applying de-icing salt (sodium chloride) on the roads in winter seasons. The drainage facilities that have been considered in this project describe the possible pathways of chloride from a certain road to water body and include the direct infiltration of road runoff over road's shoulder and embankments as well as transport of chloride in technical drainage units for collection, treatment, and hydraulic retention.

The results showed that the chloride transport in the subsurface system is subjected to significant dilution and dampening. The concentrations are reduced by a factor of about 20 to 100 (comparing the applied de-icing salt on the road with the chloride concentration in the groundwater outflow into the surface water stream). This dilution and dampening are attributed to the mixing of the infiltrated water with natural groundwater flow, capillary forces in the unsaturated zone as well as the dispersion in the groundwater. Seasonal variations of chloride concentrations were found to be insignificant, and the chloride that may reach the surface water through the subsurface system could usually be estimated using a simple mass balance. However, in the near field of the infiltration, the effect of mixing is small. Therefore, numerical simulations could be necessary in specific conditions; such as analysing chloride concentration peaks over short time or investigating chloride impacts on a surface water stream which is close to the road.

The simulation of the transport in the technical drainage system was able to differentiate among the multitude of input parameters between more and less sensitive parameters. It could be shown, that the rainfall regime and the scale of the system

(e.g. catchment area and the part of the collected water) have a minor impact on the computational results. On the other hand the total amount of road salt and the maximum concentration in the road runoff do influence the results significantly. Simulation results showed that the design parameters (volume, geometry, flow damping, permanent reservoir filling) have a significant influence on the computed concentration and mass flow of chloride leaving toward the surface water. Bigger reservoirs with small outflow rates can effect dampening of concentration peaks. On the other hand this will increase the period of salt output to the water body.

The Following remarks were concluded

- Density layers influence the storage of chloride in detention reservoirs with permanent storage.
- Using unregulated valves big and shallow reservoirs are favourable to small and deep reservoirs with the same volume.
- A permanent storage in the reservoir can retain a remarkable amount of road salt. This opens possibilities of management options.
- If this storage is unregulated the period of salt input into the water body is extended.

Among the simulations dilution of chloride concentrations (ratio of input to output concentration in the drainage system) by a factor of 2–10 are calculated.

### 4 Practical conclusion

The model simulations are showing that the dilution of chloride on the paths from a road to water body is significant higher in the subsurface than in the technical drainage system.

Furthermore, the results show that chloride concentration resulting from subsurface transport can be estimated quite well using a simple mass balancing approach. Seasonal fluctuations in chloride concentration are generally small. The use of numerical models to compute the transport in the subsurface can be skipped in many cases. Exceptions may be karstic aquifers with minor dilution and damping capabilities and systems

where the road is more or less parallel and in a small distance (less than about 50–100 m) to the surface water body.

The computational results for the technical drainage system are showing that the design of the reservoirs (volume, geometry, flow damping, permanent reservoir filling) have a significant influence on the computed mass flow to the surface water. Bigger reservoirs with small outflow rates can effect dampening of concentration peaks. On the other hand this will increase the period of salt output to the water body.



## Inhalt

<b>Abkürzungen</b> .....	11	4.2.1 Analytische Berechnungsmethoden...	33
<b>Symbole</b> .....	11	4.2.2 Numerische Berechnungsmethoden .....	36
<b>1 Einleitung</b> .....	13	4.3 Randbedingungen der Modellberechnungen .....	37
<b>2 Vorkommen von Chlorid, Anwendung und Wirkung von Tausalz</b> .....	13	4.3.1 Geografische Ortsverhältnisse .....	37
2.1 Geogene Chloridkonzentrationen .....	14	4.3.2 Ausbildung der Straße .....	37
2.2 Tausalz .....	16	4.3.3 Tausalzmenge .....	38
2.2.1 Zusammensetzung und Eigenschaften .....	17	4.3.4 Ausbildung des Entwässerungssystems .....	39
2.2.2 Transportverhalten .....	18	4.3.5 Hydrogeologie und Hydrologie .....	40
2.2.3 Transportpfade von Tausalz im Wasserkreislauf .....	18	4.4 Modellkonzept für das Gesamtsystem .....	41
<b>3 Literaturlauswertung zu Salzkonzentrationen in Gewässern und ihrer Wirkung</b> .....	20	4.5 Modell für den Transportpfad Untergrund .....	42
3.1 Ökotoxologische Wirkung von Chloridkonzentrationen .....	20	4.6 Modell für technische Entwässerungssysteme .....	44
3.1.1 Aquatische Ökotoxizität .....	20	4.6.1 Modellkonzept .....	44
3.1.2 Ökologische Bewertung der Salzttoxizität und Salztoleranz .....	29	4.6.2 Module des technischen Entwässerungssystems .....	45
3.1.3 Terrestrische Ökotoxizität .....	29	<b>5 Modellierung Transportpfad Untergrund</b> .....	47
3.2 Gesetzliche Vorgaben und technische Regelwerke .....	30	5.1 Modellierung von Einzelsystemen: ungesättigte und gesättigte Zone .....	47
3.2.1 Oberflächengewässer .....	30	5.1.1 Transport in der ungesättigten Bodenzone .....	47
3.2.2 Grundwasser .....	31	5.1.2 Zweidimensionale Stoffausbreitung zwischen Straße und Gewässer über das Untergrundsystem .....	53
3.2.3 Trinkwasser .....	31	5.1.3 Fazit Berechnungen Transportpfad: Untergrund – Einzelsysteme .....	64
3.3 Weiteres Vorgehen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung .....	31	5.2 Modellierung von kombinierten Systemen im Untergrund .....	64
<b>4 Grundlagen der Modellierung von Chlorid im Untergrund und in den technischen Entwässerungsanlagen</b> .....	32	5.2.1 Modell Süddeutschland .....	66
4.1 Transportmechanismen .....	32	5.2.2 Modell Norddeutschland .....	72
4.2 Grundlagen Berechnungsmethoden...	33	5.2.3 Fazit Berechnungen Transportpfad: Untergrund – kombinierte Systeme ...	74

<b>6</b>	<b>Modellierung Transportpfad technisches Entwässerungs- system</b> . . . . .	75	<b>Anlage A: Bemessung und Randbedingungen Straßenentwässerung</b>
6.1	Grundszenarien für die technische Entwässerung. . . . .	75	<b>Anlage B: Modellergebnisse Transportpfad Untergrund – Kombinierte Systeme</b>
6.2	Bemessung der Entwässerung . . . . .	76	Die Anlagen sind im elektronischen BAST-Archiv ELBA unter <a href="http://bast.opus.hbz-nrw.de">http://bast.opus.hbz-nrw.de</a> abrufbar.
6.3	Allgemeines Systemverhalten . . . . .	76	
6.3.1	Wellentransformation und Wirkung von Speichern . . . . .	76	
6.3.2	Skalierungseffekte . . . . .	80	
6.3.3	Einfluss der Niederschlags- charakteristik . . . . .	80	
6.3.4	Einfluss der Anfangskonzentration in den dauergestauten Becken. . . . .	82	
6.4	Schwerpunktuntersuchungen. . . . .	82	
6.4.1	Einfluss der Dichteschichtung im RWB . . . . .	82	
6.4.2	Einfluss des RRB ohne Dauerstau. . . . .	83	
6.4.3	Einfluss der Dichteschichtung im RRB mit Dauerstau . . . . .	83	
6.4.4	Einfluss der Drosselung des RRB . . . . .	85	
6.5	Konzentrationsentwicklung in den Dauerstaubecken . . . . .	87	
6.6	Tausalzbelastung des Vorfluters. . . . .	89	
<b>7</b>	<b>Interpretation der Ergebnisse</b> . . . . .	94	
7.1	Transportpfad Untergrund . . . . .	94	
7.2	Transportpfad technisches Entwässerungssystem . . . . .	95	
7.2.1	Modelleigenschaften . . . . .	95	
7.2.2	Transportverhalten . . . . .	95	
7.3	Überlagerung der Transportpfade . . . . .	96	
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b> . . . . .	98	
<b>9</b>	<b>Ausblick</b> . . . . .	99	
	<b>Literatur</b> . . . . .	99	
	<b>Bilder</b> . . . . .	102	
	<b>Tabellen</b> . . . . .	106	

## Abkürzungen

BAST	Bundesanstalt für Straßenwesen
BCE	Björnsen Beratende Ingenieure
BQE	Biologische Qualitätselemente
CSTR	Continuously Stirred Tank Reactor (vollständig durchmischter Reaktor)
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
EuGH	Europäischer Gerichtshof
EZG	Einzugsgebiet
FGSV	Forschungsgesellschaft für Straßenwesen
Gew	Gewässer
GOK	Geländeoberkante
gr. EZG	großes Einzugsgebiet
GW	Grundwasser
GWNB	Grundwasserneubildung
HC5	Das 5. Perzentil einer SSD der Effektkonzentrationen der chronischen und akuten Toxizität zu verschiedenen Spezies
IKSMS	Internationale Kommission zum Schutz der Mosel und der Saar
Inf., INF	Infiltration
KAK	Kationenaustauschkapazität
kl. EZG	kleines Einzugsgebiet
KOSTRA	Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs Auswertungen
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
RAS-Ew	Richtlinien für die Anlage von Straßen – Teil: Entwässerung
RRB	Regenrückhaltebecken
RWB	Regenwasserbehandlung in Absetzbecken nach RAS-Ew
SCI	Index of specific conductance
SSD	Species sensitivity distribution
STR	Salztransportregen
TDS	Total dissolved solids
UBA	Umweltbundesamt
WHO	World Health Organisation

## Symbole

Sym-bol	Bedeutung	Einheit
A	Fläche	m <sup>2</sup>
A	Einzugsgebietsgröße	ha
a	Parameter der van-Genuchten-Beziehung	1/m
$\alpha$	Dispersivität	m
Ar	Archimedeszahl	-
B	Breite	m
c	Konzentration	kg/m <sup>3</sup> ; mg/l, g/l
c <sub>o</sub>	Konzentration im Gewässer nach Einleitung Grundwasser	kg/m <sup>3</sup> ; mg/l, g/l
c <sub>di</sub>	Konzentration in der Dichteschicht	kg/m <sup>3</sup> ; mg/l, g/l
c <sub>gew</sub>	Konzentration im Gewässer vor Einleitung Grundwasser	kg/m <sup>3</sup> ; mg/l, g/l
c <sub>grenz</sub>	Grenzkonzentration	kg/m <sup>3</sup> ; mg/l, g/l
c <sub>max</sub>	maximal berechnete Konzentration	kg/m <sup>3</sup> ; mg/l, g/l
c <sub>ü</sub>	Konzentration im Überstand	kg/m <sup>3</sup> ; mg/l, g/l
c <sub>zu</sub>	Konzentration im Zulauf	kg/m <sup>3</sup> ; mg/l, g/l
Ca	Kalzium	
Cl	Chlorid	
D	Dispersionskoeffizient	m <sup>2</sup> /s
D <sub>xx</sub>	Dispersionskoeffizient in x-Richtung	m <sup>2</sup> /s
D <sub>yy</sub>	Dispersionskoeffizient in y-Richtung	m <sup>2</sup> /s
D <sub>mech</sub>	hydromechanischer Dispersionskoeffizient	m <sup>2</sup> /s
D <sub>mol</sub>	molekulare Diffusionskonstante	m <sup>2</sup> /s
DN	Nenndurchmesser	m
EC <sub>50</sub>	mittlere effektive Konzentration, mittlere Effektdosis	mg/l
f	Flurabstand	m
f <sub>x</sub>	Sicherheitsfaktor	-



Sym-bol	Bedeutung	Einheit
g/l	Gramm pro Liter	g/l
H	Beckentiefe	m
H	Wasserstand, Einstauhöhe	m
H <sub>di</sub>	Höhe der Dichteschicht	m
H <sub>ds</sub>	Dauerstauhöhe	m
H <sub>ü</sub>	Höhe des Überstandes	m
h	Piezometerhöhe, Grundwasserpotenzial	m
ha	Hektar	ha
h <sub>c</sub>	Kapillarpotenzial	m
l	Gefälle	-
K	Kalium	
k	Sandrauheit	m
k <sub>b</sub>	Betriebliche Rauheit	mm
k <sub>f</sub>	Durchlässigkeit	m/s
k <sub>r</sub>	relative Durchlässigkeit	-
L	Länge	m
l	Liter	l
LC <sub>50</sub>	letale Konzentration für 50 % der Lebewesen	mg/l
M	Masse	kg
ṁ	Stofffracht	kg/s
m	Mächtigkeit Grundwasserleiter	m
m	Parameter der van-Genuchten-Beziehung	-
Mg	Magnesium	
mg	Milligramm	mg
mg/l	Milligramm pro Liter	mg/l
Mio.	Millionen	
mm	Millimeter	mm
μ	Überfallbeiwert	-
N	Grundwasserneubildung aus Niederschlag	m/s; m/a
n <sub>f</sub>	effektive Porosität	-
n	Parameter der van-Genuchten-Beziehung	-
n	Überschreitungshäufigkeit	1/a
NOEC	No-Observed-Effect Concentration	mg/l
v	Kinematische Viskosität	m <sup>2</sup> /s
Na	Natrium	

Sym-bol	Bedeutung	Einheit
Pe	Peclet-Zahl	-
π	Kreiszahl	-
Q	Abfluss	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>ab</sub>	Abfluss	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>d</sub>	Drosselabfluss	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>E</sub>	Abfluss Entlastung	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>gew</sub>	Abfluss Gewässer	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>gw</sub>	Zufluss aus dem Grundwas- ser zum Gewässer	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>GWzu</sub>	Zufluss im Grundwasser	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>OfG</sub>	Abfluss im Oberflächen- gewässer	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>Str</sub>	Abfluss der Straßen- entwässerung	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>Win</sub>	Winterabfluss	m <sup>3</sup> /s
Q <sub>Zu</sub>	Zufluss	m <sup>3</sup> /s
q <sub>A</sub>	maximale Oberflächen- beschickung	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /h
q <sub>s</sub>	Schluckvermögen	l/s/m
r	Regenspende	l/s/ha
ρ	Dichte	kg/m <sup>3</sup>
ψ	Abflussbeiwert	-
S <sub>e</sub>	effektive Wassersättigung	-
S <sub>r</sub>	Restsättigung Wasser	-
S <sub>w</sub>	Wassersättigung	-
s	Öffnungsweite	m
t	Zeit	s
t <sub>F</sub>	Fließzeit	min
t	Eintauchtiefe	m
V	Volumen	m <sup>3</sup>
v	Fließgeschwindigkeit, Abstandsgeschwindigkeit	m/s
v <sub>a</sub>	Abstandsgeschwindigkeit	m/s
v <sub>f</sub>	Filtergeschwindigkeit	m/s
W	Quell/Senkterm Transportgleichung	kg/m <sup>3</sup> /s
x	Entfernung in Fließrichtung, Koordinate	m
y	Entfernung quer zur Fließrichtung, Koordinate	m
z	Koordinate	m

## 1 Einleitung

Auftausalze werden zur Vermeidung von Schnee- und Eisglätte eingesetzt. Hierbei ist Natriumchlorid ( $\text{NaCl}$ ) das am meisten verwendete Salz, in geringeren Mengen werden Magnesium- ( $\text{MgCl}_2$ ) oder Calciumchlorid ( $\text{CaCl}_2$ ) verwendet. Diese Salze sind in Wasser leicht löslich, es kann also davon ausgegangen werden, dass ausgebrachte Salze in den Wasserkreislauf gelangen. Mögliche Eintragspfade sind direkter Abfluss aus dem Entwässerungssystem zu Oberflächengewässern (Vorfluter) und Versickerung des Grundwasser. Da die Salze mit dem Grundwasser mobil sind, gelangt die eingetragene Stoffmenge früher oder später ebenfalls zu den Vorflutern. Sowohl im Grundwasser, als auch in Oberflächengewässern können erhöhte Salzkonzentrationen zu einer Beeinträchtigung von Natur und Umwelt oder sonstigen Nutzungen (z. B. Trinkwassergewinnung) führen.

In diesem Forschungsvorhaben soll eine Literaturauswertung den Wissensstand zu gewässerschutzrelevanten Wirkungen von Chlorid zusammenfassen, insbesondere zu Konzentrationsbereichen und zugehörigen Wirkungszeiträumen, die akute und chronische Toxizität für Gewässerorganismen auslösen. Die Transportpfade des auf Straßen ausgebrachten Tausalzes sollen untersucht werden. Dazu wurden die Verdünnung- und die Rückhaltkapazität von Entwässerungsmethoden, die nach den RAS Ew (FGSV 2005) vorgegeben sind, anhand numerischen Modellierung beschrieben. Der Salztransport wurde nicht für reale Standorte modelliert, sondern es wurden Modellierungsberechnungen an mehreren repräsentativen Szenarien durchgeführt, die auf andere Fälle übertragen werden können. Dafür wurden unterschiedliche Kombinationen von Tausalzmengen, Straßenausbildung, Art der Entwässerung sowie hydrologischen und hydrogeologischen Ortseigenschaften ausgewählt und in den Modellen als Randbedingungen eingebaut.

Das Hauptziel des Projektes ist es herauszufinden, welche Versickerungs- und technischen Entwässerungseinrichtungen und welche Betriebsweisen die Konzentrationen von Tausalz in Gewässern unterschiedlicher Größe auf ein verträgliches Maß reduzieren können. An ausgewählten Punkten (z. B. im Grundwasser oder im Fließgewässer) werden die berechneten Salzfrachten und -konzentrationen immissionsbezogen bewertet. Als maßgebender Punkt im Fließgewässer wird in der Regel der unterstromige Pegel eines Gewässerkörpers betrachtet.

## 2 Vorkommen von Chlorid, Anwendung und Wirkung von Tausalz

Der Salzgehalt im Wasser stellt einen wichtigen Indikator für die Gewässergüte dar. Erhöhte Salzkonzentrationen können sowohl in der ungesättigten Bodenzone, im Grundwasser, als auch in den Oberflächengewässern zu einer Beeinträchtigung von Natur und Umwelt oder sonstigen Nutzungen (z. B. Trinkwassergewinnung) führen. In der Regel wird zur Beurteilung des Salzgehaltes die Chloridkonzentration verwendet.

Die Salzgehalte in Gewässern (Grundwasser und Oberflächengewässer) können natürlichen Ursprungs (geogener Hintergrund) oder anthropogen beeinflusst sein.

In den Weltmeeren beträgt der Gesamtsalzgehalt etwa 3,5 % bzw. 35 g/l, davon ca. 30 g/l Natriumchlorid. Süßwasser enthält im Allgemeinen deutlich weniger als 1 g/l Gesamtsalz (im Wesentlichen Carbonate, Chloride, Sulfate und Nitrate von Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium in Einzelkonzentrationen zwischen wenigen 1er bis 100er mg/l).

Für den anthropogenen Eintrag von Salzen sind im Wesentlichen folgende Prozesse zu nennen:

- Bergbau (z. B. Versickerung von Abraumhalden, Verpressung von Sole),
- Landwirtschaft (Düngemittel),
- Salzwasserintrusion durch Übernutzung von küstennahen Grundwasserleitern,
- Abwassereinleitungen,
- industrielle Einleitungen,
- Einsatz von Tausalz.

Innerhalb der hier vorgelegten Studie wird nur auf den letzten Punkt eingegangen. Tausalze werden zur Vermeidung von Schnee- und Eisglätte eingesetzt. Tausalze sind in Wasser leicht löslich, es kann also davon ausgegangen werden, dass ausgebrachte Salze in den Wasserkreislauf gelangen. Mögliche Eintragspfade in den Wasserkreislauf sind direkter Abfluss aus dem Entwässerungssystem zu Oberflächengewässern (Vorfluter) und Versickerung ins Grundwasser. Da die Salze im Grundwasser i. d. R. sehr mobil sind, gelangt die eingetragene Stoffmenge früher oder später ebenfalls zu den Vorflutern.

Ziel dieser Studie ist es den Transport von Tausalz hin zu den Gewässern zu beschreiben und für ausgewählte Szenarien zu quantifizieren. An ausgewählten Punkten (z. B. im Grundwasser oder im Fließgewässer) werden die berechneten Salzfrachten, bzw. -konzentrationen immissionsbezogen bewertet. Als maßgebender Punkt im Fließgewässer wird in der Regel der unterstromige Pegel eines Gewässerkörpers betrachtet.

### 2.1 Geogene Chloridkonzentrationen

Grundwasser löst beim Durchströmen von Gesteinsschichten dort abgelagerte Salze. Die Höhe der so entstehenden geogenen Hintergrundkonzentration hängt zum einen vom Salzgehalt des Gesteins und andererseits von der Verweilzeit des Wassers im jeweiligen Gestein ab. Magmatite und Karbonatgesteine enthalten mehr Chlorid als Tonsteine und Sandsteine (GRIMM-STRELE et al., 2001), in Salzlagerstätten finden sich hohe Konzentrationen von Natrium- und Kaliumchloriden. Über atmosphärischen Transport erhalten Küstengebiete mehr Chlorid aus dem Meer als küstenferne Regionen. Anhaltswerte für die natürlichen Chlorid-Gehalte des Grundwassers liegen ungefähr bei 10 bis 30 mg/l, können aber je nach Gesteinsart auch deutlich davon abweichen. In Tabelle 1 sind für einige geologische Einheiten nähere Angaben zu den geogenen Hintergrundwerten aufgelistet. Je nach Untergrund- und Grundwasserströmungsverhältnissen unterliegen diese Konzentrationen räumlichen und zeitlichen Schwankungen, sodass von einem anthropogenen Einfluss erst bei Überschreitung eines gewissen Signifikanzniveaus ausgegangen werden kann.

In Bild 1 sind Werte aus Untersuchungen zu geogen bedingten Chloridkonzentrationen aus Baden-Württemberg (GRIMM-STRELE et al., 2001) in Bild 2 aus Bayern (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2007) aufgeführt, die im Wesentlichen denen in Tabelle 1 entsprechen. Bei der Untersuchung in Bayern werden erhöhte Chloridmesswerte haupt-

sächlich auf landwirtschaftliche Nutzungen zurückgeführt.

In Bild 3 ist eine Chloridverteilung im oberflächennahen Grundwasser Deutschlands abgebildet (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2014). Grundlage dieser Darstellung waren Messwerte in oberflächennahen Grundwasserleitern. In

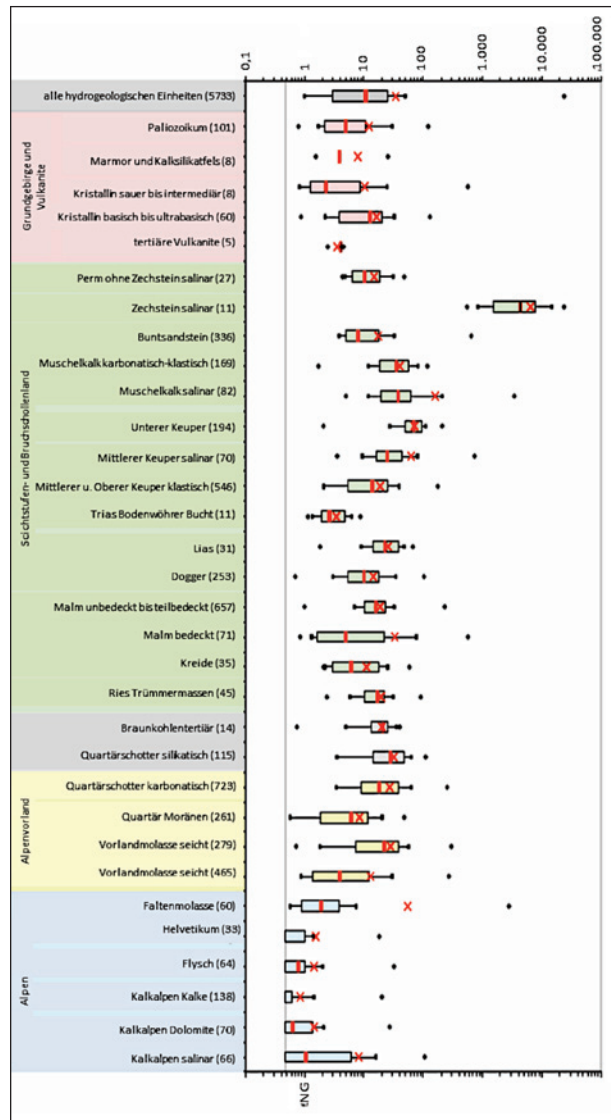


Bild 1: Gemessene geogene Chloridkonzentrationen für unterschiedliche Gesteinstypen in Bayern (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1999)

Grundwasserleiter	Geogener Normalbereich mg Cl/l	Anthropogener Einflussbereich mg Cl/l
Lockersedimente	10-55	> 80
Kalk/Dolomit	9-70	> 80
Buntsandstein	8-35	> 40
Sonst. Festgestein	7-35	> 55

Tab. 1: Geogene Hintergrundkonzentration von Chlorid im Gestein von Grundwasserleitern (BROD, 1993)

## CHLORID

[mg/l]

BG = 0.5 (0.3/0.1) mg/l Cl

GRUNDWASSERLANDSCHAFT	NST	ANA	MAXIMUM	P90	P75	MEDIAN	P25	P10	MINIMUM
QUARTÄR, Talfüllungen	1	8	9.80	9.80	9.45	7.75	5.70	4.90	4.90
QUARTÄR, Oberrhein/ Kiese u. Sande	4	36	15.60	13.00	9.95	8.60	6.50	6.20	3.50
QUARTÄR, Albsüdrand/Kiese u. Sande	6	76	14.90	13.20	10.55	4.80	3.15	2.50	2.10
QUARTÄR, moränenüb./Kiese u. Sande	5	48	23.00	20.10	14.50	6.00	4.90	4.10	3.60
QUARTÄR, Oberrhein/tiefe Aquifere	4	43	7.20	6.40	5.90	5.40	4.00	3.50	3.20
TERTIÄR, Albsüdrand, Alpenvorland	7	84	6.50	4.40	4.00	3.40	2.90	2.00	1.50
TERTIÄR, Oberrhein/tiefe Aquifere	1	12	4.50	3.80	3.60	3.40	3.15	2.80	2.60
TERTIÄR, Obere Meeresmolasse	4	40	12.90	11.90	11.50	0.75	0.60	0.50	<0.30
MALN, Weissjura, Schwäbische Alb	11	117	27.20	9.80	5.00	2.90	2.20	1.90	1.30
MALN, Alpenvorland/tiefe Aquifere	9	79	23.60	21.70	11.00	8.00	4.70	2.90	2.50
LIAS und DOGGER, Albvorland	3	29	32.90	32.40	10.90	8.50	3.60	3.10	3.00
HÖRNER KEUPER, Keuperbergland	16	185	13.00	9.80	8.00	5.70	4.60	3.50	2.50
LETTENKEUPER	2	16	20.80	18.90	11.10	6.65	5.65	5.40	5.20
MUSCHELKALK	8	64	27.90	25.80	14.85	6.95	3.80	3.40	2.60
MUSCHELKALK /tiefe Aquifere	1	6	4.10	4.10	3.10	3.00	2.90	2.80	2.80
BUNTSANDSTEIN	17	191	7.50	5.00	3.60	2.70	1.80	1.40	0.90
ROTLEGENDES	1	5	2.20	2.20	1.60	1.60	1.60	1.40	1.40
BUNTSANDSTEIN /tiefe Aquifere	2	12	6.30	6.30	5.90	4.60	4.05	3.40	3.10
KRISTALLIN, Schwarzwald	10	108	3.90	1.70	1.40	1.20	1.00	0.90	0.70

[mg/l]

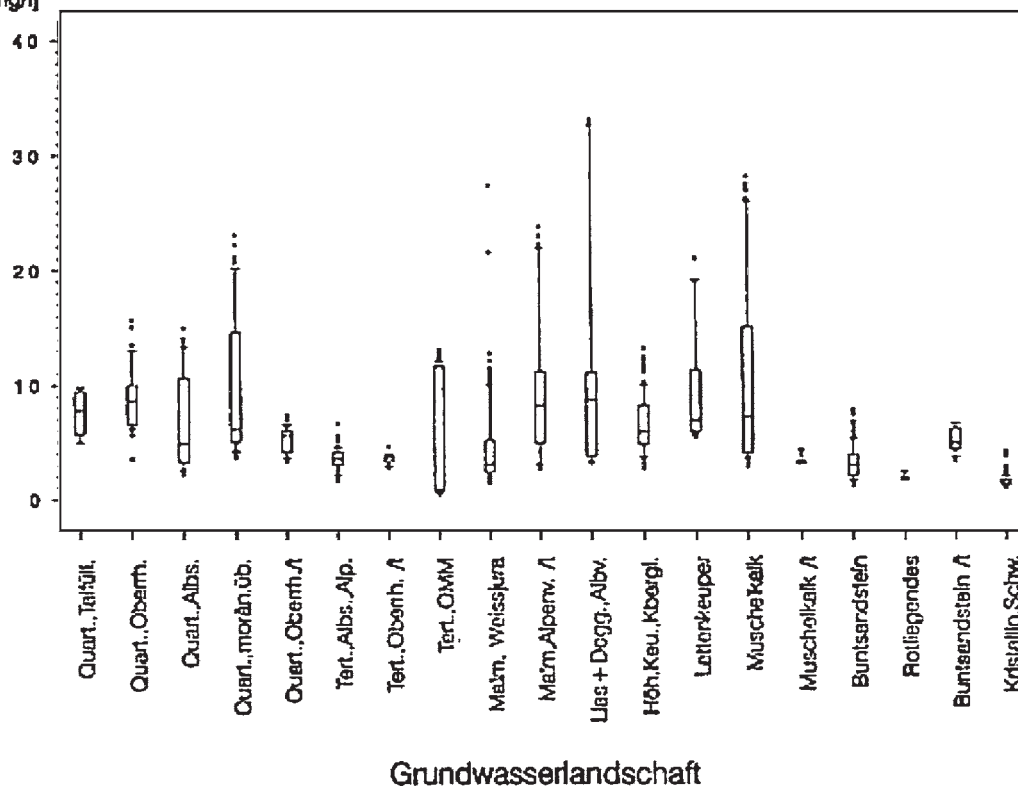


Bild 2: Gemessene geogene Chloridkonzentrationen für unterschiedliche Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg (GRIMM-STRELE et al., 2001)



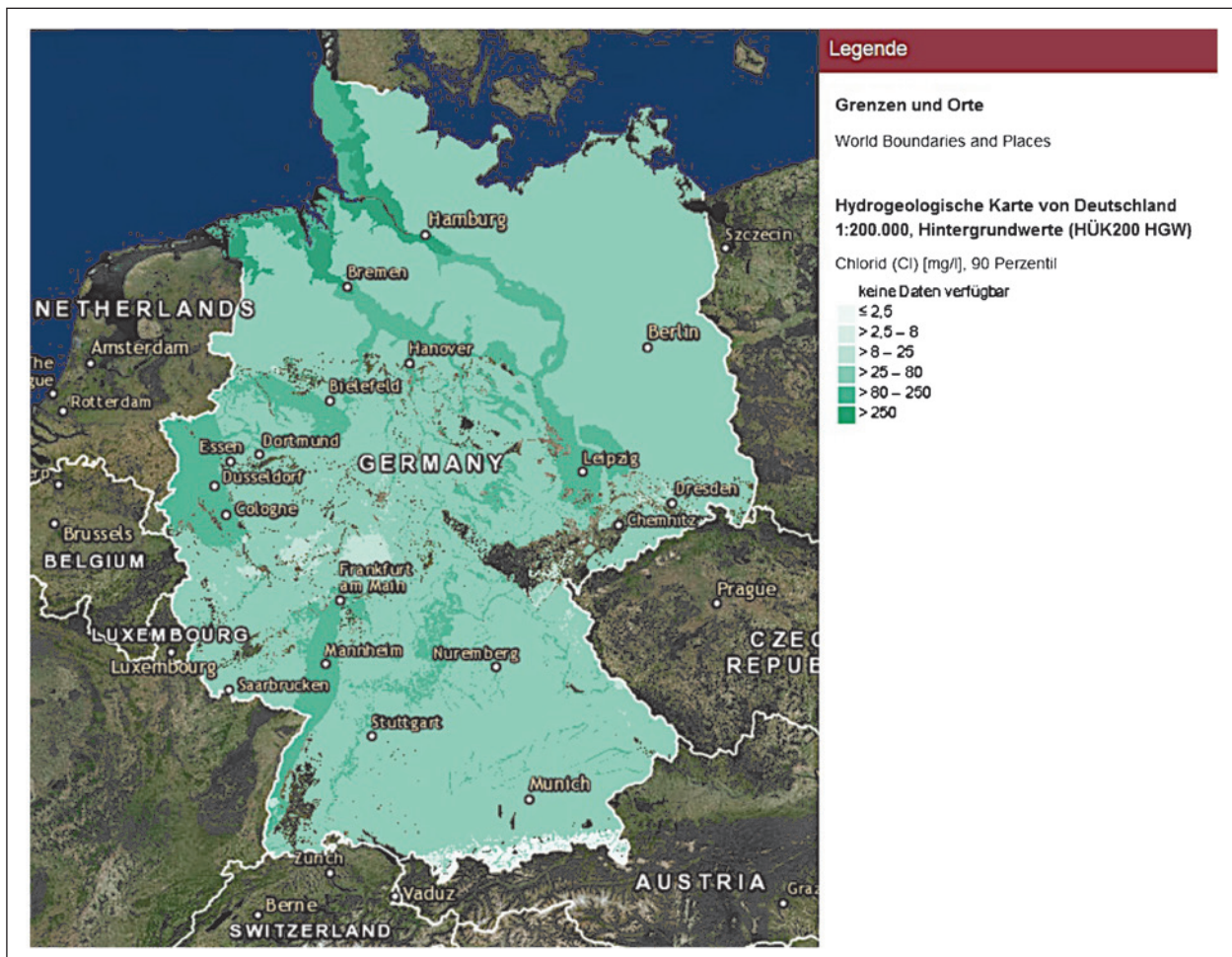


Bild 3: Hintergrundwerte Chlorid im oberflächennahen Grundwasser (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2014)

der norddeutschen Tiefebene liegen weitgehend Konzentrationen zwischen 25 und 80 mg/l vor. Deutlich höhere Konzentrationen zeigen sich im Einflussbereich der Tidegewässer Elbe, Weser und Ems. In Süd- und Mitteldeutschland dominieren Wertebereiche zwischen 8 und 25 mg/l. Aber auch hier liegen großflächig Bereiche mit höheren Konzentrationen vor (z. B. Rheintal mit einem Wertebereich zwischen 25 und 80 mg/l), die auf anthropogene Einflüsse, wie z. B. Landwirtschaft oder Bergbau zurück zu führen sind. Eine räumliche Korrelation mit höheren ausgebrachten Tausalzmengen in Süddeutschland (bedingt durch klimatische und topografische Faktoren) ist nicht zu erkennen.

## 2.2 Tausalz

Unter Auftausalz oder Tausalz versteht man Salze, die zur Verhinderung von Eisbildung oder zum Auftauen von Eis und Schnee auf Straßen und Gehwegen ausgebracht werden. Die technischen Anforderungen für Tausalze, die im Straßenbetrieb ein-

gesetzt werden sind in der TL Streu (TL Streu, 2003) geregelt.

Tausalze werden heute überwiegend angefeuchtet ausgebracht, um Streuverluste durch Verwehungen zu minimieren. Hierbei kommt insbesondere die Feuchtsalz-30-Methode (FS 30) zur Anwendung, bei der das Salz während des Streuens mit einer Salzlösung (Mischungsverhältnis beträgt 70 Gewichtsprozent Auftausalz und 30 Gewichtsprozent Sole) angefeuchtet wird (Umweltbundesamt, 2003). Für die Salzlösung werden Natriumchlorid, Calciumchlorid oder Magnesiumchlorid verwendet.

Geringere Verbreitung hat die Ausbringung von angefeuchtetem Tausalz (FS 5: 95 Gewichtsprozent Auftausalz).

Ein neueres Verfahren besteht in der Flüssigstreuung. Bei der Flüssigstreuung FS 100 wird eine 20-prozentige Salzlösung aus Natriumchlorid genutzt. Gegenüber der Streuung von Feuchtsalz ergibt sich ein geringerer Salzverbrauch, allerdings gibt es Einschränkungen im Anwendungsbereich

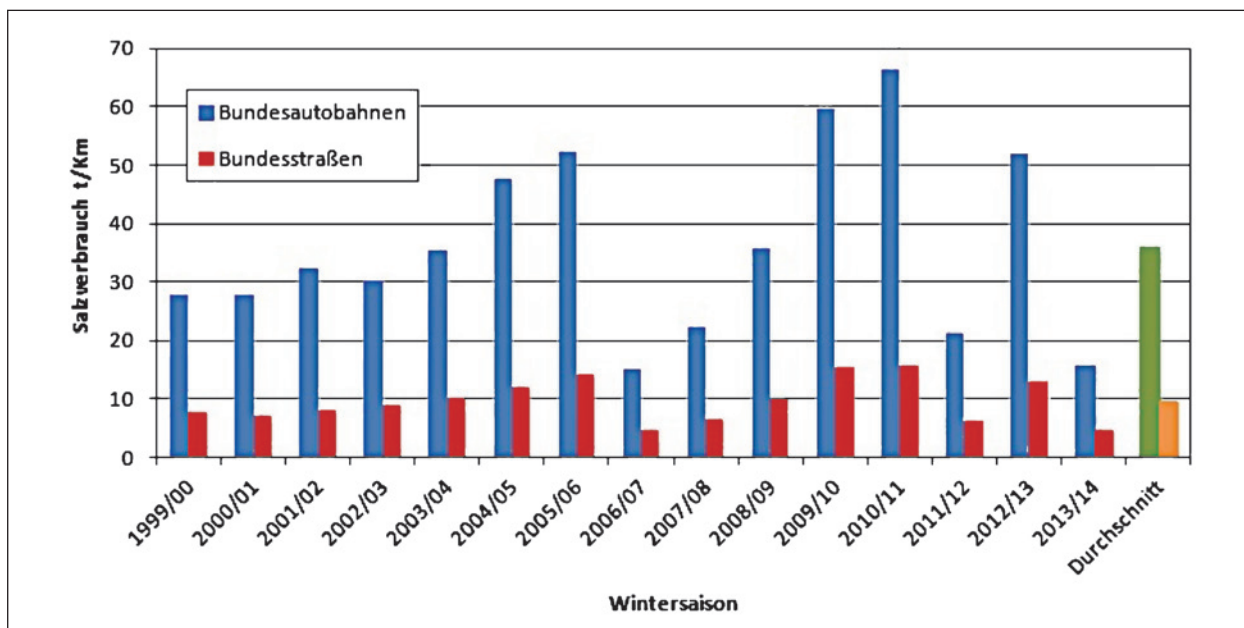


Bild 4: Tausalzverbrauch (t/km NaCl) auf Bundesautobahnen und Bundesstraßen (BADEL & EIMERMACHER, 2014)

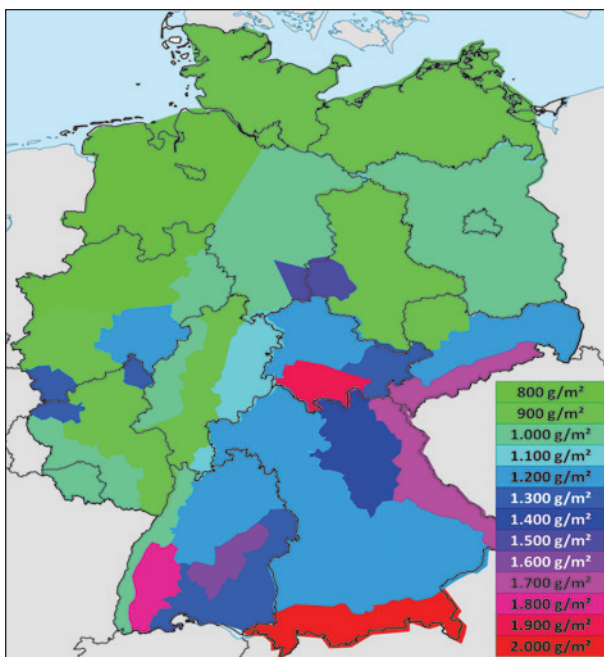


Bild 5: Notwendige Streumenge für die 30 nacheinander folgenden strengsten Wintertage in den letzten 60 Jahren (Quelle: Prof. Dr.-Ing. Chr. HOLLDOERB, übernommen von der BAST)

(z. B. schnee- und eisbedeckte Fahrbahnen). Hinweise zu Streumengen im Straßenwinterdienst gibt die FGSV in den „Praktischen Empfehlungen für ein effektives Räumen und Streuen im Straßenwinterdienst“ (Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, 2011).

In Bild 4 ist der Tausalzverbrauch der Winter 1999 bis 2013 für Bundesautobahnen und Bundesstra-

ßen aufgetragen. Im Durchschnitt wurden auf Autobahnen ca. 36 und auf Bundesstraßen ca. 9 Tonnen NaCl pro Kilometer ausgebracht. In Jahren mit überdurchschnittlichen Wintern (z. B. 2010/2011) ergibt sich fast eine Verdopplung der Werte.

In Bild 5 ist für die notwendige Streumenge die räumliche Verteilung für Deutschland angegeben. Die angegebenen Mengen wurden dort für einen überdurchschnittlich strengen Wintermonat bestimmt. Entsprechend den unterschiedlichen klimatischen und topografischen Verhältnissen zeigen sich deutliche Unterschiede mit hohen Streumengen im Süden und deutliche geringeren im Norden.

### 2.2.1 Zusammensetzung und Eigenschaften

Das handelsübliche Auftausalz besteht zum großen Teil aus Siede- oder Steinsalz, also Natriumchlorid (NaCl). Zudem kann es natürliche Nebenminerale wie Anhydrit (Calciumsulfat), Magnesiumsulfat oder Ton enthalten. Andere verwendete Auftaumittel sind Calciumchlorid ( $\text{CaCl}_2$ ) und Magnesiumchlorid ( $\text{MgCl}_2$ ) und Kaliumchlorid (KCl).

Für die Berechnungen wird die Annahme getroffen, dass das verwendete Tausalz als Trockensalz (FS 0) auf Natriumchlorid Basis ausgebracht wird. Die hieraus abgeleitete Annahme von 60 % Chlorid im Tausalz gilt nur für das Streumittel Trockensalz. Andere zum Teil eingesetzte Streumittel haben ggf. kleinere Chloridanteile, sodass dann geringere

Chloridkonzentrationen zu erwarten sind, und der Wasseranteil in der Sole ist zu berücksichtigen.

Im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchung wird ausschließlich Natriumchlorid betrachtet. Nachfolgend sind einige Eigenschaften aufgelistet (wenn nicht anders angegeben handelt es sich bei Prozentangaben stets um Massenprozent):

- Chemische Formel: NaCl,
- Zusammensetzung: 39,3 % Na; 60,7 % Cl,
- Dichte: 2,16 g/cm<sup>3</sup>,
- Wasserlöslichkeit: 356 kg/m<sup>3</sup> (bei 0 °C).

Natriumchlorid ist in Wasser gut löslich. Bei den im Rahmen dieser Untersuchung durchgeführten Berechnungen wird davon ausgegangen, dass das Natriumchlorid sich vollständig in Lösung befindet, kinetische Lösungsvorgänge werden nicht betrachtet.

## 2.2.2 Transportverhalten

Ein Großteil des ausgebrachten Tausalzes NaCl löst sich an der Geländeoberfläche im Schmelz-, bzw. Niederschlagswasser. In wässriger Lösung dissoziiert NaCl in ein positiv geladenes Natrium-Ion Na<sup>+</sup> und in ein negativ geladenes Chlorid-Ion Cl<sup>-</sup>. Das mit den Ionen angereicherte Niederschlagswasser kann nun oberflächlich abfließen oder mit dem Sickerwasser in den Untergrund infiltrieren.

Im Oberflächenabfluss wird NaCl näherungsweise als idealer Tracer (keine Adsorption und keine Reaktion) transportiert (MORGENSCHWEIS, 2010).

Im Sickerwasser gelangt das Tausalz in die ungesättigte Zone des Bodens. Es kommt zu vertikalen und lateralen Transportprozessen bis es die Grundwasser Oberfläche oder einen Vorfluter erreicht. In der ungesättigten Zone finden gegebenenfalls (je nach standortspezifischen Milieufaktoren) verschiedene Prozesse statt (Wechselwirkung mit der Vegetation, Adsorptions- und Desorptionsvorgänge, chemische Reaktionen).

Eine ausführliche Beschreibung dieser Prozesse findet sich in BROD (1993). Zusammenfassend lässt sich aus diesen Ausführungen ableiten, dass der Transport von Natrium von standortspezifischen geochemischen Gegebenheiten beeinflusst wird und nur schwer allgemein zu beschreiben ist. Dagegen kann beim Transport von Chlorid in der Regel

davon ausgegangen werden, dass dieser weitgehend adsorptions- und reaktionsfrei abläuft und sich Chlorid somit wie ein idealer Tracer beschreiben lässt. Aus diesem Grund beschränken sich die weiteren Betrachtungen auf die Beschreibung und Berechnung von Chlorid.

Darüber hinaus wird prinzipiell die Löslichkeit von Metallen und Schwermetallen (z. B. : Nickel, Eisen, Chrom, Blei, Cadmium, Kupfer) durch Ionenaustausch, Komplexbildung oder Dispergierung organischer Substanz in Anwesenheit von Salzen wie NaCl erhöht, gesicherte Angaben für Böden können nach BROD (1993) allerdings nicht gemacht werden. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass insbesondere durch eine Dispergierung von Bodenkolloiden neben der Verschlammung/Verdichtung eine Mobilisierung toxischer Schwermetalle erzeugt werden kann.

## 2.2.3 Transportpfade von Tausalz im Wasserkreislauf

Für die Verlagerung von Chlorid aus Tausalzen in den Wasserkreislauf liegen drei unterschiedliche Eintragspfade vor:

1. Diffuse Versickerung  
Ein Anteil des ausgebrachten Salzes wird über Spritzwasser und Verwehungen (z. B. Straßengischt, Aerosole) von der Straße lateral verdriftet und lagert sich auf dem angrenzenden Gelände mehr oder weniger flächenhaft ab. Von dort gelangt es über Niederschlag und Versickerung allmählich ins Grundwasser und von dort in die Gewässer.
2. Örtlich konzentrierte Versickerung  
Das von der Straße abfließende Wasser wird gezielt versickert und erreicht nach der Passage der ungesättigten Zone das Grundwasser. Dort wird es in aller Regel einem Gewässer zufließen. Die Versickerung kann punktuell über Versickerungsbecken oder linienhaft straßenbegleitend (z. B. Bankette oder Straßengräben) erfolgen.
3. Gefasste Straßenentwässerung  
Das von der Straße abfließende Wasser nimmt Salz auf und gelangt in die Straßenentwässerung. Je nach Ausführung der Entwässerungsanlage fließt das so belastete Wasser entweder in einem Mischsystem über eine Kläranlage dem Vorfluter zu, oder bei einem Trennsystem i. d. R.



über ein Regenklär- bzw. -rückhaltebecken in die Gewässer.

Der erste Transportpfad ist nur schwer allgemein zu erfassen. Der Anteil des über Straßengischt und Windverwehung verdrifteten Chlorids hängt von vielen technischen, standortspezifischen und meteorologischen Faktoren ab. Unter anderem sind hier zu nennen:

- Art und Menge der Tausalzausbringung,
- Ausbau der Straße (z. B. Standstreifen, Bordstein, Lärmschutzwand),
- Oberflächenbeschaffenheit der Straße,
- Verkehrsaufkommen und Fahrtgeschwindigkeit,
- Lage der Straße zum Gelände (Einschnitt, plangleich oder Dammlage),
- Bewuchs längs der Straße,
- Windstärke, -richtung und -turbulenzen,
- Niederschlag.

Entsprechend findet sich in der Literatur eine breite Spanne von Werten für den Anteil dieses Transportpfades. So wird z. B. in (BLOMQVIST & JOHANSSON, 1999) aus einer Messkampagne in Schweden ermittelt, dass zwischen 20 und 63 % des ausgebrachten Tausalzes lateral verlagert werden und sich in einem Streifen von 2–40 m von der Straße ablagern, wobei der Hauptanteil innerhalb der ers-

ten 10 m abgelagert wird (siehe auch Bild 6). In dieser Veröffentlichung wird auch eine norwegische Studie zitiert, in der von einem Anteil von 10 bis 25 % ausgegangen wird. In LUNDMARK & OLOFSSON (2007) wird ebenfalls für einen schwedischen Standort ermittelt, dass ein Anteil von ca. 45 % des ausgebrachten Chlorids verdriftet. Im österreichischen Bundesministerium für Verkehr (2009) wird hierfür ein Anteil von ca. 40 % als Schätzwert genannt. Die Autoren in Emschergenossenschaft (2006) gehen davon aus, dass im Mittel 15 % des ausgebrachten Salzes sofort als Salzgischt in den Straßenrandbereich verlagert wird und der überwiegende Teil des Restes als Sprühfahne verweht und verteilt wird. In BROD (1993) werden mehrere Literaturangaben zum Anteil dieses Transportpfades gemacht: Es wird eine Untersuchung an einer schweizerischen Autobahn angeführt, in der ein Anteil von 2,5 bis 9 % ermittelt wurde; aus einer Untersuchung an einer französischen Autobahn werden Werte von 10 bis 28 % genannt.

Bei diesen Literaturangaben stellt sich die Frage nach der Übertragbarkeit (z. B. klimatische Verhältnisse oder Streuverfahren). Somit kann die oben genannte Spannweite der Werte (von 2,5 % bis 63 %) lediglich Anhaltswerte für eine Berechnung liefern.

Als Ansatz für die hier durchgeführten Berechnungen wird ein Anteil des verdrifteten Chlorids (Transportpfad 1) von 30 % verwendet. Wegen der großen Variabilität der Literaturwerte erfolgt exemplarisch

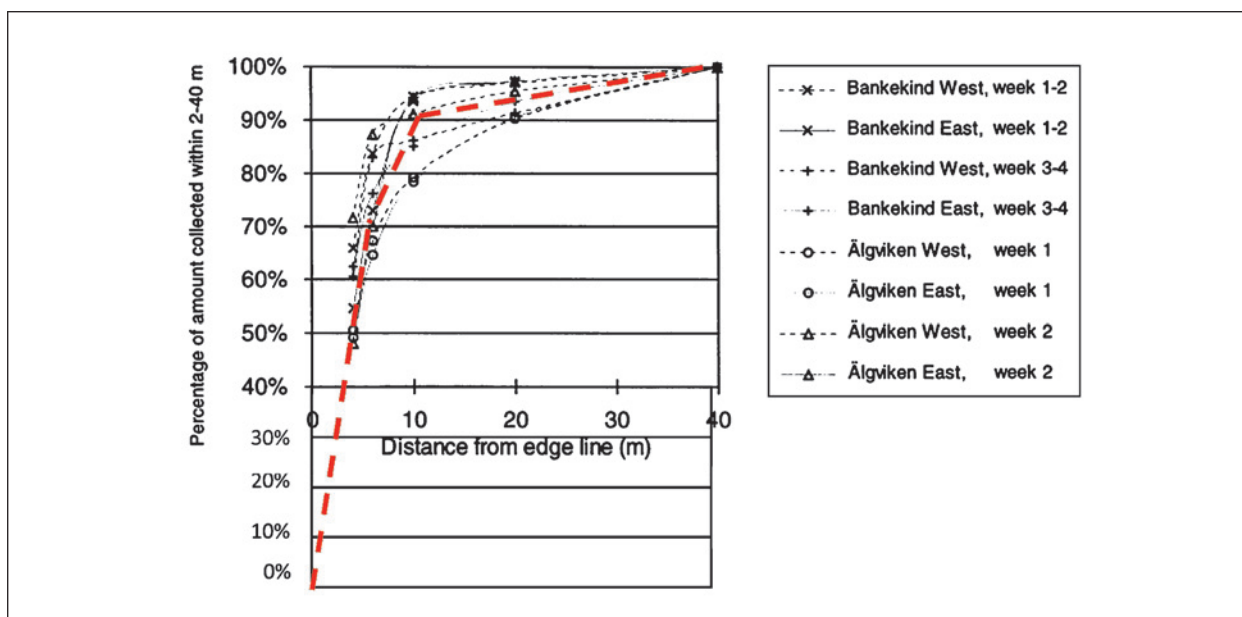


Bild 6: Anteil der durch die Verkehrsgischt deponierten Streusalzmengen im Straßenrandbereich in Abhängigkeit von der Entfernung (BLOMQVIST & JOHANSSON, 1999), erweitert um die stückweise lineare Approximation (rot gestrichelt)



hierzu eine Parameterstudie (zusätzliche Berechnungen mit 0 und 60 %).

Die Aufteilung des verbleibenden Tausalzes zwischen den beiden anderen Transportpfaden (örtlich konzentrierte Versickerung und gefasste Straßenentwässerung) ergibt sich aus dem Ausbau der Straßenentwässerung. Je nach System können eine komplette Versickerung oder eine komplette technische Fassung und Ableitung oder Kombinationen daraus vorliegen. Für die Aufteilung des Chlorids auf die Transportpfade 2 und 3 werden entsprechend unterschiedliche Ausbildungen des Entwässerungssystems betrachtet (siehe Kapitel 4.3.4).

Im Sickerwasser (Transportpfad 2: örtlich konzentrierte Versickerung) wurde nach der Zusammenstellung in (BROD, 1993) Chloridkonzentrationen zwischen 0 und 3.734 mg/l gemessen. Die in (BROD, 1993) aufgeführten Messwerte zu Chloridkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser im Bereich von bundesdeutschen Straßen liegen zwischen 12 und 1.182 mg/l. In (Umweltbundesamt, 2003) wird ausgeführt, dass allgemein davon ausgegangen wird, „... dass die wichtigsten Grundwasserspeicher aufgrund ihrer Volumina und Durchflussraten unempfindlich gegenüber einer möglichen Salzbelastung bleiben. Ein Anstieg der Salzkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasserleiter erfolgt vor allem in Abhängigkeit der Entfernung zur Fahrbahn und Fließrichtung.“

Gemessene Chloridkonzentrationen im Straßenabfluss (Transportpfad 3: gefasste Straßenentwässerung) weisen je nach Witterung, Ausbringungsmenge und Größe des Einzugsgebietes eine große Bandbreite auf. In (BROD, 1993) werden Spitzenkonzentrationen zwischen 10 und 47 g/l Chlorid angegeben. Dort wird angeführt, dass die Hälfte der Messwerte Chloridkonzentrationen kleiner 6 g/l aufweisen, Konzentrationen größer 30 g/l wurden nur in 10 % der Messwerte gefunden. In (Umweltbundesamt, 2003) wird ein Wert von bis zu 6 g/l für die Chloridkonzentration im Straßenabfluss genannt.

Neben den oben beschriebenen Transportpfaden kann durch eine Anhaftung von Tausalz an Fahrzeugen ein Ein- oder Austrag von Chlorid für ein gewähltes Betrachtungsgebiet erfolgen. Im Rahmen dieser Untersuchung wird diese Bilanzkomponente nicht weiter betrachtet.

### **3 Literaturlauswertung zu Salzkonzentrationen in Gewässern und ihrer Wirkung**

#### **3.1 Ökotoxologische Wirkung von Chloridkonzentrationen**

Für die Beurteilung der ökotoxikologischen Wirkung einer Substanz auf Organismen werden neben standortspezifischen Untersuchungen statistische Parameter aus Testserien herangezogen. Die gängigsten sind die mittlere effektive Konzentration ( $EC_{50}$ ), die letale Konzentration ( $LC_{50}$ ) und die No Observed Effect Concentration (NOEC). Die  $EC_{50}$  ist die Schadstoffkonzentration, die die Hälfte der maximalen Wirkung eines beobachteten Effekts auslösen kann, oder die mittlere effektive Konzentration ( $EC_{50}$ ), die bei 50 % einer Versuchspopulation eine andere definierte Wirkung als den Tod auslöst. Die  $LC_{50}$  ist die in einem akuten Toxizitätstest ermittelte Schadstoffkonzentration, bei der 50 % der Testorganismen innerhalb eines definierten Zeitraums getötet bzw. durch einen nachteiligen Effekt gesundheitlich geschädigt werden. Die NOEC ist die höchste Schadstoffkonzentration, die innerhalb eines angegebenen Expositionszeitraums, im Vergleich zu einer Kontrolle, gerade keine Beeinträchtigung oder signifikante schädliche Wirkung eines Organismus in Morphologie, Physiologie, Wachstum, Entwicklung oder Lebenserwartung mehr verursacht.

Zur Festlegung von Grenzwerten werden diese statistischen Parameter mit einem Sicherheitsfaktor versehen. Hierfür gibt z. B. die Wasserrahmenrichtlinie einen Sicherheitsfaktor von 1.000 gegenüber dem beobachteten  $LC_{50}$  und in Abhängigkeit der Stellung der Organismen in der Nahrungskette gegenüber dem NOEC Sicherheitsfaktoren zwischen 10 und 100 vor.

##### **3.1.1 Aquatische Ökotoxizität**

Ein wichtiger Aspekt in der Beurteilung von Effekten erhöhter Salzkonzentrationen auf aquatische Lebensgemeinschaften ist die Dauer der Exposition, d. h. der Zeitraum, in dem eine erhöhte Salzkonzentration vorliegt. Die Toleranz gegenüber erhöhter Chloridkonzentration sinkt mit ansteigender Expositionszeit.

Nach Angaben des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt, 2013) können Gewässerorganismen ab Konzentrationen über 200 mg/l von Chlorid-

Ionen geschädigt werden. Manche Süßwasserorganismen verschwinden erst bei Konzentrationen von mehr als 500 mg/l. Eine biologische Verödung tritt ab 5.000 mg/l ein.

In (Umweltbundesamt, 2003) ist eine Zusammenstellung der aquatischen Ökotoxizität von Auftaumitteln zu finden (siehe Tabelle 2). Für Daphnien werden EC<sub>50</sub>-Werte von 1.000 bis 6.175 mg/l NaCl

Wirkstoffe	CAS	aquatische Ökotoxizität			
		Daphnien EC 50 [mg/l]	Fische LC 50 [mg/l]	Bakterien EC 50 [mg/l]	Algen EC 50 [mg/l]
Natriumchlorid	7647-14-5	6.175 (16 h) 3.412 (24 h) 1.000 (48 h) 4.135 (48 h)	7.650 (96 h) PP 12.946 (96 h) LM 14.125 (24 h) LM 11.100 (DF 96 h) S 21.500 (1 h) CC	23.564 (4 d) AV	4.967 (3 d) CR 40.000 (28 d) CV
Kaliumchlorid	7447-40-7	825 (48 h)	4.200 (48 h) GA 2.010 (96 h) LM 2.300 (48 h) L		2.500 (72 h) ScS 1.337 (120 h) NL
Calciumchlorid	10043-52-4	3.526 (24 h) 1.285-3.005 (48 h) 759 (72 h)	10.650 (96 h) LM 10.000-13.400 (96 h) GA		140 (LOEC 120 d) CV
Magnesiumchlorid	7786-30-3		16.350 (24 h) L 7.700 (48 h) L 16.500-17.750 (48 h) GA	77.200 (24 h) Vibr. f. 36.300 (30 Min.) Vibr. f. 26.140 (1 h) Ps. p.	2.200 (72 h) ScS 4.680 (24 h) ScS
Kaliumacetat	127-08-2	> 1.000 (48 h) und 560 (EC0 48 h) Safeway KA, Fa. Clariant  575 (48 h) PP EPA-Norm Safeway KA	6.800 (96 h) O 6.100 (72 h) S  > 1.000 (96 h) B Safeway KA, Fa. Clariant  1.150 (96 h) PP EPA-Norm Safeway KA	22.500 (15 Min.) Vibr. f.  > 12,5 g/l BS Safeway KA, Fa. Clariant	750-2.600 (72 h), 20-30 (NOEC 72 h) Safeway KA, Fa. Clariant
Natriumacetat	127-09-3	> 1.000 (48 h)  > 1.000 (48 h), Safeway SD, Fa. Clariant	> = 100 (LC0 96 h) B > 1.000 (LC0 48 h) L  > 1.000 (48 h) L, Safeway SD, Fa. Clariant	7.200 (18 h) Ps. p.  22.500 (15 Min.) Vibr. f.  8.700 (EC10) Ps. p. Safeway SD, Fa. Clariant	
Natriumformiat	141-53-7	> 1.000 (24 h) > 4.000 (46 h), Safeway SF, Fa. Clariant	> 1.000 (48 h) L	57.735 (EC10 18 h) Ps. p. > 10.000 (3 h, BS) Safeway SF, Fa. Clariant	> 1.000 (NOEC 72 h) Sc. s. > 10.000 (72 h) Safeway SF, Fa. Clariant
Kaliumformiat	590-29-4	> 1.000 (24 h) und 540 (48 h)  Aviform L50 Fa. Hydrochem bez. auf Reinsubstanz  90 (48 h) und 5 (EC0), Safeway KF, Fa. Clariant	3.500 (96 h) O  Aviform L50 Fa. Hydrochem bez. auf Reinsubstanz  1.930 (72 h) und 1.580 (LC0), Safeway KF, Fa. Clariant	> 10.000 (30 Min.) und 880 (EC20) Vibr. f., Safeway KF, Fa. Clariant	> = 1.000 (NOEC 72 h) Sc. s.  Aviform L50 Fa. Hydrochem bez. auf Reinsubstanz  > 10.000 (72 h) und 2.500 (NOEC 72 h) Safeway KF, Fa. Clariant
Calciumacetat Hydrat	62-54-4		5.000 (24 h) LM		
Harnstoff	57-13-6	> 10.000 (24 h)	> 6.810 (96 h) L > 10.000 (48 h) L 17.000 (LC0 168 h) PR	> 10.000 (16 h) Ps. p. 24.000 (5 Min.) Vibr. f. > 100 NH	> 10.000 (8 d) ScQ

a) Fische: B = Brachydanio rerio, CA = Carassius auratus, CC = Cyprinus carpio, GA = Gambusia affinis, L = Leuciscus idus, PP = Pimephales promelas, S = Salmo gairdneri, LM = Lepomis macrochirus, O = Oncorhynchus mykiss

b) Bakterien: Vibr. f. = Vibrio fischeri, Ps. p. = Pseudomonas putida, BS = Belebtschlammatmungshemmtest, NH = Nitrifikationshemmung, AV = Anabaena variabilis

c) Algen: ScS = Scenedesmus subspicatus, ScQ = Scenedesmus quadricauda, CV = Chlorella vulgaris, CR = Chlamydomonas reinhardtii, NL = Nitzschia linearis

Tab. 2: Aquatische Ökotoxizität von Auftaumitteln, übernommen aus (Umweltbundesamt, 2003)

Species	Common Name	NaCl Concentration (mg/l)	Chloride Concentration (mg/l)	Exposure Time (hours)	Response <sup>a</sup>	Reference
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Brook trout	50,000	30,330	0.25	LC50	PHILLIPS, 1994
<i>Lepomis macrochirus</i>	Bluegill	20,000	12,132	6.00	LC47	WALLER et al., 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rainbow trout	20,000	12,132	6.00	LC40	WALLER et al., 1996
<i>Chironomus attenuatus</i>	Midge	9,995	6,063	6.00	LC50	THORNTON and SAUER, 1972
<i>Lepomis macrochirus</i>	Bluegill	14,100	8,553	24.00	LC50	DOUDOROFF and KATZ, 1953
<i>Daphnia magna</i>	Water flea	7,754	4,704	24.00	LC50	COWGILL and MILAZZO, 1990
<i>Cirrhinius mrigalo</i>	Indian carp fry	7,500	4,550	24.00	LC50	GOSH and PAL, 1969
<i>Labeo rohoto</i>	Indian carp fry	7,500	4,550	24.00	LC50	GOSH and PAL, 1969
<i>Catla catla</i>	Indian carp fry	7,500	4,550	24.00	LC50	GOSH and PAL, 1969
<i>Daphnia pulex</i>	Water flea	2,724	1,652	24.00	LC50	COWGILL and MILAZZO, 1990
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Water flea	2,724	1,652	24.00	LC50	COWGILL and MILAZZO, 1990
<i>Daphnia pulex</i>	Water flea	2,042	1,239	48.00	LC50	GARDNER and ROYER, 2010
<i>Daphnia pulex</i>	Water flea	1,812	1,099	48.00	LC50	GARDNER and ROYER, 2010
<i>Anguilla rostrata</i>	American eel (black eel stage)	21,571	13,085	96.00	LC50	HINTON and EVERSOLE, 1978
<i>Anguilla rostrata</i>	American eel (black eel stage)	17,969	10,900	96.00	LC50	HINTON and EVERSOLE, 1978
<i>Gambusia affinis</i>	Mosquito fish	17,500	10,616	96.00	LC50	WALLEN et al., 1957
<i>Hydropsyche betteni</i>	Caddisfly	13,308	8,073	96.00	LC50	KUNDMAN, 1998
<i>Lepomis macrochirus</i>	Bluegill	12,964	7,864	96.00	LC50	TRAMA, 1954
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Rainbow trout	11,112	6,743	96.00	LC50	SPEHAR, 1987
<i>Pimephales promelas</i>	Fathead minnow	10,831	6,570	96.00	LC50	BIRGE et al., 1985
<i>Culex sp.</i>	Mosquito	10,254	6,222	96.00	LC50	DOWDEN and BENNETT, 1965
<i>Lepomis macrochirus</i>	Bluegill	9,627	5,840	96.00	LC50	BIRGE et al., 1985
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	Scud	7,700	4,670	96.00	LC50	BLASIUS and MERRITT, 2002
<i>Pimephales promelas</i>	Fathead minnow	7,681	4,659	96.00	LC50	Wisconsin State Laboratory of Health, 1995
<i>Pimephales promelas</i>	Fathead minnow	7,650	4,640	96.00	LC50	ADELMAN et al., 1976
<i>Carassius auratus</i>	Goldfish	7,341	4,453	96.00	LC50	ADELMAN et al., 1976
<i>Anaobolia nervosa</i>	Caddisfly	7,041	4,255	96.00	LC50	SUTCLIFFE, 1961
<i>Limnephilus stigma</i>	Caddisfly	7,041	4,255	96.00	LC50	SUTCLIFFE, 1961
<i>Daphnia magna</i>	Water flea	6,709	4,071	96.00	LC50	Wisconsin State Laboratory of Health, 1995
<i>Chironomus attenuatus</i>	Midge	6,637	4,026	96.00	LC50	THORNTON and SAUER, 1972
<i>Hexagenia limbata</i>	Mayfly	6,300	3,822	96.00	LC50 at 18 °C	CHADWICK, 1997
<i>Daphnia magna</i>	Water flea	6,031	3,658	96.00	LC50	COWGILL and MILAZZO, 1990
<i>Lepidostoma sp.</i>	Caddisfly	6,000	3,640	96.00	LC50	WILLIAMS et al., 2000
<i>Hydroptila angusta</i>	Caddisfly	5,526	3,352	96.00	LC50	HAMILTON et al., 1975
<i>Cricotopus trifascia</i>	Midge	5,192	3,149	96.00	LC50	HAMILTON et al., 1975
<i>Rana sylvatica</i>	Wood frog (tadpoles)	5,109	3,099	96.00	LC50	SANZO and HECNAR, 2006
<i>Cirrhinius mrigalo</i>	Indian carp fry	4,980	3,021	96.00	LC50	GOSH and PAL, 1969
<i>Labeo rohoto</i>	Indian carp fry	4,980	3,021	96.00	LC50	GOSH and PAL, 1969
<i>Catla catla</i>	Indian carp fry	4,980	3,021	96.00	LC50	GOSH and PAL, 1969
<i>Lirceus fontinalis</i>	Isopod	4,896	2,970	96.00	LC50	BIRGE et al., 1985
<i>Physa gyrina</i>	Snail	4,088	2,480	96.00	LC50	BIRGE et al., 1985
<i>Daphnia magna</i>	Water flea	3,939	2,390	96.00	LC50	ARAMBASIC et al., 1985
<i>Pycnopsyche guttifer</i>	Caddisfly	3,526	2,140	96.00	LC50	BLASIUS and MERRITT, 2002

<sup>a</sup> LC50 is the concentration that is lethal to 50 percent of the test organism. A higher LC50 value means lower toxicity of the chemical to the organism.

Tab. 3: Angaben zu akuter Toxizität von Salz auf Süßwasserorganismen, übernommen aus (SEWRPC, 2013)

Species	Common Name	NaCl Concentration (mg/l)	Chloride Concentration (mg/l)	Exposure Time (hours)	Response <sup>a</sup>	Reference
<i>Pycnopsyche lepida</i>	Caddisfly	3,526	2,140	96.00	LC50	BLASIUS and MERRITT, 2002
<i>Daphnia magna</i>	Water flea	3,054	1,853	96.00	LC50	ANDERSON, 1948
<i>Rana sylvatica</i>	Wood frog (tadpoles)	2,636	1,599	96.00	LC50	SANZO and HECNAR, 2006
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Water flea	2,630	1,596	96.00	LC50	Wisconsin State Laboratory of Health, 1995
<i>Daphnia pulex</i>	Water flea	2,422	1,470	96.00	LC50	BIRGE et al., 1985
<i>Hexagenia limbata</i>	Mayfly	2,400	1,456	96.00	LC50 at 28 °C	CHADWICK, 1997
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Water flea	2,308	1,400	96.00	LC50	COWGILL and MILAZZO, 1990
<i>Callibaetis coloradensis</i>	Mayfly	700	425	96.00	LC50	WICHARD, 1975

<sup>a</sup> LC50 is the concentration that is lethal to 50 percent of the test organism. A higher LC50 value means lower toxicity of the chemical to the organism.

Tab. 3: Fortsetzung

für Expositionszeiten bis zu 48 h aufgeführt. Für Fische werden LC<sub>50</sub>-Werte von 7.650 bis 21.500 mg/l NaCl genannt. Die aufgelisteten EC<sub>50</sub>-Werte betragen für Bakterien 22.564 mg/l NaCl und für Algen Werte von 4.967 bis 400.000 mg/l NaCl.

Ebenso findet sich in (SEWRPC, 2013) eine Zusammenstellung unterschiedlicher LC50-Werte für unterschiedliche Süßwasserorganismen (Tabelle 3). Die aufgelisteten Werte liegen zwischen 425 mg/l Chlorid für die *Callibaetis Coloradensis* (eine Art der Eintagsfliege) und 30.330 mg/l Chlorid für den Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*).

Eine ausführliche Zusammenstellung unterschiedlicher Untersuchungen zur aquatischen Ökotoxizität findet sich in (WOLFRAM et al., 2014). Am Ende dieses Kapitels (siehe Tabelle 4 bis Tabelle 16) findet sich eine Zusammenstellung von dort aufgeführten Werten gemessener Salztoleranzen (d. h. Konzentrationen, die von den Organismen noch ertragen werden können).

Nachfolgend werden die in (WOLFRAM et al., 2014) aufgeführten Salztoleranzen den in der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments, 2000) genannten biologischen Qualitätskomponenten von Flüssen zugeordnet.

### Phytoplankton

Bei dieser Organismengruppe liegt eine große Spannweite der Salztoleranz vor. So liegt z. B. die Salztoleranz für Panzergeißler bei lediglich 30 mg/l Chlorid, wohingegen die Blaualge eine Salztoleranz von 50.000 mg/l Chlorid besitzt.

### Makrophyten und Phytobenthos

Innerhalb dieser Gruppe existieren sowohl salztolerante (Salztoleranzen von z. T. mehreren 1.000 mg/l), als auch einige weniger salzresistente Arten. Es ist zu erwähnen, dass es Arten gibt, die schon negative Effekte bei einer Chloridkonzentration von unter 300 mg/l aufzeigen.

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Chrysophyceae (Goldalge)	Verschiebung der Artenzusammensetzung	–	12-235	–	–	Verweis auf Environment Canada (2010)
Dinoflagellata (Panzergeißler)	Vorkommen	–	< 30	–	–	
Euglena (Augentierchen)	Negative Effekte auf Zellvolumen, Sauerstoffproduktion und Photosynthese Leistung	–	3.500-7.100	–	–	Verweis auf MORENO et al. (1997)
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Blaualge)	Vorkommen	–	Bis > 50.000	–	–	Verweis auf HAMMER (1986)

Tab. 4: Salztoleranz ausgewählter Arten der benthischen und planktischen Algen, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
<i>Elodea nuttallii</i> (Schmalblättrigen Wasserpest)	Verringerung der Blattfläche und Breite, vorzeitige Blattnekrose, Verringerung der Photosynthese	–	100	–	–	Verweis auf BEISEL et al. (2011)
<i>Potamogeton lucens</i> (Spiegelinden L.), <i>Potamogeton perfoliatus</i> (Durchwachsenen L.), <i>Potamogeton nodosus</i> (Flutenden L.)	Hemmung des Wachstums und der Produktion	–	245	–	–	Verweis auf van den BRINK; van der VELDE (1993)
<i>Chara aspera</i> (Raue Armleuteralge)	Vorkommen	–	< 1.800	–	–	Verweis auf GRILLAS et al. (1993)
<i>Potamogeton pectinatus</i> (Kamm-Laichkraut)	Vorkommen	–	2.000-10.000	–	–	Verweis auf BERNER; SLOAN (1954)
<i>Phragmites australis</i> (Schilf)	Vorkommen	–	–	–	3-5	Verweis auf HAMMER; HESELTINE (1988)

Tab. 5: Salztoleranz ausgewählter Arten der Makrophyten, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
<i>Cordylophora caspia</i> (Keulenpolyp)	Vorkommen	–	200-400	–	–	Verweis auf KUSEL-FETZMANN (2007)
<i>Hydra viridissima</i> (Grüne Hydra)	Kein Effekt 30-90 % Mortalität 100 % Mortalität	– – –	500 > 1.000 > 2.000	– 96 24	– – –	Verweis auf KEFFORD et al. (2007)
<i>Dugesia</i> sp.	Vorkommen	–	600-2.200	–	–	Verweis auf WAGNER; ARLE (2009)
<i>Barchionus calyciflorus</i> (Wappen-Radertier)	Niedrigere Schlüpftrate	–	4.400	–	8	Verweis auf DASSARMA; ARORA (2001)
<i>Caenorhabditis elegans</i> (Fadenwurm)	10 % Mortalität	–	9.100-12.100	96	–	Verweis auf KHANNA et al. (1997)

Tab. 6: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Cnidaria, Hydrozoa, Turbellaria, Rotifera und Nematoda, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Glochidien (Parasitischen Muschellarven)	Erste Effekte nicht näher beschrieben	–	42	24	–	
<i>Ancylus fluviatilis</i> (Flussmützenschnecke)	Vorkommen Kein Auffinden	– –	600 1.700	– –	– –	Verweis auf WAGNER; ARLE (2009)
<i>Dreissena polymorpha</i> (Dreikantmuschel)	Rückgang der Kondition Reproduktion gehemmt je nach Anpassung Keine Reproduktion mehr	– – –	– – –	– – –	1 1,7-7 7	Verweis auf KILGOUR et al. (1994) FONG et al. (1994)

Tab. 7: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Mollusca, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Erpobdella octoculata (Rollegel)	50 % Mortalität	10.000	–	24	–	Verweis auf WURZ; BRIDGES (1961)
	50 % Mortalität	7.500	–	48-120		
Oligochaeten (Wenigborster)	Vorkommen	–	600	–	2,3-3,4	Verweis auf HART et al. (1991)
	Verringertes Vorkommen	–	1.700	–		

Tab. 8: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Hirudinea, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Asellus aquaticus (Assle)	Vorkommen	–	600	–	–	Verweis auf WAGNER; ARLE (2009)
	Kein Auffinden	–	1.700	–	–	
Copepoden „Boeckella hamata“ (Ruderfußkrebse)	50 % Mortalität bei unterschiedlichen Temperaturen und Geschlecht	–	1.060-1.610	96	–	Verweis auf HALL; BURNS (2001)
Daphnia magna (Wasserfloh)	50 % Mortalität	7.754	4.704	24	–	Verweis auf COWGILL; MILAZZO (1990)
Corophium curvispinum	50 % Mortalität Unterarten unterschiedliche Toleranzen	10.800	–	72	–	Verweis auf PISCART et al. (2011)

Tab. 9: Salztoleranz ausgewählter Arten der Crustacea, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Calopteryx splendens (Gebänderte Prachlibelle)	Keine Effekte Kein Vorkommen	–	1.000 > 1.700	–	–	Verweis auf BÄTHE; CORING (2010) WAGNER; ARLE (2009)
Argia sp. (Kleinlibelle)	50 % Mortalität	2.350-3.200	–	24-96	–	
Stenonema modestum (Eintagsfliege)	50 % Mortalität	–	3.047	336	–	Verweis auf DIAMOND et al. (1992)
Stenonema rubrum	50 % Mortalität	2.500	–	48	–	ECHOLS et al. (2009)
Acroneuria abnormis (Steinfliege)	Keine Effekte	10.000	–	96		Verweis auf BLASIUS; MERRIT (2002)
Acroneuria capitata (Steinfliege)	Keine Effekte	10.000	–	96		
Baetis (Eintagsfliege)	50 % Mortalität	–	13.300	72	4,3	Verweis auf BEISEL et al. (2011)
	Reduziertes Bewegungsverhalten		3.266	48		

Tab. 10: Salztoleranz ausgewählter Arten der Odonata, Ephemeroptera und Plecoptera, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)



Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Micronecta sp. (Ruderwanzen)	Vorkommen	–	< 192-561	–	–	Verweis auf WOLFRAM et al. (2010)
Aphelocheirus aestivalis (Grundwanze)	Vorkommen	–	< 200	–	–	Verweis auf BRAUKMANN; BÖHME (2011)
Sigara lugubris (Wasserwanze)	Vorkommen	–	–	–	< 18	Verweis auf SUTCLIFFE (1961)
Trichocorixa reticulata	Vorkommen	–	–	–	43	Verweis auf BAYLY (1972)

Tab. 11: Salztoleranz ausgewählter Arten der Heteroptera, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Hydrous piceus (Große Kolbenwasserkäfer)	Vorkommen	–	< 192	–	–	
Elmis aenea (Wasserkäfer)	Vorkommen	–	600	–	–	Verweis auf WAGNER; ARLE (2009)
Elmis rietscheli (Wasserkäfer)	Kein Auffinden	–	1.700	–	–	
Berosus spinosus (Käfer)	Vorkommen	–	3.150	–	–	Verweis auf WOLFRAM et al. (2007)
Helodes sp. (Käfer)	100 % Mortalität	–	6.000	–	–	Verweis auf TREHERNE (1954)

Tab. 12: Salztoleranz ausgewählter Arten der Coleoptera, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Hydropsyche betteni (Köcherfliege)	50 % Mortalität 80 % Mortalität	13.308	8.073 3.600	96 144	–	Verweis auf BLASIUS; MERRIT (2002)
Limnephilus affinis (Köcherfliege)	Keine Effekte Osmoregulation erreicht Grenze Kein Überleben mehr möglich	11.700 24.000 > 26.000	–	–	–	Verweis auf SUTCLIFFE (1961) POTTGIESSER; SOMMERHÄUSER (2008)
Lepidostoma (Köcherfliege)	50 % Mortalität	–	6.000	96	–	Verweis auf WILLIAMS et al. (1999)

Tab. 13: Salztoleranz ausgewählter Arten der Megaloptera, Neuroptera und Trichoptera, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Chaoborus	50 % Mortalität 50 % Mortalität	10.000	6.000 10.000	96 360	–	Verweis auf SCHALLER (1994) BENBOW; MERRIT (2004)
Tipula abdominalis	Keine erkennbaren Effekte	10.000	–	96	–	Verweis auf BLASIUS; MERRIT (2002)
Chironomus attenuatus (Mücke)	50 % Mortalität	9.995	6.063	6	–	Verweis auf THORNTON; SAUER (1972)
Chironomus riparius (Mücke)	Larven sterben ab Larven sterben ab > 75 % überleben < Larven schlüpfen -> Entwicklungsdauer	–	–	96 192 408 408	18 15 12 < 12	Verweis auf BERVOETS et al. (1996)

Tab. 14: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Diptera, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
Cyprinus carpio (Karpfen)	Erhöhte Mortalität	2.800	1.700	–	–	Verweis auf NEUDECKER (1975)
Percidae (Flussbarsch)	Vorkommen Teilweise Vorkommen mit Beeinträchtigung an Flossen z. B.:	–	< 2.000 > 2.000	–	< 8	Verweis auf ALBERT (2007) BÄTHE; CORING (2008)
Pimephales promelas (Dickkopfelritze)	25 % verringertes Wachstum und Reproduktion 50 % Mortalität	3.000 10.831	1.800 6.570	> 168 96	– –	Verweis auf CORSI et al. (2010) Verweis auf BIRGE et al. (1985)
Oncorhynchus mykiss (Regenbogen Forelle)	Veränderungen im Lebergewicht und Hepatosomatic Index 50 % Mortalität 50 % Mortalität 50 % Mortalität	4.850 20.380 20.000 11.112	– 12.132 12.132 6.743	– 96 6 96	– – – –	Verweis auf VOSYLIENÉ et al. (2006) Verweis auf WALLER et al. (1996) BIRGE et al. (1985)
Carassius auratus (Goldfisch)	50 % Mortalität	7.341	4.453	96	–	Verweis auf ADELMAN et al. (1976)
Salvelinus fontinalis (Bachsaibling)	50 % Mortalität	50.000	30.330	0.25	–	Verweis auf PHILIPS (1944)
Tinca Tinca (Schleie)	–	–	–	–	Bis 15	Verweis auf WANG et al. (1997)
Neogobius melanostomus (Schwarzgrundel)	–	–	–	–	Bis 30	Verweis auf KARSOTIS et al. (2012)

Tab. 15: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Pisces, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)



Art	Toxische Wirkung	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Zeit (h)	Max. Salztoleranz in %	Quelle
<i>Rana sylvatica</i> (Waldfrosch)	Erhöhte Mortalität	–	628	–	–	Verweis auf SANZO; HECNAR (2006)
<i>Rana sylvatica</i> (Kaulquappen)	50 % Mortalität	5.109	3.099	96	–	
<i>Rana sylvatica</i> (Kaulquappen)	50 % Mortalität	2.636	1.599	96	–	
<i>Rana temporaria</i> (Grasfrosch)	Verringerung Aktivität ab 300 (mg/L) erhöhte Mortalität der Kaulquappen ab 2.000 NaCl (mg/L)	2.000	300	–	7	Verweis auf VIERTEL (1999), WINKLER; FORTE (2011), DENOËL et al. (2010)
<i>Bufo calamita</i> (Kreuzkröte)	Verlangsamte Entwicklung	–	2.440	–	5-8	Verweis auf BEEBEE (1985), KLINGE; WINKLER (2005)
<i>Bufo viridis</i> (Wechselkröte)	–	–	–	–	8-29	Verweis auf KLINGE; WINKLER (2005), GORDON (1962)

Tab. 16: Salztoleranzen ausgewählter Arten von Amphibien, zitiert nach WOLFRAM et al. (2014)

### Benthische und wirbellose Fauna

Niedere Wirbellose besitzen meist eine hohe Salztoleranz (z. B. Grüne Hydra > 500 mg/l; Fadenwurm mehrere 1.000 mg/l).

Bei den Mollusken ist festzustellen, dass die Datengrundlage höchst unsicher ist. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass es eine große Diskrepanz gibt zwischen wenigen, gut untersuchten Arten und dem Rest.

Bei den Wenigborstern und Egelten legen die vorliegenden Untersuchungen eine Salztoleranz von größer 500 mg/l nahe.

Kerbtiere weisen eine mäßige bis hohe Salztoleranz auf, bei manchen Arten wird von chronischen Schäden bei Chloridkonzentrationen über 500 mg/l berichtet.

Libellen, Mücken, Großflügler und Eintagsfliegen weisen hohe Salztoleranzen auf.

Die Gruppe der Käfer toleriert nachweislich Chloridkonzentrationen um 1.000 mg/l.

### Fischfauna

Zu den Fischen ist zu sagen, dass die Vertreter der Süßwasserarten im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie die größte Toleranz aller Testorgansimen gegenüber erhöhten Salzgehalten aufweisen. So liegt

der Toleranzbereich, dank einer weit entwickelten Ionenregulation, in den meisten Fällen bei mehreren g/l.

Die oben aufgeführten Werte zeigen, dass in der Regel die Sensitivität gegenüber Chlorid bei den Algen am größten ist, dann folgen die Makrophyten, Amphibien, Wirbellose und Fische.

Aus den oben angeführten Spannbreiten innerhalb der biologischen Qualitätskomponenten geht hervor, dass das natürlich vorkommende Artenspektrum eine große Auswirkung auf die Beurteilung der Schädlichkeit von vorkommenden Chloridkonzentrationen hat. Standortunabhängige Beurteilungen sind auf dieser Grundlage nicht ohne weiteres möglich.

Über mögliche Wechselwirkungen von Chlorid mit anderen Umweltfaktoren kommt die Studie in (WOLFRAM et al., 2014) zu folgenden Schlüssen:

- Die Ionenzusammensetzung ist ein wesentlicher Faktor für die Salztoleranz. Man muss daher davon ausgehen, dass allgemeine Angaben zur Toxizität bei einem bestimmten Gesamtsalzgehalt nur eine Größenordnung der tatsächlichen Wirkung wiedergeben.
- Hohe Kalkgehalte (Kalzium) besitzen eine positive Auswirkung auf die Salztoleranz von unterschiedlichen Organismen.

- Einflüsse des pH-Wertes auf die Salztoleranz ist innerhalb der natürlichen Bandbreite (pH 5-8) nicht gegeben.
- Die Temperatur hat einen grundlegenden Einfluss auf physiologische Prozesse. Der konkrete Einfluss der Temperatur auf die toxische Wirkung von Salz bei hohen Konzentrationen wird jedoch in der Fachliteratur widersprüchlich diskutiert.
- Die toxische Wirkung von Schwermetallen durch den erhöhten Salzgehalt ist unklar.
- Bei der toxischen Wirkung von anorganischen und organischen Verbindungen bei unterschiedlichen Salinitäten ergibt sich ein uneinheitliches Bild.
- Erhöhte Chloridkonzentrationen führen zu einer geringeren Toxizitätswirkung von Nitrit.

Diese Zusammenstellung zeigt, dass eine konkrete Bewertung allein auf Grundlage der Chloridkonzentration im Gewässer mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet sein kann. Weiter existiert auch eine Wissenslücke hinsichtlich einer saisonalen Abhängigkeit der Salztoleranz einzelner Organismen. Dies erschwert insbesondere die Beurteilung von Chlorideinleitungen aus Tausalz, da diese verstärkt im Winter stattfinden.

### 3.1.2 Ökologische Bewertung der Salztoxizität und Salztoleranz

Es existiert eine Vielzahl von Ansätzen, um die Auswirkungen von Salzbelastungen auf das Ökosystem Gewässer zu bewerten (WOLFRAM et al., 2014). Ein Beispiel dafür ist der Halobienindex, der auf dem Vorkommen unterschiedlicher Arten in unterschiedlichen Salinitätsbereichen basiert. Andere Ansätze gehen bei der Klassifizierung von einer Arten-Sensitivitätsverteilung auf Basis der in Tests ermittelten LOEC (Lowest-Observed-Effect Concentration, d. h. die geringste Konzentration, die eine statistisch messbare Wirkung auf den untersuchten Organismus zeigt) und einem zu wählenden Sicherheitsfaktor aus. Hierbei lassen sich (bei entsprechender Datengrundlage) sowohl für akute (z. B. < 3 Tage) als auch chronische (> 3 Tage) Belastungen Bewertungen durchführen.

In (WOLFRAM et al., 2014) werden auf Grundlage einer Arten-Sensitivitätsverteilung die in Tabelle 17 aufgeführten Richtwerte für die Chloridbelastung

Kalkgehalt	Calcium (mg/l)	Richtwert Chlorid [mg/l]	
		chronische Belastung	akute Belastung
		max. 1 Monat	max. 3 Tage
kalkreich	≥ 25	150	600
mäßig kalkarm	< 25	125	500
kalkarm	< 15	100	400

Tab. 17: Vorgeschlagene Richtwerte der maximalen Chloridbelastung von Gewässern (WOLFRAM et al., 2014)

Gewässerzustand	Chlorid-Gehalt [mg/l]
sehr gut	≤ 50
gut	≤ 100
mäßig	≤ 200
schlecht	≤ 400
sehr schlecht	> 400

Tab. 18: Bewertungsstufen der Gewässer nach LAWA

von Gewässern in Abhängigkeit des Kalkgehaltes vorgeschlagen.

In Deutschland wurde von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (IKSMS, 2005) ein mehrstufiges Modell zur Bewertung der Gewässergüte unter Einbeziehung der Chloridkonzentration erarbeitet (siehe Tabelle 18). Die dort aufgeführten Chloridgehalte sind in Anlehnung an die Wasserrahmenrichtlinie als Jahresmittelwerte zu verstehen.

### 3.1.3 Terrestrische Ökotoxizität

Neben möglichen schädlichen Auswirkungen auf aquatische Organismen können insbesondere im Straßenrandbereich (Bankette, Entwässerungsgräben und Verdriftungsbereich) auch schädliche Auswirkungen auf Bodenorganismen und Pflanzen auftreten.

Über die tatsächliche Wirkung von Auftausalzen auf Bodenorganismen gibt es nach Angaben des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt, 2003) noch relativ wenig gesicherte Erkenntnisse.

Die Wirkungen von erhöhten Salzgehalten auf Pflanzen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Mit einer erhöhten Salzaufnahme durch die Pflanzenwurzel aus der Bodenlösung und mit

sichtbaren Schäden an Gehölzen muss ab Bodengehalten von 600 mg/kg Chlorid und 1.200 mg/kg Natrium gerechnet werden (BROD, 1995).

- Bodenwerte für Natrium und Chlorid von > 250 mg/kg werden als schädlich für die meisten Baumarten angesehen (Umweltbundesamt, 2003).
- Untersuchungen zeigen außerdem ein Zunehmen salztoleranter Arten auf Straßenrandböden sowie einen Zusammenhang zwischen Schädigungsmaß und Straßenart (Bundesautobahn > Bundesstraße > Landstraße), Verkehrsgeschwindigkeit (Aufwirbeln von salzhaltigem Spritzwasser), Entfernung zur Fahrbahn und Windrichtung bzw. -stärke (Exposition) (BROD, 1993).
- In salzgeschädigten Straßenbäumen werden beträchtliche Natrium- und Chlorid-Anreicherungen beobachtet. Man geht davon aus, dass ca. 1 % aller registrierten Baumschäden in Deutschland durch das Ausbringen von Tausalzen verursacht wird (Umweltbundesamt, 2003).
- Zusammenfassend kann festgehalten werden: Durch das Überangebot an Chlorid- und Natriumionen kann es zu osmotisch bedingten Ätz- und Verbrennungsschäden an Pflanzengewebe kommen, zu einer Anreicherung von Natrium und Auswaschung von Nährstoffen im Boden und damit zu einer verringerten Nährstoffaufnahme. Chlorid hemmt das Pflanzenwachstum, trägt dazu bei, dass Blätter und Nadeln früher welken, abfallen und ganze Pflanzen vorzeitig absterben.

### 3.2 Gesetzliche Vorgaben und technische Regelwerke

In diesem Kapitel werden die zurzeit geltenden gesetzlichen Vorgaben und Angaben aus technischen Regelwerken hinsichtlich der zulässigen bzw. empfohlenen Salzkonzentrationen zusammengefasst.

Laut der Verwaltungsvorschrift „Wassergefährdende Stoffe“ (VwVws, 1999) werden die als Tausalz verwendeten Stoffe Natriumchlorid, Calciumchlorid und Magnesiumchlorid als schwach wassergefährdend (WGK 1) eingestuft.

Den Rahmen für die gesetzlichen Vorgaben bildet die Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG

des Europäischen Parlaments, 2000). Unter anderem ist dort der Salzgehalt als Komponente zur Beschreibung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern genannt. Als biologische Qualitätskomponenten werden Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna und Fischfauna aufgeführt. Als Überwachungsfrequenz für den Salzgehalt in Oberflächengewässern sind in der Wasserrahmenrichtlinie drei Monate genannt.

In Deutschland erfolgte die rechtliche Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2009). Hier werden u. a. Schutzziele allgemein für oberirdische Gewässer und Grundwasser (unterirdisches Wasser in der Sättigungszone) definiert, wohingegen die Wasserrahmenrichtlinie sich auf Oberflächen-, bzw. Grundwasserkörper bezieht.

#### 3.2.1 Oberflächengewässer

Nach § 27 des Wasserhaushaltsgesetzes gelten folgende Bewirtschaftungsziele für oberirdische Gewässer:

- (1) Oberirdische Gewässer sind ... so zu bewirtschaften, dass
  1. eine Verschlechterung ihres ökologischen ... Zustands vermieden wird und
  2. ein guter ökologischer ... Zustand erhalten oder erreicht wird.

Nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) werden allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (zu denen auch Chlorid zählt) zur Einstufung des ökologischen Zustands unterstützend herangezogen. Ebenso erfolgt eine Einstufung des ökologischen Zustandes anhand von festgelegten Qualitätskomponenten. Maßgebend für die Einstufung des ökologischen Zustands oder des ökologischen Potenzials ist die jeweils schlechteste Bewertung einer der biologischen Qualitätskomponenten.

In der OGewV 2016 wird für Chlorid ein Hintergrundwert für den sehr guten Zustand mit 50 mg/l (Ausnahmen hiervon sind Marschgewässer und Zuflüsse der Ostsee) und für den guten Zustand ein Wert von 200 mg/l angegeben. Diese Werte sind als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren angegeben. Für weitere (schlechtere) Zu-

standsklassen sind keine Orientierungswerte vorgesehen. Somit ist in der Regel der gute Gewässerzustand maßgebend.

Hintergrund- und Orientierungswerte sind keine Grenzwerte. Hintergrundwerte beziehen sich auf den Wertebereich für den sehr guten Zustand. Orientierungswerte beziehen sich auf Werte bzw. den Wertebereich für den guten Zustand. Hintergrund- und Orientierungswerte geben für die Beurteilung eines Wasserkörpers Hinweise, die unterstützend genutzt werden können. Sie sollen insbesondere dann herangezogen werden, wenn

- Bewertungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten noch nicht existieren,
- keine Messungen biologischer Qualitätskomponenten vorliegen, die die gleiche Belastungsart indizieren wie eine allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponente oder
- die Ergebnisse der biologischen Qualitätskomponente nicht ausreichend zuverlässig oder genau sind.

Es gilt zu beachten, dass das WHG und die OGewV vorsehen, dass der Zustand der Gewässer ohne Berücksichtigung seiner Erreichbarkeit eingestuft werden soll. Für verschiedene Fälle formuliert § 31 WHG Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen in Form von Fristverlängerungen oder Zielabsenkungen.

### 3.2.2 Grundwasser

Die Grundwasserverordnung (GrwV, 2010) enthält einen Schwellenwert von 250 mg/l für Chlorid. Eine Überschreitung liegt vor, wenn an einer Messstelle dieser Wert einmalig überschritten wird. Sollte dies der Fall sein, erfolgt eine vertiefte Betrachtung zur Einstufung des chemischen Grundwasserzustandes bei der unter anderem der Jahresmittelwert der Messwerte mit dem Schwellenwert verglichen wird.

### 3.2.3 Trinkwasser

In der Trinkwasserverordnung (Trinkwasserverordnung, 2013) wird aus Gründen des Korrosionsschutzes der Anlagen eine Obergrenze für Chlorid von 250 mg/l angegeben, derselbe Wert findet sich auch in der EU-Trinkwasserrichtlinie (Richtlinie des Rates 98/83/EG, 1998). In der DIN 2000 (DIN 2000, 2000) wird für Chlorid die zulässige Höchstkonzentration mit 200 mg/l und ein Richtwert von 25 mg/l genannt.

tration mit 200 mg/l und ein Richtwert von 25 mg/l genannt.

Im Merkblatt W251 (Eignung von Fließgewässern für die Trinkwasserversorgung) (W251, 1996) wird hinsichtlich der Chloridkonzentration eine Normalanforderung von höchstens 100 mg/l und eine Mindestanforderung von maximal 200 mg/l definiert. Normalanforderungen sind hierbei Konzentrationsvorgaben, die es erlauben – sofern sie eingehalten oder unterschritten werden – mit natürlichen Verfahren Trinkwasser zu gewinnen, das die Anforderungen der Trinkwasserverordnung einschließlich einer hinreichenden Sicherheitsspanne erfüllt. Mindestanforderungen sind Konzentrationsvorgaben, die es erlauben – sofern sie eingehalten oder unterschritten werden – mit den gegenwärtig bekannten und bewährten physikalisch-chemischen Aufbereitungsverfahren Trinkwasser zu gewinnen, das den Anforderungen der Trinkwasserverordnung genügt, wobei die Sicherheitsspanne geringer ist.

## 3.3 Weiteres Vorgehen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung

Aus den Ergebnissen der durchgeführten Literaturrecherche wurden Schwellenwerte der Salzkonzentration im Grundwasser und in Oberflächengewässern zusammengestellt und Angaben zu toxischen bzw. schädlichen Salzkonzentrationen aufgeführt. Diese Werte bilden die Grundlage für die Bewertung der berechneten Chloridkonzentrationen.

Es werden die folgenden Werte und Wirkdauern herangezogen:

- Chronische Belastung (Dauer > 1 Monat) von Oberflächengewässern: Es werden die Schwellenwerte der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) verwendet ( $\leq 50$  mg/l für den sehr guten und  $\leq 200$  mg/l für den guten Zustand, jeweils definiert als Mittelwert über drei Jahre).
- Belastungsspitzen (Dauer  $\leq 3$  Tage) von Oberflächengewässern: Es wird die Empfehlung aus (WOLFRAM et al., 2014) verwendet ( $\leq 400$  – 600 mg/l, je nach Kalziumgehalt).
- Belastung von Grundwasser: Es wird der Schwellenwert der Grundwasserverordnung (GrwV, 2010) verwendet ( $< 250$  mg/l, Einzelwerte und Jahresmittelwert pro Messstelle).



Im Rahmen der hier vorliegenden Studie wird eine potenzielle Belastung der Gewässer durch Chlорideintrag infolge von Tausalzeinsatz betrachtet. In den durchgeführten Modellberechnungen wird diese quantifiziert und die Wirkung verschiedener Entwässerungsmethoden das Tausalz zu verdünnen bzw. zurückzuhalten beschrieben. Andere potenzielle Quellen für eine Chloridbelastung (geogener Hintergrund, sonstiger anthropogener Eintrag, z. B. aus Landwirtschaft oder aus Bergbau) werden zu einer gesamten Hintergrundkonzentration zusammengefasst und fließen dann in die Bewertung der Berechnungsergebnisse hinsichtlich einer ggf. auftretenden Überschreitung der oben genannten Schwellenwerte ein oder können für vergleichbare Fälle einberechnet werden.

## 4 Grundlagen der Modellierung von Chlorid im Untergrund und in den technischen Entwässerungsanlagen

In diesem Kapitel sollen zum einen die physikalischen Grundlagen des Chloridtransportes und mögliche Berechnungsmethoden im Sinne dieser Untersuchung zusammengestellt werden. Weiterhin werden die übergeordneten Randbedingungen der durchgeführten Modellierungen (z. B. Ausbildung der betrachteten Straßen oder eingesetzte Tausalzmengen) zusammengestellt und das verwendete Modellkonzept erläutert.

### 4.1 Transportmechanismen

Beim Transport von Wasserinhaltsstoffen lassen sich allgemein die vier folgenden Transportmechanismen unterscheiden:

- Advektion/Konvektion,
- Dispersion und Diffusion,
- Adsorption/Retardation,
- Reaktion.

Advektion/Konvektion<sup>1</sup> beschreibt den Transport eines Wasserinhaltsstoffes mit der Strömung. Hierbei lässt sich der Massenfluss  $\dot{m}$  als Produkt der Fließgeschwindigkeit  $v$ , der Stoffkonzentration  $c$  und der durchströmten Fläche  $A$  ausdrücken:

$$\dot{m} = v \cdot c \cdot A \quad (1)$$

Diffusion beschreibt einen Massenfluss  $\dot{m}$  über eine Fläche  $A$  infolge von Konzentrationsunterschieden  $\Delta c$  über eine Strecke  $\Delta L$  (analog der Diffusion nach dem Fick'schen Gesetz):

$$\dot{m} = D_{mol} \cdot \frac{\Delta c}{\Delta L} \cdot A \quad (2)$$

Hierbei beschreibt der Koeffizient  $D_{mol}$  die Diffusionskonstante (z. B. molekulare Diffusionskonstante von Salz in Wasser  $D_{mol} \approx 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ ). In vielen Anwendungsfällen ist der diffusive Transport gegenüber anderen Transportmechanismen vernachlässigbar. Dieser Anteil ist für den Transport nur bei sehr geringen Fließgeschwindigkeiten von Bedeutung. Bei den hier behandelten Fragestellungen kann dies beim Transport in der ungesättigten Bodenzone der Fall sein, so haben beispielsweise die Ergebnisse in (LAX & PETERSON, 2008) die molekulare Diffusion als einen maßgebenden Prozess für den Chlorid Transport gezeigt.

Als Dispersion bezeichnet man (ähnlich der Diffusion) einen Prozess, der zu einem Ausgleich von Konzentrationsgradienten führt. Der resultierende Massenfluss  $\dot{m}$  über eine Fläche  $A$  infolge lässt sich wie folgt beschreiben:

$$\dot{m} = D_{mech} \cdot \frac{\Delta c}{\Delta L} \cdot A \quad (3)$$

Hierbei beschreibt  $D_{mech}$  den hydromechanischen Dispersionskoeffizienten. Hydromechanische Dispersion wird durch Geschwindigkeitsgradienten innerhalb einer Rohrleitung oder innerhalb von Poren hervorgerufen, ebenso durch unterschiedliche Porengrößen und der Umströmung des Korngerüsts im Untergrund (BAER, 1972). In Grundwasserleitern wird daneben noch die sogenannte Makrodispersion beobachtet, die auf größere Inhomogenitäten des Untergrundes zurück zu führen ist (KOBUS, 1992).

Adsorption beschreibt eine Anlagerung von Wasserinhaltsstoffen z. B. an einer Rohrwandung oder am Korngerüst des Grundwasserleiters. Ggf. kann diese Anlagerung irreversibel sein, sodass ein Teil des

<sup>1</sup> Die Begriffe Advektion und Konvektion werden weitgehend synonym verwendet; in der Meteorologie erfolgt die Unterscheidung in Advektion als horizontaler und Konvektion als vertikaler Transport. Im weiteren Verlauf dieser Studie wird der Begriff Advektion verwendet.

Stoffes nicht weiter transportiert wird. Ist die Anlage reversibel, so kommt es zu einem zeitlich verzögerten Weitertransport des Stoffes (Retardation). Für den betrachteten Stoff Chlorid kann dieser Prozess vernachlässigt werden.

Reaktion beschreibt chemische und/oder biologische Prozesse, die zu einer Änderung der Konzentration führen. Für den betrachteten Stoff Chlorid kann dieser Prozess vernachlässigt werden.

Die beiden für Chlorid maßgebenden Transportprozesse Advektion und Dispersion lassen sich differenziell mit der sogenannten Advektions-Dispersionsgleichung beschreiben:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -v \cdot \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left( D_{mol} \cdot \frac{\partial c}{\partial x} + D_{mech} \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \right) + W \quad (4)$$

Auf der linken Seite der Gleichung steht die gesamte Änderung der Konzentration über die Zeit. Der erste Term auf der rechten Seite der Gleichung beschreibt den advektiven Stofftransport, der zweite Term den diffusiven und dispersiven Stofftransport und der letzte Term  $W$  beschreibt Quellen/Senken. Der Vergleich des Vorzeichens der beiden Terme auf der rechten Seite zeigt, dass der diffusive/dispersiver Anteil dem advektiven entgegen wirkt. Das bedeutet, dass Dispersion immer eine Dämpfung und eine Verdünnung der betrachteten Konzentration bewirkt.

Das Verhältnis des advektiven zum dispersiven Transport lässt sich über die sog. Péclet-Zahl<sup>2</sup>  $Pe$  unter Verwendung einer für das Transportgeschehen charakteristischen Länge  $L$  (beispielsweise der Fließweg von der Einleitungsstelle zum Gewässer) beschreiben:

$$Pe = \frac{\text{advektiver Transport}}{\text{dispersiver Transport}} = \frac{v \cdot L}{D_{mol} + D_{mech}} \quad (5)$$

Die obigen Ausführungen sind allgemeiner Natur und sowohl für den Chloridtransport im Entwässerungssystem als auch im Untergrund gültig. Allerdings unterscheiden sich diese Transportpfade deutlich in den auftretenden Fließgeschwindigkeiten und damit in der relevanten Zeitskala. Typische Fließgeschwindigkeiten liegen im Entwässerungssystem bei Dezimeter bis Meter pro Sekunde, woraus relevante Fließzeiten von Minuten bis Stunden

resultieren. Bei der Versickerung in der ungesättigten Bodenzone liegen typische Infiltrationsgeschwindigkeiten im Bereich von Dezimeter bis Meter pro Jahr, beim Transport im gesättigten Grundwasserkörper im Bereich von Dezimeter bis Meter pro Tag, hieraus resultieren typische Fließzeiten von Monaten oder Jahren. Dies hat zum einen Auswirkungen auf die zu berechnende Zeitskala und die Beschreibung der Randbedingungen und zum anderen auf die maßgebenden physikalischen Prozesse. Beim Transport im Entwässerungssystem liegen große Fließgeschwindigkeiten und kleine Dispersionskoeffizienten vor, dementsprechend dominiert hier der advektive Transport, Diffusion und Dispersion können vernachlässigt werden. Beim Transport im Untergrund spielt dagegen die Dispersion in aller Regel eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Hier muss die vollständige Advektions-Dispersionsgleichung betrachtet werden.

## 4.2 Grundlagen Berechnungsmethoden

Für die Berechnung des Transportes von Tausalz stehen analytische und numerische Methoden zur Verfügung.

### 4.2.1 Analytische Berechnungsmethoden

Die einfachsten analytischen Berechnungsmethoden sind reine Bilanzmodelle. Eine Reihe unterschiedlicher Ansätze sind in (BROD, 1993; BROD, 1995) aufgelistet.

Bei gegebenen Stofffrachten  $\dot{m}$  und gegebenen Abflüssen  $Q$  lässt sich eine Konzentration im entsprechenden Abfluss über eine Massenbilanz ermitteln:

- Bilanzierung über den Oberflächengewässerabfluss  $Q_{OfG}$ :  
 $c = \dot{m}/Q_{OfG}$ ,
- Bilanzierung über den Grundwasserzufluss  $Q_{GWzu}$ :  
 $c = \dot{m}/Q_{GWzu} = \dot{m}/(N \cdot A)$ ,
- Bilanzierung über den Winterabfluss (Oberflächen- und Grundwasser)  $Q_{Win}$ :  
 $c = \dot{m}/Q_{Win}$ .

Bei gegebenen Konzentrationen und Abflüssen unterschiedlicher Bilanzkomponenten lässt sich eine

<sup>2</sup> Benannt nach dem französischen Physiker Jean Claude Eugène Péclet (1793–1857).

Gesamtkonzentration über Mischungsrechnungen bestimmen, z. B.:

- Mischungsrechnung (Konzentration in der Straßenentwässerung  $c_{Str}$  und im Oberflächengewässer  $c_{OfG}$ ; Abfluss von Straßenentwässerung  $Q_{Str}$  und Oberflächengewässer  $Q_{OfG}$ ):

$$c = (c_{Str} \cdot Q_{Str} + c_{OfG} \cdot Q_{OfG}) / (Q_{Str} + Q_{OfG})$$

mit

$c$  Konzentration (z. B. Chlorid) [Masse/Volumen]

$\dot{m}$  Ausgebrachte Tausalzfracht [Masse/Zeit]

$Q$  Abfluss [Volumen/Zeit]

$N$  Grundwasserneubildungsrate [Länge/Zeit]

$A$  Oberfläche Grundwasserkörper [Fläche]

Die ersten drei Ansätze lassen sich zur Berechnung mittlerer Konzentrationsänderungen im Grundwasser heranziehen, die Mischungsrechnung kann zur Berechnung einer Konzentration im Oberflächengewässer verwendet werden. Der Vorteil dieser Berechnungsansätze liegt in der einfachen Anwendung und in der Verfügbarkeit der benötigten Parameter. Mit solchen Ansätzen lassen sich Mittelwerte über größere räumliche und zeitliche Mittelungsräume ermitteln. Aussagen zu lokalen oder kurzfristigen Prozessen sind hiermit in der Regel nicht zu erzielen, da dann zeitlich/räumlich begrenzte Randbedingungen oder Parameter (z. B. zeitlicher Verlauf des Salzeintrags oder räumliche Verteilung der Grundwasserneubildung) eine nicht zu vernachlässigbare Rolle spielen.

Für vereinfachte Systeme existieren auch analytische Lösungen der Advektions-Dispersionsgleichung

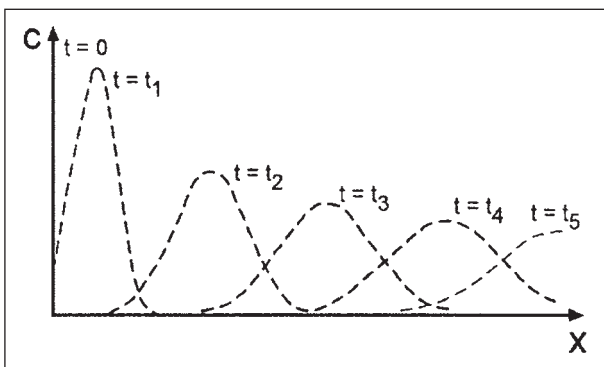


Bild 7: Konzentrationsverläufe längs des Fließwegs zu unterschiedlichen Zeitpunkten nach einem stoßartigem Stoffeintrag (RAUSCH et al., 2005)

(siehe z. B. (KINZELBACH & RAUSCH, 1995), (KOBUS, 1992) oder (RAUSCH, SCHÄFER, THERRIEN & WAGNER, 2005)). Hierbei werden Vereinfachungen über die Dimensionalität des Problems sowie über die Randbedingung des Stoffeintrags getroffen. Zudem werden in aller Regel homogene Systeme angenommen. Beispiele für solche analytische Lösungen für den Transport von Wasserinhaltsstoffen im Grundwasser werden nachfolgend aufgelistet. Entsprechende Lösungen der Transportgleichung in Oberflächengewässern unterscheiden sich hiervon im Wesentlichen nur in der durchströmten Fläche und den verwendeten Geschwindigkeiten.

- Eindimensionale Lösung der Advektions-Dispersionsgleichung für einen stoßartigen Stoffeintrag zum Zeitpunkt  $t = 0$  an der Stelle  $x = 0$  (sog. Dirichlet-Impuls):

$$c(x, t) = \frac{\Delta M}{2 \cdot B \cdot m \cdot n_f \cdot \sqrt{\pi \cdot D \cdot t}} \cdot e^{-\frac{(x-v \cdot t)^2}{4 \cdot D \cdot t}} \quad (6)$$

Hierin bedeuten:

$B$  Breite quer zur Fließrichtung [Länge]

$c$  Konzentration [Masse/Volumen]

$D$  Dispersionskoeffizient [Fläche/Zeit]

$\Delta M$  Eingetragene Stoffmasse [Masse]

$m$  Mächtigkeit Grundwasserleiter [Länge]

$n_f$  Effektive Porosität Grundwasserleiter [-]

$v$  Fließgeschwindigkeit, Abstandsgeschwindigkeit [Länge/Zeit]

$t$  Zeit [Zeit]

$x$  Entfernung in Fließrichtung [Länge]

In Bild 7 ist die Lösung dieser Gleichung skizziert. Ausgehend von der Einleitstelle ( $x = 0$ ) bewegt sich der Schwerpunkt der Stoff-Fahne mit der Fließgeschwindigkeit in  $x$ -Richtung. Dispersive Effekte bedingen mit zunehmender Fließzeit eine Verbreiterung der Stoff-Fahne und damit einhergehend eine Abnahme der Spitzenkonzentration. Da in der analytischen Lösung kein Abbau berücksichtigt ist, bleibt die Gesamtmasse des betrachteten Stoffes (entspricht der Fläche unterhalb der abgebildeten Konzentrationsverläufe) konstant.

- Eindimensionale Lösung der Advektions-Dispersionsgleichung für einen zeitlich konstanten

Stoffeintrag ab dem Zeitpunkt  $t = 0$  an der Stelle  $x = 0$  (sogenanntes Heaviside Problem):

$$c(x, t) = \frac{c_0}{2} \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{x - v \cdot t}{2\sqrt{D \cdot t}}\right) \quad (7)$$

Hierin bedeuten:

$c$	Konzentration	[Masse/Volumen]
$c_0$	Ausgangskonzentration	[Masse/Volumen]
$D$	Dispersionskoeffizient	[Fläche/Zeit]
$v$	Fließgeschwindigkeit, Abstandsgeschwindigkeit	[Länge/Zeit]
$t$	Zeit	[Zeit]
$x$	Entfernung in Fließrichtung	[Länge]

In Bild 8 ist die Lösung dieser Gleichung skizziert. Ausgehend von der Einleitstelle ( $x = 0$ ) bewegt sich der Schwerpunkt der Stoff-Fahne mit der Fließgeschwindigkeit in  $x$ -Richtung. Da an der Einleitstelle eine zeitlich konstante Konzentration als Randbedingung angesetzt wird, nähern sich die Konzentrationen an den anderen Stellen diesem Wert allmählich an. Dispersive Effekte bedingen mit zunehmender Fließzeit eine Abflachung der Konzentrationsverläufe.

- Zweidimensionale Lösung der Advektions-Dispersionsgleichung für einen stoßartigen Stoffeintrag zum Zeitpunkt  $t = 0$  an der Stelle  $x = 0$ :

$$c(x, y, t) = \frac{\Delta M}{4 \cdot \pi \cdot m \cdot n_f \cdot t \cdot \sqrt{D_{xx} \cdot D_{yy}}} \cdot e^{-\left(\frac{(x-vt)^2}{4 \cdot D_{xx} \cdot t} + \frac{y^2}{4 \cdot D_{yy} \cdot t}\right)} \quad (8)$$

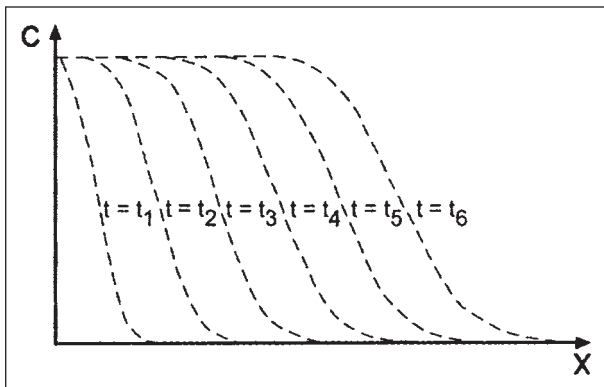


Bild 8: Konzentrationsverläufe längs des Fließwegs zu unterschiedlichen Zeitpunkten nach Beginn eines kontinuierlichen Stoffeintrags (RAUSCH et al., 2005)

Hierin bedeuten:

$c$	Konzentration	[Masse/Volumen]
$D_{xx}$	Dispersionskoeffizient in Fließrichtung	[Fläche/Zeit]
$D_{yy}$	Dispersionskoeffizient quer zur Fließrichtung	[Fläche/Zeit]
$\Delta M$	Eingetragene Stoffmasse	[Masse]
$m$	Mächtigkeit Grundwasserleiter	[Länge]
$n_f$	Effektive Porosität Grundwasserleiter	[-]
$v$	Fließgeschwindigkeit, Abstandsgeschwindigkeit	[Länge/Zeit]
$t$	Zeit	[Zeit]
$x$	Entfernung in Fließrichtung	[Länge]
$y$	Entfernung quer zur Fließrichtung	[Länge]

In Bild 9 ist die Lösung dieser Gleichung skizziert. Ausgehend von der Einleitstelle ( $x = 0, y = 0$ ) bewegt sich der Schwerpunkt der Stoff-Fahne mit der Fließgeschwindigkeit in  $x$ -Richtung. Dispersive Effekte bedingen mit zunehmender Fließzeit eine Verbreiterung der Stoff-Fahne in  $x$ - und  $y$ -Richtung und damit einhergehend eine Abnahme der Spitzenkonzentration. Im Vergleich zu der eindimensionalen Lösung ergeben sich durch den dispersiven Fluss in  $y$ -Richtung kleinere Konzentrationen. Da in der analytischen Lösung kein Abbau berücksichtigt ist, bleibt die Gesamtmasse des betrachteten Stoffes konstant.

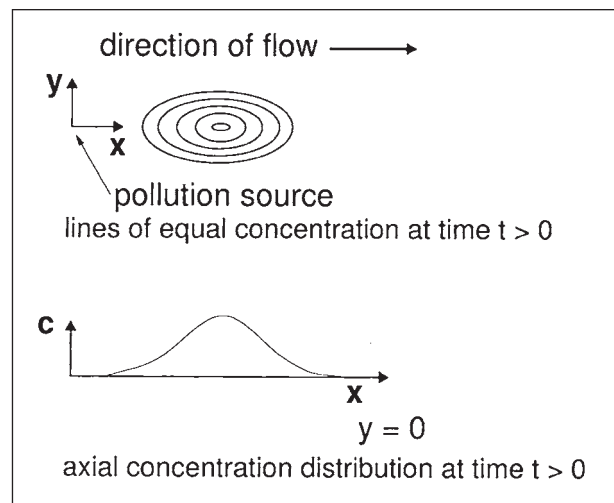


Bild 9: Zweidimensionale Konzentrationsverteilung zu einem Zeitpunkt nach einer stoßartigen Konzentrationseinleitung (RAUSCH et al., 2005)



- Zweidimensionale Lösung der Advektions-Dispersionsgleichung für einen zeitlich konstanten Stoffeintrag ab dem Zeitpunkt  $t = 0$  an der Stelle  $x = 0$ :

$$c(x, y, t) = \frac{c_0}{4 \cdot \sqrt{\pi \cdot D_{yy}}} \cdot e^{\frac{x-r}{2 \cdot D_{yy}}} \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{r - v \cdot t}{2 \sqrt{D_{xx} \cdot t}}\right) \quad (9)$$

mit

$$r = \sqrt{x^2 + \frac{D_{xx}}{D_{yy}} \cdot y^2}$$

Hierin bedeuten:

$c$	Konzentration	[Masse/Volumen]
$c_0$	Ausgangskonzentration	[Masse/Volumen]
$D_{xx}$	Dispersionskoeffizient in Fließrichtung	[Fläche/Zeit]
$D_{yy}$	Dispersionskoeffizient quer zur Fließrichtung	[Fläche/Zeit]
$v$	Fließgeschwindigkeit, Abstandsgeschwindigkeit	[Länge/Zeit]
$t$	Zeit	[Zeit]
$x$	Entfernung in Fließrichtung	[Länge]
$y$	Entfernung quer zur Fließrichtung	[Länge]

In Bild 10 ist die Lösung dieser Gleichung skizziert. Ausgehend von der Einleitstelle ( $x = 0, y = 0$ ) bewegt sich der Schwerpunkt der Stofffahne mit der Fließgeschwindigkeit in  $x$ -Richtung. Da an der Ein-

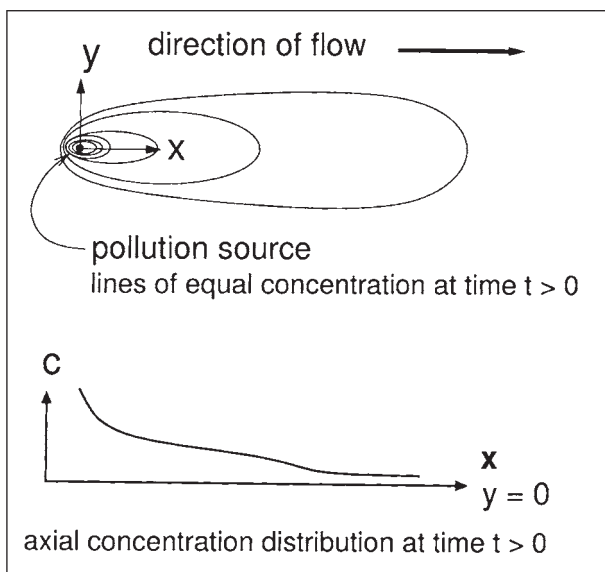


Bild 10: Zweidimensionale Konzentrationsverteilung zu einem Zeitpunkt nach einer kontinuierlichen Konzentrations-einleitung (RAUSCH et al., 2005)

leitstelle eine zeitlich konstante Konzentration als Randbedingung angesetzt wird, nähern sich die Konzentrationen an den anderen Stellen diesem Wert allmählich an. Im Vergleich zu der eindimensionalen Lösung ergeben sich durch den dispersiven Fluss in  $y$ -Richtung kleinere Konzentrationen. Dispersive Effekte bedingen mit zunehmender Fließzeit eine Abflachung der Konzentrationsverläufe in  $x$ - und  $y$ -Richtung.

Die oben angeführten eindimensionalen Lösungen der Transportgleichung lassen sich zur Beschreibung eines linienhaften Eintrags quer zur Strömungsrichtung verwenden (z. B. längs einer Straße). Die zweidimensionalen Gleichungen beschreiben den Transport ausgehend von einer punktförmigen Quelle (z. B. Versickerungsbecken).

In einer österreichischen Untersuchung (Österreichisches Bundesministerium für Verkehr, 2009) wird die Lösung der Advektions-Dispersionsgleichung (mit Dirac-Impuls-Randbedingung, Gleichung (6)) zur Berechnung von Konzentrationsmaxima im Nahfeld ( $< 100$  m) einer tausalzbelasteten Straße mit zufriedenstellender Übereinstimmung mit Messwerten angewendet. Zur Abschätzung der Konzentrationsänderungen im Fernfeld ( $> 100$  m) erfolgt eine Kombination einer Mischungsrechnung mit einem Ansatz zur Berücksichtigung der Dispersion aus der analytischen Lösung.

#### 4.2.2 Numerische Berechnungsmethoden

Für die Berechnung komplexerer Konstellationen (z. B. räumlich/zeitlich variabler Eintrag der Salzfracht und/oder heterogene Verhältnisse) stoßen die analytischen Berechnungsmethoden schnell an ihre Grenzen. Zur Behandlung solcher Systeme haben sich numerische Verfahren etabliert.

Eine Möglichkeit zur Berechnung des Transportes besteht in der Verwendung von semiempirischen hydrologischen Modellen (Niederschlags-Abfluss-Modelle mit gekoppelter Berechnung des Transportes von Wasserinhaltsstoffen). Hierbei wird in der Regel das Abflussgeschehen über vereinfachte Berechnungsansätze (z. B. Speicherkaskaden, Unit-Hydrograph-Verfahren o. Ä.) beschrieben (siehe z. B. LUNDMARK (2008)), bei der Berechnung der Transportgleichung wird dann oft nur der advektive Anteil betrachtet. Solche Modelle bieten hinsichtlich der Rechenzeit und -stabilität große Vorteile. Im Rahmen dieser Studie wird ein solches

Verfahren zur Berechnung des Chloridtransportes im Straßenentwässerungssystem eingesetzt.

Eine weitere Klasse der numerischen Berechnungsverfahren bilden Gebietszerlegungsverfahren wie Finite-Differenzen-, Finite-Volumen- und Finite-Elemente-Verfahren (siehe z. B. RAUSCH et al. (2005)). Hierbei wird das zu berechnende Gebiet in kleine Teilgebiete zerlegt, auf denen die Transportgleichung näherungsweise gelöst wird. Durch eine iterative Berechnung dieser Teilgebietslösungen wird dann eine Lösung für das gesamte Berechnungsgebiet ermittelt. Je nach Aufgabenstellung können hierbei zweidimensionale (entweder horizontal-ebene oder vertikal-ebene Systeme) oder dreidimensionale Modell betrachtet werden. Mit solchen Berechnungsansätzen lassen sich nahezu beliebig komplexe Systeme beschreiben (z. B. räumlich/zeitliche variable Konzentrationsquellen und sonstige Randbedingungen, heterogene Systeme, usw.). In (BESTER, 2002) wurde mit solchen Verfahren der Transport von Chlorid in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone berechnet. Im Rahmen dieser Studie werden die Transportberechnungen im Untergrund mit einem solchen Finite-Elemente-Verfahren behandelt.

### 4.3 Randbedingungen der Modellberechnungen

Bei den durchgeführten Modellberechnungen sollten keine realen Standorte untersucht werden, sondern beispielhafte Situationen, die leicht auf andere Fälle übertragbar sind. Daher mussten maßgebende Parameter für die Berechnungen definiert werden. Diese Festlegungen erfolgten so, dass sie möglichst typische Standortsituationen umfassen, sodass die erzielten Aussagen einen allgemeinen Charakter besitzen. Anhand von Kenntnissen und Praxiserfahrungen aus dem Betreuerkreis wurden Kombinationen von Randbedingungen ausgewählt, die eine Betrachtung auf der sicheren Seite ermöglichen, ohne jedoch zur Addition bzw. Multiplikation der jeweils negativsten Bedingungen zu führen. Zur Festlegung dieser Situationen wurden typische Verhältnisse für zwei unterschiedliche geografische Ortsverhältnisse herangezogen. Folgende Randbedingungen wurden berücksichtigt und dienen als Grundlage für die ausgewählten Modellierungsszenarien:

- geografische Ortsverhältnisse (Süddeutschland oder Norddeutschland),

- Ausbildung der Straße: Autobahn oder Landstraße,
- Menge des auf der Straße ausgebrachten Tausalzes,
- Ausbildung des Entwässerungssystems,
- hydrologische bzw. hydrogeologische Eigenschaften.

Bei der Betrachtung realer Standorte sind diese Randbedingungen zu überprüfen und ggf. anzupassen.

#### 4.3.1 Geografische Ortsverhältnisse

Betrachtet wurden typische Verhältnisse aus einem süddeutschen Mittelgebirgstal und einer norddeutschen Bachau. Für beide Standorte wurden typische Werte hinsichtlich der Hydrogeologie, der Hydrologie und des Streusalzeinsatzes angesetzt (siehe Kapitel 4.3.3 und 5.2).

#### 4.3.2 Ausbildung der Straße

Für die Berechnung der Szenarien werden typische Verhältnisse zu der Ausbildung der Straße und des Entwässerungssystems angesetzt. In den Berechnungen werden lediglich Bundesautobahnen und Landstraßen untersucht.

Es werden folgende gestreute Breiten der unterschiedlichen Straßen betrachtet:

- Bundesautobahnen: 20 m,
- Bundesstraßen: 8 m.

Diese Werte entsprechen keinem Regelquerschnitt, sondern stellen mittlere Werte dar. Je nach Ausbildung der Straße ist die versiegelte Breite größer als die gestreute Breite (z. B. werden bei Autobahnen nicht gestreuter Standstreifen berücksichtigt, sodass sich eine versiegelte Breite von 25 m ergibt).

Bei Betrachtung von Bundesautobahnen werden zwei Fahrstreifen plus ein Standstreifen pro Fahrtrichtung berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass beide Fahrstreifen gestreut werden.

Für die betrachteten Einzugsgebiete einer Entwässerungsanlage bei Autobahnen werden zwei Fälle betrachtet (klein und groß). Bei einem kleinen Einzugsgebiet wird eine entwässerte Fläche von einem Hektar angesetzt. Bei einer versiegelten Breite von

25 m entspricht dies einem Autobahnabschnitt von 400 m. Bei einem großen Einzugsgebiet beträgt die entwässerte Fläche 10 ha. Bei einer versiegelten Breite von 25 m entspricht dies einem Autobahnabschnitt von 4.000 m. Hier wird davon ausgegangen, dass beide Fahrtrichtungen in die Mitte des Abschnitts entwässern, sodass die maßgebende Länge für die Laufzeit 2.000 m beträgt.

### 4.3.3 Tausalzmenge

Für die Berechnung stellt die Art und die Höhe des Salzeintrags eine wesentliche Randbedingung dar. Hierbei sind für die Berechnung des Chloridtransportes im Untergrund im Wesentlichen längerfristige (z. B. Monatsmittel) Mittelwerte der Tausalzmenge von Interesse, bei den Berechnungen des Entwässerungssystems spielen dagegen kurzzeitige (z. B. Tageswerte) Tausalzausbringungen eine größere Rolle.

In Bild 4 sind Zahlenangaben der BAST zum Tausalzverbrauch der Jahre 2000 bis 2014 abgebildet. Zwischen den einzelnen Jahren zeigen sich deutliche Unterschiede (z. B. bei Autobahnen von 15 t/km im Winter 2006/2007 bis 67 t/km im Winter 2010/2011, Mittelwert der Zeitreihe: 36 t/km). Aus diesen Daten wird die eingesetzte Tausalzmenge für einen durchschnittlichen Winter (Mittelwert) und einen überdurchschnittlichen Winter (Winter 2010/2011) beschrieben.

Im Rahmen dieser Studie sollen durchschnittliche und ungünstige Verhältnisse der ausgebrachten Tausalzmenge betrachtet werden.

Neben zeitlichen Schwankungen des Tausalzeinsatzes ist auch eine räumliche Verteilung zu betrachten. In Bild 5 ist für die notwendige Streumenge die räumliche Verteilung für Deutschland angegeben. Die angegebenen Mengen wurden dort für einen überdurchschnittlich strengen Wintermonat bestimmt. Aus diesen Daten werden zwei repräsentative Standorte betrachtet (Werte für diesen betrachteten Monat: Norddeutschland : 1.000 g/m<sup>2</sup> und Süddeutschland : 1.700 g/m<sup>2</sup>).

Aus diesen Angaben werden insgesamt acht zu betrachtende Szenarien abgeleitet. Diese Szenarien kombinieren jeweils die Lage (Nord- oder Süddeutschland) mit der Straße (Autobahn oder Landstraße) und den klimatischen Bedingungen (durchschnittlicher oder überdurchschnittlicher Winter). Die sich ergebenden Werte für das Tausalz sind in Tabelle 19 aufgelistet. Entsprechende Werte für das eingesetzte Chlorid (ca. 60 Massen-% des Salzes) sind in Tabelle 20 aufgeführt.

Bei den Modellierungen wird generell von einer dreimonatigen Streuperiode im Winter ausgegangen. Bei einem durchschnittlichen Winter werden die in Tabelle 20 aufgeführten Chloridmengen gleichmäßig auf alle drei Monate verteilt, bei der Betrachtung eines überdurchschnittlichen Winters

		Autobahn	Landstraße
Durchschnittlicher Winter	Mittelwert	1.800 g/m <sup>2</sup>	1.200 g/m <sup>2</sup>
	Norddeutschland	1.400 g/m <sup>2</sup>	1.000 g/m <sup>2</sup>
	Süddeutschland	2.400 g/m <sup>2</sup>	1.600 g/m <sup>2</sup>
Überdurchschnittlicher Winter	Mittelwert	2.640 g/m <sup>2</sup>	1.600 g/m <sup>2</sup>
	Norddeutschland	2.080 g/m <sup>2</sup>	1.280 g/m <sup>2</sup>
	Süddeutschland	3.520 g/m <sup>2</sup>	2.160 g/m <sup>2</sup>

Tab. 19: Ansatz der ausgebrachten Jahresmengen von Tausalz (bezogen auf die gestreute Fahrbahnbreite)

		Autobahn	Landstraße
Durchschnittlicher Winter	Mittelwert	1.080 g/m <sup>2</sup>	720 g/m <sup>2</sup>
	Norddeutschland	840 g/m <sup>2</sup>	660 g/m <sup>2</sup>
	Süddeutschland	1.440 g/m <sup>2</sup>	960 g/m <sup>2</sup>
Überdurchschnittlicher Winter	Mittelwert	1.584 g/m <sup>2</sup>	960 g/m <sup>2</sup>
	Norddeutschland	1.248 g/m <sup>2</sup>	768 g/m <sup>2</sup>
	Süddeutschland	2.112 g/m <sup>2</sup>	1.296 g/m <sup>2</sup>

Tab. 20: Ansatz der ausgebrachten Jahresmengen von Chlorid (bezogen auf die gestreute Fahrbahnbreite)

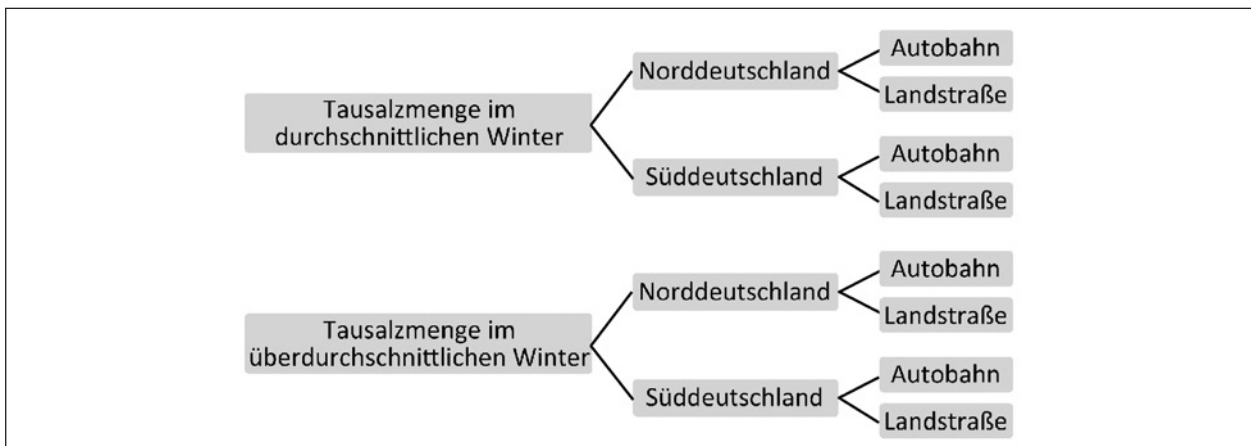


Bild 11: Schema der Szenarienbildung aus Tausalzmenge und Straße

erfolgt ein Spitzeneintrag während des mittleren der drei Monate.

Für die ausgebrachte Salzmenge pro Tag wird der Fall der Schneeglätte herangezogen, da dann mit den größten Mengen zu rechnen ist. Es werden folgende Fälle betrachtet (BADELDT & EIMERMACHER, 2014), wobei sich die Streudichten auf Trockensalz beziehen:

- a) mittlere Werte pro Tag:  $20 \text{ g/m}^2$ ,
- b) hohe/maximale Werte pro Tag:  $120 - 160 \text{ g/m}^2$ .

Der mittlere Wert pro Tag ergibt bei einer Streudauer von 90 Tagen pro Jahr der Angabe der BASt über den mittleren Tausalzverbrauch pro Kilometer Autobahnlänge.

Die Anzahl der Überfahrten beträgt bei mittleren Verhältnisse zweimal pro Tag und bei maximalen Verhältnissen achtmal pro Tag (BADELDT & EIMERMACHER, 2014). Das heißt, dass bei mittleren Bedingungen  $10 \text{ g/m}^2$  und bei ungünstigen Bedingungen  $20 \text{ g/m}^2$  pro Überfahrt ausgebracht werden.

Für die Betrachtung von maximalen Tausalzfrachten (kurzzeitige Spitzen) wird davon ausgegangen, dass diese Mengen (pro Überfahrt) durch ein einzelnes Niederschlagsereignis abgewaschen und ausgetragen werden. Hierüber wird das maßgebende Ereignis hinsichtlich der kurzzeitigen Konzentrationsspitzen im gefassten Entwässerungssystem definiert. Dies tritt dann ein, wenn diese Salzmenge durch einen minimalen Niederschlag vollständig gelöst und ausgetragen wird. Dieses Ereignis wird im Folgenden als Salztransportregen (STR) bezeichnet. Für die durchgeführten Berechnungen wurde als minimaler (effektiver oder abflusswirksamer) Niederschlag eine Niederschlagssumme von einem Millimeter angesetzt. Hieraus ergibt sich die maxi-

male Konzentration im Straßenabwasser zu  $20 \text{ mg/l NaCl}$ , bzw. zu  $12 \text{ mg/l Cl}$ . Dieser Wert ist im Vergleich zu den Messwerten in Kapitel 2.2.3 plausibel.

Aus der Kombination der betrachteten Straßen (Autobahn und Landstraße) mit den oben beschriebenen Tausalzmengen ergeben sich die in Bild 11 dargestellten acht Szenarien.

Für den Anteil des lateral verdrifteten (z. B. durch Spritzwasser und Verwehungen) Tausalzes wird aus der Spannweite der Literaturwerte (von ca. 0 bis 60 %) mit 30 % ein mittlerer Wert betrachtet. Für ein ausgewähltes Szenario wird dieser Wert in einer Parameterstudie variiert (0 %, 30 % und 60 %). Hieraus lassen sich dann Rückschlüsse auf die prinzipielle Wirkung dieses Parameters ableiten.

#### 4.3.4 Ausbildung des Entwässerungssystems

Zusätzlich zu den oben abgebildeten Szenarien aus den Kombinationen der Tausalzmenge mit den Straßen werden noch unterschiedliche Ausbildungen des Entwässerungssystems innerhalb der Berechnungen betrachtet.

Bei der Szenarienbildung wird grundsätzlich unterschieden in:

1. Straßenabfluss komplett ohne technische Fassung, ausschließlich Ablauf und Versickerung über Bankett und Böschung;
2. Straßenablauf mit (anteiliger) technischer Fassung, aber ohne Direkteinleitung in Gewässer (technisch gefasster Abfluss wird zentral versickert);
3. Straßenablauf mit (anteiliger) technischer Fassung und (anteiliger) Direkteinleitung nach Behandlung und ggf. Retention.



Für Landstraßen wird ausschließlich ungefasster Abfluss mit vollständiger Versickerung untersucht (Punkt 1 der obigen Aufzählung). Die Modellierung technischer Systeme entfällt in diesem Fall.

An Bundesautobahnen sind die Entwässerungssituationen mit anteiliger oder vollständiger technischer Fassung praxisrelevant, sowohl ohne als auch mit Direkteinleitung 1. und 3. der obigen Aufzählung).

Hierbei werden folgende Szenarien betrachtet:

- Szenario mit anteiliger Fassung (einer der beiden mittleren Fahrstreife einer insgesamt 4-spurigen Autobahn) und Ableitung, Behandlung (Absetzbecken) und Direkteinleitung,
- Szenario mit anteiliger Fassung (einer der beiden mittleren Fahrstreife einer insgesamt 4-spurigen Autobahn) und zentraler Versickerung dieses Anteils (keine Direkteinleitung),
- Szenario mit vollständiger technischer Fassung und vollständiger Direkteinleitung nach Behandlung durch Absetzbecken,
- Szenario mit vollständiger technischer Fassung und vollständiger Direkteinleitung nach Absetzbecken mit nachgeschaltetem, trockenfallendem Rückhaltebecken,
- Szenario mit vollständiger technischer Fassung und vollständiger Direkteinleitung nach Absetzbecken mit nachgeschaltetem Rückhaltebecken und Dauerstau.

Für die Behandlungsstufe (Absetzbecken) sind keine besonderen stofflichen Wirkungen auf die Tausalzfracht zu beachten. Auch das Absetzbecken stellt im Hinblick auf die Tausalzfracht lediglich eine volumetrische Einheit (analog Rückhaltung) mit entsprechendem Puffereffekt dar, der aber gegenüber dem Volumen einer nachgeschalteten Rückhaltung geringer ins Gewicht fallen dürfte.

Die Berechnung von Langzeitserien wird für das Modell der technischen Entwässerung nicht durchgeführt. Der Langzeiteffekt einer Rückhaltung mit Dauerstau kann anteilig über einen bilanziellen Ansatz erfasst werden. Sequenzen mehrerer Niederschläge werden über Ereigniscluster abgebildet.

#### 4.3.5 Hydrogeologie und Hydrologie

Für die Modellierungen des Transportpfades Untergrund werden typische Untergrundparameter (z. B. Durchlässigkeit) verwendet. Betrachtet werden unterschiedliche Aquifere.

Ebenso werden für den Jahresniederschlag und die Grundwasserneubildungsrate ebenfalls entsprechend typische Werte angenommen. In Bild 12 sind mittlere Grundwasserneubildungsrate für Deutschland angegeben (NEUMANN & WYCISK, 2002). Der Mittelwert über das Gesamtgebiet liegt bei 135 mm/a, aber je nach örtlichen Gegebenheiten (klimatische und hydrologische Randbedingungen) liegt eine große Bandbreite der Werte vor.

Es wird davon ausgegangen, dass der Bemessungsregen für die Dimensionierung der Straßenentwässerung jeweils ein 15-Minuten Regen ( $n = 1$ ) ist. Das maßgebende Niederschlagsereignis (Salztransportregen) wird ermittelt.

Eine wesentliche Randbedingung der durchgeführten Berechnungen, bzw. der Bewertung der Be-

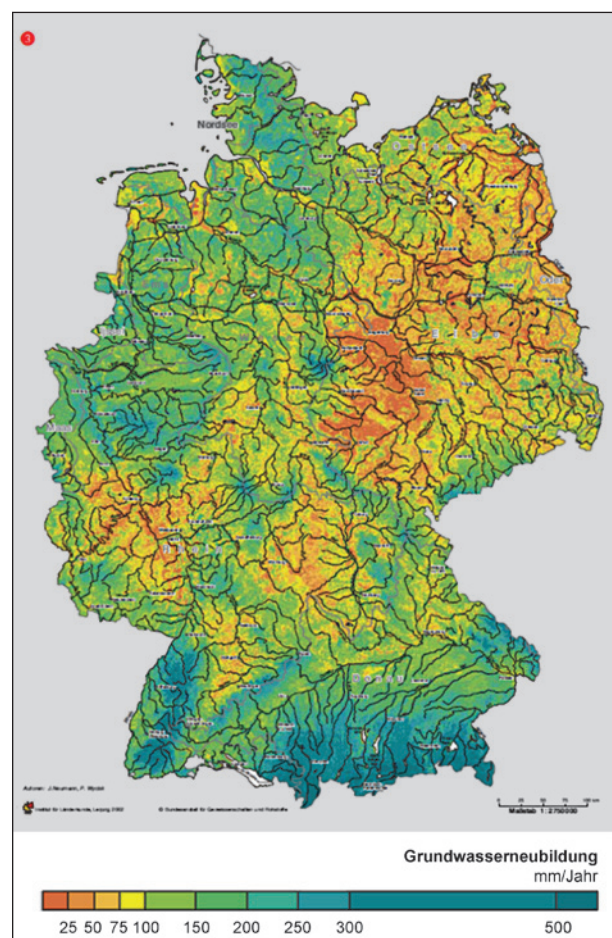


Bild 12: Mittlere Grundwasserneubildungsrate (Zeitraum 1961 – 1990) in Deutschland (NEUMANN & WYCISK, 2002)

rechnungsergebnisse stellt der Gewässerkörper dar, in den das Chlorid eingeleitet wird. Im Rahmen dieser Studie werden nur kleine Gewässer (Abfluss ungefähr von 100 bis 1.000 l/s) betrachtet, da davon ausgegangen wird, dass örtliche Chlorid-Einleitungen in größere Gewässer aufgrund der Durchmischung weniger problematisch sind. Als maßgebender Abfluss wird hierbei der Mittelwasserabfluss MQ verwendet. Andere Überlegungen betrachten stattdessen 75 % des mittleren Abflusses im Winterhalbjahr ( $MQ_{\text{Winter}}$ ), in der Regel ergibt sich dadurch aber kein signifikanter Unterschied.

#### 4.4 Modellkonzept für das Gesamtsystem

Ein Überblick über das Gesamtmodellsystem ist in Bild 13 dargestellt.

Das Gesamtsystem umfasst den Weg des Abflusses und der Salzfracht (als Chloridfracht) von der Abflussbildung an der Straßenoberfläche infolge Niederschlags sowohl über das technische Entwässerungssystem als auch über den Transportpfad Untergrund (ungesättigter und gesättigter Bereich) bis in das Gewässer.

Der Prozess der Abflussbildung, die Komponenten des technischen Entwässerungssystems, der Grundwassertransport und die Einmischung in den Gewässerabfluss sind über Einzelbausteine (Module) im Modell des Gesamtsystems abgebildet. Die Mo-

dellbausteine des technischen Entwässerungssystems und des Grundwassertransports sind miteinander über Quell- und Senkenterme verknüpft. Die Quell- und Senkenterme sind Punkt oder Linienlasten des Volumen- und Massentransports.

Die Berechnungen zu den Transportpfaden Untergrund und Straßenentwässerung erfolgen separat, die beiden Berechnungsergebnisse fließen dann in die Bewertung am Gewässer ein. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Dynamik der beiden Systeme ist der Transportpfad Untergrund maßgebend für länger anhaltende Grundlasten und der Transportpfad Straßenentwässerung für kurzzeitige Spitzenlasten.

Im Gegensatz zu dem Transportpfad der technischen Straßenentwässerung, bei dem die Dimensionierung und Ausgestaltung durch das entsprechende Regelwerk definiert ist, liegen beim Transportpfad Untergrund eine Vielzahl unterschiedlicher geometrischer Größen, Untergrundparameter und Randbedingungen vor, die im Allgemeinen nicht a priori bekannt sind. Aus diesem Grund erfolgt die Modellierung für den Transportpfad Untergrund zunächst an synthetischen Einzelsystemen um im Rahmen einer Parameterstudie maßgebende Parameter und Prozesse zu identifizieren. Im Anschluss daran werden auch für den Transportpfad Untergrund realitätsnahe Gesamtsysteme betrachtet.

Die Zusammenführung der berechneten Ergebnisse der beiden Transportpfade (Untergrund und technisches Entwässerungssystem) erfolgt immis-

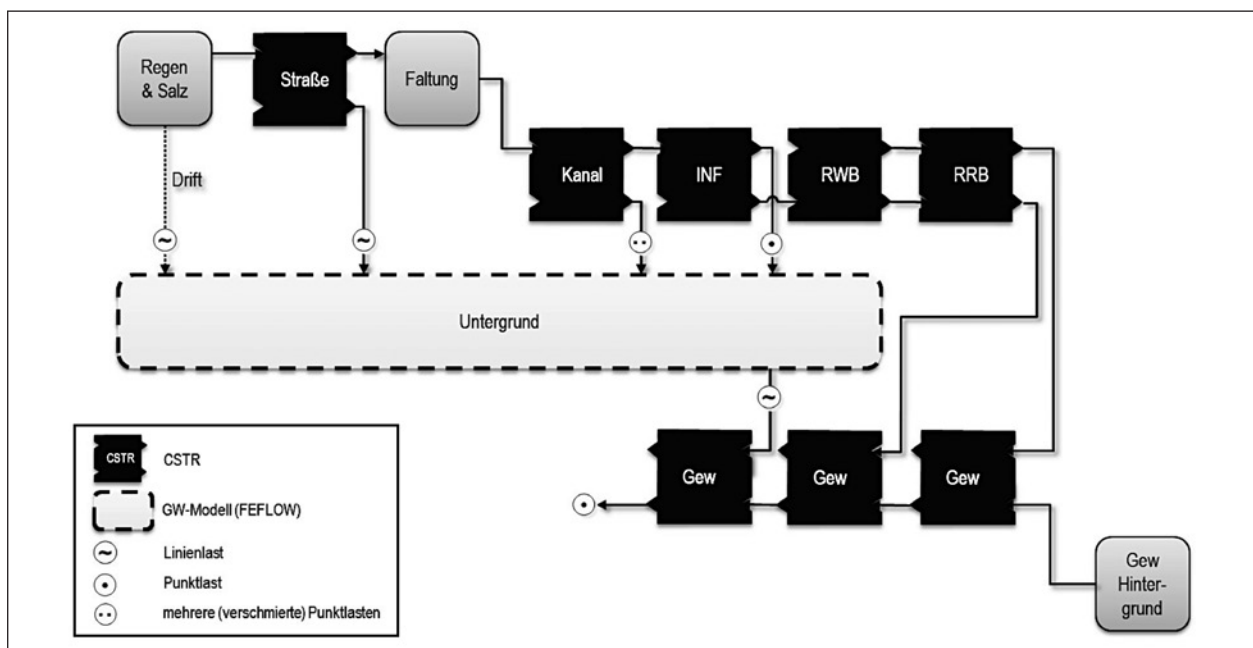


Bild 13: Gesamtmodellsystem im Überblick

sionsbezogen am Gewässer. Dort treffen die Chlorid-Frachten aus dem Tausalzeinsatz aufeinander. Dementsprechend erfolgt bei der Bewertung und Interpretation der Berechnungsergebnisse an der maßgebenden Stelle im Gewässer eine Addition der Chloridfrachten der beiden Transportpfade, die Chloridkonzentration im Gewässer ergibt sich aus einer Mischungsrechnung. Aufgrund der unterschiedlichen Dynamik liefert der Transportpfad Untergrund langanhaltende Grundlasten und der Transportpfad der technischen Straßenentwässerung kurzzeitige Spitzen. Als maßgebende Stelle im Gewässer wird in der Regel der unterstromige Pegel eines Gewässerkörpers betrachtet (d. h. der Übergang zum nächsten Gewässerkörper). Es ist durchaus möglich, dass das unterirdische Einzugsgebiet nicht identisch mit dem oberirdischen Einzugsgebiet ist. Dann kann der Fall auftreten, dass dem betrachteten Gewässerkörper unterirdisch Chlorid aus einem anderen Gewässerkörper zufließt, oder auch, dass unterirdisch Chlorid zu einem anderen Gewässerkörper abfließt.

#### 4.5 Modell für den Transportpfad Untergrund

Die Modellierung des Chloridtransportes im Untergrund wird mit dem Programmpaket FEFLOW (DIERSCH, 2014) durchgeführt. FEFLOW bietet die Möglichkeit zwei- oder dreidimensionale Strömungs- und Stofftransportberechnungen in gesättigten und ungesättigten Bereichen durchzuführen. Verwendet wird hierbei die Methode der Finiten-Elemente.

Die für Chlorid maßgebenden Transportprozesse (Advektion und Dispersion/Diffusion) lassen sich differenziell für die gesuchte Konzentration  $c$  wie folgt beschreiben:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -v \cdot \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left( D \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \right) + W \quad (10)$$

Auf der linken Seite der Gleichung steht die zeitliche Änderung der Konzentration. Der erste Term auf der rechten Gleichungsseite beschreibt den advektiven Massenfluss, der zweite den dispersiven, bzw. diffusiven Massenfluss. Der Term  $W$  beschreibt einen Quellsenktterm (Zugabe oder Entnahme von Masse). Die maßgebende Fließgeschwindigkeit  $v$  ist die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$ , die sich aus der Filtergeschwindigkeit  $v_f$  und dem durchflossenen Hohlraumanteil  $n_f$  berechnen lässt:

$$v_a = \frac{v_f}{n_f} \quad (11)$$

Der Dispersionskoeffizient  $D$  setzt sich zusammen aus dem molekularen Diffusionskoeffizient  $D_{mol}$  und dem hydromechanischen Dispersionskoeffizient  $D_{mech}$ :

$$D = D_{mol} + D_{mech} \quad (12)$$

In vielen Fällen ist die molekulare Diffusion gegenüber der hydromechanischen Dispersion vernachlässigbar klein, kann aber bei sehr kleinen Fließgeschwindigkeiten (wie sie ggf. in der ungesättigten Zone auftreten) eine Rolle spielen. Die hydromechanische Dispersion beschreibt dispersive Prozesse infolge von ungleichförmigen Geschwindigkeitsprofilen innerhalb einer Pore, unterschiedlicher Porengrößen und der Umströmung des Korngerüsts. Im Rahmen dieser Studie werden in diesem Parameter auf Effekte der Makrodispersion, die die Einflüsse von großskaligen Heterogenitäten (die in der Regel unbekannt sind und deswegen nicht in Form räumlich differenzierter Beschreibung der Durchlässigkeit und/oder der Porosität in der Berechnung enthalten sind) auf das Transportgeschehen beschreibt erfasst. Dieser Dispersionskoeffizient lässt sich vereinfacht als Produkt aus der Abstandsgeschwindigkeit und einer Dispersivität  $\alpha$  ausdrücken:

$$D_{mech} = v_a \cdot \alpha \quad (13)$$

Die Dispersivität  $\alpha$  beschreibt den Einfluss von Heterogenitäten im Untergrund auf das Grundwasserfließgeschehen (proportional zum Grad der Heterogenitäten) und ist in der Regel eine tensorielle Größe und besitzt größere Werte in Fließrichtung (longitudinale Dispersivität) als quer dazu (transversale Dispersivität). Ebenso liegen in der Regel größere Werte in horizontaler als in vertikaler Richtung vor.

Somit lässt sich die Advektions-Dispersionsgleichung für den Transport von Chlorid im Untergrund wie folgt angeben:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -v_a \cdot \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left( (D_{mol} + v_a \cdot \alpha) \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \right) + W \quad (14)$$

Die Filtergeschwindigkeit  $v_f$  lässt sich für eine gesättigte/ungesättigte Strömung unter Voraussetzung einer laminaren Strömung aus dem erweiterten Darcy-Gesetz<sup>3</sup> berechnen:

<sup>3</sup> Nach dem französischen Ingenieur Henry Philibert Gaspard Darcy (1803–1858)



$$v_f = -k_f \cdot k_r(S_e) \cdot \frac{\partial h}{\partial x} \quad (15)$$

Dabei stellt die Untergurnddurchlässigkeit  $k_f$  eine (in der Regel tensorielle) Eigenschaft des Untergrundes dar, die von der Wassersättigung  $S_e$  abhängige relative Durchlässigkeit  $k_r$  beschreibt die Durchlässigkeit bei ungesättigten Verhältnissen (bei vollständiger Wassersättigung gilt:  $k_r(S_e = 1) = 1$ ), die Piezometerhöhe  $h$  gibt hierin das Potenzial des Grundwasserstandes an. Das Produkt aus Durchlässigkeit und relativer Durchlässigkeit wird auch als effektive Durchlässigkeit bezeichnet.

Die sich hieraus ergebende Differentialgleichung für die Strömung ist für die x- und z-Richtung in nachfolgender Gleichung (sog. Richards-Gleichung<sup>4</sup>) aufgeführt.

$$\frac{\partial(n \cdot S_e)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( k_r \cdot k_f \cdot \left( \frac{\partial(h_c - h)}{\partial z} \right) \right)$$

$$\frac{\partial(n \cdot S_e)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( k_r \cdot k_f \cdot \left( \frac{\partial(h_c - h)}{\partial z} + z \right) \right) \quad (16)$$

Die Größe  $h_c$  in Gleichung (16) beschreibt hierbei das Kapillarpotenzial in der ungesättigten Zone ( $h_c = 0$  für vollständige Wassersättigung). Dieses

Kapillarpotenzial entsteht an der Trennfläche des Zweiphasensystems Luft-Wasser durch Oberflächenspannung.

Das Kapillarpotenzial wirkt der Strömung entgegen, Wasser wird entgegen der Schwerkraft im Boden gehalten. Dies bedingt einen diffusiven Prozess in der ungesättigten Zone. Dies lässt sich durch die sog. kapillare Diffusivität  $D_{kap}$  ausdrücken:

$$D_{kap} = -k_f \cdot k_r(S_e) \cdot \frac{\partial h_c}{\partial S_e} \quad (17)$$

Diese Diffusivität wirkt auf die Wasserströmung in der ungesättigten Bodenzone (Wasser wird entgegen der Fließrichtung zurück gehalten) aber auch auf den Transport von Wasserinhaltsstoffen in der ungesättigten Zone (auch diese werden durch Kapillarkräfte entgegen der Strömungsrichtung zurück gehalten).

Zur Beschreibung der Parameter der ungesättigten Strömung (Kapillarpotenzial und relative Durchlässigkeit) wird das Parametermodell nach van GENUCHTEN (1980) verwendet, das in der Bodenkunde weite Verbreitung findet.

Das Modell beschreibt den Zusammenhang zwischen Kapillarpotenzial und Wassersättigung wie folgt:

$$S_e = \frac{S_w - S_r}{1 - S_r} = \left( 1 + (a \cdot h_c)^n \right)^{-m} \quad (18)$$

<sup>4</sup> Nach dem amerikanischen Physiker Lorenzo Adolph Richards

$S_w$	Wassersättigung	[-]	Anteil des Porenraums, der mit Wasser gefüllt ist.
$S_r$	Restsättigung Wasser	[-]	verbleibende Wassersättigung bei vollständiger Entleerung des Porenraums, dieser Wert liegt i. d. R. zwischen 0 und 0,3; er beschreibt das verbleiben von Haftwasser, Wasser in dead end Poren, usw. das nicht mehr durch Schwerkraft entwässert werden kann.
$S_e$	Effektive Wassersättigung	[-]	Wassersättigung bezogen auf den zur Verfügung stehenden Porenraum.
$a^1$	Van Genuchten Parameter	[1/m]	Empirischer Kurvenparameter; dieser Parameter entspricht ungefähr einer reziproken kapillaren Steighöhe; je grobkörniger das Material ist, desto größer ist der Parameter.
$h_c$	Kapillarpotenzial	[m]	Das Kapillarpotenzial beschreibt den Druckunterschied zwischen der Wasser- und der Luftphase im ungesättigten Bereich: $h_c = (\text{Luftdruck} - \text{Wasserdruck}) \cdot (\text{Wichte Wasser})$ es entspricht einer Saugspannung.
$n$	van-Genuchten-Parameter	[-]	Empirischer Kurvenparameter, je gleichförmiger das Material ist, desto größer ist der Parameter.
$m$	van-Genuchten-Parameter	[-]	Empirischer Kurvenparameter, in der Regel: $m = 1 - 1/n$ .
$k_r$	Relative Durchlässigkeit	[-]	Verhältnis der Durchlässigkeit bei gegebener Wassersättigung zur Durchlässigkeit bei Vollsättigung.

<sup>1</sup> In der Literatur wird hierfür meist das Symbol  $\alpha$  verwendet. Im Rahmen dieses Gutachtens erfolgt dies nicht, um eine Unterscheidung zur Dispersivität  $\alpha$  vorzunehmen.

Tab. 21: Verwendete Begriffe in der Parametrisierung der Strömung im Untergrund

und die Beziehung zwischen der relativen Durchlässigkeit und der Wassersättigung:

$$k_r = S_e^{0,5} \left[ 1 - \left( 1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (19)$$

Die verwendeten Größen sind in Tabelle 21 erläutert.

In den Bildern 14 bis 16 sind diese Beziehungen exemplarisch für zwei typische Bodenarten (Lehm und Sand) grafisch dargestellt.

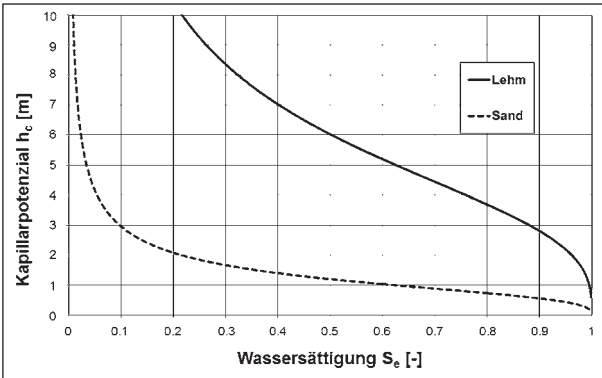


Bild 14: Beispielhafte Darstellung der Beziehung zwischen Kapillarpotenzial und Wassersättigung

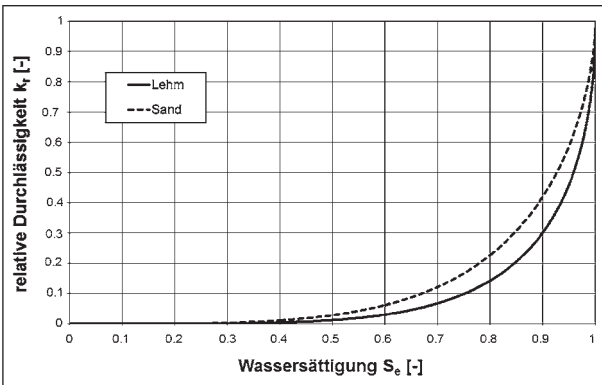


Bild 15: Beispielhafte Darstellung der Beziehung zwischen relativer Durchlässigkeit und Wassersättigung

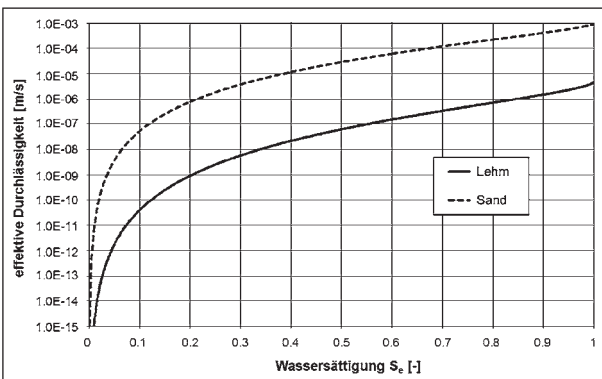


Bild 16: Beispielhafte Darstellung der Beziehung zwischen effektiver Durchlässigkeit und Wassersättigung

## 4.6 Modell für technische Entwässerungssysteme

Für die Modellierung des Chloridtransportes im technischen Entwässerungssystem wird eine Eigenentwicklung eingesetzt. Dies bietet den Vorteil, dass projektspezifische Anpassungen ohne weiteres durchgeführt werden können. In den folgenden Kapiteln werden die Grundlagen des Modells, getroffene Annahmen und die relevanten Modelleingangsgrößen vorgestellt.

### 4.6.1 Modellkonzept

Die Abfluss- und Frachttransformation innerhalb des technischen Entwässerungssystems wird über eine Kaskade vollständig durchmischter Speicherreaktoren (CSTR) abgebildet. Das Grundprinzip eines solchen CSTR ist generisch in Bild 17 dargestellt.

Grundsätzlich werden für den CSTR die instationären Speicherleichungen gelöst:

$$\frac{dV}{dt} = \sum Q_{zu} - \sum Q_{ab} \quad (20)$$

$$\frac{dM}{dt} = \sum (Q_{zu} \cdot c_{zu}) - \sum (Q_{ab} \cdot c) \quad (21)$$

Darin sind V, M und c mit

$$c(t) = \frac{M(t)}{V(t)} \quad (22)$$

das Volumen V, die Salzmasse M und die Salzkonzentration c des CSTR,  $Q_{zu}$  sind die Zuflüsse und  $Q_{ab}$  die Abflüsse. Die Eigenschaften jedes Speichers werden über seine Speicherkennlinie  $H = f(V)$  und die Abflusskennlinien für die beiden Auslässe  $Q_d = f(H)$  (Drossel) und  $Q_E = f(H)$  (Entlastung) beschrieben. Die beiden Zuflüsse ergeben sich aus

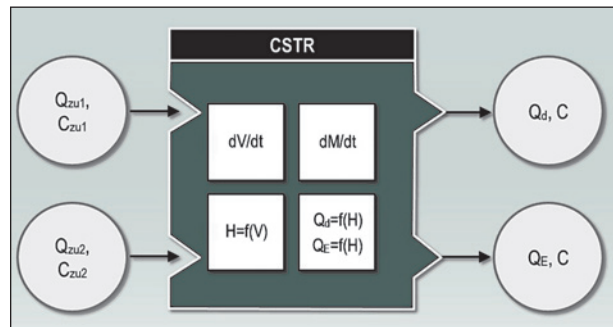


Bild 17: Vollständig durchmischter Reaktor (CSTR, generische Darstellung)

dem oberhalb gelegenen Modul oder den Randbedingungen in Form eines Niederschlagsereignisses. Die Definition der Kennlinien als Funktion der Einstauhöhe  $H$  ist grundsätzlich nicht beschränkt, sodass beliebige Beckenformen und unterschiedliche Ausläufe und Drosselorgane abgebildet werden können. Im Rahmen hier vorgenommenen Berechnungen wurden nur rechteckige Becken mit einer linearen Speicherkennlinie betrachtet.

Je nach Ausprägung des Systems umfasst das technische Entwässerungssystem die Module Straße zur Erfassung der Tausalzlösung und Abflussbildung über die Zwischenschaltung eines Faltungsmoduls, das Modul Kanal für den Transport von den Straßenabläufen zur Regenwasserbehandlung, das Moduls Absetzbecken (RWB, Absetzbecken nach RAS Ew) als Reinigungsstufe und ggf. das Modul Regenrückhaltebecken (RRB) für die Zwischenspeicherung und Drosselung des Abflusses in den Vorfluter. Diese Module können entsprechend der Gestaltung des Systems beliebig miteinander kombiniert werden.

Da für die Becken im Dauerstau bekannt ist, dass aufgrund von Dichteunterschieden eine Schichtung auftreten kann, wurde für das RWB und RRB eine Ansatz zur Beschreibung von Dichteeffekten (Bild 18) entwickelt und in das Modell als optionaler Berechnungsweg neben eine Berechnung als voll durchmischter Speicher implementiert.

Das Becken mit der Einstautiefe  $H$  wird in eine unten liegende Dichteschicht der Höhe  $H_{di}$  und den Überstand  $H_{ü}$  geteilt. Je nach Konzentration im Zulauf  $C_{zu}$  und den beiden Schichten  $C_{di}$  und  $C_{ü}$  (Layern) im Becken, erfolgt eine Beaufschlagung aus dem Zufluss  $Q_{zu}$  in den Überstands oder die Dichteschicht. Die Dichteschicht kann maximal bis zur Dauerstauhöhe  $H_{ds}$  anwachsen und verdrängt dabei Volumen aus dem Überstand aus dem Becken. Ist die Dauerstauhöhe erreicht, erfolgt ein

Massen- und Volumenübergang in den Überstand. Die hydraulischen Eigenschaften des Beckens ändern sich durch die Berücksichtigung des Dichteeffektes nicht, jedoch kann ein Teil des eingetragenen Salzes in der Dichteschicht gespeichert werden. Dies verändert den Austrag in den Vorfluter vor allem zu Beginn der Streuperiode erheblich.

Der explizite und teilweise semi-explizite Modellansatz ermöglicht instationäre Berechnungen für eine Zeitreihe von bis zu fünf Tagen, wobei die numerische Stabilität zu überwachen ist. Die Auswertung ausgewählter Ganglinien und der Vergleich von Szenarien sind über eine separate Datenbank teilautomatisiert. Neben den Ganglinien erfolgt auch die Überlagerung mit einer Matrix aus Gewässerkennwerten (Abfluss und Hintergrundkonzentration) in Bezug auf die Einhaltung von Schwellenwerten. Dieser Auswertung ist auch die Zusammenführung mit den Ergebnissen für den Transportpfad Grundwasser nachgeschaltet.

Das Modell wird über Eingabedaten gesteuert, in denen notwendige Informationen zur Numerik (Zeitschrittweite, Modulaktivierung), den Bauwerken (Geometrie, Kennlinien, Vorbelastung) und der Belastung (Niederschlagsereignis, Tausalzmenge) definiert werden.

Die Bauwerke wurden entsprechend der hydrologischen Randbedingungen auf Basis der gültigen Regelwerke (RAS-Ew (2005); DWA-A110 (August 2006); DWA-A117 (Dezember 2013)) bemessen. Die Bemessungsblätter sind in Anlage A zusammengestellt.

#### 4.6.2 Module des technischen Entwässerungssystems

Die Belastung des Systems in Form von Niederschlag und Tausalz wird in einem vorgeschalteten Modul Regen definiert. Hier können beliebige Nie-

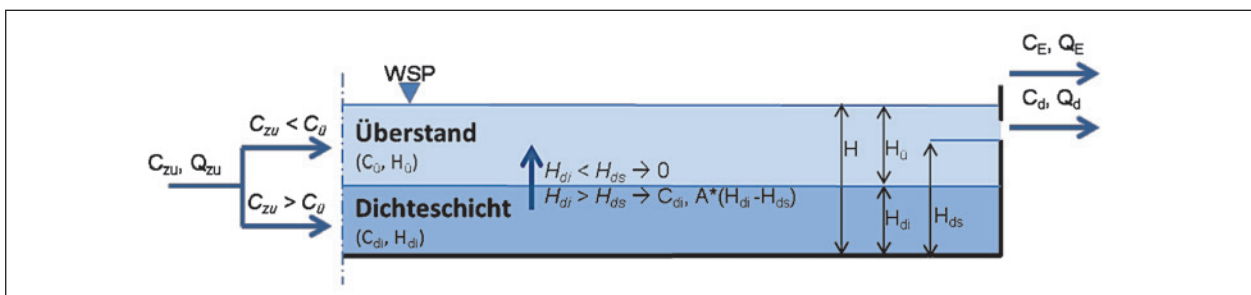


Bild 18: Schematische Darstellung des Modellansatzes zur Berücksichtigung einer Dichteschicht in einem Absetzbecken bzw. Regenrückhaltebecken mit Dauerstau

derschläge als Einzelereignis oder Serie definiert sowie die Tausalzmenge auf der Straße in  $\text{kg}/\text{m}^2$  angegeben werden. Bei der Lösung des Tausalzes ist die maximale Chloridkonzentration auf  $12 \text{ g/l}$  (entspricht  $20 \text{ g/l}$  Tausalz  $\text{NaCl}$ ) limitiert (siehe Kapitel 4.3.3).

Mithilfe der maximalen Chloridkonzentration kann die Regenmenge berechnet werden, die erforderlich ist die auf der Straße befindliche Salzmenge vollständig zu lösen und abzutransportieren. Dieser ungünstigste Fall führt zu einer Beaufschlagung des Systems mit der maximalen Chloridkonzentration über die gesamte Niederschlagsdauer und wird im Folgenden als Salztransportregen (STR) bezeichnet. Für die Modellierung von Einzelereignissen wird diese erforderliche Regenmenge auf eine Niederschlagsdauer von 15 Minuten gleichmäßig verteilt (15 min Blockregen).

Für das Modul Straße wurden die Anzahl und die Ablaufkapazität der Straßenabläufe bemessen. Die Straße besitzt durch ihre Querneigung von  $2,5 \%$  und einen geringen Oberflächeneinstau an den Straßenabläufen von maximal  $3 \text{ cm}$  ein kleines Speichervolumen und legt über die Länge der Straße und die Straßenbreite die Größe des Einzugsgebietes fest. Aufgrund von Stabilitätsproblemen wurde das reale Speichervolumen in diesem Modul um den Faktor 10 erhöht. Dies führt zu einer geringen Abrundung der eigentlich abrupten Neigungswechsel in den Abflussganglinien (vgl. Bild 19), deren Einfluss auf das Berechnungsergebnis insgesamt jedoch vernachlässigt werden kann.

Die Transformation des Niederschlags auf der Straße in eine Abflussganglinie für die Beschickung des anschließenden Kanals erfolgt über eine Faltung. In Bild 19 ist der Ablauf von der Straße als Ausgabe des Faltungsmoduls dargestellt. Dabei wird der SRT15 bei gleicher Intensität auf die 2-, 3- und 6-fache Dauer ausgedehnt. Wie erwartet wird der Maximalabfluss aus dem Modul Straße durch die

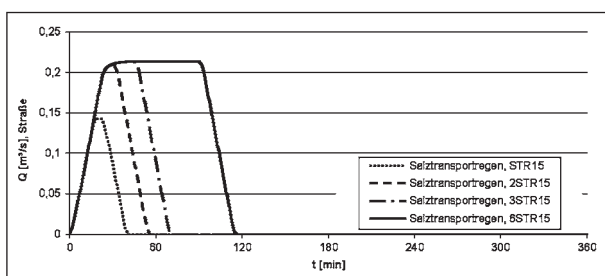


Bild 19: Abfluss von der Straße für unterschiedliche Regenmengen, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

Faltung auf den maximalen Abfluss aus einer Lamelle limitiert und die Korrektheit der Implementierung des Moduls damit bestätigt.

Aufgrund der geringen Speicherkapazität sind die Transportprozesse auf der Straße von untergeordneter Bedeutung für die Konzentrationen in den Becken des Entwässerungssystems und die Fracht in den Vorfluter.

Im Modul Kanal sind die bemessenen Querschnitte, Längen, das Gefälle und die Rauheit hinterlegt. Über Schächte ist ein Überstau möglich, bei dem zusätzlicher Speicherraum aktiviert wird. Durch sein Speichervolumen und die Fließzeiten trägt der Kanal bereits zu einer Abflachung und Verbreiterung der Abflussganglinie bei. Insbesondere die Fließzeiten wirken sich auf die Konzentrationsverläufe in den nachgeschalteten Modulen aus, wie für das Modul Straße ist der Einfluss auf die Konzentrationsmaxima in den Becken oder die Fracht in den Vorfluter jedoch gering.

Das Modul RWB für das Absetzbecken berücksichtigt die Beckengeometrie (Grundfläche und Einstautiefe) für die Bild des bemessenen Beckenvolumens. Der Abfluss ist als breitkroniges Wehr mit großer Wehrrbreite modelliert, sodass die Schwankungen der Wasserspiegellage gering bleiben und auch kaum Speichereffekte auftreten. Da das Becken im Dauerstau stets gefüllt ist, kann eine Anfangskonzentration angegeben werden. Für das Becken wurde auch der Ansatz für die Berücksichtigung einer Dichteschichtung implementiert. Für kleine Einzugsgebiete wurde ein Beckenvolumen von  $50 \text{ m}^3$  gewählt, auch wenn im Rahmen der Bemessung teils kleinere erforderliche Volumina ermittelt wurden.

Das Regenrückhaltebecken (Modul RRB) kann ebenfalls optional mit Dichteeinfluss modelliert werden. Die Dauerstauhöhe ist variabel und bei Becken im Dauerstau ergibt sich das Gesamtvolumen aus dem bemessene Speichervolumen des RRB und dem Dauerstauvolumen. Als Drosselorgan wird als Standard die stilisierte Kennlinie einer Wirbel-drossel verwendet, es sind jedoch auch andere Kennlinien für einfache Rohrdrosseln oder gesteuerte Drosseln verwendbar (vgl. Kapitel 6.4.4). Das RRB bietet die meisten Variationsmöglichkeiten in Bezug auf Parameterstudien. Neben der Beckengeometrie wirken sich die Größe des Dauerstauvolumens und die Ausbildung der Drossel auf die Fracht in den Vorfluter aus.



## 5 Modellierung Transportpfad Untergrund

Bei den durchgeführten Modellierungen werden zunächst synthetische Einzelsysteme (z. B. nur eine einzelne Eintragsquelle, nur Betrachtung eines einzelnen Transportpfades) betrachtet, die sich leicht miteinander vergleichen lassen. Hierbei wird durch eine Parameterstudie der prinzipielle Einfluss der unterschiedlichen Parameter untersucht und aus der Interpretation der Berechnungsergebnisse werden Randbedingungen und maßgebende Parameter für die weiteren Berechnungen abgeleitet.

Anschließend an diese Modellierung von Einzelsystemen erfolgt eine Modellierung von realitätsnahen kombinierten Systemen, die sich an tatsächlichen hydrogeologischen und straßenbaulichen Verhältnissen orientieren.

Die Zielstellung der Modellberechnungen ist es, Modellierungen des Transportes von Tausalz bzw. Chlorid in praxisnahen und relevanten Systemen durchzuführen. Es werden jedoch keine realen Fallbeispiele betrachtet, sondern es sollen vielmehr Szenarien untersucht werden, die sich möglichst auf eine Vielzahl von Anwendungsfällen übertragen lassen.

### 5.1 Modellierung von Einzelsystemen: ungesättigte und gesättigte Zone

Das System Untergrund beinhaltet die ungesättigte Bodenzone und den gesättigten Grundwasserbereich. Ziel der Szenarienberechnungen ist es, zu zeigen wann eine Berechnung mit einem Grundwassermodell notwendig ist und wann vereinfachte Stoffbilanzen angesetzt werden können. Dies ist dann möglich, wenn zeitliche und örtliche Schwankungen in den Chloridkonzentrationen nur noch einen vernachlässigbaren Einfluss haben. Entsprechend dienen die Berechnungen an Einzelsystemen zunächst im Wesentlichen dazu, zu untersuchen wann dies der Fall ist.

Die Modellierungen werden anhand geometrisch einfacher Modelle durchgeführt. Ziel ist es, eine systematische Untersuchung zum Einfluss unterschiedlicher Parameter auf die Chloridausbreitung und Verdünnung im Untergrund zu erhalten. Entsprechend den Eintragsquellen und der Fließrichtung werden folgende Systeme betrachtet:

- eindimensionale, vertikale Stoffausbreitung in der ungesättigten Zone,
- zweidimensionale Stoffausbreitung in einem vertikalen Schnittmodell zwischen Straße und Gewässer (beschreibt den Chlorideintrag aus einer Linienquelle).

In den hier durchgeführten Berechnungen wird als Randbedingung an der Eintragsstelle jeweils ein Wert von 100 % angesetzt. Die berechneten Konzentrationen lassen sich einfach durch Multiplikation mit der tatsächlichen Konzentration an der Randbedingung ermitteln. Diese Vorgehensweise besitzt den Vorteil, möglichst allgemeine Ergebnisse zu liefern.

#### 5.1.1 Transport in der ungesättigten Bodenzone

Der Eintrag von Chlorid in die ungesättigte Bodenzone erfolgt durch örtlich konzentrierte Versickerung (z. B. Bankette, Straßengraben) oder diffus durch die Versickerung von Salzverwehungen mit der natürlichen Grundwasserneubildung aus Niederschlag. Der Eintrag von Chlorid an der jeweiligen Geländeoberkante geschieht zunächst innerhalb der Streuperiode und unterliegt dementsprechend saisonalen Schwankungen. Ziel der Berechnungen ist es, die Verformung der saisonal schwankenden Inputkonzentration einer punktförmigen Quelle beim Durchgang durch die ungesättigte Zone zu erfassen. Die Beschreibung dieser Dämpfung der zeitlichen Schwankungen liefert zum einen eine wichtige Aussage zu den Verdünnungseffekten, zum anderen werden hieraus dann die Randbedingungen für die weiteren Modellberechnungen abgeleitet. Bei Systemen mit deutlicher Dämpfung innerhalb der ungesättigten Zone kann die Randbedingung für die gesättigte Grundwasserströmung zeitlich konstant angesetzt werden. Eine zeitlich variable Randbedingung muss nur bei Systemen mit geringer Dämpfung verwendet werden.

Die instationären Stofftransportberechnungen werden mit einem eindimensionalen, vertikalen teilgesättigten Modell durchgeführt. Das Modell erfasst die ungesättigte Zone von der Geländeoberfläche bis in das Grundwasser. Als Referenzfall wird in der ungesättigten Zone eine lehmige Deckschicht betrachtet. Die wesentlichen Parameter dieses Referenzfalles sind:

- Durchlässigkeit:  $5 \cdot 10^{-6}$  m/s,
- effektive Porosität: 0,12,
- Flurabstand: 5 m,
- Sickerrate: 125 mm/a.

Es werden insgesamt 16 Parametervariationen gegenüber diesem Referenzfall betrachtet. Die einzelnen Werte hierzu sind in Tabelle 22 aufgelistet. Die Variationen beinhalten Untergrundparameter (Durchlässigkeit, Porosität, Dispersivität, van-Genuchten-Parameter), den Flurabstand und die Versickerungsrate. Die Berechnung erfolgt für einen Zeitraum von mehreren Jahren mit einer periodischen Randbedingung des Chlorideintrags (100 % im Winterhalbjahr und 0 % ansonsten).

Beispielhaft ist in Bild 20 die berechneten Konzentrationsganglinien (Werte in Prozent der Quellkonzentration) für den Referenzfall und den Rechenfall mit erhöhter Durchlässigkeit dargestellt. Diese Ganglinien wurden jeweils am Grundwasserspiegel (d. h. direkt am Übergang von der ungesättigten in die gesättigte Bodenzone) ausgewertet. In-

nerhalb der ersten drei bis vier Jahre steigt die Konzentration an bis sich ein quasi-stationärer Zustand mit sich periodisch wiederholenden Schwankungen einstellt. Im Fall der erhöhten Durchlässigkeit setzt der Konzentrationsanstieg geringfügig früher ein und die quasi-stationären Verhältnisse werden etwas schneller erreicht. In diesem Berechnungsergebnis zeigt sich eine ausgeprägte Dämpfung der saisonalen Schwankungen in der Chloridkonzentration. Im Vergleich zu der verwendeten Randbedingung an der Geländeoberkante (Konzentration von 100 % jeweils im Winterhalbjahr) zeigen die berechneten Konzentrationsganglinien am Übergang zum gesättigten Grundwasserbereich bereits eine starke Dämpfung im saisonalen Gang und somit eine deutliche Verdünnung der Maximalkonzentrationen. Neben der hydromechanischen Dispersion spielt hier auch die kapillare Diffusivität (siehe Ausführungen in Kapitel 4.5) eine wesentliche Rolle. Diese Diffusivität ist umso höher, je feinkörniger und je weitgestufter der Boden in der ungesättigten Zone ist. Bei den in der Regel vorliegenden lehmigen Böden kann davon ausgegangen werden, dass dieser Effekt eine maßgebende Rolle spielt.

Rechenfall	Parametervariation	Durchlässigkeit	Porosität	Dispersivität	Van Gen. n	Van Gen. a	Flurabstand	Neubildung/ Versickerung	max. berechnete Konzentration
		m/s	[1]	m	–	1/m	m	mm/a	%
0	Referenzfall	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	1.0	5.0	135	53
1	Durchlässigkeit	1.00E-03	0.12	0.05	2.0	1.0	5.0	135	54
2	Durchlässigkeit	1.00E-07	0.12	0.05	2.0	1.0	5.0	135	51
3	Porosität	5.00E-06	0.10	0.05	2.0	1.0	5.0	135	56
4	Porosität	5.00E-06	0.20	0.05	2.0	1.0	5.0	135	51
5	Dispersivität	5.00E-06	0.12	0.01	2.0	1.0	5.0	135	60
6	Dispersivität	5.00E-06	0.12	0.10	2.0	1.0	5.0	135	51
7	Van Genuchten n	5.00E-06	0.12	0.05	1.2	1.0	5.0	135	50
8	Van Genuchten n	5.00E-06	0.12	0.05	3.0	1.0	5.0	135	57
9	Van Genuchten $\alpha$	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	0.2	5.0	135	50
10	Van Genuchten $\alpha$	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	10.0	5.0	135	64
11	Flurabstand	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	1.0	1.0	135	65
12	Flurabstand	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	1.0	2.5	135	56
13	Flurabstand	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	1.0	10.0	135	51
14	Neubildung	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	1.0	5.0	50	50
15	Neubildung	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	1.0	5.0	300	79
16	Versickerung	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	1.0	5.0	500	95
17	Versickerung	5.00E-06	0.12	0.05	2.0	1.0	5.0	2.000	100

Tab. 22: Aufstellung der Rechenläufe mit jeweiliger Parametervariation und als Ergebnis die maximale berechnete Konzentration an der jeweiligen Grundwasseroberfläche



Die Ergebnisse der Parameterstudie sind in Bild 21 bis Bild 28 dargestellt. Abgebildet ist jeweils eine Ganglinie der berechneten Chloridkonzentrationen (relativ zur maximalen Eintragskonzentration) für die letzten fünf Jahre des Berechnungszeitraumes. Ausgewertet wurde diese Konzentrationsentwicklung jeweils am Grundwasserspiegel, d. h. in einer Tiefe des jeweiligen Flurabstands unter Gelände. Abgebildet ist jeweils das Berechnungsergebnis

des Referenzfalles im Vergleich zu den Berechnungsergebnissen der Parametervariationen (siehe Tabelle 22).

Die Berechnungsergebnisse wurden hinsichtlich der maximal auftretenden Konzentration am Grundwasserspiegel ausgewertet und in Tabelle 22 (letzte Spalte) aufgelistet. Liegt keine nennenswerte Dämpfung der Konzentrationen beim Durchgang

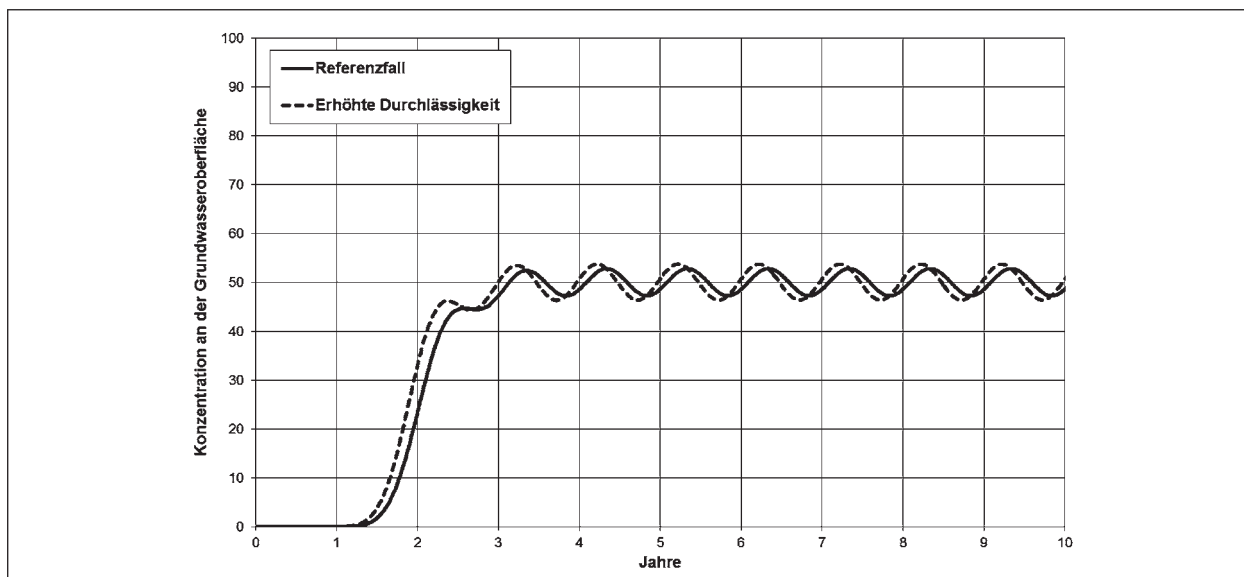


Bild 20: Beispielhafte Darstellung der berechneten zeitlichen Entwicklung der Konzentration an der Grundwasseroberfläche (Durchlässigkeit im Referenzfall:  $5 \cdot 10^{-6}$  m/s; erhöhte Durchlässigkeit:  $1 \cdot 10^{-3}$  m/s)

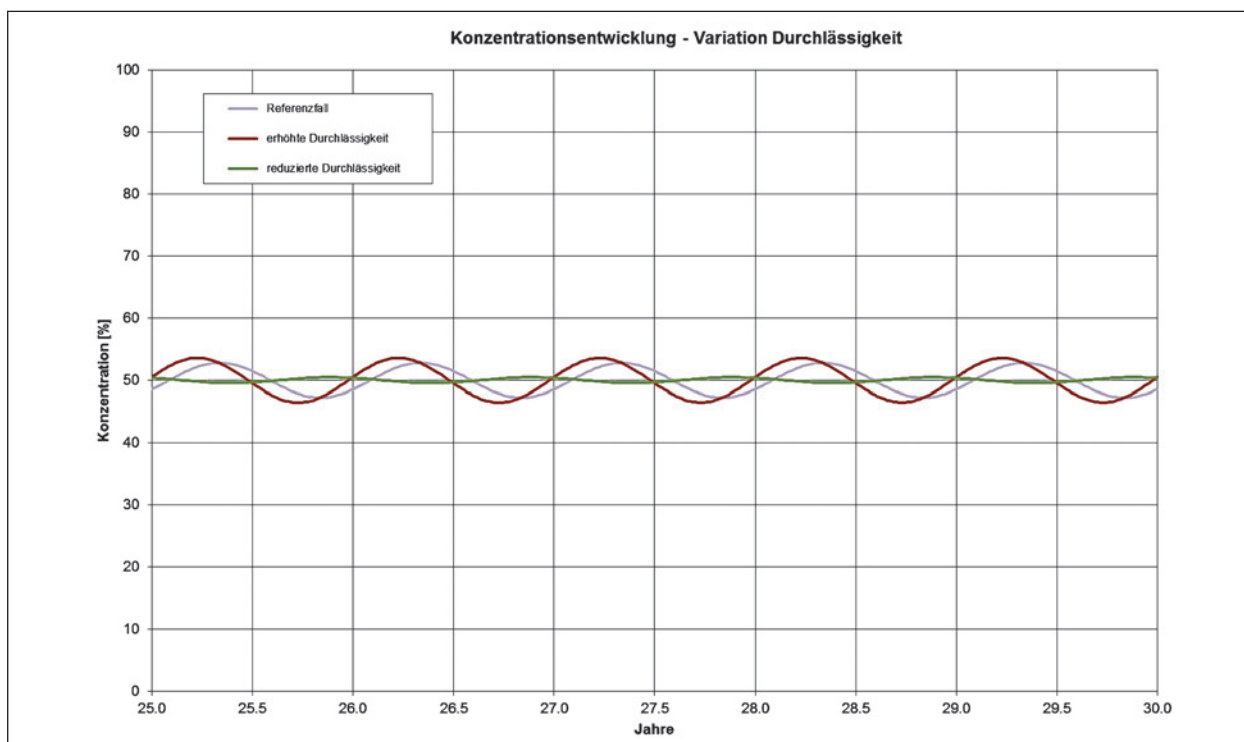


Bild 21: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Durchlässigkeit

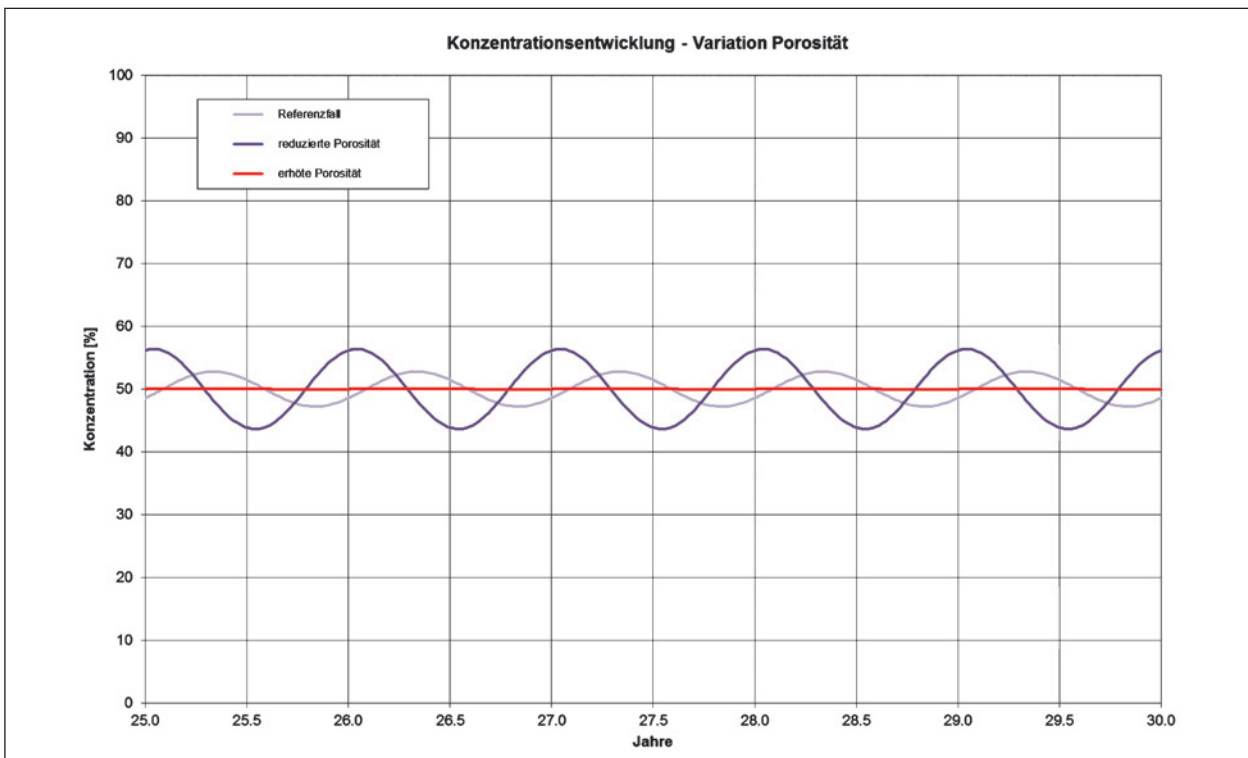


Bild 22: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Porosität

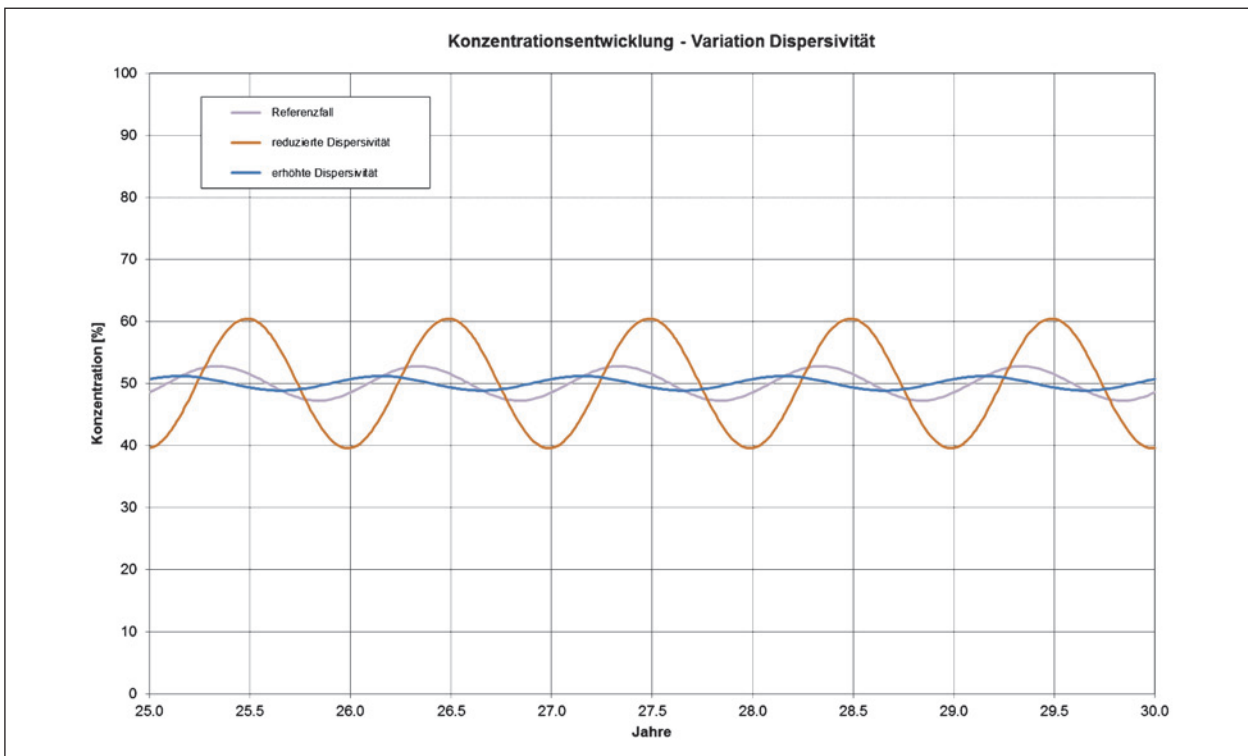


Bild 23: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Dispersivität

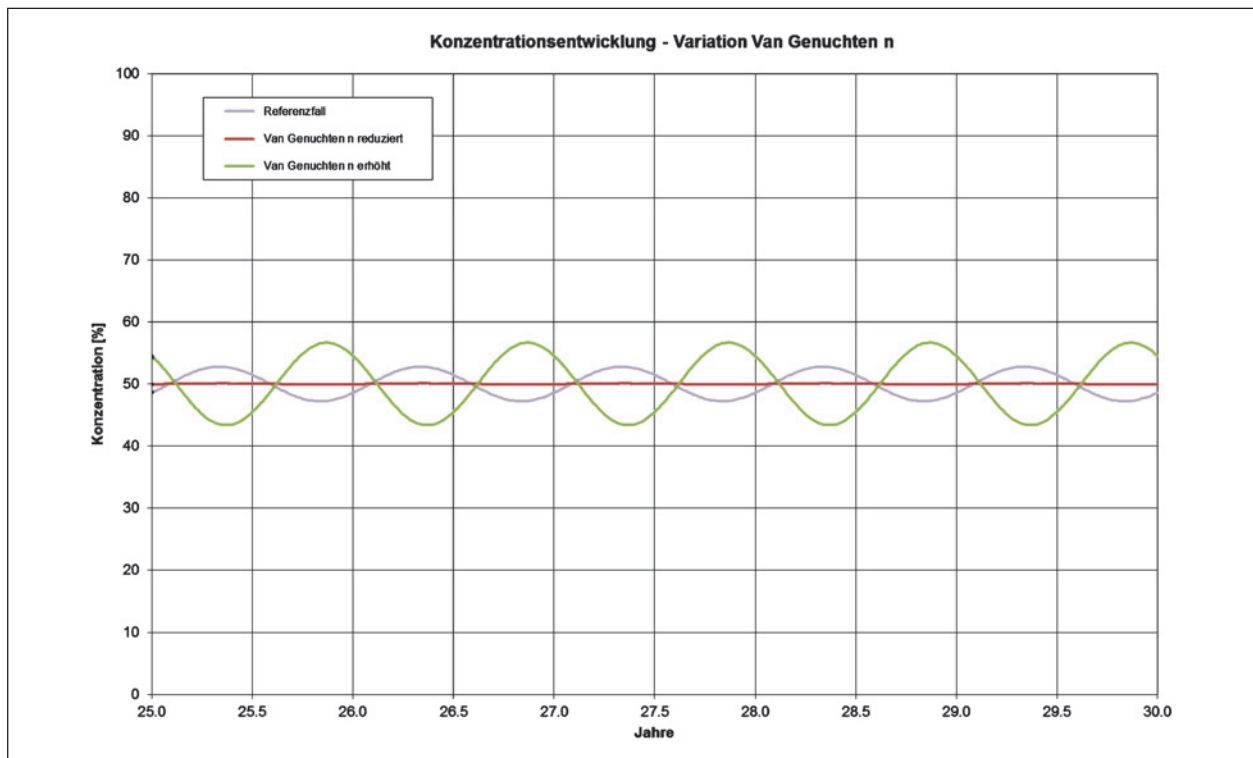
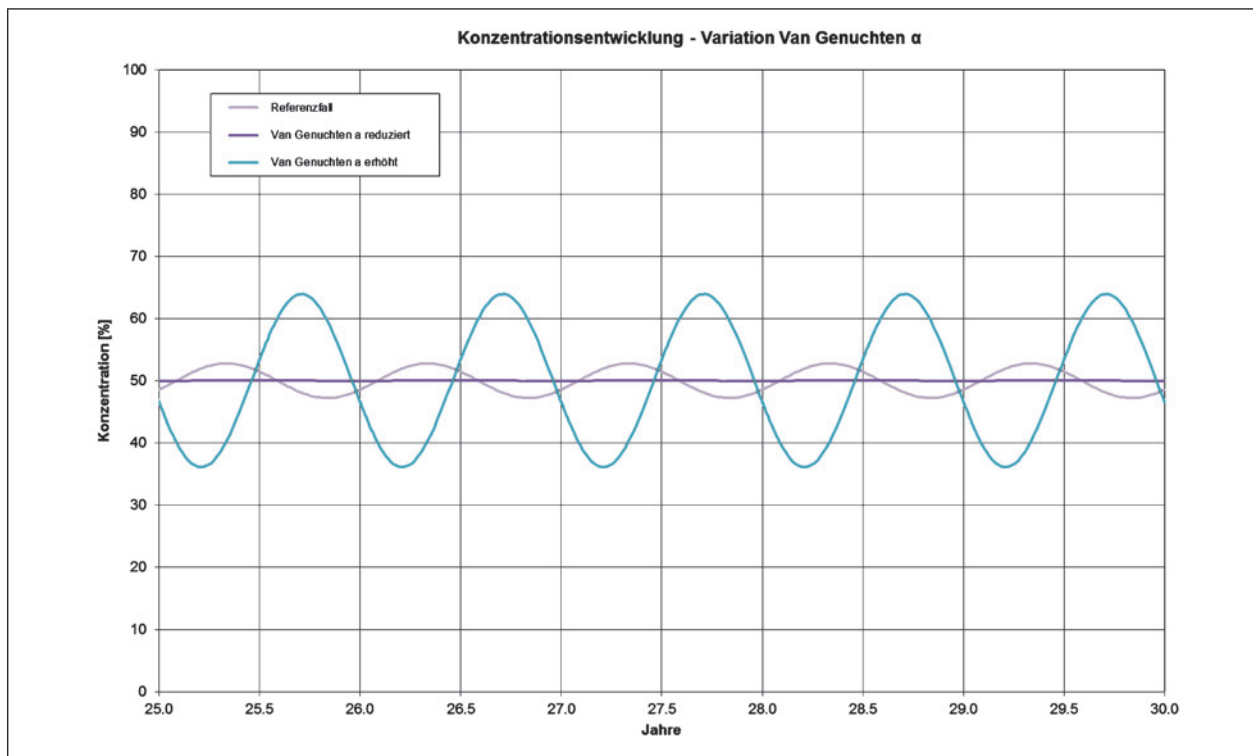


Bild 24: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Van Genuchten n

Bild 25: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation van-Genuchten  $\alpha$

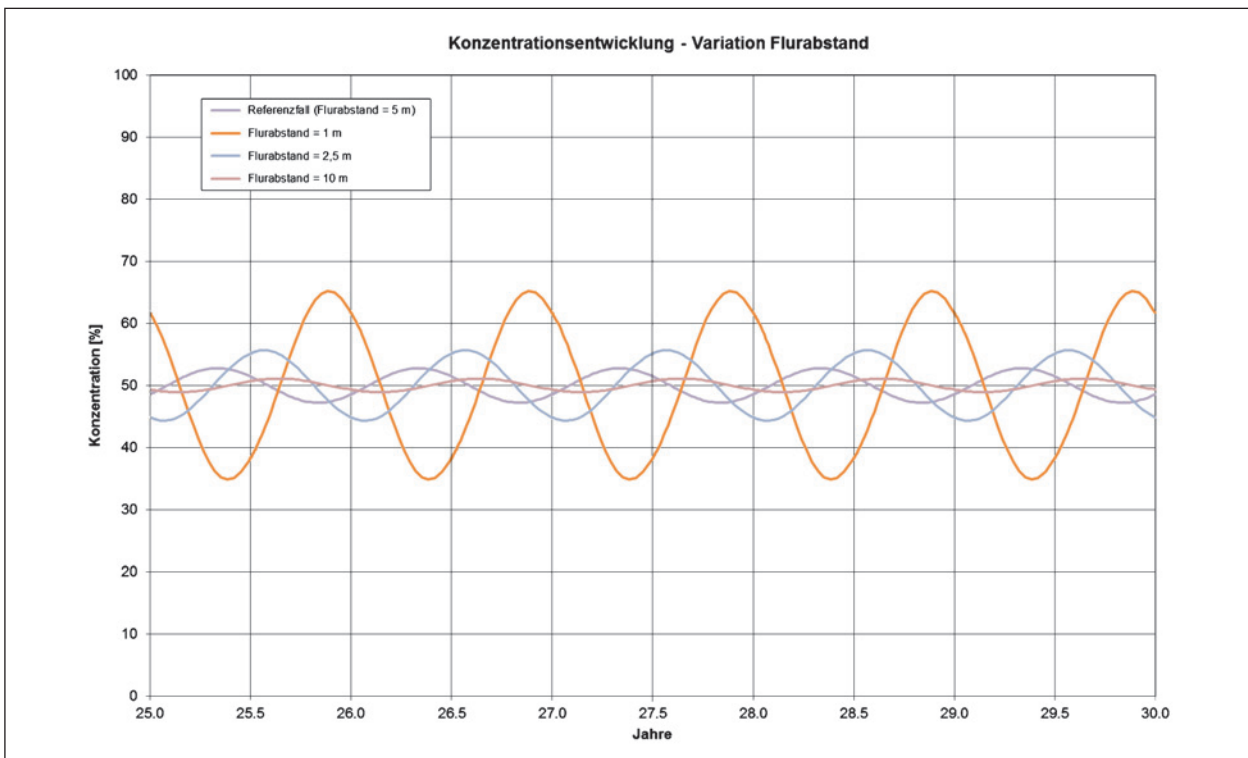


Bild 26: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Flurabstand

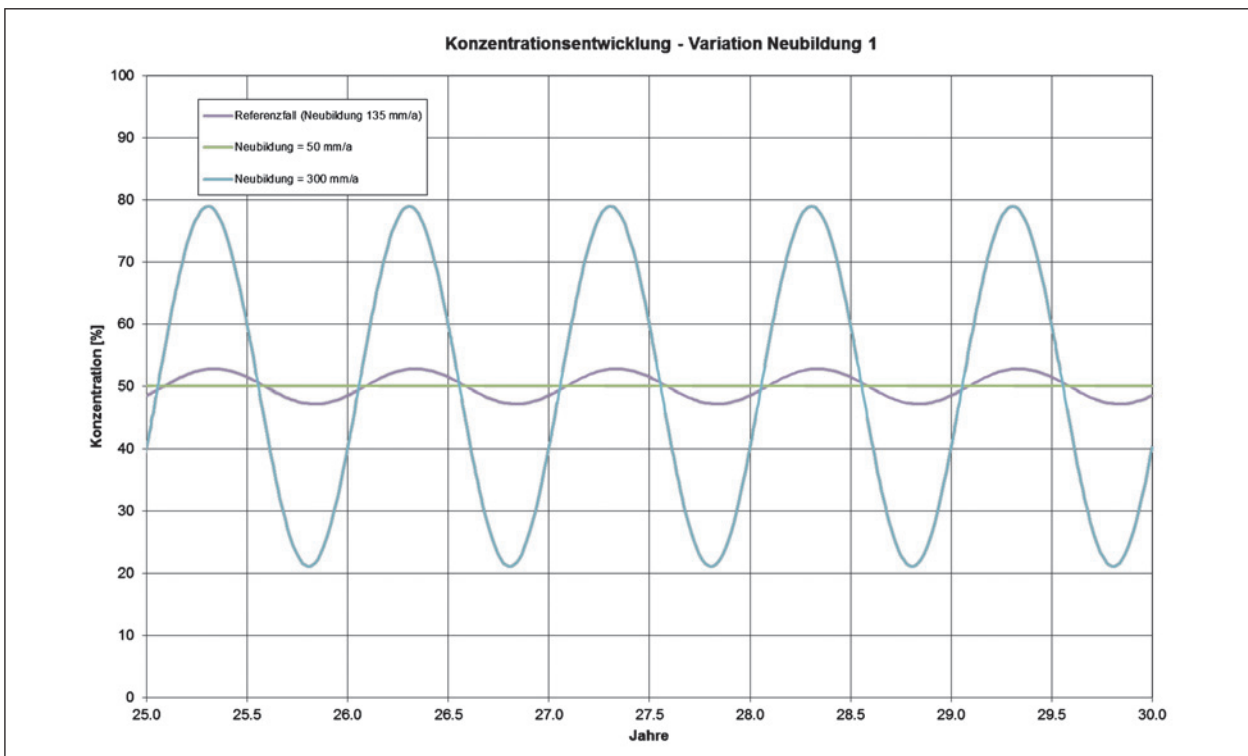


Bild 27: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Neubildung 1

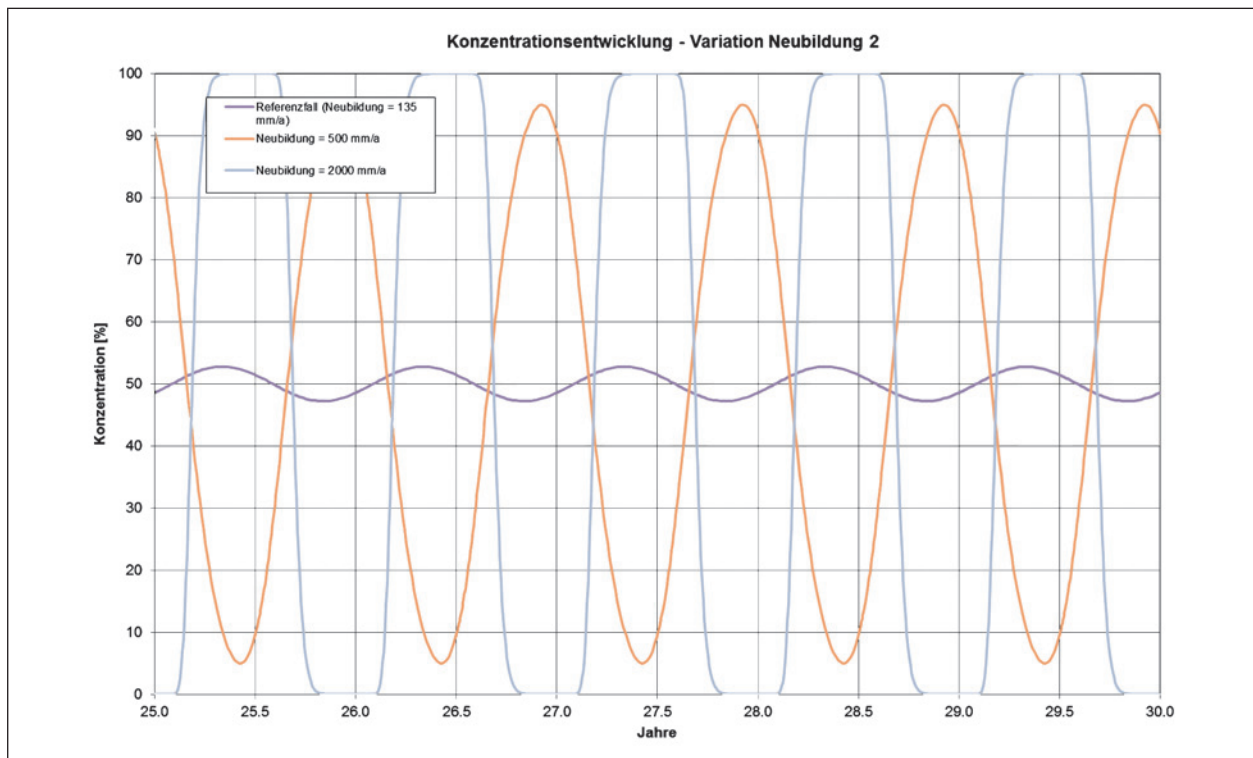


Bild 28: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Neubildung 2

durch die ungesättigte Zone vor, so stellt sich dort eine Konzentration von 100 % ein (entsprechend der Randbedingung an der Geländeoberkante). Liegt eine ausgeprägte Dämpfung vor, dann ergibt sich ein Maximalwert von 50 % (zeitlicher Mittelwert der Randbedingung aus gestreuter und nicht gestreuter Zeit).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass bei einem saisonal schwankenden Stoffeintrag innerhalb der ungesättigten Zone dann eine deutliche Dämpfung des zeitlichen Verlaufs der berechneten Chloridkonzentrationen einstellt, wenn der Eintrag über eine natürliche Grundwasserneubildung aus Niederschlag stattfindet (Rechenfälle 1–14 in Tabelle 22). In diesen Fällen kann ohne größere Fehler zu machen davon ausgegangen werden, dass ein zeitlich praktisch konstanter Chlorideintrag in den gesättigten Grundwasserbereich erfolgt. Das heißt, dass für den Eintrag von Chlorid aus diffuser Versickerung (aus Spritzwasser, Verwehungen, usw.) der dann über die natürliche Grundwasserneubildung weiter verfrachtet wird eine zeitlich konstante Eintragsfunktion mit einer mittleren Konzentration verwendet werden kann. Allenfalls bei ungünstigen Verhältnissen werden hierbei nennenswerte Fehler auftreten. Solche ungünstigen Verhältnisse können durch einen kleinen Flurabstand (ca. kleiner 1–2

Meter) und/oder durch grobporiges Material (Grob- sande oder Kiese) in der ungesättigten Zone gebildet werden.

Bei der Versickerung von salzhaltigem Abwasser aus Straßengräben oder Versickerungsbecken ist dagegen mit deutlich höheren Versickerungsraten zu rechnen. Dann ist davon auszugehen, dass advective Prozesse eine stärkere Gewichtung gegenüber den dispersiven Transportprozessen erlangen und die zeitliche Dämpfung der Chloridkonzentrationen innerhalb der ungesättigten Zone nur noch eine geringe Rolle spielt und Verdünnungseffekte in der ungesättigten Zone eine untergeordnete Rolle spielen.

### 5.1.2 Zweidimensionale Stoffausbreitung zwischen Straße und Gewässer über das Untergrundsystem

Innerhalb dieser Szenarien werden zweidimensionale, vertikal-ebene Modelle betrachtet. Die Berechnungen beinhalten sowohl die ungesättigte Zone, als auch den gesättigten Grundwasserbereich. Die Modelle beschreiben den Chloridtransport ausgehend von einer linienhaften Eintragsquelle zum Gewässer. Als Eintragsquellen werden ört-

lich konzentrierte Versickerung (z. B. aus Straßen-graben) und diffuse Versickerung von verwehrem Tausalz im Straßenrandbereich betrachtet.

Es wird wiederum zunächst ein Referenzfall mit typischen hydrogeologischen Parametern und Randbedingungen definiert. Im Referenzfall wird ein zeitlich konstanter Chlorideintrag betrachtet. Ausgehend von diesem Referenzfall erfolgen dann gezielte Variationen von einzelnen Parametern und Randbedingungen. Das Modellsystem des Referenzfalles lässt sich wie folgt beschreiben:

- Die instationären Stofftransportberechnungen werden mit einem vertikal-ebenen teilgesättigten Modell durchgeführt.
- Das Modell erfasst einen vertikalen Schnitt durch die ungesättigte Zone und den Grundwasserleiter mit einer Gesamtmächtigkeit von 50 m und einer lateralen Ausdehnung von 1.000 m (siehe Bild 29). Die obere Begrenzung des Modells wird durch die Geländeoberkante (50 mNN) gebildet. Die untere Modellbegrenzung wird als Randstromlinie (undurchlässig) definiert.
- Das Modellnetz verfügt über eine Diskretisierung mit einem Knotenabstand von rd. 0,5–2,0 m (siehe Bild 29).
- Die Grundwasserneubildung wird mit einer Zuflussrate von 135 mm/a auf die Knoten am oberen Modellrand zugewiesen.
- Im Graben (Grabensohle 44,5 mNN) am linken Rand wird eine Grabenversickerung von 500 mm/a simuliert.
- Der Grundwasserstand von 39,5 mNN wird am linken Rand vorgegeben. Der Wasserstand im Gewässer am rechten Modellrand beträgt 39,0 mNN. Daraus ergibt sich ein Grundwasser-gefälle von  $i = 5 \cdot 10^{-4}$  oder 0,5 ‰.
- Die Durchlässigkeit des Untergrundes beträgt  $k_f = 5 \cdot 10^{-4}$  m/s.
- Die Porosität des Untergrundes wird mit 15 % angesetzt.
- Ungesättigte Zone (Lehm): van-Genuchten-Parameter  $n = 2$  und  $a = 1$  1/m, Dispersivität = 0,5 m/0,1 m (longitudinal/transversal).
- Gesättigte Zone (Sand): Dispersivität = 4,0 m/0,8 m (longitudinal/transversal).
- Der Chlorideintrag wird zeitlich konstant mittels konstanter Konzentration mit einer Quellstärke von 100 % an den Knoten (Grabensohle) integriert.
- Der Flurabstand stellt sich in dieser Berechnung mit ca. 5 m unter dem Graben und ca. 10 m im übrigen Modellgebiet ein.
- Im Referenzfall werden Dichteeffekte durch erhöhte Chloridkonzentrationen nicht berücksichtigt.

Im Vordergrund der Berechnungen steht die Frage, wie bei Betrachtung solcher Systeme die Randbedingungen angesetzt werden müssen. Diese können sowohl in der räumlichen Verteilung der Chloridbelastung (insbesondere bei diffusem Stoffeintrag aus Verwehungen), als auch in der zeitlichen Abhängigkeit (Infiltration von chloridhaltigem Wasser aus Wechselspiel zwischen Tausalzeintrag und Niederschlagsereignissen) komplex und schwer vorhersehbar sein. Die hier durchgeführten Untersuchungen sollen zeigen, inwieweit vereinfachte Ansätze zur Beschreibung der Randbedingungen verwendet werden können. Untersucht werden folgende Fragestellungen:

- Müssen Dichteeffekte bei der Berechnung berücksichtigt werden?
- Muss bei der Berechnung einer Infiltration aus dem Straßenrandbereich der zeitliche Verlauf des Eintrages berücksichtigt werden?
- Wie genau muss die räumliche Verteilung des Chlorideintrags bei diffusen Quellen beschrieben werden?

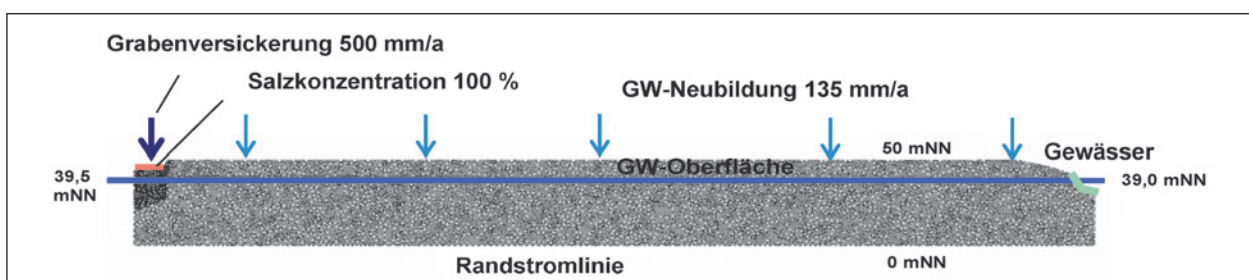


Bild 29: Modellgeometrie und Randbedingungen Referenzfall– zweidimensionale Stoffausbreitung



- Muss bei der Infiltration ausgehend von diffusen Quellen die zeitliche Entwicklung der Grundwassererneubildung und der Chloridkonzentrationen berücksichtigt werden?

Wenn diese Fragen verneint werden können, dann können weitere Berechnungen deutlich einfacher gestaltet werden. Dies gilt einerseits für numerische Berechnungen, andererseits aber auch für vereinfachte Berechnungsansätze (analytische Lösungen oder Bilanzbetrachtungen).

Zur Auswertung der Berechnungen werden jeweils innerhalb der berechneten Chloridfahne Beobachtungspunkte im gesättigten Bereich der Grundwasserströmung gesetzt, an denen die berechneten Konzentrationen der einzelnen Szenarien mit denen des Referenzfalls verglichen werden. In Bild 30 sind beispielhaft drei Konzentrationsganglinien an Punkten in unterschiedlicher Entfernung zur Chlorideintragsquelle dargestellt. An der Eintragsstelle (hier: Versickerung im Straßengraben) wird bei den Berechnungen wiederum eine normierte Konzentration von 100 % angesetzt. Die Berechnungsergebnisse lassen sich entsprechend den tatsächlichen Chloridkonzentrationen im versickerten Straßenabwasser normieren.

An den ausgewerteten Beobachtungspunkten zeigen sich deutliche Verdünnungseffekte gegenüber der Ausgangskonzentration an der Eintragsstelle. Diese Verdünnung ist auf die Durchmischung mit dem natürlichen Grundwasserstrom und auf dispersive Effekte in der Stoffausbreitung zurück zu führen. Mit zunehmender Entfernung zur Eintragsstelle nimmt der Effekt der Verdünnung zu, ebenso steigt dann die benötigte Zeit zum Erreichen eines stationären Zustandes deutlich an.

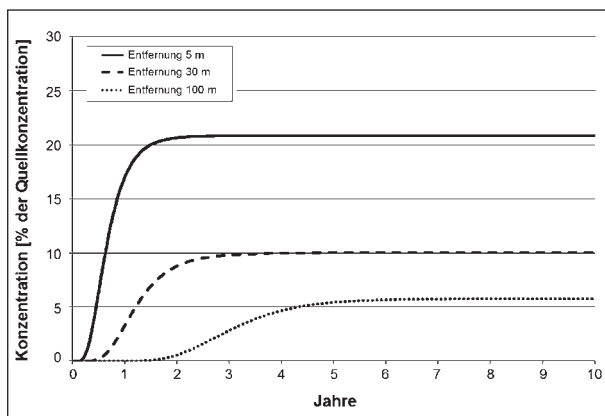


Bild 30: Zeitliche Entwicklung der berechneten Konzentration im Grundwasser an drei Beobachtungspunkten in unterschiedlicher Entfernung zur Eintragsstelle – Referenzfall

Ausgehend von diesem Referenzfall werden nun unterschiedliche Szenarien betrachtet.

Zunächst wird der Einfluss von Dichteeffekten auf die Grundwasserströmung und den Chloridtransport untersucht. Bei entsprechend hohen Salzkonzentrationen an der Eintragsquelle können Dichteeffekte auftreten, welche die Ausbreitung des Salzes im Untergrund beeinflussen, da sie zu einer zusätzlichen vertikalen Strömungskomponente im gesättigten Grundwasserbereich führen können (in der ungesättigten Bodenzone liegt immer eine dichtegetriebenen Strömung vor, hier bewirkt eine Berücksichtigung der Dichteänderung durch eine Salzkonzentration nur eine geringfügige Änderung der Stoffausbreitung).

Zur Untersuchung der Auswirkung von Dichteeffekten auf den Stofftransport wird basierend auf dem Referenzlauf eine Variation des Dichtegradients durchgeführt. Mithilfe unten beschriebener Archimedes-Zahl wird der Dichtegrradient bei gleichbleibendem Piezometerhöhengradient variiert. Wird die Archimedes-Zahl deutlich größer 1 (d. h. Dichtegrradient > natürlichem Grundwassergefälle), so können Dichteeffekte die Grundwasserströmung dominieren.

$$Ar = \frac{\text{Dichtegrradient}}{\text{Piezometerhöhengradient}} = \frac{\frac{\rho_{\text{salz}} - \rho_0}{\rho_0} \cdot k_{f,\text{vertikal}}}{\frac{\partial h}{\partial x} \cdot k_{f,\text{horizontal}}} \quad (23)$$

Betrachtet werden folgende Rechenfälle:

- Referenzlauf ohne Dichteeffekte:  $Ar = 0$ ,
- Rechenfall kleiner Dichtegrradient  $Ar = 0,2$ ,
- Rechenfall hoher Dichtegradius  $Ar = 4$ .

Die Berechnungsergebnisse sind in Bild 31 dargestellt. Die berechneten Ganglinien der Chloridkonzentration zeigen in den betrachteten Rechenläufen mit variiertem Einfluss von Dichteeffekten nur marginale Unterschiede. Allenfalls in einer Entfernung von wenigen Metern der Eintragsquelle lassen sich noch spürbare Auswirkungen feststellen. Aufgrund der geringen Auswirkungen werden die weiteren Modellberechnungen ohne Berücksichtigung von Dichteeffekten durchgeführt. Nennenswerte Dichteeffekte sind bei den zu erwartenden Dichteunterschieden nur bei sehr kleinem Grundwassergefälle (ca.  $< 5 \cdot 10^{-5}$ ) zu erwarten und können dann zu einer verstärkten vertikalen Verlagerung des infiltrierten Chlorids führen.

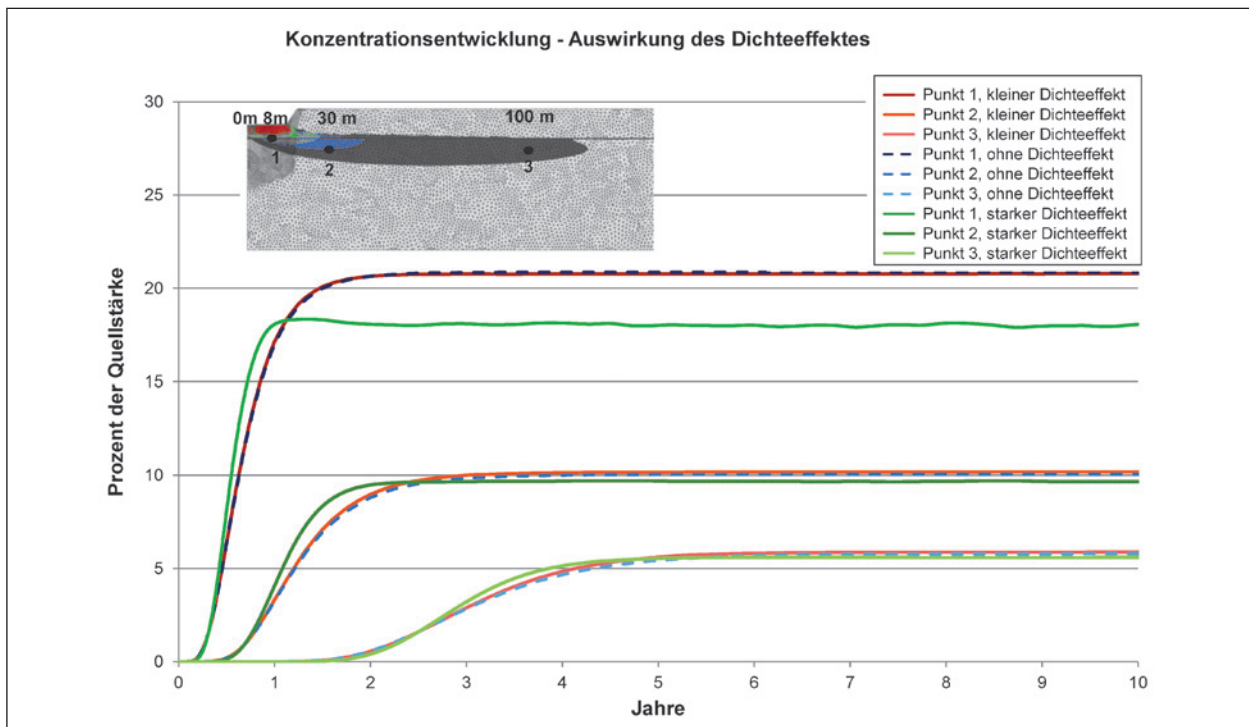


Bild 31: Konzentrationsentwicklung im Abstrom des Chlorideintrags ohne Dichteefekte, mit kleinem und starkem Dichteefekt

Die Berechnungen in Kapitel 5.1.1 zeigen, dass bei einer örtlich konzentrierten Versickerung von Straßenabwasser davon ausgegangen werden kann, dass innerhalb der ungesättigten Zone nur eine geringe Dämpfung der zeitlichen Schwankungen der Chloridkonzentrationen stattfindet. Somit findet dann auch ein zeitlich variabler Stoffeintrag in den gesättigten Grundwasserbereich statt. Mittels einer Parameterstudie wird untersucht in welchem Bereich eine Beschreibung dieser zeitlichen Schwankungen eine Rolle spielt. Ausgehend vom Referenzlauf wird die Funktion des Chlorideintrags im Straßengraben zeitlich konstant bzw. variabel bei unterschiedlichen Raten der Grabeninfiltration angesetzt. Es wird ein Rechenfall aufgebaut mit zeitlich konstantem Chlorideintrag und einer Quellstärke von 50 %; in einem weiteren Szenario wird ein halbes Jahr (Winterhalbjahr) mit einem Quellstärke von 100 % und im zweiten Halbjahr mit 0 % gerechnet. Auf diese Weise gelangt nach einer Einlaufzeit bzw. quasi-stationären Verhältnissen in beiden Rechenfällen am Ende eines Jahres die gleiche Stoffmenge in den Untergrund. Die Rechenläufe werden jeweils mit folgenden Versickerungsraten im Graben berechnet: 500 mm/a (Rechenfälle 1 und 2, Rechenfall 1 entspricht dem oben definierten Referenzlauf), 1.000 mm/a (Rechenfälle 3 und 4), 1.500 mm/a (Rechenfälle 5 und 6) und 2.000 mm/a (Rechenfälle 7 und 8). Diese

Versickerungsraten berücksichtigen zum einen unterschiedliche hydrologische Verhältnisse (Menge des Niederschlags auf der Straße) und bauliche Aspekte der Straße (entwässerte Breite). Bild 32 zeigt beispielhaft die berechneten Chloridkonzentrationen im Untergrund nach zehn Jahren. Ausgehend vom Chlorideintrag an der Straße (oben links) bildet sich eine Chloridfahne im Untergrund aus. Die ungesättigte Zone zeigt nur im Nahfeld der Straße höhere Chloridkonzentrationen auf. In der Bild ist die Lage unterschiedlicher Beobachtungspunkte eingetragen, an denen der zeitliche Verlauf der berechneten Chloridkonzentration für die unterschiedlichen Rechenfälle ausgewertet wird.

Diese Auswertungen sind in Bild 33 bis Bild 36 dargestellt. Jeweils für eine Infiltrationsrate sind die berechneten Ganglinien der Chloridkonzentration an den unterschiedlichen Beobachtungspunkten für den Fall mit zeitlich konstanter und variabler Eintragsquelle einander gegenüber gestellt.

Nahe der Eintragsstelle zeigen sich bei Betrachtung eines saisonalen Chlorideintrags deutliche zeitliche Schwankungen in den berechneten Chloridkonzentrationen die mit steigender Infiltrationsrate zunehmen. Betrachtet man die berechneten Ganglinien der Chloridkonzentration in einer Entfernung von 30 m (Beobachtungspunkte 6 und 9) bzw. 60 m (Beob-

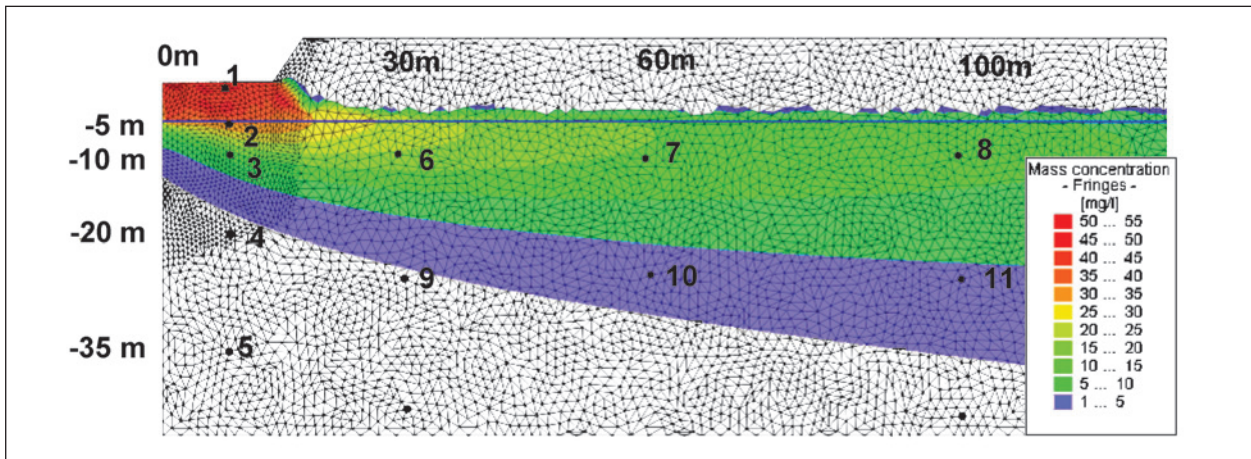


Bild 32: Beispielhafte Darstellung der berechneten Chloridkonzentration im Grundwasser, Versickerung 2.000 mm/a, konstante Konzentration 50 % Quellstärke (Rechenfall 7) nach zehn Jahren

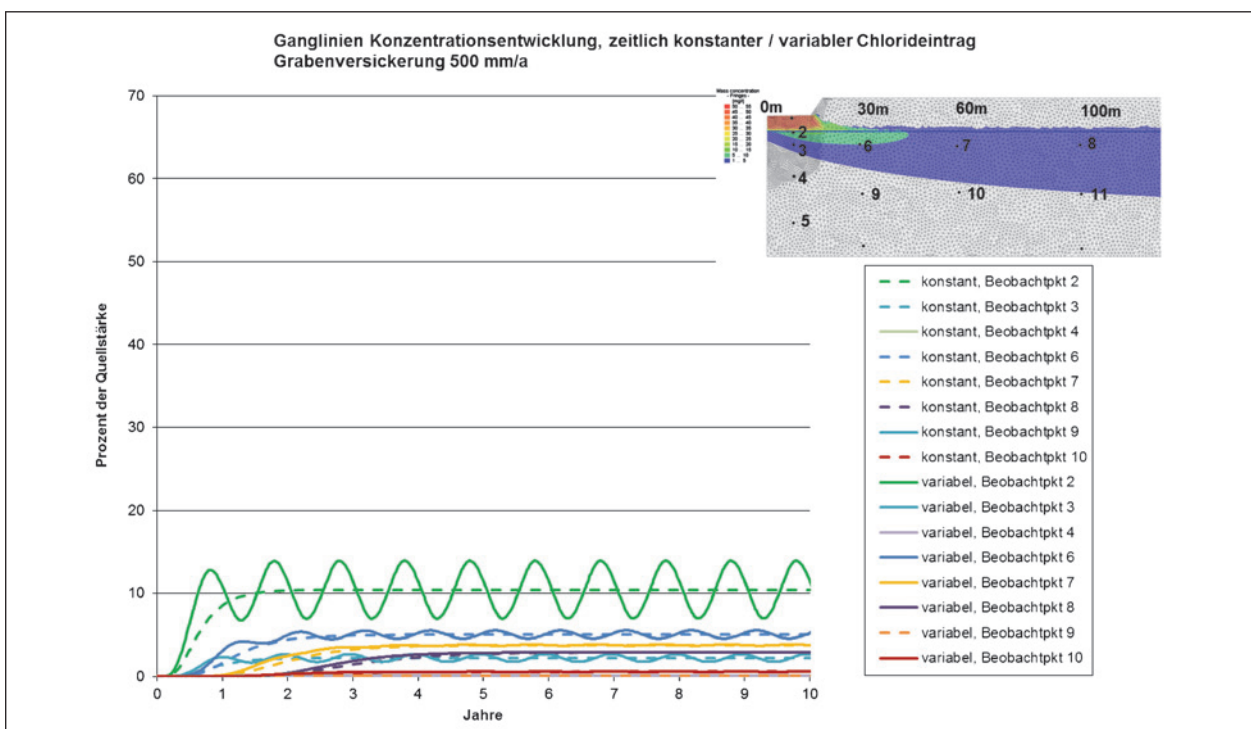


Bild 33: Berechnete Konzentrationsganglinien – zeitlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 1 und 2

achtungspunkte 7 und 10) von der Eintragsstelle, so sind dort die zeitlichen Schwankungen nur noch gering. Somit kann festgestellt werden, dass die saisonalen Schwankungen im Eintrag von Chlorid nur in einem räumlich kleinen Bereich eine Rolle spielen. Dies ist also in weiteren Betrachtungen nur dann zu berücksichtigen, wenn die Eintragsquelle (d. h. der Entwässerungsgraben der Straße) nahe am betrachteten Gewässer liegt.



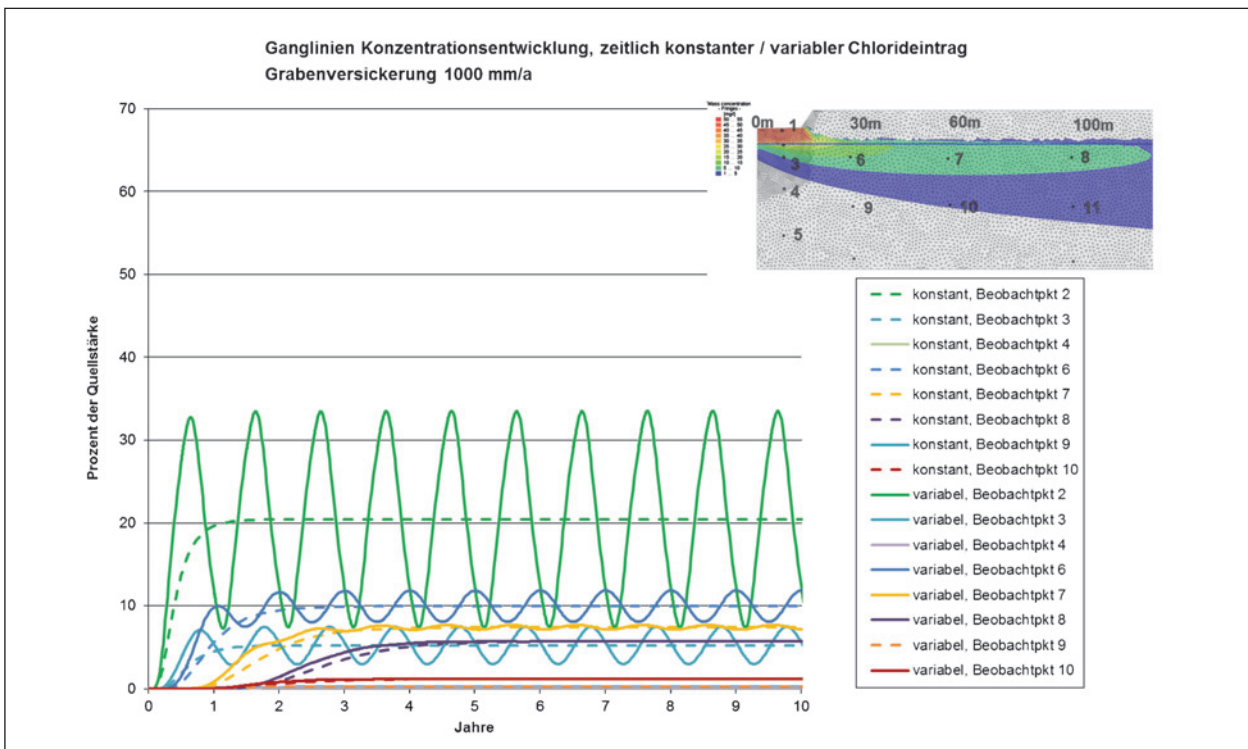


Bild 34: Berechnete Konzentrationsganglinien – zeitlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 3 und 4

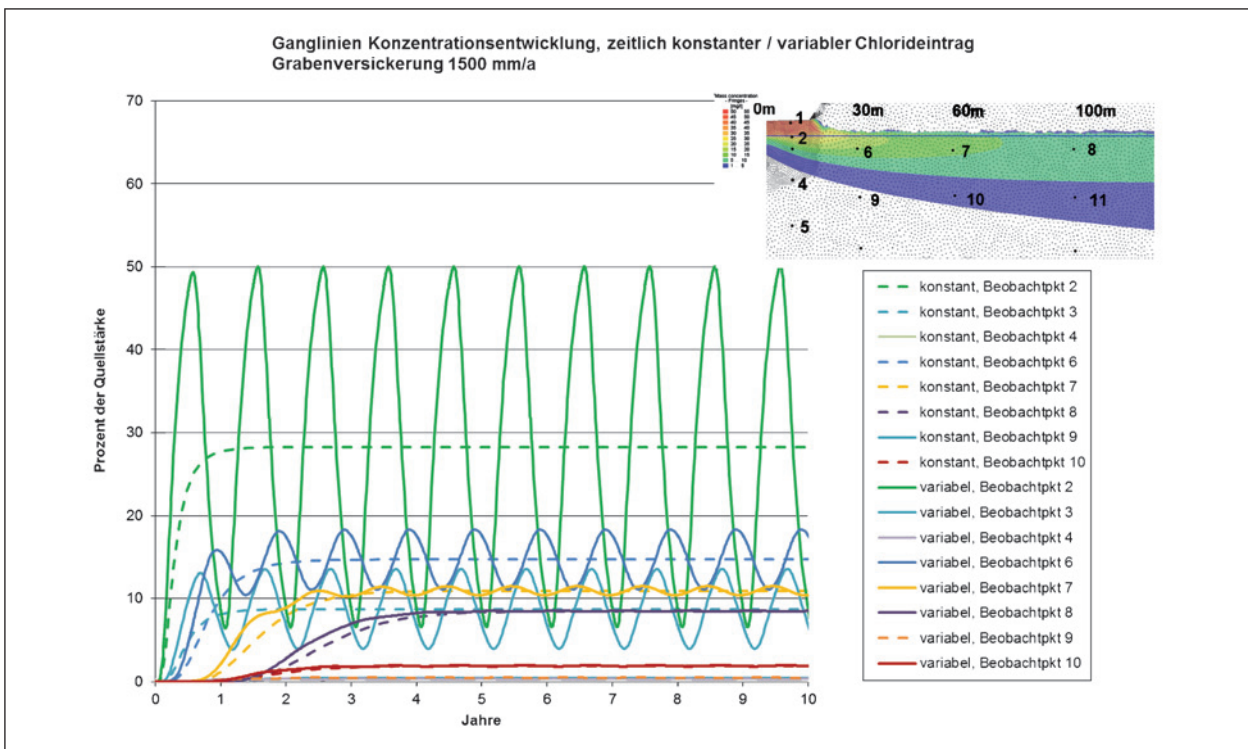


Bild 35: Berechnete Konzentrationsganglinien – zeitlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 5 und 6

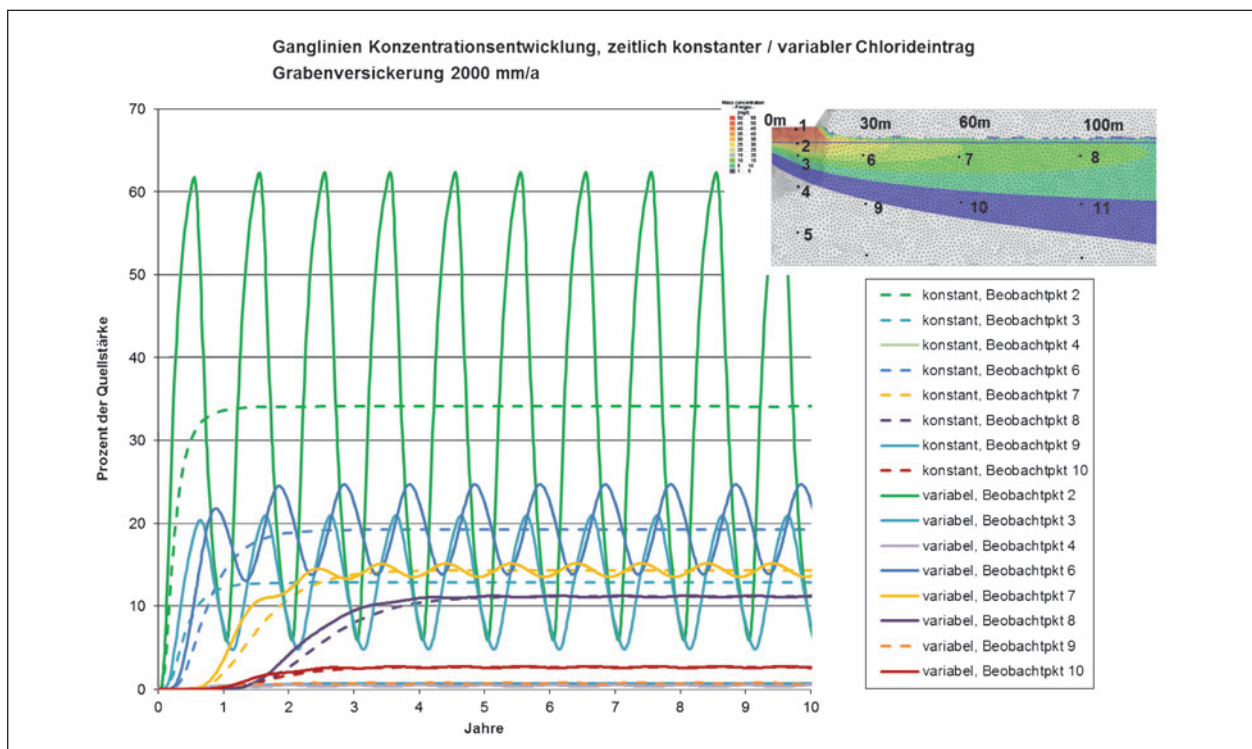


Bild 36: Berechnete Konzentrationsganglinien – zeitlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 7 und 8

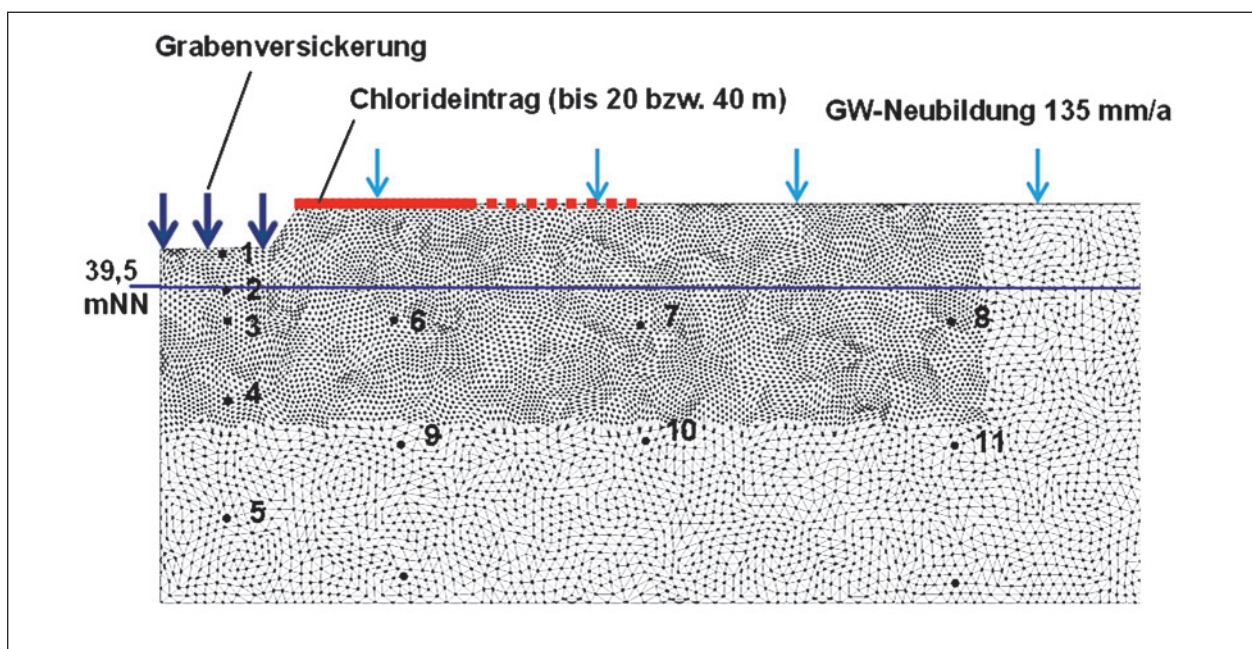


Bild 37: Randbedingungen Variation der räumlichen Konzentrationsverteilung

Als nächstes wird untersucht, wie genau die räumliche Verteilung des Chlorideintrags bei diffusen Quellen beschrieben werden muss. Hierzu werden zwei Szenarien der räumlichen Chloridverteilung im Straßenrandbereich untersucht, eine konstante und

eine abgestufte Verteilung. Die Randbedingungen der beiden untersuchten Szenarien sind in Bild 37 skizziert.



Konstante Verteilung (Szenario 1)		Variable Verteilung (Szenario 2)	
$x_1$ [m]	$c_1$ [%]	$x_2$ [m]	$c_2$ [%]
0	100	0	186.67
20	100	5	186.67
		5	53.33
		10	53.33
		10	26.67
		40	26.67

Tab. 23: Konzentration  $c$  in Abhängigkeit der Entfernung  $x$  von der Straße

In Tabelle 23 ist die räumliche Verteilung der Chloridkonzentration für die beiden betrachteten Szenarien aufgelistet. Im Szenario 1 wird eine räumlich konstante Konzentration über eine Länge von 20 m angesetzt. Im Szenario 2 wird von einer Verteilung ausgegangen, die mit zunehmender Entfernung von der Straße abnimmt. Diese Verteilung wurde anhand von Literaturwerten (siehe Bild 6) festgelegt. Beide Szenarien beinhalten die gleiche Gesamtmenge an Chlorid.

Diese beiden Szenarien werden jeweils mit einer mittleren (135 mm/a), einer niedrigen (50 mm/a) und einer hohen (200 mm/a) Grundwasserneubildung aus Niederschlag berechnet, sodass sich hieraus insgesamt sechs Rechenfälle ergeben:

1. Versickerung neben Graben mit 135 mm/a + Konzentration örtlich konstant:  $c_1 = f(x_1)$ ,
2. Versickerung neben Graben mit 135 mm/a + Konzentration örtlich variabel:  $c_2 = f(x_2)$ ,
3. Versickerung neben Graben mit 50 mm/a + Konzentration örtlich konstant:  $c_1 = f(x_1)$ ,
4. Versickerung neben Graben mit 50 mm/a + Konzentration örtlich variabel:  $c_2 = f(x_2)$ ,
5. Versickerung neben Graben mit 200 mm/a + Konzentration örtlich konstant:  $c_1 = f(x_1)$ ,
6. Versickerung neben Graben mit 200 mm/a + Konzentration örtlich variabel:  $c_2 = f(x_2)$ .

Beispielhaft sind in Bild 38 für die beiden Rechenfälle 5 und 6 dargestellt. Für die hohe Neubildungsrate (200 mm/a) ist in dem Bild oben die stationäre Chloridkonzentration für eine räumlich konstant angesetzte Eintragskonzentration dargestellt und im Vergleich dazu unten für einen räumlich variablen

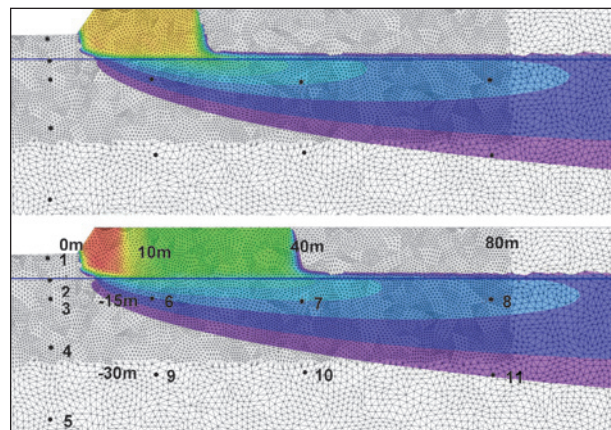


Bild 38: Vergleich der berechneten Chloridkonzentrationen im Untergrund für die Rechenfälle 5 mit konstanter Konzentration (oben) und 6 mit variabler Konzentration (unten) bei einer Neubildung von 200 mm/a (stationärer Zustand)

Eintrag gemäß Tabelle 23. Der Vergleich zeigt, dass natürlich in der ungesättigten Zone unterhalb des jeweiligen Eintragsbereiches deutliche Unterschiede vorliegen. Im gesättigten Grundwasserbereich unterhalb des eingetragenen Grundwasserspiegels sind die Ergebnisse der beiden Rechenfälle jedoch vergleichbar.

In Bild 39 bis 41 sind die jeweils berechneten Chloridkonzentrationen einander gegenüber gestellt. Ausgewertet ist jeweils der zeitliche Verlauf der entsprechenden Rechenfälle mit räumlich konstanter, bzw. räumlich variabler Verteilung des Chlorideintrags. Es zeigt sich, dass Unterschiede in den Berechnungsergebnissen im Wesentlichen nur in unmittelbarer Nähe der Eintragsstelle zu erkennen sind; im weiteren Abstrom zeigen sich nur geringe Differenzen. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine detaillierte Beschreibung der räumlichen Verteilung der Eintragskonzentrationen nur für kleinräumige Betrachtungen notwendig ist.

In Kapitel 5.1.1 wurde bereits festgestellt, dass für den Chloridtransport in der ungesättigten Bodenzone (ausgehend von diffusen Quellen) die zeitliche Beschreibung des Chlorideintrags in den meisten Fällen vernachlässigbar ist. Dies wird jetzt noch einmal zusammen mit einer zeitlich variablen Grundwasserneubildungsrate untersucht. Hierzu wird ein typischer Jahresgang für die Grundwasserneubildung definiert (siehe Tabelle 24) und zusammen mit einem Jahresgang des Chlorideintrags berechnet.

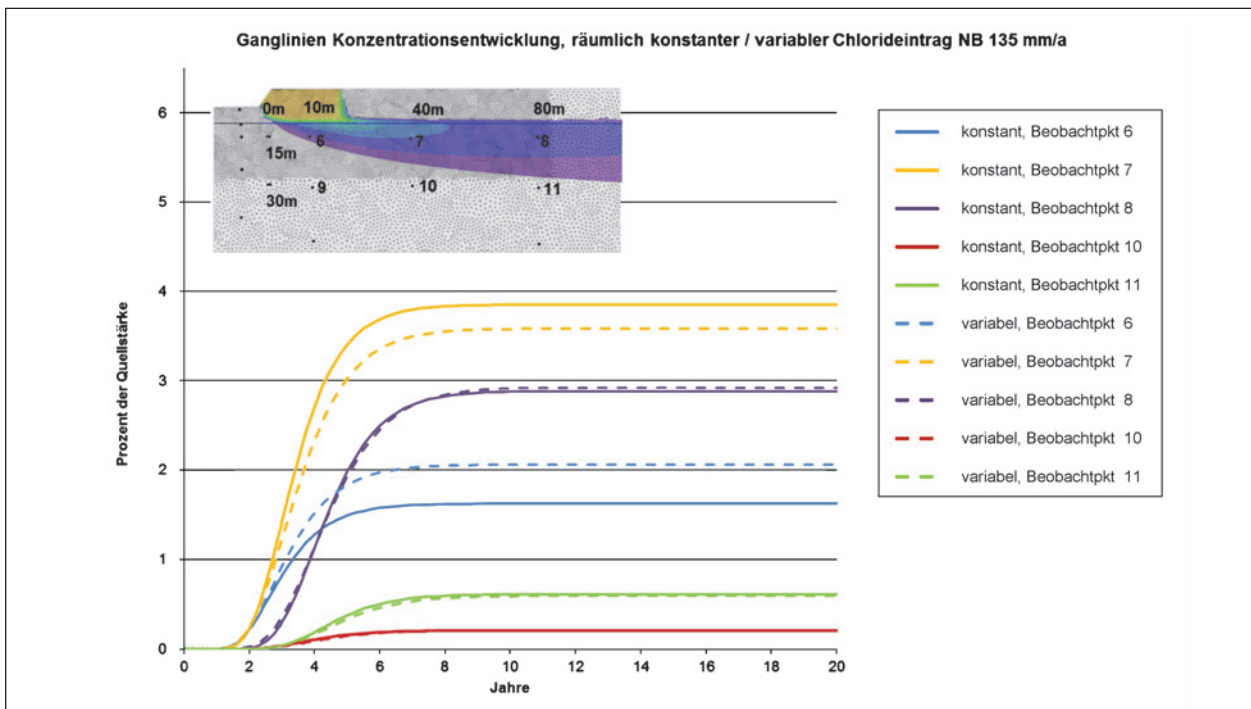


Bild 39: Berechnete Chloridkonzentrationen – räumlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 1 und 2

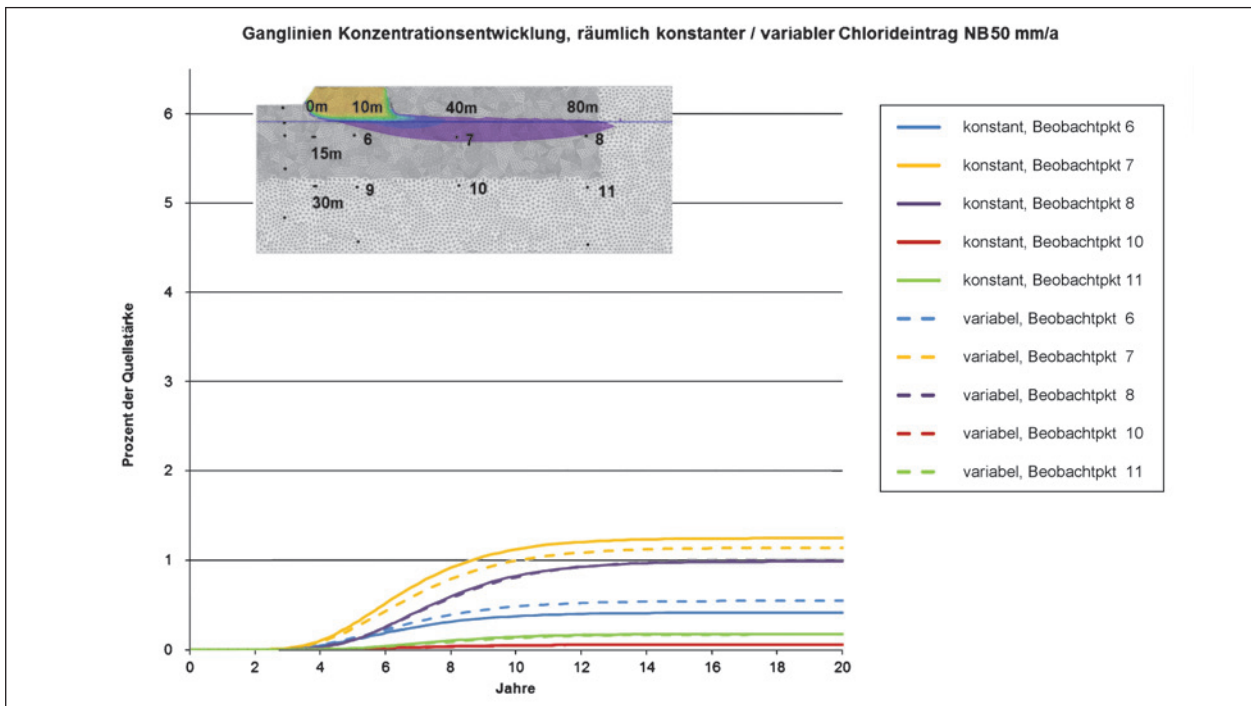


Bild 40: Berechnete Chloridkonzentrationen – räumlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 3 und 4

In Bild 42 sind die Randbedingungen des gewählten Systems skizziert. Der Chlorideintrag erfolgt in den Berechnungen räumlich konstant über einen Bereich von 20 m neben dem Straßengraben. In diesem Graben wird eine zeitlich konstante Versickerung von 500 mm/a angesetzt. An der übrigen

Geländeoberkante wird die Grundwasserneubildung periodisch wiederkehrend gemäß den Angaben in Tabelle 24 angesetzt. Ebenso wird die Quellstärke an der Chlorideintragsstelle periodisch wiederkehrend gemäß den Angaben in Tabelle 24 verwendet.

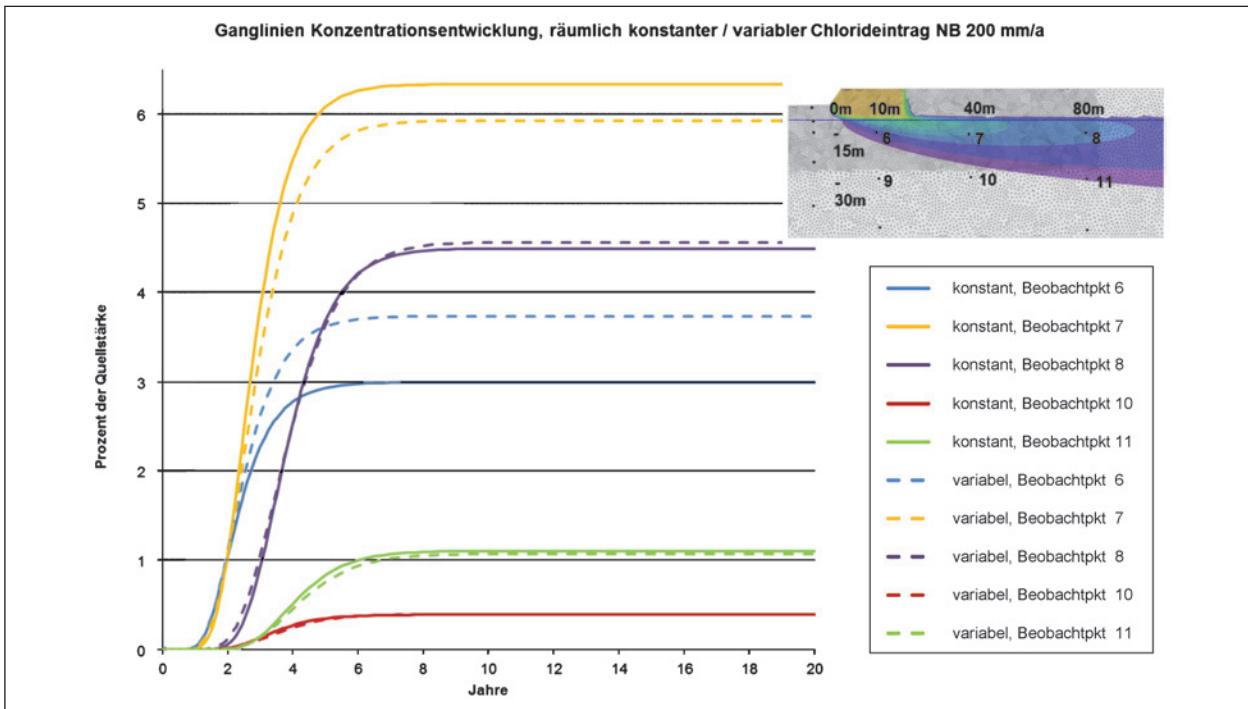


Bild 41: Berechnete Chloridkonzentrationen – räumlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 5 und 6

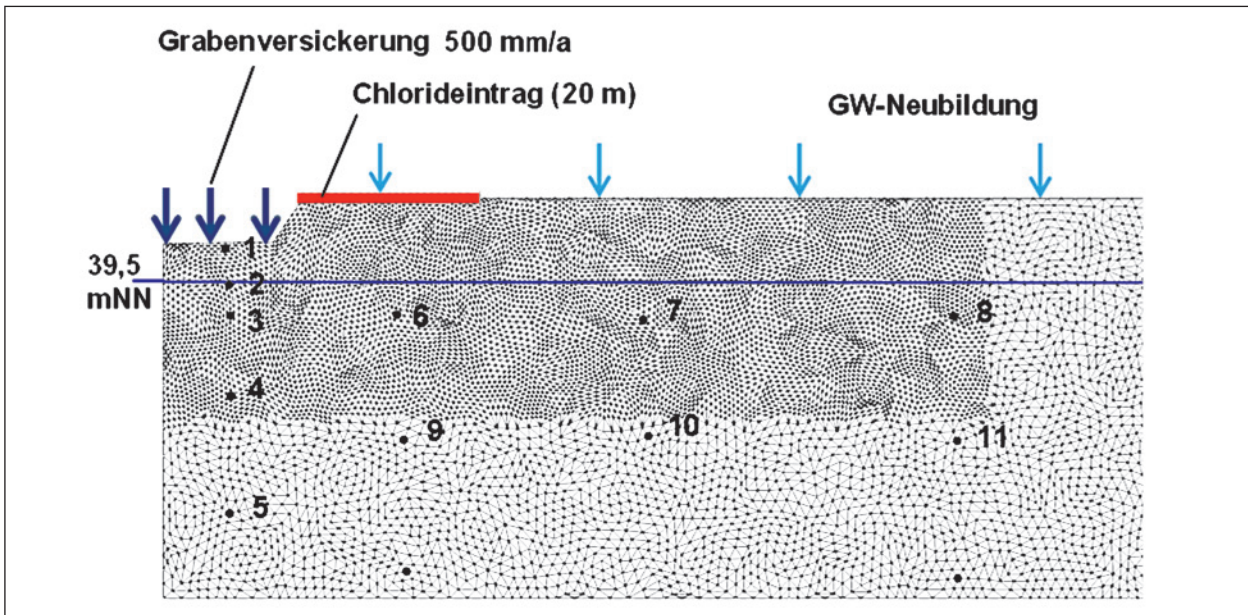


Bild 42: Randbedingungen des Systems zur Untersuchung des Einflusses einer zeitlich variablen Grundwasserneubildung

Das Ergebnis der Berechnung ist in Bild 43 dargestellt. Die Berechnung mit zeitlich variabler Grundwasserneubildung und zeitlich variablen Chlorideintrag zeigt saisonale Schwankungen in den berechneten Chloridkonzentrationen. Diese Schwankungen sind nahe dem Chlorideintrag deutlich ausgeprägt und nehmen mit zunehmender Entfernung

von der Eintragsstelle ab. Der Vergleich mit einer Berechnung mit zeitlich konstanten Randbedingungen zeigt, dass sich ergebende Unterschiede in den Berechnungsergebnissen nur in einem Bereich von wenigen Zehnermetern um die Eintragsstelle auf-treten.



Monat	Rechenfall 1		Rechenfall 2	
	GW-Neubildung mm/a	Quellstärke %	GW-Neubildung mm/a	Quellstärke %
Nov	135	100	100	0
Dez	135	100	190	0
Jan	135	100	330	164
Feb	135	100	330	164
Mrz	135	100	330	164
Apr	135	100	190	0
Mai	135	100	100	0
Jun	135	100	30	0
Jul	135	100	0	0
Aug	135	100	0	0
Sep	135	100	0	0
Okt	135	100	20	0
Mittel	135	100 (mit GW-Neubildung gewichtetes Mittel)	135	100 (mit GW-Neubildung gewichtetes Mittel)

Tab. 24: Monatliche Variation der Grundwasserneubildung und Quellstärke (Chloridkonzentration)

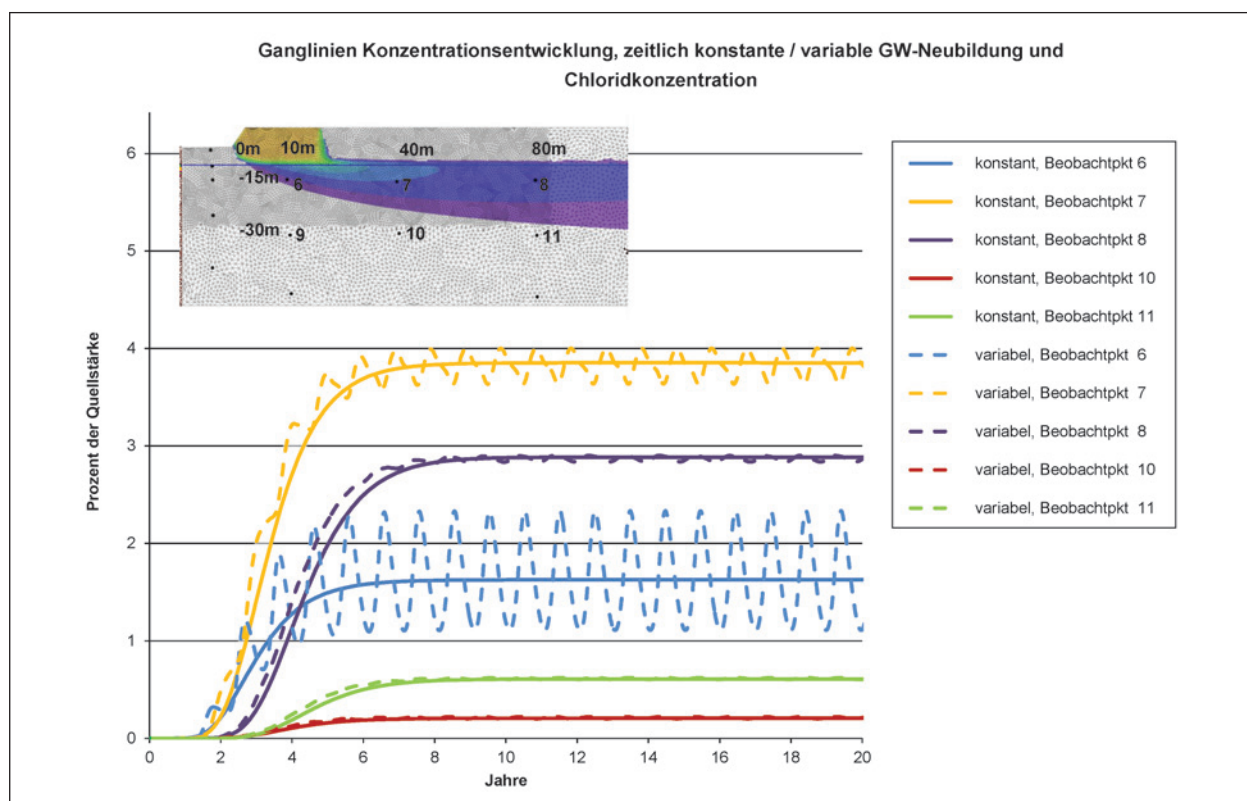


Bild 43: Berechnete Chloridkonzentrationen – zeitlich konstante/variable Grundwasserneubildung

### 5.1.3 Fazit Berechnungen Transportpfad: Untergrund – Einzelsysteme

Die vorgestellten Berechnungen zeigen, dass bei der Beschreibung des Chloridtransportes im Untergrund die Betrachtungsskala eine maßgebende Rolle spielt.

Im Nahfeld (d. h. in der ungesättigten Zone und in den ersten Zehnermetern der gesättigten Zone) der Chlorideintragsstelle müssen für eine adäquate Berechnung der zu erwartenden Chloridkonzentrationen die Randbedingungen (Chlorideintrag und Hydrologie) genau beschrieben werden. Dies gilt sowohl für die räumliche, als auch zeitliche Beschreibung der Randbedingungen. Ebenso muss eine Vielzahl von Bodenparametern bekannt sein.

Im weiteren Umfeld von der Eintragsstelle gewinnen dispersive Mechanismen beim Transport im Untergrund mehr Gewicht. Dies führt zu einer Dämpfung der instationären Transportanteile und zu deutlichen Verdünnungseffekten. Liegt das Interesse der Berechnung auf solchen großräumigen Aussagen, dann kann die Berechnung in vieler Hinsicht vereinfacht werden. So ist es dann unter Umständen nicht notwendig, den Chlorideintrag in seinem zeitlichen Verlauf zu erfassen. Hierdurch lassen sich numerische Berechnungen deutlich vereinfachen und es ergeben sich auch Möglichkeiten zum Einsatz analytischer Berechnungsverfahren (siehe z. B. Kapitel 4.2.1).

## 5.2 Modellierung von kombinierten Systemen im Untergrund

Für die Berechnung des Chloridtransportes im Untergrund werden zwei Prinzipmodelle untersucht. Das erste Modell entspricht typischen Verhältnissen eines süddeutschen Mittelgebirgstal (Modell Süddeutschland). Das zweite repräsentiert eine Flussauie im norddeutschen Flachland (Modell Norddeutschland). Die Modelle werden als Prinzipmodelle erstellt. Sie sollen typische Verhältnisse widerspiegeln, sind aber nicht an konkrete Standortverhältnisse angepasst. In Tabelle 25 sind die hydrologischen und hydrogeologischen Kenngrößen der beiden Modelle zusammengestellt.

Die Modelle wurden jeweils so aufgebaut, dass sie dem Einzugsgebiet eines Gewässers mit einem Abfluss von 1.000 l/s entsprechen. Die Randbedingungen werden so gewählt, dass global gesehen ein

Zufluss zum Grundwasserleiter nur über die Grundwasserneubildung aus Niederschlag und der Versickerung von Straßenabwasser erfolgt, ein Abfluss nur über das Gewässer. Hierdurch ist gewährleistet, dass alle eingetragene Masse früher oder später im Gewässer landet und von dort aus dem Modellgebiet ausgetragen wird.

Die hier getroffene Annahme, dass die ober- und unterirdischen Einzugsgebiete identisch sind, trifft nicht notwendigerweise immer zu. Es ist durchaus denkbar, dass für ein oberirdisches Einzugsgebiet ein unterirdischer Zu- oder Abfluss vorliegt. Dann muss auch mit dem Zu- oder Abströmen von Chlorid aus Tausalzeinsatz gerechnet werden.

In den Modellgebieten wird jeweils eine Straße längs durch das Einzugsgebiet, mehr oder weniger parallel zum Gewässer berücksichtigt. Entsprechend der als typisch und auf der sicheren Seite ausgewählten Topographie der Modellgebiete wird die Straße im Modell für das Mittelgebirgstal in Süddeutschland nahe dem Gewässer angenommen (Entfernung im Durchschnitt 70 m), bei dem für die Flussauie in Norddeutschland wurde der Abstand der Straße zum Gewässer größer gewählt (im Mittel 500 m). An dieser Straße wird der Chlorideintrag aus Tausalz über einen zeitlich variablen Massenzufluss beschrieben. Aufgrund der großen Fließzeiten im System Untergrund erstrecken sich die Berechnungen auf einen langen Zeitraum (20 Jahre im Modell Süddeutschland und 50 Jahre im Modell Norddeutschland).

Für die Berechnung des Chloridtransportes im Grundwasser werden mittlere und überdurchschnittliche Winter betrachtet. In der zeitlichen Diskretisierung der Konzentrationsrandbedingung wird der Chlorideintrag monatlich vorgegeben. Es wird davon ausgegangen, dass die Streuperiode drei Monate im Jahr andauert. Dies stellt eine ungünstige Annahme dar, da sich bei Betrachtung längerer Streuperioden die vorgegebene Jahresmenge in kleineren Konzentrationen niederschlägt. Bei einem durchschnittlichen Winter wird der Eintrag auf der Straße gleichmäßig auf diese drei Monate verteilt, bei einem überdurchschnittlichen Winter erfolgt ein Spitzeneintrag während eines Monats. Diese Jahresganglinien werden innerhalb der Berechnungen periodisch wiederholt.

Dies stellt bei Betrachtung überdurchschnittlicher Winter eine sehr ungünstige Annahme dar, da es zwar nicht ausgeschlossen werden kann, dass



mehrere überdurchschnittliche Winter aufeinander folgen, aber eine durchgehende Serie solcher Winter im Betrachtungszeitraum ist unwahrscheinlich. Die hier erzielten Werte sind also als Obergrenze dessen anzusehen, was realistischer Weise zu erwarten ist. Für eine nähergehende Beschreibung der Abfolge solcher Winter müssten weitere Szenarien in Anlehnung an beobachtete oder simulierte Klimadaten erstellt werden.

Es wird berücksichtigt, dass jeweils ein Teil des ausgetragenen Salzes über Spritzwasser und Windverwehung in den Straßenrandbereich gelangt und dort über die natürliche Grundwasserneubildung aus Niederschlag durch die ungesättigte Bodenzone in das Grundwasser gelangt. Entsprechend den Berechnungsergebnissen in Kapitel 5.1 kann davon ausgegangen werden, dass dieser Eintrag in das Grundwasser aufgrund der Dämpfung in der ungesättigten Bodenzone zeitlich konstant erfolgt, ebenso wird die Grundwasserneubildung aus Niederschlag zeitlich konstant vorgegeben. Als Referenzwert für die Verwehung wird ein Anteil von 30 % angesetzt. In einem Szenario wird exemplarisch untersucht, wie sich andere Anteile (0 %, bzw. 60 % Verwehung) auf die Berechnungsergebnisse auswirken. In Bild 44 ist der sich aus diesen Überlegungen ergebende zeitliche Verlauf des Chlorideintrags dargestellt.

Ein Vergleich der in Tabelle 25 aufgeführten Niederschlagswerte mit mittleren Verhältnissen in Deutschland (siehe Bild 45) zeigt, dass der Niederschlag im Modell Süddeutschland deutlich über den durchschnittlichen Werten liegt, im Modell Norddeutschland liegen die Werte etwas unter dem Durchschnitt.

	Süd- deutschland	Nord- deutschland
Mittlerer Jahresniederschlag	1.617 mm	622 mm
Mittlerer Winterniederschlag	889 mm	276 mm
Grundwasserneubildung	500 mm	150 mm
Modellgröße	43 km <sup>2</sup>	159 km <sup>2</sup>
Basisabfluss Gewässer aus Grundwasserneubildung	680 l/s	750 l/s
Länge Gewässer	19 km	39 km
Länge Straße	19 km	36 km
Mächtigkeit Grundwasserleiter	5 m	20 m
Mächtigkeit Deckschicht	1 m	1 m
Durchlässigkeit Grundwasserleiter	$1 \cdot 10^{-3}$ m/s	$5 \cdot 10^{-4}$ m/s
Durchflusswirksame Porosität	0,2	0,1

Tab. 25: Kenngrößen der Gesamtmodelle – System Untergrund

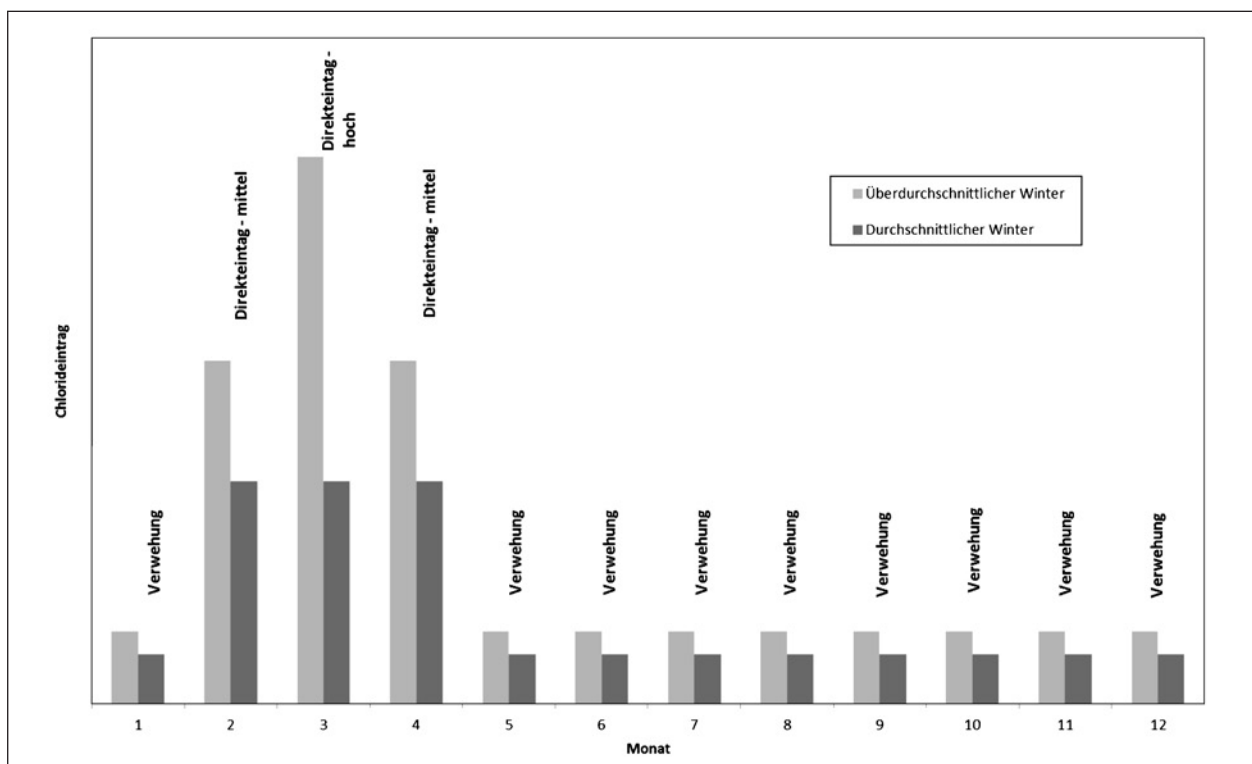


Bild 44: Zeitliche Diskretisierung Chlorideintrag – Gesamtmodell System Untergrund

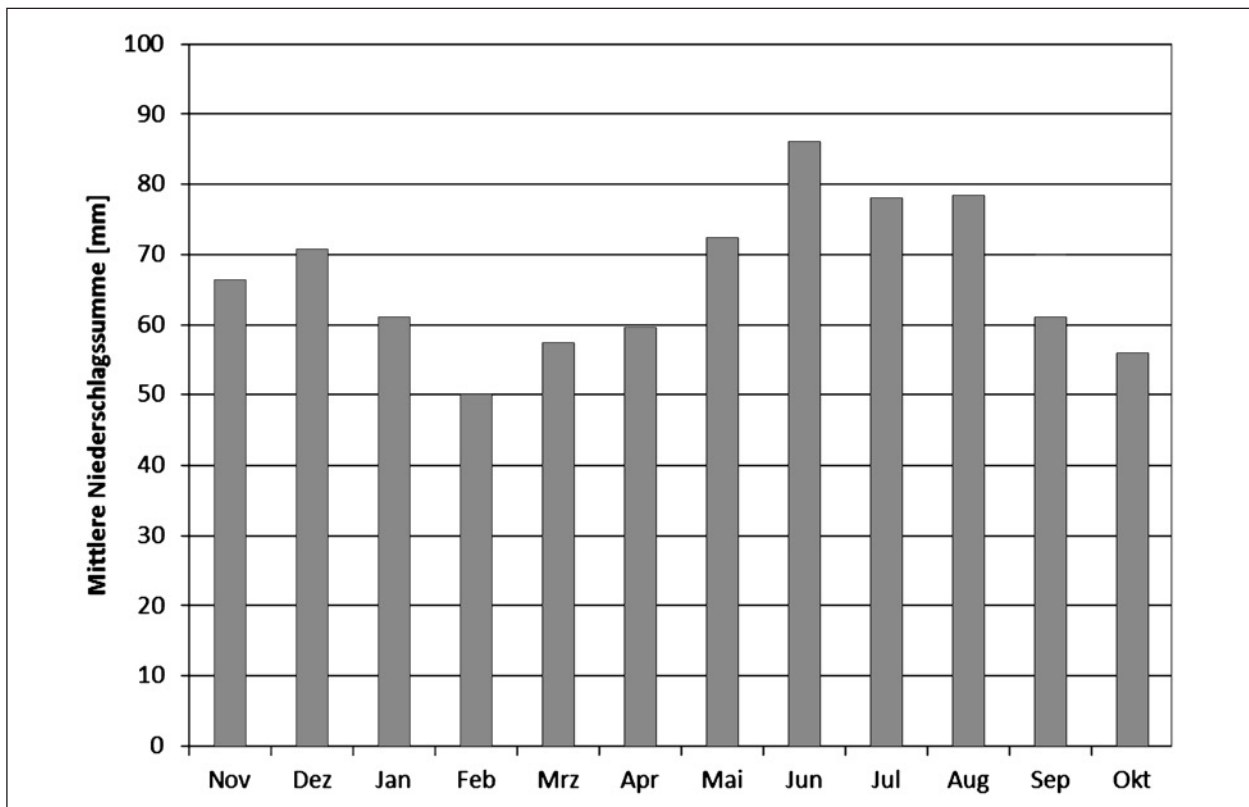


Bild 45: Jahresgang der mittleren Niederschlagssummen in Deutschland (arithmetisches Mittel der mittleren Niederschläge der Jahre 1961 bis 1990 von 4.752 Niederschlagsstationen; Datenquelle: Deutscher Wetterdienst)

Hinsichtlich der Ausbildung der Straße und der Höhe des Salzeintrags werden für beide Modelle die in Tabelle 26 aufgelisteten Szenarien betrachtet.

Beim Szenario 3 (Autobahn mit anteiliger Fassung und zentraler Versickerung) wird der Fall des großen Einzugsgebietes (10 ha, d. h. ein Becken alle 4.000 m) der Fassung und Versickerung betrachtet, da sich dann lokal aufgrund der höheren Versickerungen die höheren Konzentrationen einstellen. Hinsichtlich der Gesamtfracht von der Straße zum Gewässer ergibt sich kein Unterschied zu der Variante mit kleinem Einzugsgebiet (1 ha, d. h. ein Becken alle 400 m).

Die Auswertung der Berechnungsergebnisse der einzelnen Szenarien erfolgt zum einen in Form von Ganglinien der Chloridkonzentration im Grundwasser an ausgewählten Beobachtungspunkten. Weiter wird über die berechnete Massenbilanz des Modells eine Ganglinie der Chloridkonzentration an Gewässerpegeln ermittelt und dargestellt.

Die so ermittelten Konzentrationen im Gewässer geben die Beeinflussung der Chloridkonzentrationen im Gewässer infolge des Transportes im Untergrund wieder. Um tatsächliche Werte der Chlorid-

Szenario	Ausbildung der Straße	Salzeintrag
1a	Landstraße	hoch
1b	Landstraße	mittel
2a	Autobahn mit anteiliger Fassung und Ableitung	hoch
2b	Autobahn mit anteiliger Fassung und Ableitung	mittel
3a	Autobahn mit anteiliger Fassung und zentraler Versickerung	hoch
3b	Autobahn mit anteiliger Fassung und zentraler Versickerung	mittel

Tab. 26: Betrachtete Szenarien Gesamtmodelle – System Untergrund

konzentration zu erzielen müssen hierzu Hintergrundbelastungen aus anderen Quellen (z. B. geogener Hintergrund, andere anthropogenen Belastungen) und Einleitungen aus der Straßenentwässerung addiert werden.

### 5.2.1 Modell Süddeutschland

In Bild 46 ist das Modellgebiet dargestellt. Die Gebietsgrenzen stellen Grenzen des Einzugsgebietes dar, sodass sich im Modell eine geschlossene Was-

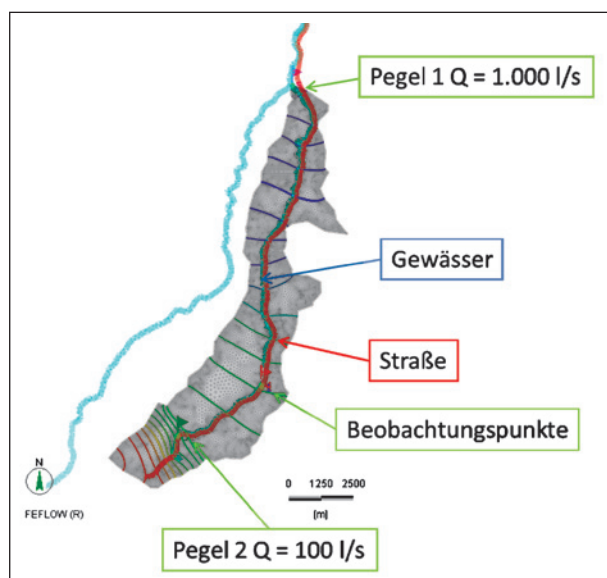


Bild 46: Übersicht Modellgebiet Süddeutschland

serbilanz ergibt. Als hydraulische Randbedingungen werden das Gewässer und die Grundwasserneubildung aus Niederschlag betrachtet.

Für die horizontale Diskretisierung wird eine Dreiecksvermaschung mit flexiblen Elementgrößen gewählt. In dem für den Stofftransport maßgebenden Bereich zwischen der Straße und dem Gewässer wird hierbei eine Verfeinerung des Berechnungsnetzes durchgeführt. In Bild 47 ist die horizontale und in Bild 48 die vertikale Modelldiskretisierung dargestellt. In Bild 47 sind vier Beobachtungspunkte in unterschiedlicher Entfernung zur Straße eingetragen, an denen exemplarisch die zeitliche Entwicklung der berechneten Chloridkonzentrationen ausgewertet wird. In Tabelle 27 sind die jeweiligen Entfernungen der Punkte zur Straße aufgelistet.

Die Berechnung der Grundwasserströmung erfolgt stationär, die Berechnung des Stofftransportes instationär. Als Berechnungszeitraum des Modells werden 20 Jahre gewählt. Nach diesem Zeitraum sind keine Auswirkungen der gewählten Anfangsbedingung für den Stofftransport (angesetzt: Konzentration im Untergrund = 0 mg/l, d. h. zu Beginn der Berechnung ist kein Chlorid im Grundwasser vorhanden) mehr vorhanden. Die instationären Randbedingungen des Stoffeintrages wiederholen sich während dieses Berechnungszeitraums periodisch jedes Jahr.

Als Referenzszenario für Vergleichsbetrachtungen wird das Szenario 1a herangezogen. Dies eignet sich hierfür, da es zum einen ein Szenario mit hohem Chlorideintrag ist und zum anderen ein Szenario

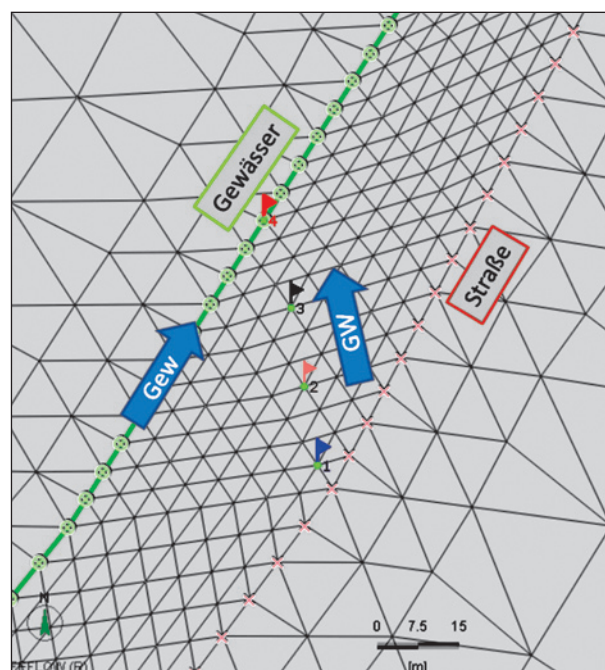


Bild 47: Modell Süddeutschland – Modellausschnitt mit Lage der Beobachtungspunkte und Angabe der Fließrichtungen des Gewässers (Gew) und des Grundwassers (GW)

Beobachtungspunkt Nummer	Entfernung von der Straße
1	5 m
2	20 m
3	35 m
4	50 m

Tab. 27: Modell Süddeutschland – Entfernung der Beobachtungspunkte von der Straße

rio ohne Einleitung aus technischer Entwässerung, also das gesamte Chlorid über den Transportpfad Untergrund zu dem Gewässer gelangt. Innerhalb dieses Szenarios werden folgende Vergleiche betrachtet:

- Größe des betrachteten Einzugsgebietes (Gesamteinzugsgebiet mit Abfluss von 1.000 l/s vs. Teileinzugsgebiet mit Abfluss von 100 l/s),
- Höhe des verwehten Chloridanteils (0 %, 30 %, 60 %),
- Ausbildung des Grundwasserleiters (Poren- oder Kluffgrundwasserleiter).

Beim letztgenannten Vergleich wird für den Kluffgrundwasserleiter ein Kontinuumsansatz verwendet (d. h. Beschreibung der Klüfte über gemittelte Parameter), es werden keine diskreten Klüfte betrachtet. Hierbei werden die in Tabelle 28 aufgeführ-

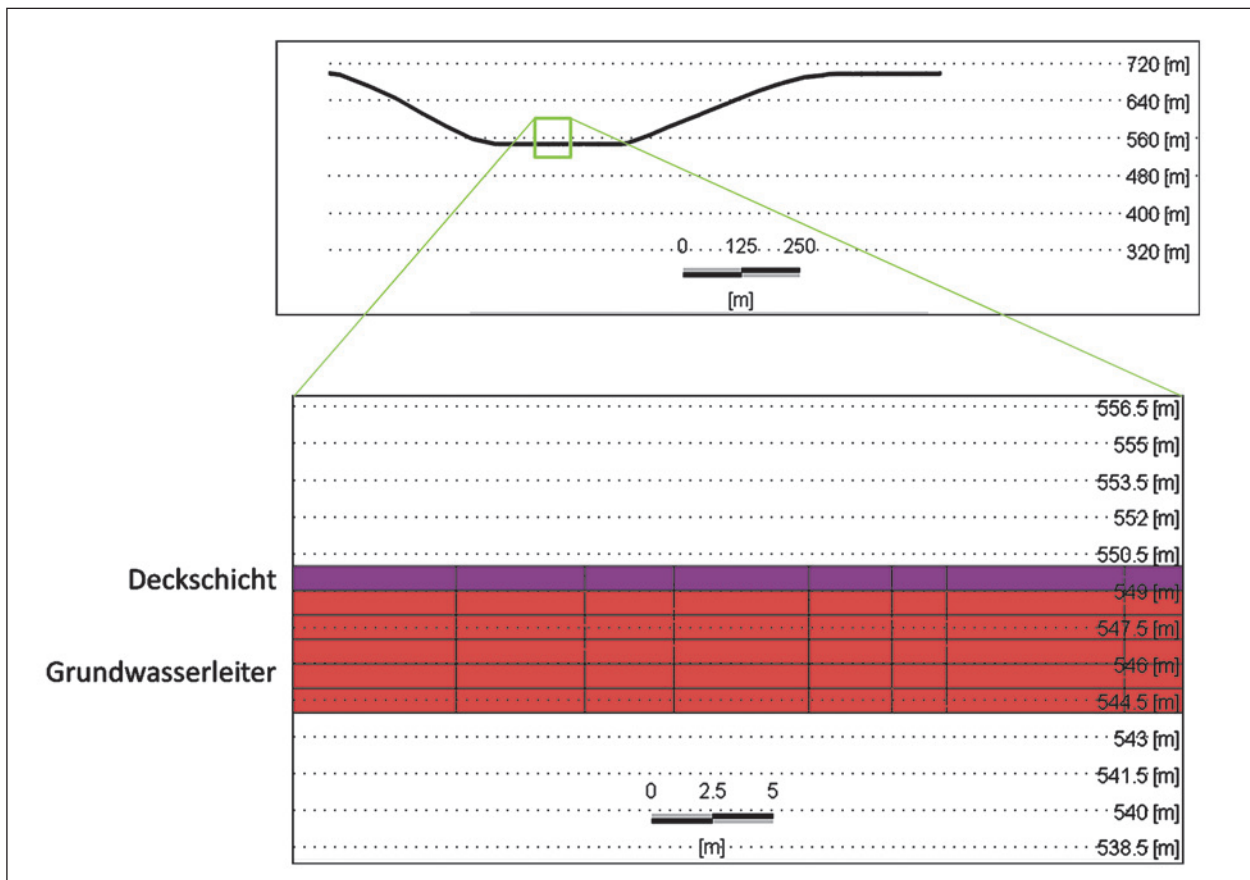


Bild 48: Modell Süddeutschland – Vertikaler Schnitt (West–Ost) durch das Modell mit Darstellung der verwendeten vertikalen Diskretisierung

	Porengrundwasserleiter	Kluftgrundwasserleiter
Mächtigkeit Grundwasserleiter	5 m	50 m
Durchlässigkeit Grundwasserleiter	$1 \cdot 10^{-3}$ m/s	$5 \cdot 10^{-5}$ m/s
Durchflusswirksame Porosität	0,2	0,01

Tab. 28: Untergrundmodell Süddeutschland – Parameter Poren- und Kluftgrundwasserleiter

ten Parameter verwendet (alle anderen Parameter und Randbedingungen sind bei den beiden Modellsystemen identisch).

### Berechnungsergebnisse Szenario 1a

Zunächst werden die Ergebnisse des Szenarios 1a vorgestellt. In der Anlage B (Abschnitt 1.1) sind die Berechnungsergebnisse des Szenarios dargestellt. Ausgewertet wird zunächst der zeitliche Verlauf der berechneten Chloridkonzentration im Gewässer am unterstromigen Ende des Modellgebietes (Pegel 1). Gemäß den Randbedingungen entspricht dieser Punkt einem Gewässerpegel mit einem Abfluss von

1.000 l/s. In der berechneten Chloridkonzentration im Gewässer spiegelt sich die Angesezte Periodizität des Stoffeintrags wieder. Ausgehend von der Startkonzentration im System (0 mg/l) ergibt sich ein Anstieg der Konzentration, mit Konzentrationsspitzen in den Wintermonaten mit erhöhtem Chlorideintrag. Nach etwa sechs Jahren ist in diesem System ein quasi-stationärer Zustand erreicht, der ansteigende Trend ist beendet, es ergeben sich nur noch Schwankungen um einen Mittelwert, die aus den zeitlich variablen Randbedingungen resultieren.

Beispielhaft ist dies in Bild 49 aufgetragen. In der Spitze werden dann Konzentrationen von 13,2 mg/l erreicht, diese sinken dann in Zeiten ohne direkten Chlorideintrag auf 5,5 mg/l ab. Die letztere Konzentration ist einerseits auf den Chloridanteil aus Verwehung zurück zu führen, der jeweils über das Jahr verteilt eingetragen wird. Andererseits liegt aber auch der Effekt vor, dass sich in der Berechnung dieses Systems sehr unterschiedliche Fließpfade und damit auch unterschiedliche Fließzeiten von der Straße zum Gewässer hin einstellen. Hierdurch erfolgt eine zeitliche Überlagerung einzelner Chloridfrachten aus dem Grundwasserzustrom zum Ge-

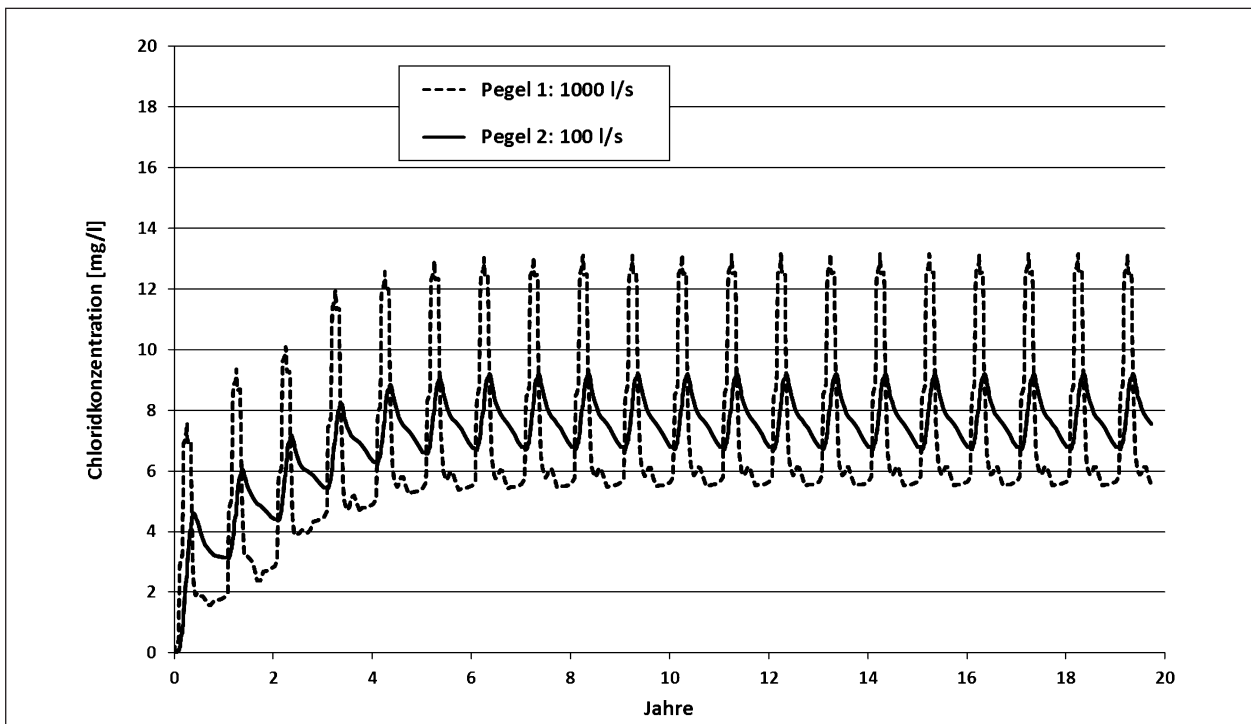


Bild 49: Beispielhafte Darstellung der Berechnungsergebnisse Modell Süddeutschland – berechnete Chloridkonzentration an den beiden Gewässerpegeln im Szenario 1a (Anteil der Verwehung: 30 %)

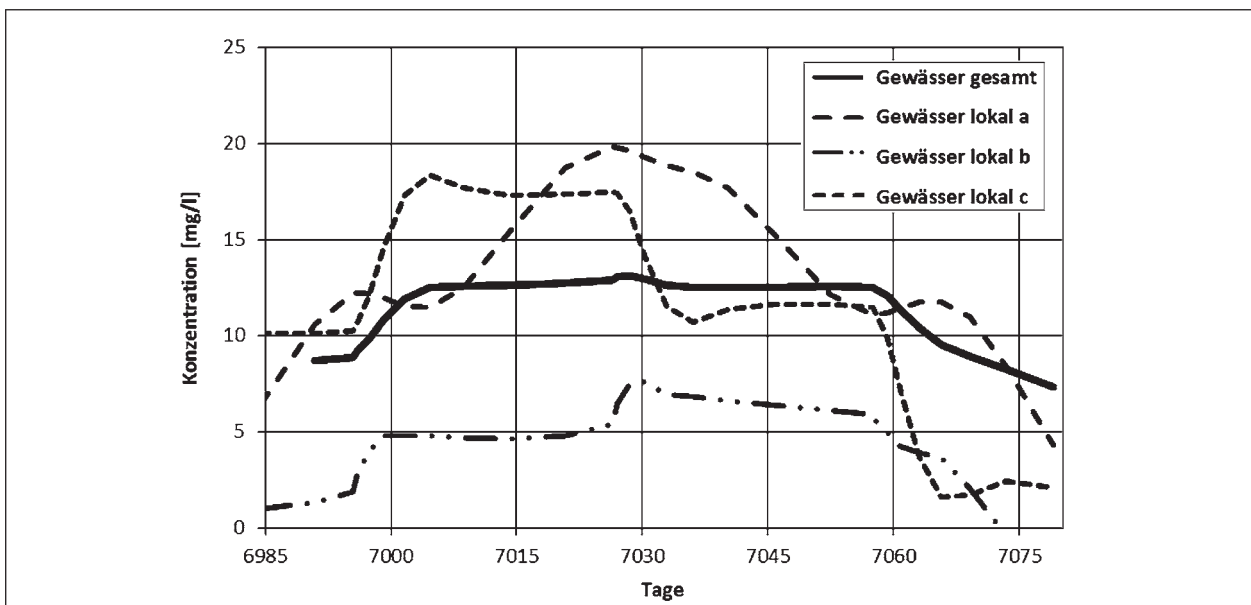


Bild 50: Berechnete Ganglinien der Chloridkonzentration (Ausschnitt) im Gewässer: Aufsummierte Gesamtkonzentration am Pegel 1 und lokale Zuflusskonzentrationen an 3 Stellen – Szenario 1a

wässer, was zu einer Verschmierung in der Gesamtbetrachtung führt.

Um die zu verdeutlichen ist in Bild 50 ein Ausschnitt (3 Wintermonate) der berechneten Konzentrationsganglinie dargestellt. Abgebildet sind zum einen die Konzentrationsganglinie am Gesamtwasser (Pegel 1, Lage siehe Bild 46) und zum anderen die berechnete lokale Konzentrationsganglinie an drei

exemplarischen Punkten des Gewässers (im Modell ist das Gewässer insgesamt durch knapp 3.000 Punkte diskretisiert). An diesen einzelnen Gewässerpunkten wird der zeitliche Verlauf der Chloridkonzentration dargestellt. Die Gesamtkonzentration des Gewässers ergibt sich dann aus einer mit den jeweiligen Zuflüssen gewichteten Mittelung aller Einzelpunkte.



Es zeigt sich, dass die Konzentrationsentwicklungen an den lokalen Beobachtungspunkten sowohl in der Höhe der Chloridkonzentration, als auch in der zeitlichen Entwicklung sehr unterschiedlich sind. Dies ist in der unterschiedlichen Entfernung der Gewässerpunkte zur Straße begründet, woraus unterschiedliche Fließzeiten und damit einhergehend unterschiedliche Verdünnungseffekte aus Dispersion resultieren. Im Sinne dieser Überlegung ist die Entfernung nicht als geodätische Entfernung (kürzeste Entfernung Gewässer zu Straße) zu verstehen. Vielmehr ist der Abstand längs einer Stromlinie ausgehend von der Straße bis zum Gewässer maßgebend. Diese hydraulische Entfernung ist größer als die geodätische, da das Grundwasser in aller Regel nicht senkrecht auf das Gewässer zuströmt. Zudem ergibt sich hierbei noch ggf. eine zusätzliche Streuung der Entfernungen aus Heterogenitäten im Untergrund.

Die Abflachung der berechneten Konzentrationsganglinie im Gesamtgewässer lässt sich damit erklären, dass an unterschiedlichen Gewässerpunkten unterschiedliche Fließzeiten zwischen der Straße und dem Gewässer vorliegen, dies bedingt eine Vermischung und Dämpfung in der Gesamtkonzentration.

Hinsichtlich der Bewertung der berechneten Chloridkonzentration auf ihre Auswirkungen auf das Gewässer ist ein Jahresmittelwert relevant (siehe Kapitel 3.3). Nach einem Anstieg von etwa sechs Jahren liegen die zeitlich gemittelten Konzentrationen im Gewässer bei etwa 6 mg/l. Dieser mit dem Modell berechnete Mittelwert lässt sich gut mit einem Mittelwert aus einer einfachen Abschätzung vergleichen:

- Stoffeintrag pro Jahr = Fläche · Chloridmenge  
 $= 19 \text{ km} \cdot 8 \text{ m} \cdot 1.296 \text{ g/m}^2 = 1,97 \cdot 10^8 \text{ g/a}$ ,  
 dies entspricht einem Stoffeintrag von 6,2 g/s,  
 oder 6.200 mg/s  
 bei einem Abfluss im Gewässer von 1.000 l/s  
 einer Konzentration von 6,2 mg/l.

Im Mittel liefert das Modell also dieselben Werte wie eine einfache Bilanzbetrachtung. Zusätzlich erhält man mit der Modellberechnung noch zu erwartende zeitliche Schwankungen um diesen Mittelwert (hier: Spitzenwerte, die etwa doppelt so hoch wie der Mittelwert sind).

## Ergebnisse Vergleichsrechnungen

In der Anlage B (Abschnitt 1.1) sind die Berechnungsergebnisse der Vergleichsrechnungen zu der Größe des Gewässereinzugsgebietes, dem Anteil des verwehten Tausalzes und der Ausbildung des Grundwasserleiters dargestellt.

- Größe Einzugsgebiet

Die Auswertung (Anlage B, Bild 2) am Gewässerpegel mit einem Gewässerabfluss von 100 l/s zeigt im Vergleich zu dem Pegel mit 1.000 l/s einen ähnlichen Verlauf (die Lage der beiden Pegel ist in Bild 46 dargestellt). Nach einem Anstieg über ca. 6 Jahre ergeben sich auch hier periodische Schwankungen um eine mittlere Konzentration. Die Schwankungsbreite ist an dem Pegel mit kleinerem Einzugsgebiet kleiner, der Mittelwert dagegen etwas größer. Diese Unterschiede sind in der etwas unterschiedlichen Einzugsgebietscharakteristik (kleineres Grundwassergefälle bedingt höhere zeitliche Dämpfung; Länge der Straße ist im Verhältnis zur Länge des Gewässers größer, dies bedingt höheren Mittelwert) begründet.

- Höhe des verwehten Chloridanteils  
 (Anlage B, Bilder 3 bis 6)

Die Auswertung (Anlage B, Bild 4) zeigt den Vergleich der Chloridkonzentration im Gewässer am unterstromigen Pegel für unterschiedliche Anteile der Verwehung (0 %, 30 %, 60 % der ausgebrachten Chloridmenge). Die drei Konzentrationsganglinien zeigen einen vergleichbaren Verlauf, der sich im Wesentlichen von der Größe der zeitlichen Schwankung unterscheidet. Je größer der Anteil der Verwehung ist, desto schwächer sind die zeitlichen Schwankungen der Chloridkonzentration im Gewässer und desto kleiner sind somit die Konzentrationsspitzen. Bei der Berechnung ohne Verwehung (Anteil 0 %) erreichen die Konzentrationen in der Spitze ca. 15 mg/l, bei einer Verwehung von 30 % werden ca. 13 mg/l als Spitzenwert berechnet, bei einer Verwehung von 60 % beträgt die maximale Konzentration noch ca. 10 mg/l. Die längerfristigen Mittelwerte (z. B. Jahresmittelwert) ändern sich jedoch nicht durch den Anteil der Verwehung.

Die berechneten Konzentrationen an den ausgewählten Punkten im Grundwasser (Anlage B, Bilder 3, 5 und 6) geben ebenfalls die zeitlichen Schwankungen in der Zugabe des Chlorids zum Grund-

wasserleiter wieder. An den ausgewählten Punkten werden für den Referenzfall mit einer Verwehung von 30 % Konzentrationen ca. zwischen 2 und 21 mg/l berechnet. Im Berechnungsfall mit 0 % Verwehung werden maximale Konzentrationen von 28 mg/l erreicht, bei Berücksichtigung einer Verwehung von 60 % liegt dieser Wert bei 14 mg/l. Diese Ganglinien dienen lediglich zur Illustration der Berechnung. An anderen Stellen des Grundwasserleiters können diese Schwankungen anders ausfallen.

- Ausbildung des Grundwasserleiters

In der Anlage B (Bild 7) sind die berechneten Konzentrationsganglinien im Gewässer für einen Kluftgrundwasserleiter und einen Porengrundwasserleiter dargestellt. Prinzipiell ergeben sich vergleichbare Verläufe der Konzentrationen. Die Schwankungen in den berechneten Konzentrationen (Anlage B, Bild 8) sind im Kluftgrundwasserleiter deutlicher ausgeprägt. Dies erklärt sich durch den kleineren Hohlraumanteil.

### Berechnungsergebnisse weiterer Szenarien

In der Anlage B (Abschnitt 1.2 bis 1.6) sind die Berechnungsergebnisse der Szenarien 1b bis 3b dargestellt. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich lediglich auf den Transportpfad Untergrund, in den dargestellten Chloridkonzentrationen im Gewässer ist der Anteil des technisch gefassten Straßenabwassers (Szenarien 2 und 3) nicht enthalten.

Die Ergebnisse sind von der prinzipiellen Dynamik der berechneten Ganglinien vergleichbar denen aus dem Szenario 1a.

Hinsichtlich der ermittelten Konzentrationsniveaus lassen sich die Ergebnisse wie folgt zusammenfassen:

- Szenario 1b (Anlage B, Bilder 9 und 10): Entsprechend den kleineren Inputkonzentrationen sind auch die berechneten Konzentrationen im Grundwasserleiter und im Gewässer kleiner. Im Gewässer werden Werte zwischen 4 und 9 mg/l erreicht.
- Szenario 2a (Anlage B, Bilder 11 und 12): Entsprechend den größeren Inputkonzentrationen sind auch die berechneten Konzentrationen im Grundwasserleiter und im Gewässer größer. Im Gewässer werden Werte zwischen 15 und 29 mg/l erreicht.

- Szenario 2b (Anlage B, Bilder 13 und 14): Entsprechend den größeren Inputkonzentrationen sind auch die berechneten Konzentrationen im Grundwasserleiter und im Gewässer größer. Im Gewässer werden Werte zwischen 10 und 18 mg/l erreicht.
- Szenario 3a (Anlage B, Bilder 15 und 16): Entsprechend den größeren Inputkonzentrationen sind auch die berechneten Konzentrationen im Grundwasserleiter und im Gewässer größer. Im Gewässer werden Werte zwischen 23 und 38 mg/l erreicht.
- Szenario 3b (Anlage B, Bilder 17 und 18): Die Ergebnisse sind mit denen des Szenarios 3a vergleichbar, allerdings mit etwas kleineren Konzentrationen.

Die Auswertung der berechneten Chloridkonzentrationen im Grundwasser zeigt, dass lokal (d. h. im Bereich der Versickerung) hohe Konzentrationen berechnet werden (bis 1.600 mg/l im Szenario 3a). Im weiteren Grundwasserabstrom stellen sich dann deutliche Verdünnungseffekte ein.

Zusammenfassend sind für das Modell Süddeutschland in Tabelle 29 die mittleren und maximalen berechneten Konzentrationen zusammengestellt.

Diese Konzentrationen beinhalten lediglich das Chlorid, das aus dem Tausalzeinsatz im Untergrund transportiert wird. Bei einer Bewertung dieser Konzentrationen z. B. hinsichtlich der gesetzlichen Richtwerte (siehe Kapitel 3.3) muss eine Gesamtkonzentration betrachtet werden:

- Gesamtkonzentration = Chloridkonzentration aus dem Transportpfad Untergrund (Tabelle 29)
- + geogener Hintergrund
  - + ggf. andere anthropogene Beeinflussungen
  - + Anteil aus der Straßenentwässerung (nur bei den Szenarien 2a und 2b).

Szenario	Mittlere Konzentration im Gewässer	Maximale Konzentration im Gewässer
1a	6 mg/l	13 mg/l
1b	5 mg/l	9 mg/l
2a	17 mg/l	29 mg/l
2b	12 mg/l	18 mg/l
3a	25 mg/l	38 mg/l
3b	17 mg/l	30 mg/l

Tab. 29: Berechnete Chloridkonzentrationen aus Tausalzeinsatz im Gewässer – Modell Süddeutschland

Bei den Szenarien 1a, 1c, 3a und 3b entfällt der letztgenannte Anteil, da die gesamte Tausalzfracht in das Grundwasser gelangt. Hinsichtlich der Jahresmittelwerte entsprechen Berechnungsergebnisse des Szenarios 2 denen aus Szenario 3, da hier bilanziell die gesamte Stofffracht erfasst ist. In der Dynamik der zeitlichen Entwicklung der Chloridkonzentration werden sie sich aber unterscheiden (insbesondere treten in Szenario 2 mehr kurzzeitige Spitzen aus der schnellen, wenig verdünnten Einleitung aus der Straßenentwässerung auf).

### 5.2.2 Modell Norddeutschland

In Bild 51 sind das Modellgebiet und die Diskretisierung dargestellt. Die Gebietsgrenzen stellen Grenzen des Einzugsgebietes dar, sodass sich im Modell eine geschlossene Wasserbilanz ergibt. Als hydraulische Randbedingungen werden das Gewässer und die Grundwasserneubildung aus Niederschlag betrachtet.

Für die horizontale Diskretisierung wird eine Dreiecksvermaschung mit flexiblen Elementgrößen gewählt. In dem für den Stofftransport maßgebenden Bereich zwischen der Straße und dem Gewässer wird hierbei eine Verfeinerung des Berechnungsnetzes durchgeführt. In Bild 52 ist die horizontale und in Bild 53 die vertikale Modelldiskretisierung dargestellt. In Bild 52 sind zudem fünf Beobach-

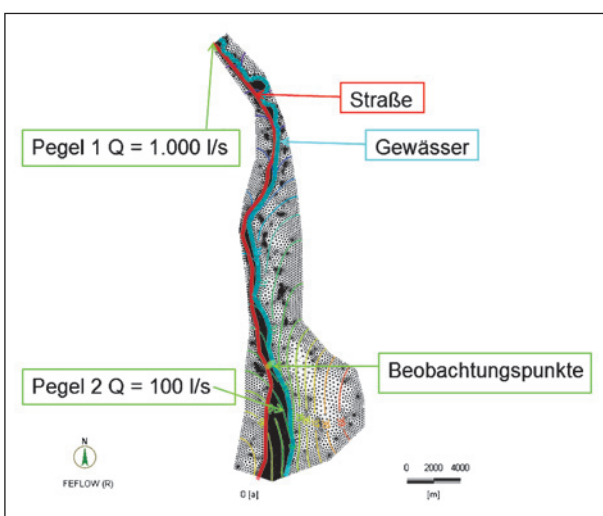


Bild 51: Modell Norddeutschland – Modellübersicht

tungspunkte in unterschiedlicher Entfernung zur Straße eingetragen, an denen exemplarisch die zeitliche Entwicklung der berechneten Chloridkonzentrationen ausgewertet wird. In Tabelle 30 sind die jeweiligen Entfernungen der Punkte zur Straße aufgelistet.

Die Berechnung der Grundwasserströmung erfolgt stationär, die Berechnung des Stofftransportes instationär. Als Berechnungszeitraum des Modells werden 50 Jahre gewählt. Nach diesem Zeitraum sind keine Auswirkungen der gewählten Anfangsbedingung für den Stofftransport (angesetzt: Konzentration im Untergrund = 0 mg/l, d. h. zu Beginn der Berechnung ist kein Chlorid im Grundwasser vorhanden) mehr vorhanden.

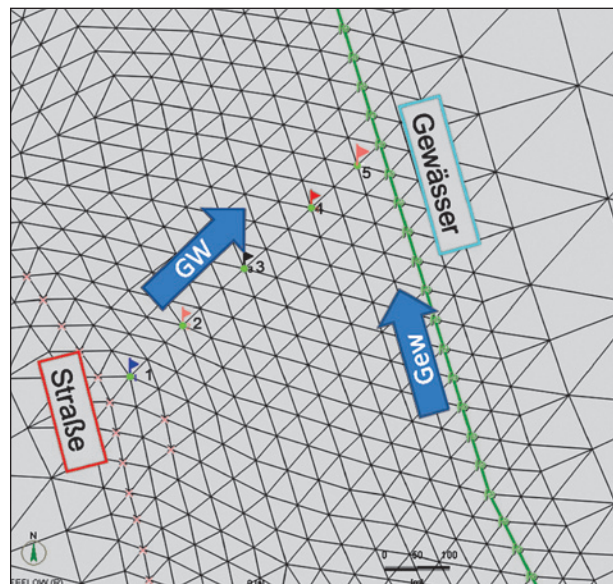


Bild 52: Modell Norddeutschland – Modellausschnitt mit Lage der Beobachtungspunkte und Angabe der Fließrichtungen des Gewässers (Gew) und des Grundwassers (GW)

Beobachtungspunkt Nummer	Entfernung von der Straße
1	50 m
2	160 m
3	290 m
4	430 m
5	530 m

Tab. 30: Modell Norddeutschland – Entfernung der Beobachtungspunkte von der Straße

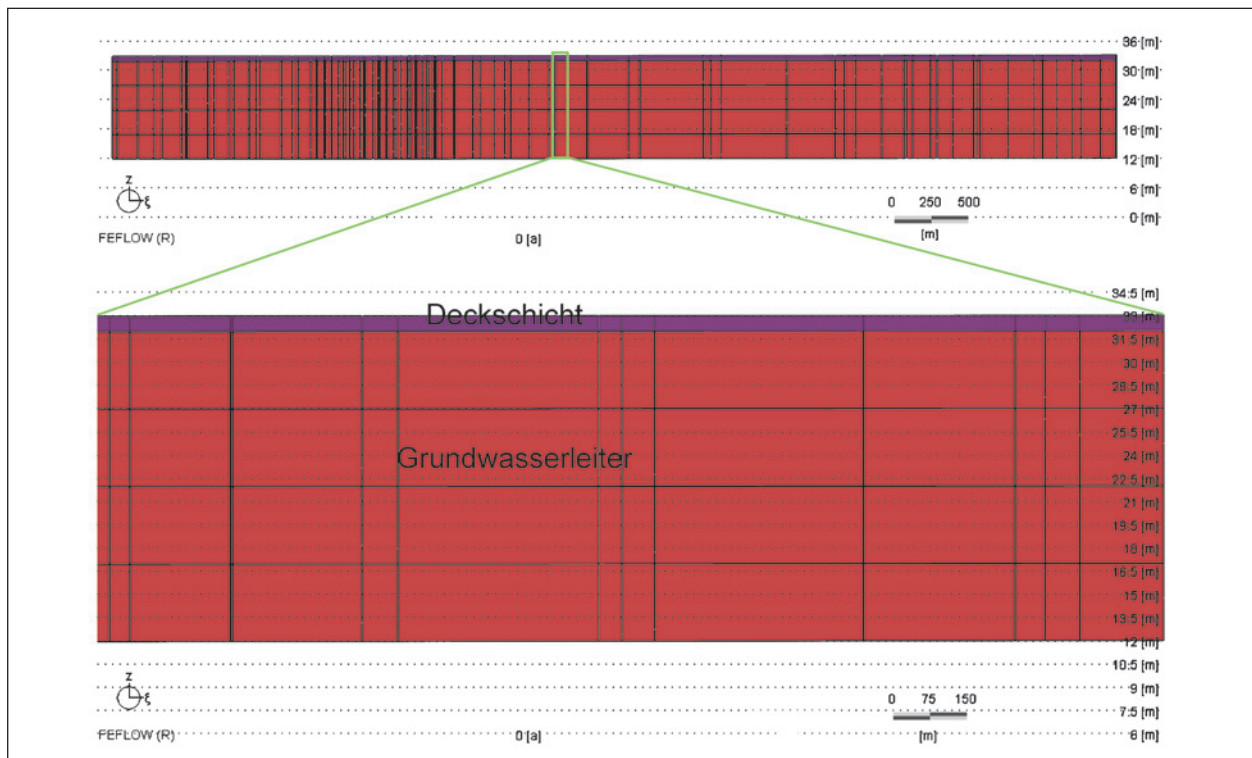


Bild 53: Modell Norddeutschland – Vertikaler Schnitt (West–Ost) durch das Modell mit Darstellung der verwendeten vertikalen Diskretisierung

### Berechnungsergebnisse

In Anlage B (Bilder 19 bis 30) sind die Berechnungsergebnisse des Modells dargestellt. Beispielhaft sind in Bild 54 die berechneten Chloridkonzentrationen im Gewässer an den beiden Pegeln (Abfluss = 1.000 l/s, bzw. = 100 l/s) darge-

stellt. An beiden Pegeln zeigt sich ein ähnlicher Verlauf. Ausgehend von der Startkonzentration (0 mg/l) erfolgt ein Anstieg über einen Zeitraum von etwa 15 Jahren. Danach werden jeweils Konzentrationen von knapp unter 8 mg/l berechnet. Saisonale Schwankungen liegen dann nur noch in gedämpfter Form vor.

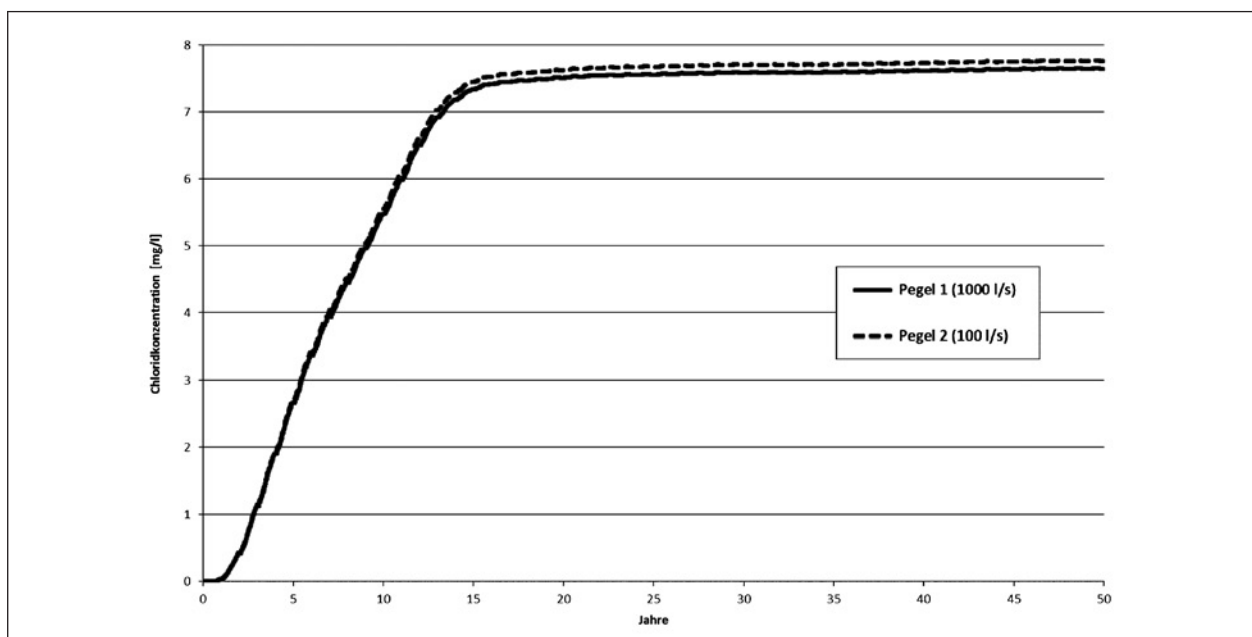


Bild 54: Berechnete Chloridkonzentration aus Tausalzeinsatz an unterschiedlichen Pegeln im Gewässer – Szenario 1a



Im Vergleich zu den Berechnungsergebnissen des Modells Süddeutschland zeigt sich bei allen Berechnungen des Modells Norddeutschland eine zeitlich stark gedämpfte Konzentrationsentwicklung im Gewässer. Ein quasistationärer Zustand wird erst nach etwa 25 Jahren erreicht, saisonale Schwankungen sind hier kaum noch zu erkennen, nur im Szenario 3 zeigen sich noch spürbare Schwankungen.

Dieses Verhalten ist im Modellsystem begründet. Zum einen besitzt der Grundwasserleiter wegen seiner größeren Mächtigkeit ein größeres Volumen, was mehr Dämpfung erzeugt. Zum anderen ist die Entfernung der Straße zum Gewässer im Mittel höher als bei dem Modell Süddeutschland. Auch dies vergrößert die Dämpfung im System. Zusammenfassend sind in Tabelle 31 die berechneten mittleren Chloridkonzentrationen für das Grundwassermodell Norddeutschland zusammen gestellt.

Diese mit dem Modell berechneten Mittelwerte lassen sich gut mit einem Mittelwert aus einer einfachen Abschätzung vergleichen, z. B. für das Szenario 1a:

- Stoffeintrag pro Jahr = Fläche · Chloridmenge  
 $= 39 \text{ km} \cdot 8 \text{ m} \cdot 768 \text{ g/m}^2 = 2,4 \cdot 10^8 \text{ g/a}$   
 dies entspricht einem Stoffeintrag von 7,6 g/s  
 oder 7.600 mg/s  
 bei einem Abfluss im Gewässer von 1.000 l/s  
 einer Konzentration von 7,6 mg/l.

Bei der Auswertung der berechneten lokalen Konzentrationsganglinien im Grundwasser zeigt sich dagegen an den ausgewählten Beobachtungspunkten durchaus ein ausgeprägter jahreszeitlicher Gang. Bei Szenario 3 werden in der Nähe des Versickerungsbeckens hohe Konzentrationen im Grundwasser berechnet (bis ca. 1.200 mg/l).

Szenario	Konzentration im Gewässer
1a	8 mg/l
1b	6 mg/l
2a	16 mg/l
2b	11 mg/l
3a	31 mg/l
3b	21 mg/l

Tab. 31: Berechnete Chloridkonzentrationen aus Tausalzeinsatz im Gewässer – Modell Norddeutschland

### 5.2.3 Fazit Berechnungen Transportpfad: Untergrund – kombinierte Systeme

Die Berechnungen ergeben für das Modell Süddeutschland mittlere Chloridkonzentrationen im Gewässer (bezogen auf den unterstromigen Gewässerpegel) aus dem Tausalzeintrag, die je nach Szenario zwischen 5 und 25 mg/l liegen. In der Spitze werden, je nach Szenario Werte zwischen 9 und 38 mg/l erreicht. Somit liegen hier die Gesamtkonzentration (= berechnete Konzentration + Hintergrundkonzentration) bei einer angesetzten geogenen Hintergrundkonzentration von 15 mg/l im Jahresmittel immer unter dem Grenzwert von 50 mg/l. In der Spitze wird dieser Grenzwert nur beim Szenario 3a ca. zwei Monate im Jahr überschritten.

Die Berechnungen für das Modell Norddeutschland ergeben mittlere Chloridkonzentrationen im Gewässer (bezogen auf den unterstromigen Gewässerpegel) aus dem Tausalzeintrag, die je nach Szenario zwischen 6 und 31 mg/l liegen. Die Maximalwerte unterscheiden sich nur geringfügig von den mittleren Werten. Die Gesamtkonzentration (= berechnete Konzentration + Hintergrundkonzentration) bei einer angesetzten geogenen Hintergrundkonzentration von 20 mg/l im Jahresmittel außer beim Szenario 3a unter dem Grenzwert von 50 mg/l.

Lokal werden im Grundwasserleiter Konzentrationen berechnet, die (zumindest zeitweise) oberhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung (250 mg/l) liegen. Dies tritt insbesondere in der Nähe von Versickerungsbecken in den Szenarien 3a und 3b auf.

Die oben angeführten berechneten Mittelwerte in den Konzentrationen decken sich jeweils mit Werten aus einer einfachen Bilanzbetrachtung. Die Modellberechnungen liefern zusätzlich hierzu noch zeitliche Schwankungen der Konzentration. Diese ist aber nur in dem Modell Süddeutschland, das hinsichtlich der Reaktion am Gewässer eine Extremsituation darstellt spürbar ausgeprägt.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Berechnungen sehr deutliche Verdünnungseffekte bzgl. der Chloridkonzentrationen in den Oberflächengewässern. Die berechneten Konzentrationen liegen ca. um einen Faktor von 20 bis 100 unter den Ausgangskonzentrationen im Straßenabfluss. Außer den im Kapitel 5.1 beschriebenen dispersiven Effekten treten bei der Betrachtung von Gesamt-



systemen noch zusätzlich Verdünnungseffekte durch eine deutliche Variabilität der Fließzeiten zwischen der betrachteten Straße und dem Gewässer auf.

## 6 Modellierung Transportpfad technisches Entwässerungssystem

### 6.1 Grundscenarien für die technische Entwässerung

Die Parametrisierung der technischen Entwässerung besitzt sehr viele Freiheitsgrade, die von der geografischen Lage, der Bauart der Straße, der Größe des Einzugsgebietes usw. abhängen. Zur Eingrenzung auf möglichst repräsentative Systeme wurden bei den zu betrachtenden Systemen zunächst folgende Variationen festgelegt:

- geografische Lage des Systems: Nord-(N) und Süddeutschland (S),
- Größe der entwässerten Fläche: 1 ha (K) und 10 ha (G),
- Anteil der technisch entwässerten Straßenfläche (Straßenbreite = 25 m): 50 % (50) und 100 % (100),
- Entwässerungssystem nur mit Absetzbecken, mit Absetzbecken und Regenrückhaltebecken ohne Dauerstau und mit RWB und RRB mit Dauerstau.

Aus der Kombination dieser Parameter ergeben sich die 24 Grundscenarien nach Tabelle 32. Für einige ausgewählte Grundscenarien wurden einzelne Parameter variiert, um deren Einfluss auf den Tausalztransport zu untersuchen.

Geo. Lage	Größe EZG	Anteil Entwässerung [%]	Module des Entwässerungssystems	Bezeichnung
Norddeutschland	K	50	RWB	N-K-50-01
			RWB + RRB ohne Dauerstau	N-K-50-02
			RWB + RRB mit Dauerstau	N-K-50-03
		100	RWB	N-K-100-01
			RWB + RRB ohne Dauerstau	N-K-100-02
			RWB + RRB mit Dauerstau	N-K-100-03
	G	50	RWB	N-G-50-01
			RWB + RRB ohne Dauerstau	N-G-50-02
			RWB + RRB mit Dauerstau	N-G-50-03
		100	RWB	N-G-100-01
			RWB + RRB ohne Dauerstau	N-G-100-02
			RWB + RRB mit Dauerstau	N-G-100-03
Süddeutschland	K	50	RWB	S-K-50-01
			RWB + RRB ohne Dauerstau	S-K-50-02
			RWB + RRB mit Dauerstau	S-K-50-03
		100	RWB	S-K-100-01
			RWB + RRB ohne Dauerstau	S-K-100-02
			RWB + RRB mit Dauerstau	S-K-100-03
	G	50	RWB	S-G-50-01
			RWB + RRB ohne Dauerstau	S-G-50-02
			RWB + RRB mit Dauerstau	S-G-50-03
		100	RWB	S-G-100-01
			RWB + RRB ohne Dauerstau	S-G-100-02
			RWB + RRB mit Dauerstau	S-G-100-03

Tab. 32: Übersicht der Grundscenarien für die technische Entwässerung

## 6.2 Bemessung der Entwässerung

Die Module dieser Szenarien wurden entsprechend der hydrologischen Randbedingungen nach KOSTRA-DWD-Atlas 2000 auf Basis der gültigen Regelwerke (RAS-Ew (2005); DWA-A110 (August 2006); DWA-A117 (Dezember 2013)) bemessen. Die Bemessungsblätter sind in Anlage A (Bemessung und Randbedingungen Straßenentwässerung) zusammengestellt. Die maßgebenden Abmessungen sind in Tabelle 33 zusammengestellt. Die Kanaldurchmesser sind für die korrespondierenden Szenarien für Nord- und Süddeutschland gleich, die Volumina der RWB sind für Süddeutschland geringfügig größer. Ein deutlicher Unterschied ergibt sich für die Speichervolumina der RRB, für die erheblich größere Werte für Süddeutschland ermittelt wurden.

## 6.3 Allgemeines Systemverhalten

Zur Analyse und Plausibilisierung des Systemverhaltens und des Modells werden einzelne Transportereignisse betrachtet. Ziel ist die Überprüfung des Modells und die Einschränkung der Parameter auf sensitive Größen für eine vertiefte Betrachtung. Dabei wird sowohl das hydraulische Systemverhalten betrachtet als auch auf die Abbildung von Konzentrationen und Frachten eingegangen. Die Frachten in den Vorfluter für alle betrachteten Grundsysteme sind in Anlage F dargestellt. Diese Anlage umfasst auch Darstellungen zum Einfluss der Anfangskonzentrationen in den Nassbecken.

### 6.3.1 Wellentransformation und Wirkung von Speichern

In der Kaskade aus Speichern erfolgte eine Transformation der abfließenden Welle. Ausgehend von einem Blockregen wird die rechteckige Form der Ganglinie mit jedem durchlaufenen Modul ausgerundet und gleichmäßig. Die Welle wird dabei flacher und breiter, was sich erheblich auf die Frachtspitzen in den Vorfluter auswirkt. Bild 55 zeigt die Transformation beispielhaft für eines der Grundsysteme.

Im Ablauf der Straße ist der Scheitelwert der Welle durch die Faltung auf den Abfluss aus einer Lamelle begrenzt. Dieser Maximalabfluss wird auch bei längerer Regendauer nicht überschritten. Eine Speicherwirkung und damit die Wellentransformation sind gering. Die Speicherwirkungen von Kanal und RWB sind ebenfalls gering und führen zu einer leichten Reduzierung des Wellenscheitels und zu einer Abflachung des auf- und ablaufenden Astes. Die Abflussganglinien beider Module haben eine nahezu identische Form, jedoch gibt es einen zeitlichen Versatz aufgrund der Fließzeiten.

Das RRB hat aufgrund seines stark gedrosselten Abflusses und des großen Speichervolumens den größten Einfluss auf die Wellenform. Dabei hat die Ausbildung als Nass- oder Trockenbecken keinen Einfluss auf die Speicherwirkung. Der Wellenscheitel wird in diesem Beispiel auf etwa 1/40 des Scheitels im Ablauf der Straße reduziert, dafür ist der Nachlauf der Welle auch nach 100 min noch kaum

Szenario	DN	tF	V (RWB)	V (RRB)	
				5 l/s/ha	10 l/s/ha
	mm	min	m³	m³	m³
N-K-50	400	8,3	50	128	120
N-K-100	500	7,0	80	260	242
N-G-50	600	28,5	400	1.260	1.122
N-G-100	800	24,1	800	2.520	2.220
S-K-50	400	8,2	50	220	160
S-K-100	500	6,9	84	435	312
S-G-50	600	28,3	420	2.160	1.485
S-G-100	800	23,9	840	4.284	2.976

Tab. 33: Bemessungsergebnisse für die Module Kanal, RWB und RRB

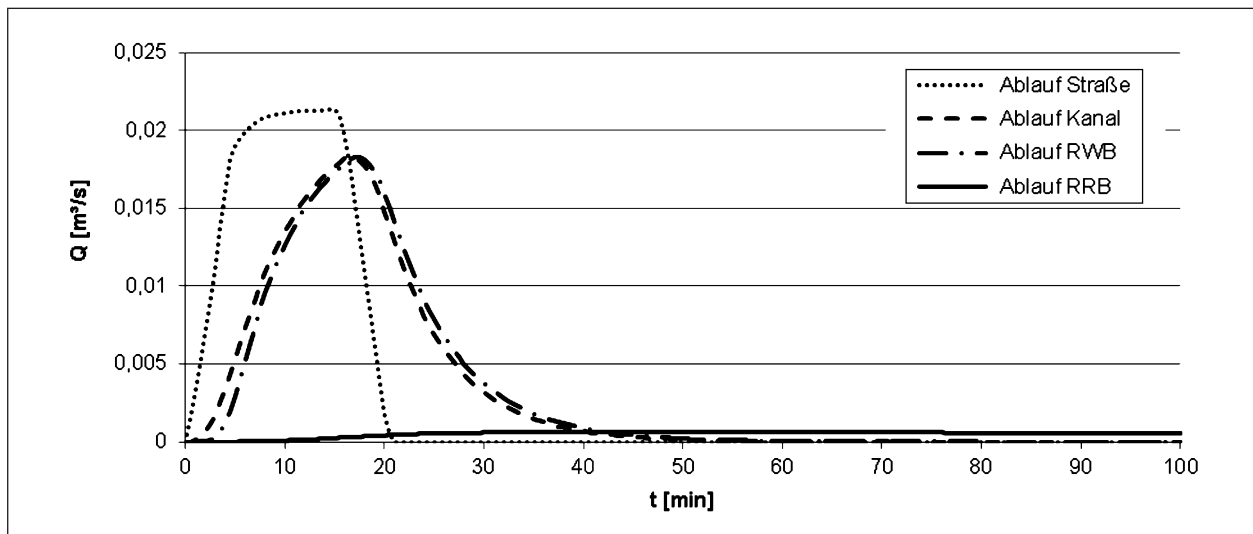


Bild 55: Wellentransformation für Süddeutschland, kleines EZG, teilw. techn. Entwässerung für ein STR15

reduziert und das Becken leert sich nur sehr langsam.

Die Darstellung zeigt, dass das Modell die Wellentransformation korrekt abbildet und auch die hydraulische Wirkung der einzelnen Module des Entwässerungssystems ihrer jeweiligen Funktion entspricht.

In den Diagrammen (Bild 56 bis Bild 63) sind für die 24 Szenarien (siehe Tabelle 32) die Berechnungsergebnisse dargestellt. Hierbei sind jeweils für ein Grundscenario (gebildet aus geografischer Lage, Größe des Einzugsgebietes und Anteil der technischen Entwässerung) die Chloridfrachten in den Vorfluter für drei unterschiedliche Ausbildungen der

technischen Entwässerungsanlage dargestellt (ohne RRB, mit RRB ohne Dauerstau, mit RRB im Dauerstau).

Die Berechnungsergebnisse zeigen, dass ein RRB eine deutliche Dämpfung der Maximalfracht bewirkt, insbesondere bei Betrieb im Dauerstau.

Vergleicht man die Berechnungsergebnisse der Szenarien Süddeutschland (Bilder 56 bis 59) mit den entsprechenden Ergebnissen der Szenarien Norddeutschland (Bild 60 bis Bild 63), dass bei den Szenarien Süddeutschland die Dämpfung der maximalen Fracht beim RRB ohne Dauerstau deutlich höher ist, da entsprechend den zugrunde gelegten

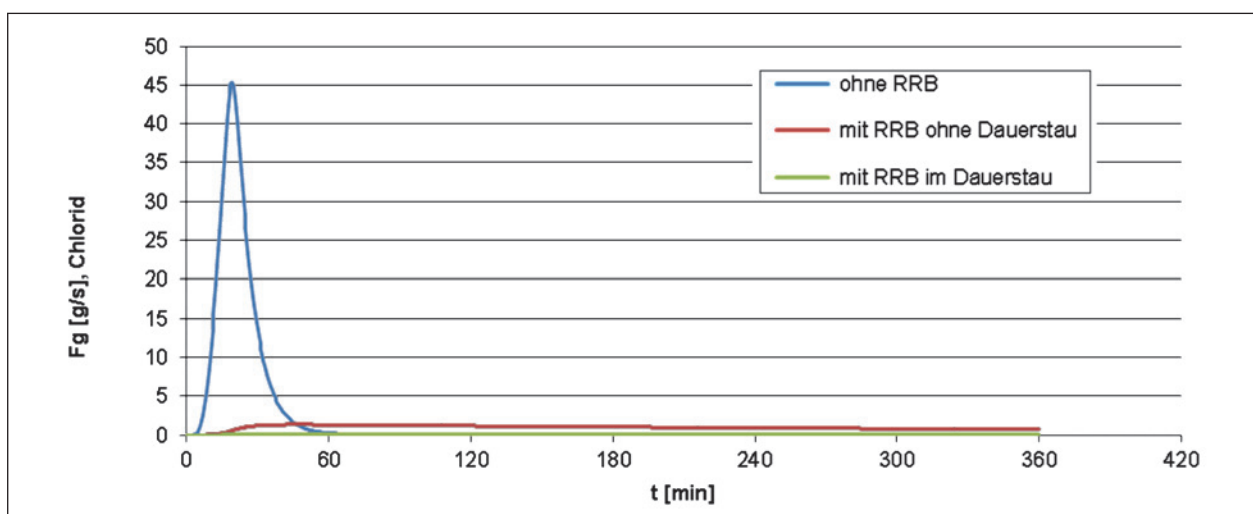


Bild 56: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Südd., kl. EZG, teilw. techn. Entw.

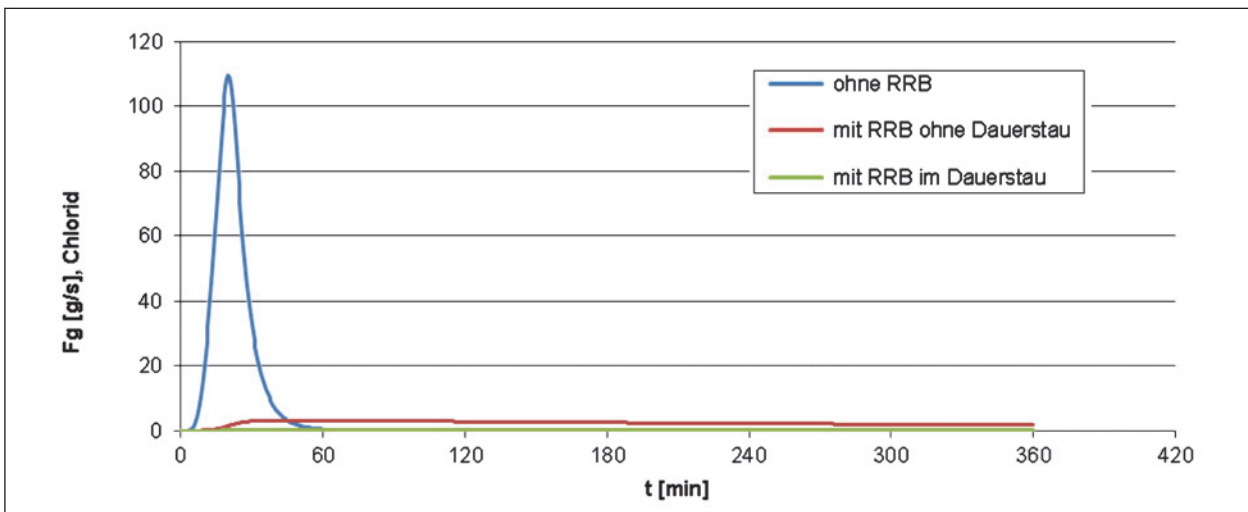


Bild 57: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Südd., kl. EZG, vollst. techn. Entw.

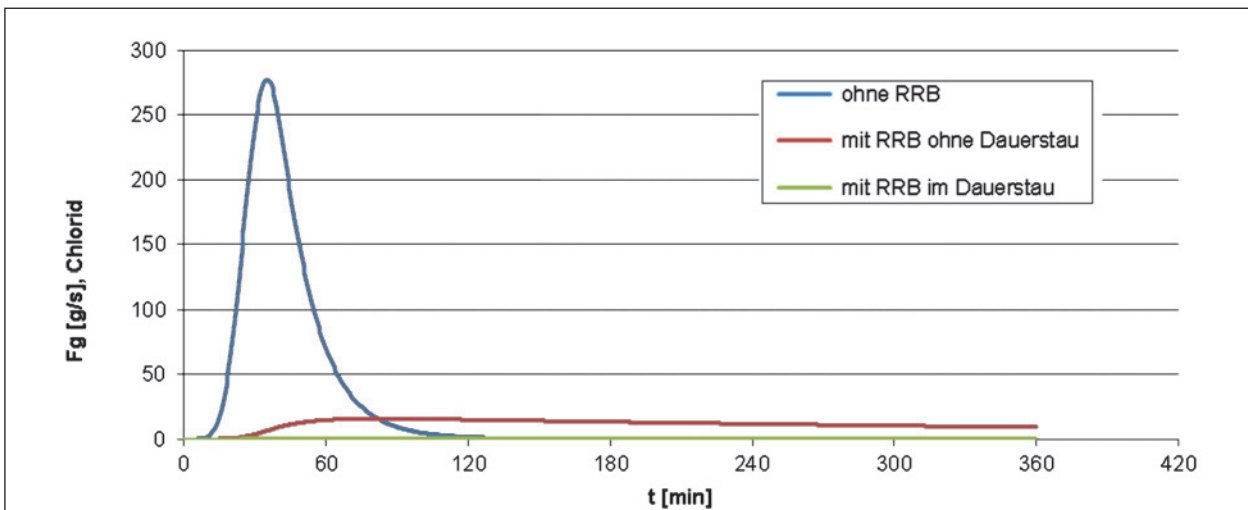


Bild 58: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, teilw. techn. Entw.

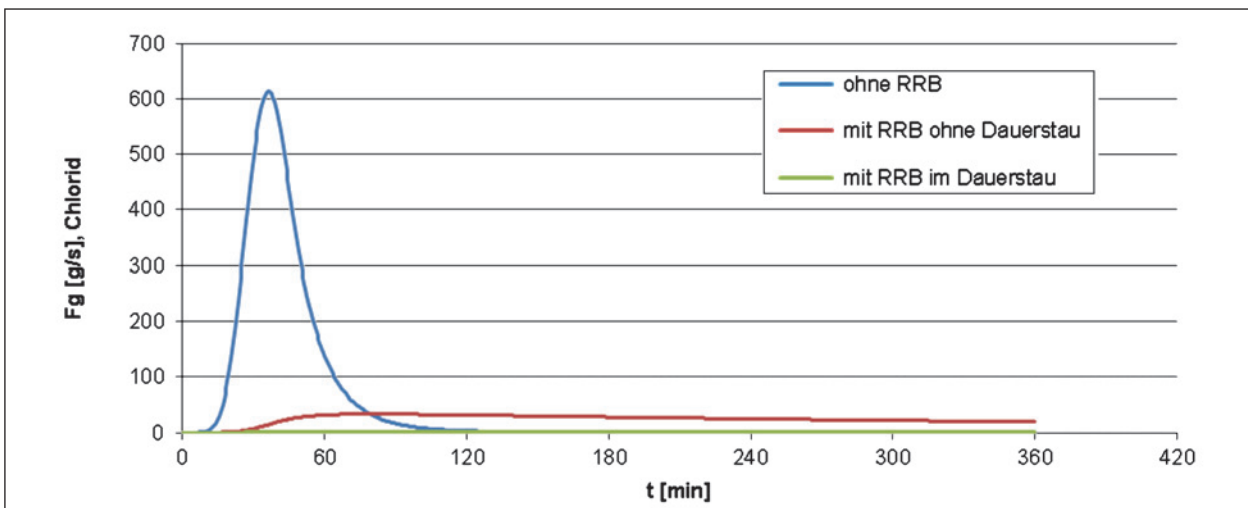


Bild 59: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

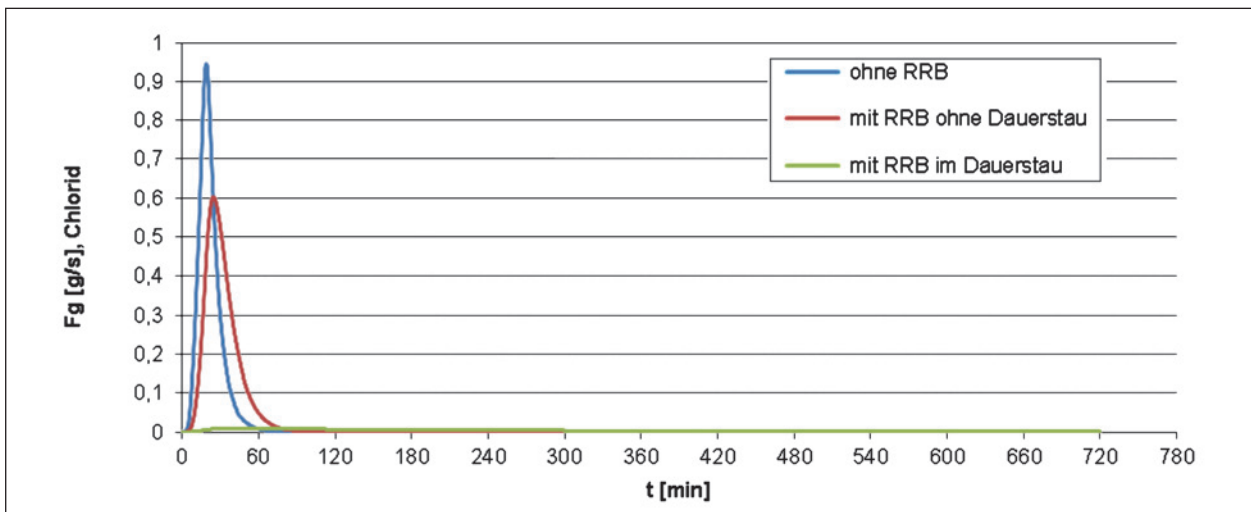


Bild 60: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Nordd., kl. EZG, teilw. techn. Entw.

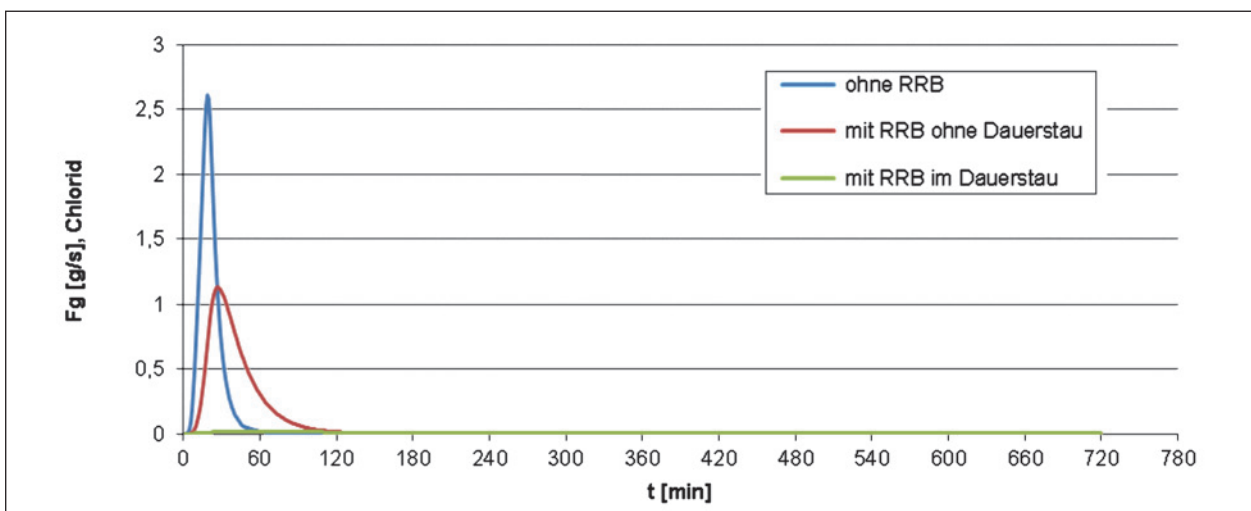


Bild 61: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Nordd., kl. EZG, vollst. techn. Entw.

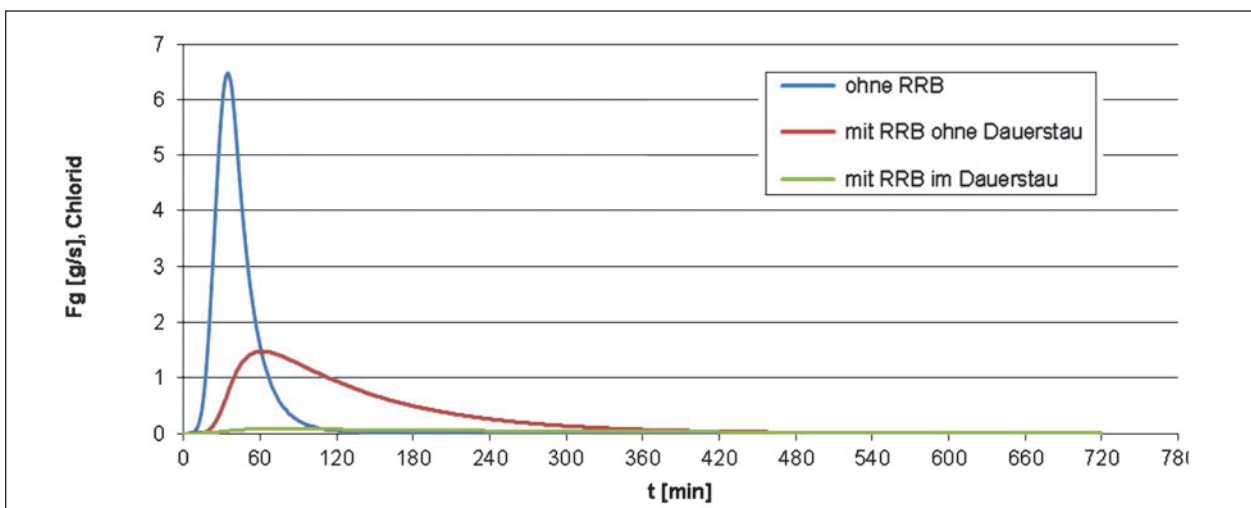


Bild 62: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Nordd., gr. EZG, teilw. techn. Entw.



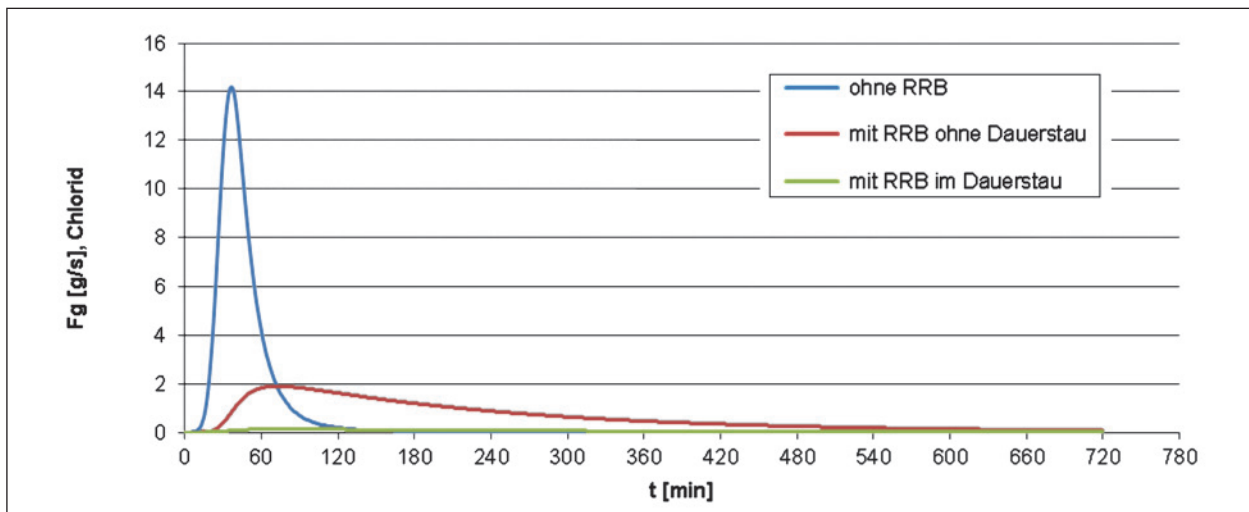


Bild 63: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Nordd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

Niederschlägen die Becken deutlich größer sind als bei den Szenarien Norddeutschland.

### 6.3.2 Skalierungseffekte

Bei der Definition der Grundscenarien werden kleine und große Einzugsgebiete sowie die teilweise und vollständige technische Entwässerung unterschieden. Diese Variationen beeinflussen die Größe des angeschlossenen Einzugsgebietes und damit die Dimensionierung des Entwässerungssystems bei den für die Modelle Nord- und Süddeutschland jeweils gültigen Bemessungsniederschlägen. Da das Volumen des RWB annähernd linear mit der Größe des EZG wächst, werden nach einem STR15 (ohne Dichteeinfluss) auch annähernd gleiche Konzentrationen in dem Becken erreicht. Lediglich für das kleinste EZG wird ein niedriger Wert erreicht, da hier das gewählte Beckenvolumen von 50 m<sup>3</sup> maßgebend wird (Bild 64).

Für die weiteren Untersuchungen ist es damit ausreichend, eines der Grundscenarien jeweils für das Modell Nord- und Süddeutschland jeweils detaillierter zu betrachten.

### 6.3.3 Einfluss der Niederschlagscharakteristik

Mit der Betrachtung von Blockregenereignissen wird die tatsächliche Regencharakteristik, die sich als Intensitätsganglinie darstellt, idealisiert. Um den Einfluss dieser Vereinfachung auf verschiedene Größen zur Beschreibung des System-

verhaltens zu beleuchten, wird die Regenmenge eines STR15 auf unterschiedliche Regendauern zwischen 5 und 45 min verteilt. Für die Abflussganglinien aus dem RWB (Bild 65) ergeben sich dadurch Veränderungen, wobei mit zunehmender Dauer und dabei abnehmender Intensität die Kurve breiter und die Scheitelwerte niedriger werden.

Die Konzentrationen im RWB und auch das Volumen der Dichteschicht nach dem Transportereignis ändern sich nicht, der Aufbau der Dichteschicht erfolgt jedoch langsamer mit zunehmender Dauer des Ereignisses.

Bild 66 zeigt die gedrosselten Abflussganglinien aus einem ggf. nachgeschalteten RRB. Die Drosselung in dem Becken bewirkt, dass für die unterschiedlichen Blockregen Abflussganglinien entstehen, deren Scheitelabfluss nahezu identisch und deren Verlauf sehr ähnlich ist. Lediglich die Zeitpunkte, zu denen der Scheitelabfluss erreicht wird, verschieben sich mit zunehmender Regendauer. Da bei einer Betrachtung von Einzelereignissen noch kein Tausalzaustrag aus den Becken erfolgt, verhalten sich die Frachtganglinien ins Gewässer für diese Szenarien analog zu den Abflussganglinien.

Aus dieser Betrachtung kann gefolgert werden, dass die Form der Regenganglinie nur von geringer Bedeutung für den Tausalztransport ist und die Untersuchung auf Blockregenereignisse beschränkt bleiben kann, insbesondere wenn das Entwässerungssystem ein RRB beinhaltet.

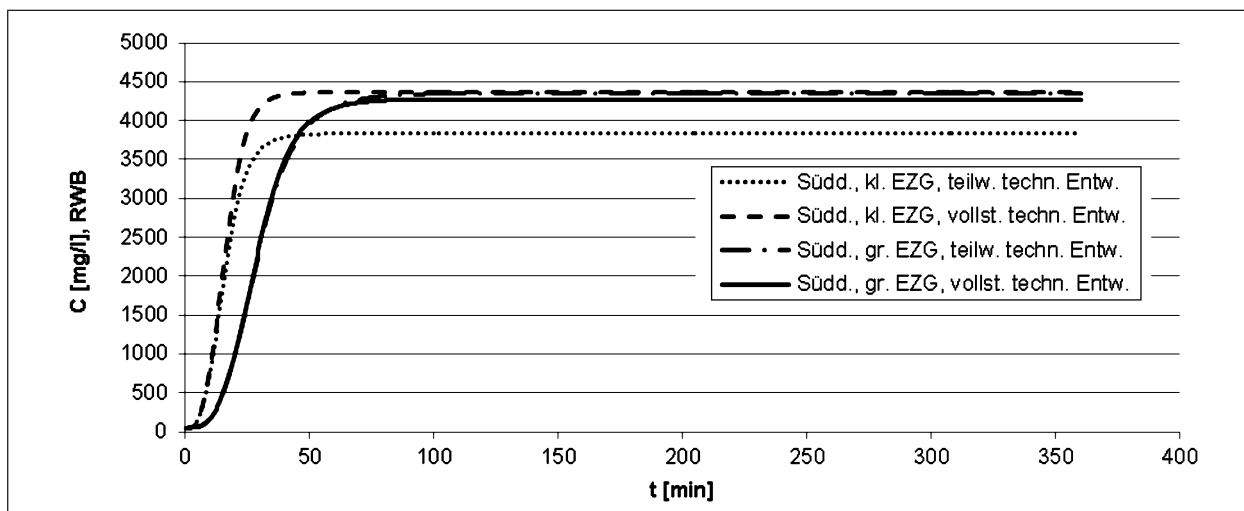


Bild 64: Konzentration nach einem STR15 für unterschiedliche EZG-Größen

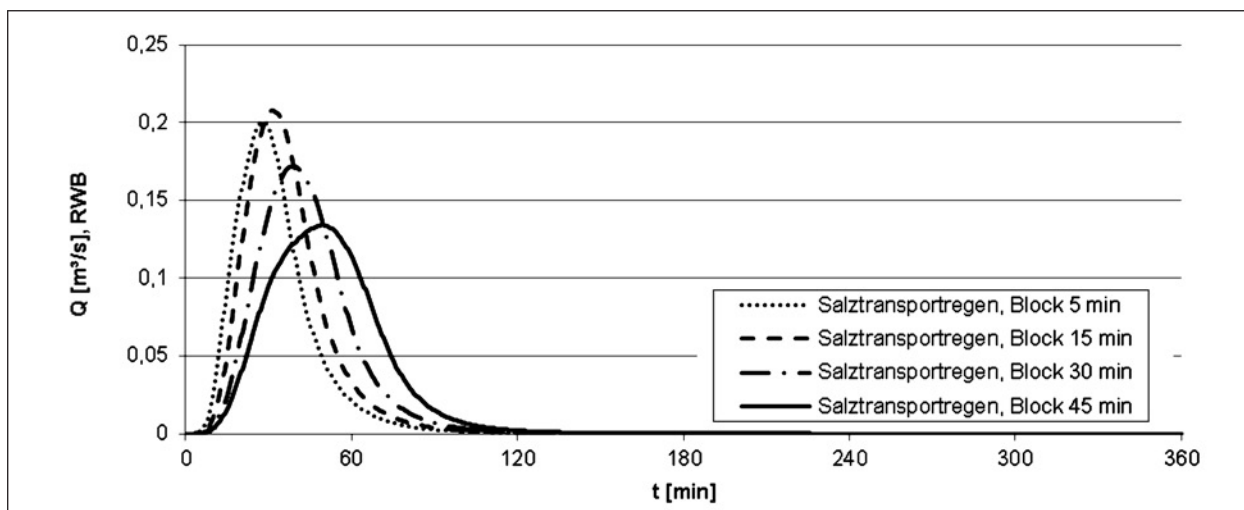


Bild 65: Abfluss aus RWB für unterschiedliche Blockregen gleicher Regenmenge, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

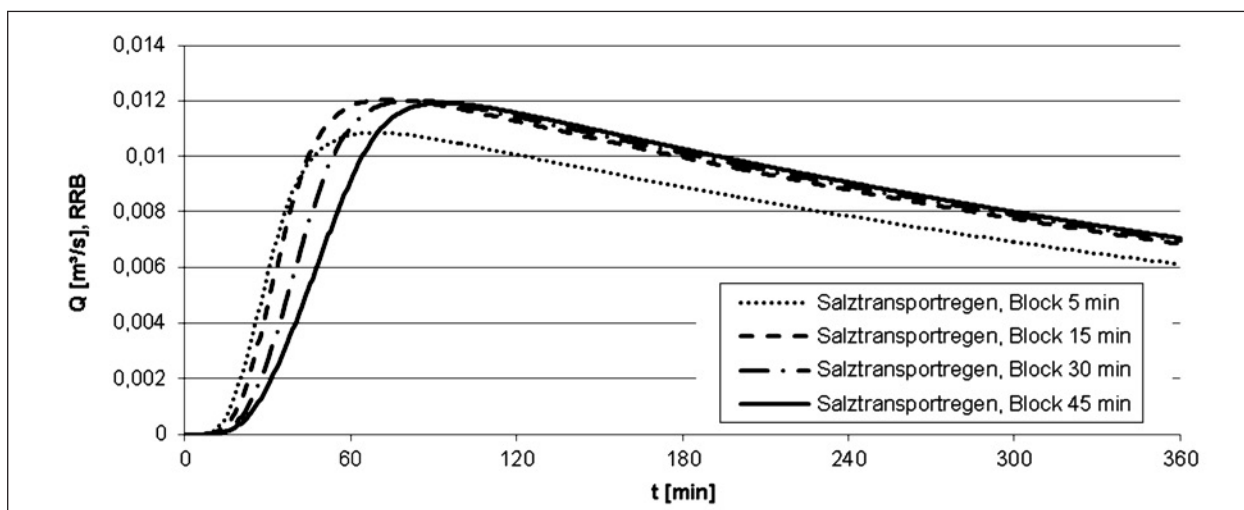


Bild 66: Abfluss aus RRB für unterschiedliche Blockregen gleicher Regenmenge, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

### 6.3.4 Einfluss der Anfangskonzentration in den dauergestauten Becken

In die Nassbecken wird im Verlauf der Streuperiode Salz eingetragen und dort gespeichert. Dabei wird das RWB als stets voll durchmischtes Becken betrachtet, während im RRB zunächst nur die Dichteschicht Salz speichert. Sofern auch das RRB z. B. durch Wind oder salzfreie Regenereignisse durchmischt wird, ergeben sich für beide Becken mit jedem Transportereignis ansteigende Konzentrationen bzw. bei jedem salzfreien Regen eine Verdünnung. Die Abhängigkeit der Salzfracht ins Gewässer von der Anfangskonzentration (50/1.000/3.000/5.000 mg/l) in den Nassbecken ist in Bild 67 und Bild 68 für zwei der Grundscenarien dargestellt. Der Salzaustrag steigt mit der Anfangskonzentration

deutlich an und zeigt damit die Variabilität der Belastung für den Vorfluter. Die beiden betrachteten Szenarien zeigen hierbei ein ähnliches Systemverhalten

## 6.4 Schwerpunktuntersuchungen

### 6.4.1 Einfluss der Dichteschichtung im RWB

Die Dichteschichtung führt zu einer Zwischenspeicherung von Tausalz in den dauergestauten Becken, indem sich höher konzentrierte Sole zunächst am Beckenboden sammelt und aus dem Becken ausgetragen wird, sobald die Höhe der Dichteschicht die Dauerstauhöhe erreicht. Dies ist eine vereinfachte Annahme, die eine mögliche Durch-

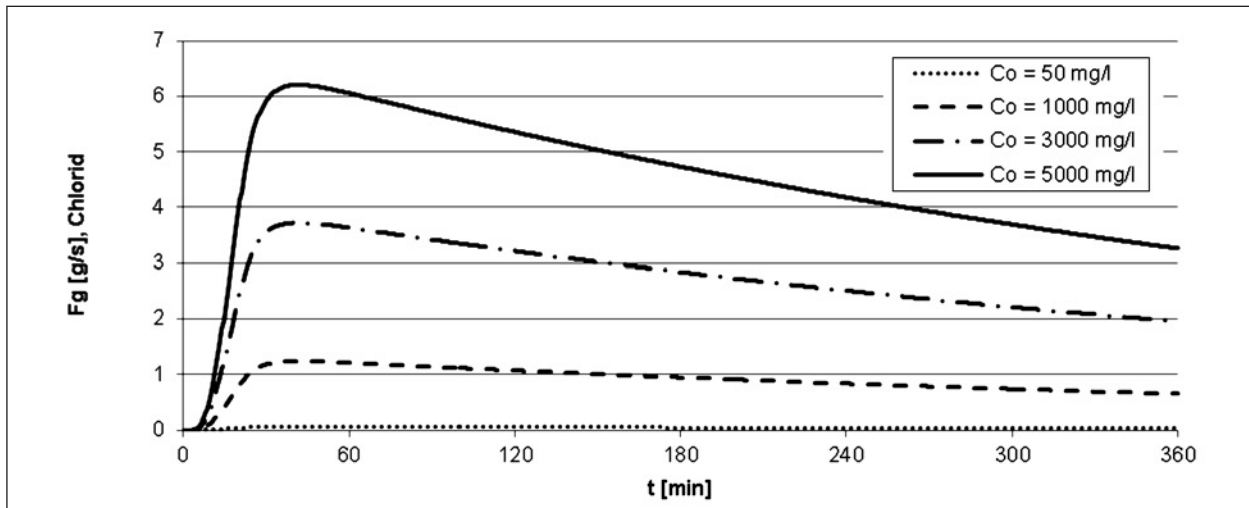


Bild 67: Abfluss aus RRB für unterschiedliche Blockregen gleicher Regenmenge, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

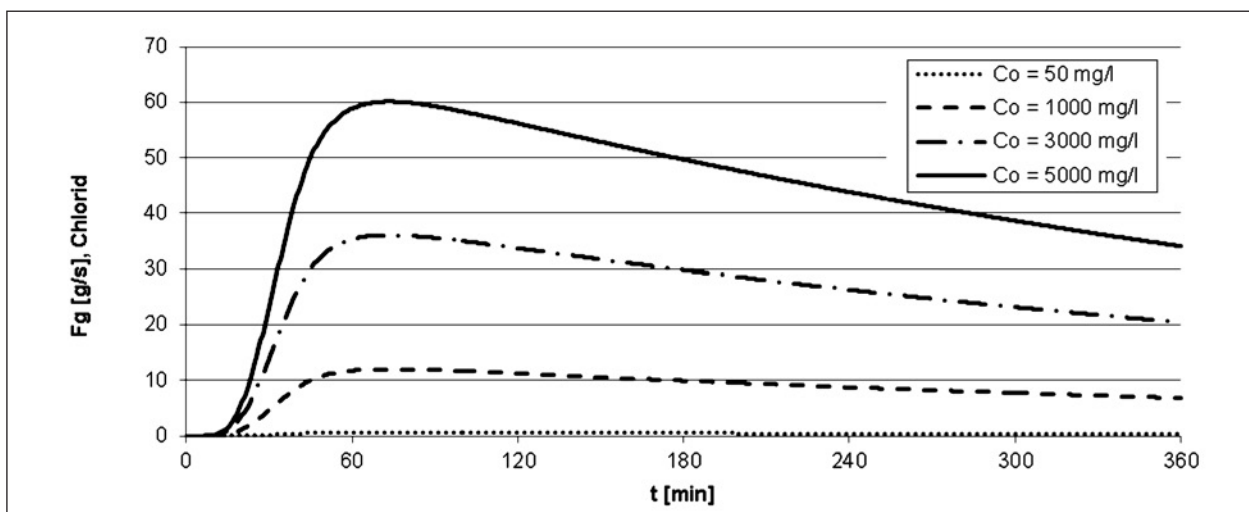


Bild 68: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15 für ansteigende Anfangskonzentrationen im RRB mit Dauerstau, Szenario Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

mischung des Beckeninhalts aufgrund von äußeren Einflüssen vernachlässigt. Die Cl-Konzentration in der Dichteschicht wird durch die Cl-Konzentration im Ablauf der Straße bestimmt, die wiederum von der Tausalz- und Regenmenge des Transportereignisses abhängt und im Rahmen dieser Untersuchung auf einen Maximalwert von 12 g/l Cl limitiert ist. Dichteeffekte können sowohl im RWB als auch im RRB mit Dauerstau auftreten und für beide Becken im Modell berücksichtigt werden.

Die Gegenüberstellung der Cl-Konzentrationsentwicklung im Überstand des RWB mit und ohne Dichteeinfluss für eine Regenserie aus neun STR15 (Bild 69) veranschaulicht die Wirkung einer Dichteschichtung. Während ohne Dichteeinfluss die Cl-Konzentration mit jedem Ereignis ansteigt und sich asymptotisch der Cl-Zulaufkonzentration von 12 g/l annähert, wird das eingetragene Chlorid mit Dichteschichtung zunächst vollständig im Becken gespeichert. Dabei nimmt das Volumen der Dichteschicht, die bereits die Cl-Konzentration des Zulaufs von 12 g/l besitzt, entsprechend der zufließenden Regenmenge zu und hat beim vierten STR15 den Überstand vollständig verdrängt. Danach entspricht die Auslaufkonzentration der Cl-Konzentration der Dichteschicht, wobei die geringen Schwankungen jeweils zu Beginn der weiteren Transportereignisse numerisch bedingt sind.

Da die Dichteschicht das RWB bereits nach wenigen Transportereignissen ausfüllt, wird für die Betrachtung von technischen Entwässerungssystemen mit RRB die Cl-Anfangskonzentration im RWB mit 12 g/l angesetzt.

#### 6.4.2 Einfluss des RRB ohne Dauerstau

Die Zwischenspeicherung und Abflussdrosselung in einem dem RWB nachgeschalteten RRB bewirkt eine Reduzierung der Scheitelabflüsse aus dem RRB auf weniger als 1/10 der Abflüsse aus dem RWB. Eine Verdünnung findet dabei nicht statt, sodass die Frachtganglinien den gleichen Verlauf zeigen, sofern sich die Cl-Konzentration im RWB nicht ändert. Die Reduktion der Belastungsspitzen geht einher mit einer erheblichen Verlängerung der Belastungsdauer. Für dieses Szenario beträgt der zeitliche Abstand der Transportereignisse 800 min und in diesem Zeitintervall hat sich das RRB nicht wieder vollständig geleert, sodass sich die Szenarien überlagern.

#### 6.4.3 Einfluss der Dichteschichtung im RRB mit Dauerstau

Wie beim RWB kann auch im RRB mit Dauerstau eine Dichteschichtung auftreten, die zu einem verzögerten Chloridaustrag führt. Analog zu Bild 69 zeigt Bild 71 die Cl-Konzentrationsentwicklung im Auslauf des RRB für eine Serie aus neun STR15 als Vergleich mit und ohne Dichteeinfluss. Zusätzlich ist die Entwicklung der Dichteschicht dargestellt, deren Volumen mit jedem Transportereignis anwächst. In diesem Szenario findet auch nach neun Ereignissen noch kein Austrag ins Gewässer statt, anhand der Volumenentwicklung kann jedoch hochgerechnet werden, dass nach ca. 24 Ereignissen die Dichteschicht den Überstand vollständig verdrängt haben würde.

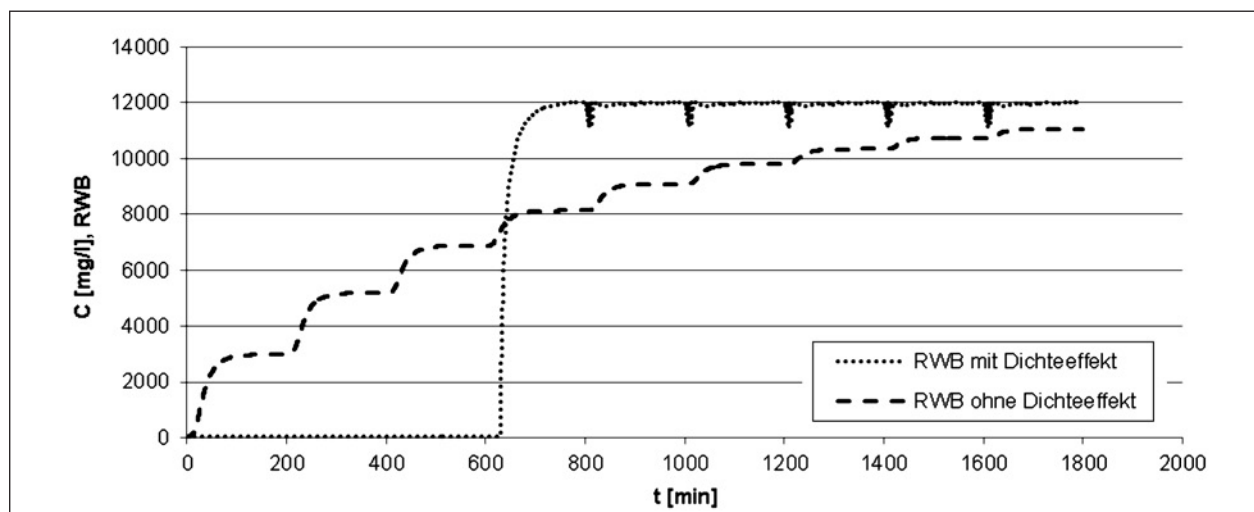


Bild 69: Einfluss der Dichteschichtung auf die Cl-Konzentrationsentwicklung im Ablauf des RWB für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

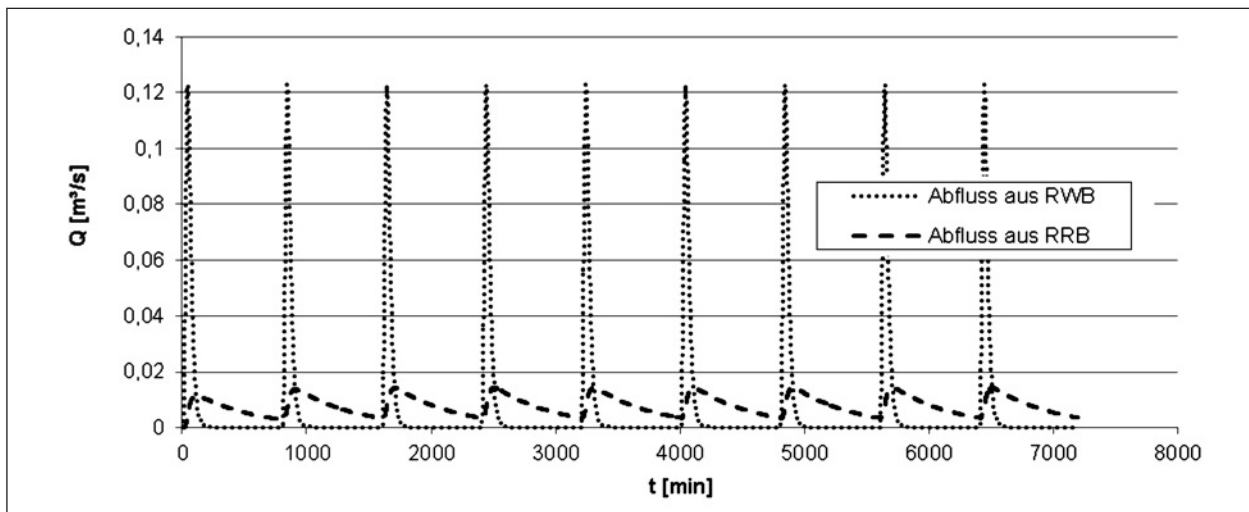


Bild 70: Wirkung des RRB auf den Abfluss für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

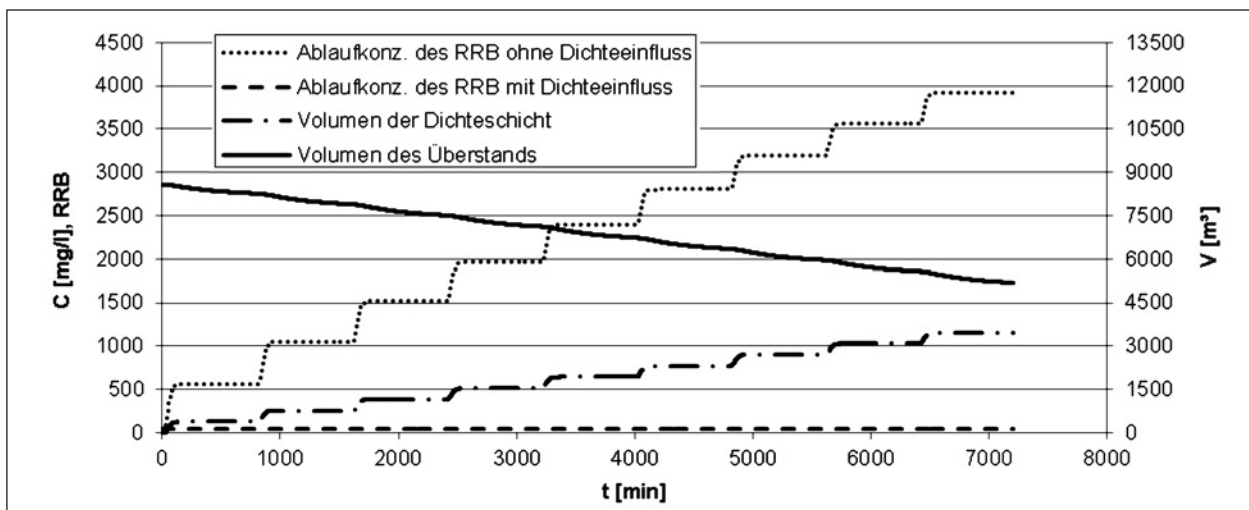


Bild 71: Einfluss der Dichteschichtung auf die Cl-Konzentrationsentwicklung im Ablauf des RRB für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

Die Entwicklung der Chloridfracht ins Gewässer ohne Berücksichtigung der Dichte korrespondiert mit der Cl-Konzentrationsentwicklung, die langsam gegen den Grenzwert von 12 g/l strebt, nach neun Ereignissen jedoch erst einen Wert von knapp 4 g/l erreicht hat. Bei einem linearen Cl-Konzentrationsanstieg würde sich demnach frühestens ab dem 27. Transportereignis die maximale Gewässerbelastung einstellen, wobei in beiden Fällen (mit und ohne Dauerstau im RRB) noch vier Ereignisse für den Aufbau der Dichteschicht im RWB hinzuzurechnen wären.

Unter der Annahme, dass alle Dauerstauvolumina des Systems im Zuge einer Streuperiode die theoretisch maximale Chloridkonzentration erreichen,

kann die nachlaufende Gewässerbelastung nach Ende der Streuperiode für RRB mit und ohne Dauerstau verglichen werden, wobei wiederum eine Serie von STR15, jedoch ohne weiteren Salzeintrag, betrachtet wird. In Bild 72 werden die Frachtganglinien nach Ende der Streuperiode für drei Entwässerungssysteme dargestellt. Ohne RRB wird das im RWB gespeicherte Chlorid in Form von kurzen hohen Frachtpeaks ausgetragen. Diese Peaks werden bei nachgeschaltetem RRB ohne Dauerstau deutlich gedämpft und in beiden Fällen ist das System nach neun Transportereignissen weitgehend chloridfrei, wie die Darstellung der zugehörigen Cl-Konzentrationen im Systemauslauf zeigt. Das große Speichervermögen eines RRB mit Dauerstau hingegen bedingt, dass ein Durchspülen des Sys-



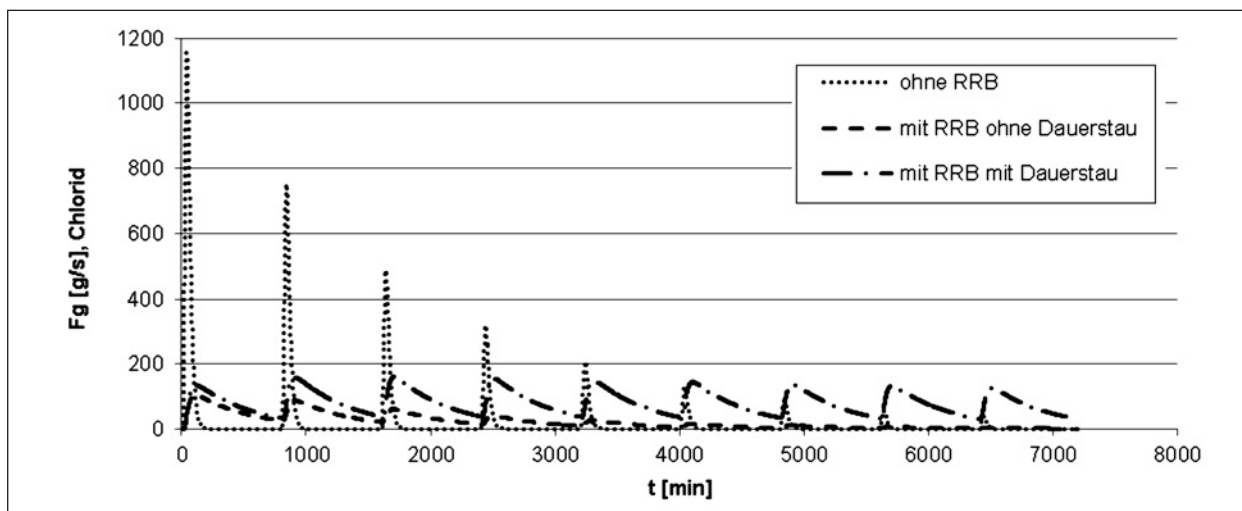


Bild 72: Chloridaustrag nach Ende der Streuperiode für unterschiedliche techn. Entwässerungssysteme für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

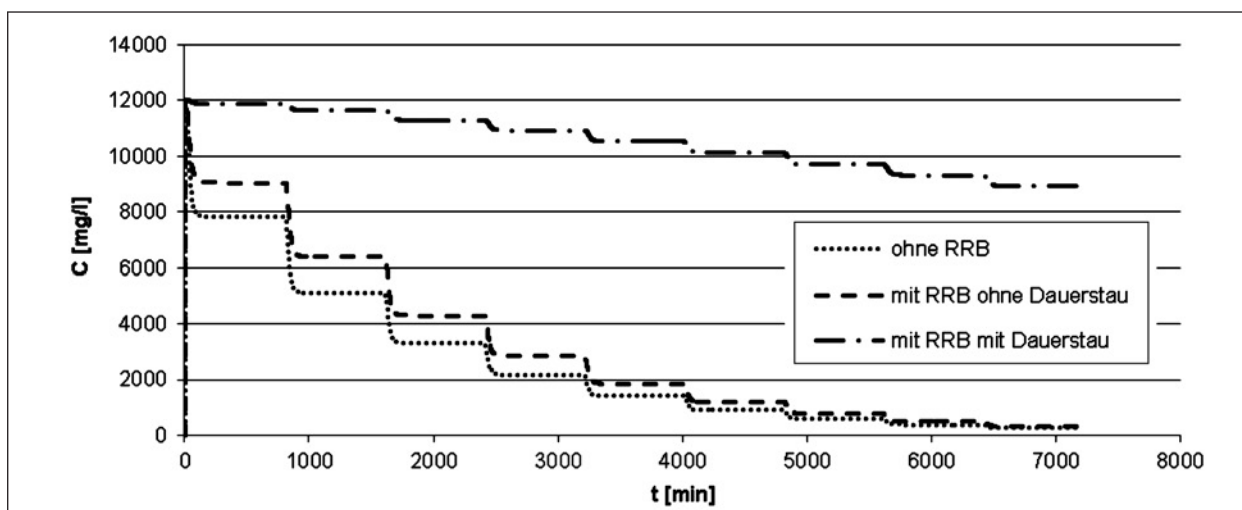


Bild 73: Cl-Konzentration im Systemauslauf für unterschiedliche techn. Entwässerungssysteme für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

tems sehr viel länger dauert. Nach neun Transportereignissen ist noch kein signifikanter Rückgang der Gewässerbelastung zu verzeichnen und die Cl-Konzentration im Auslauf des RRB (Bild 72) ist von 12 g/l nur auf etwa 9 g/l gesunken.

#### 6.4.4 Einfluss der Drosselung des RRB

##### Drosselabfluss

Der Drosselabfluss wird im Rahmen der Bauwerksplanung mit den Genehmigungsbehörden abgestimmt bzw. vorgegeben. Je nach Aufnahmekapazität des Vorfluters können sehr unterschiedliche Drosselabflüsse bezogen auf die Größe der entwässerten Flächen maßgebend sein. Dies wirkt

sich auf das Volumen des RRB aus und damit auch auf die Chloridspeicherung im Dauerstau bzw. auf die Fracht ins Gewässer.

##### Drosseltyp

Im Modell ist als Standard die idealisierte Kennlinie einer Wirbeldrossel implementiert. Alternativ können auch einfache Rohrdrosseln oder gesteuerte Drosseln zum Einsatz kommen, die aufgrund ihrer Eigenschaften zu anderen Belastungen des Vorfluters führen. In Bild 74 sind die vereinfachten Kennlinien der unterschiedlichen Drosseln dargestellt.

Die Salzfracht in den Vorfluter für ein Regenereignis, bei dem die Intensität des STR15 für eine Dauer von 90 min angesetzt wurde, damit der maximale

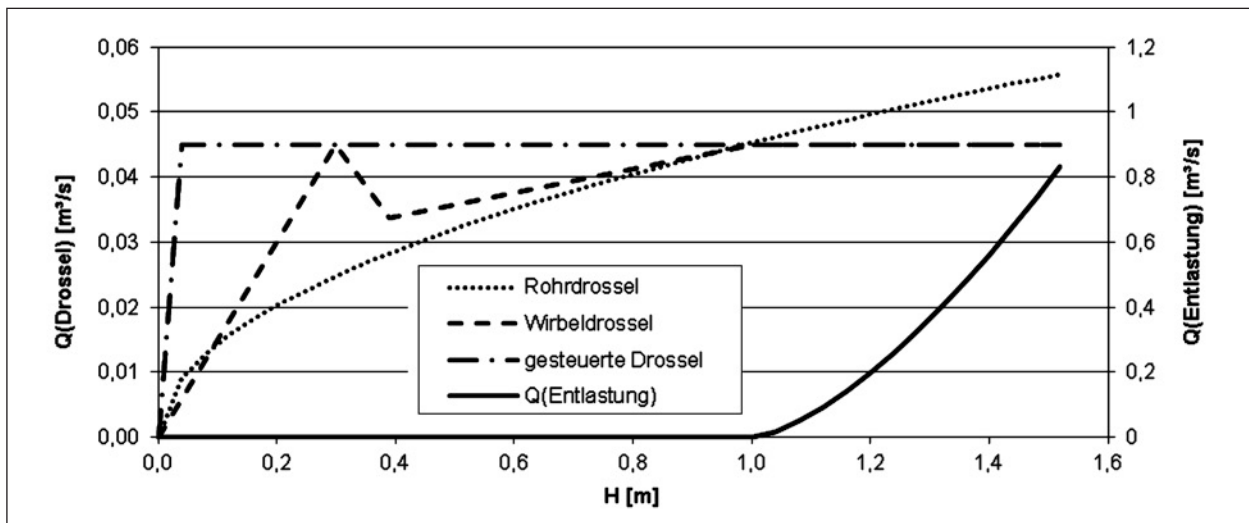


Bild 74: Idealierte Kennlinien unterschiedlicher Drosselorgane für eine Drosselspende von 10 l/s/ha, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

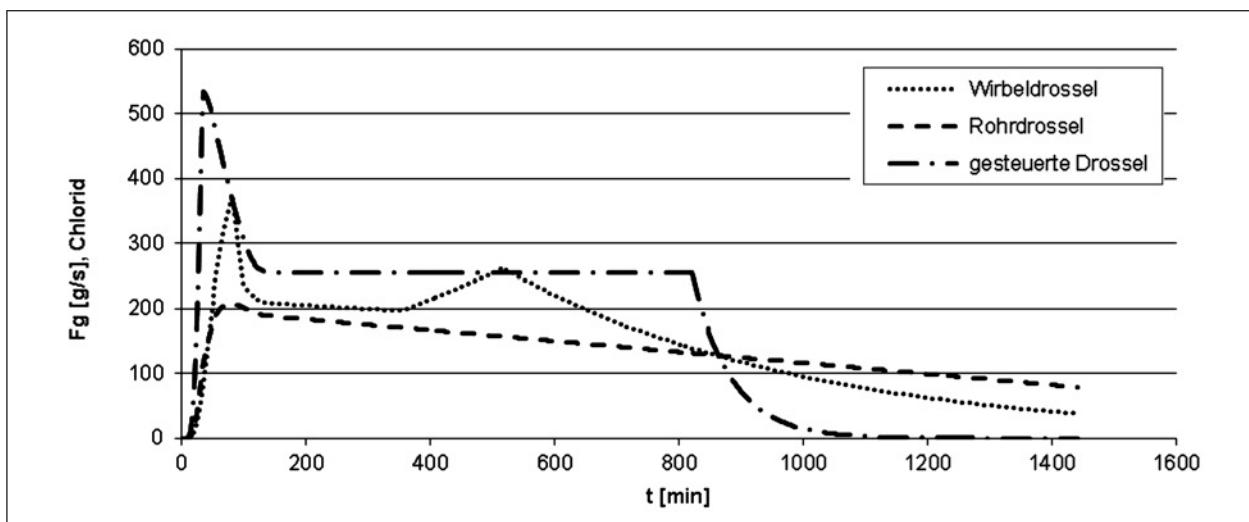


Bild 75: Chloridfracht in den Vorfluter für unterschiedliche Drosselorgane, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

Drosselabfluss erreicht wird, ist in Bild 75 dargestellt. Da die gesteuerte Drossel bereits zu Beginn des Transportereignisses auf den maximalen Drosselabfluss regelt, wird der Cl-Konzentrationspeak, der aus dem RWB eingetragen wird, am wenigsten gedämpft und es kommt zu einer deutlichen Frachtspitze. Mit konstanter Cl-Zuflusskonzentration ergibt sich ein Bereich mit konstanter Fracht, bis das Becken soweit entleert ist, dass der Abfluss unter den Drosselabfluss sinkt. Die Ganglinie für die Wirbeldrossel zeigt die charakteristischen Spitzen, die sich aus dem Anspringen der Drosselströmung ergeben. Die Frachtganglinie liegt zunächst unter der Ganglinie für die gesteuerte Drossel, besitzt jedoch einen langen Nachlauf, bis das Becken vollständig entleert ist. Die Ganglinie für die Rohrdrossel dämpft

die Frachtspitzen am stärksten, zeigt aber auch den längsten Nachlauf.

Für die Belastung des Gewässers kann daraus geschlossen werden, dass die Wahl der Drossel sich sowohl auf die Frachtmaxima als auch auf die Dauer der Belastung auswirkt. Wie auch in Bezug auf den zulässigen Drosselabfluss geht die Reduzierung der Frachtspitzen mit einer Verlängerung der Belastungsdauer einher.

### Beckengeometrie

Während die Dauerstautiefe in RRB mit  $H_{ds} \geq 2$  m in den Regelwerken festgelegt ist, gibt es für das Verhältnis von Grundfläche zu Tiefe des Speichervolu-

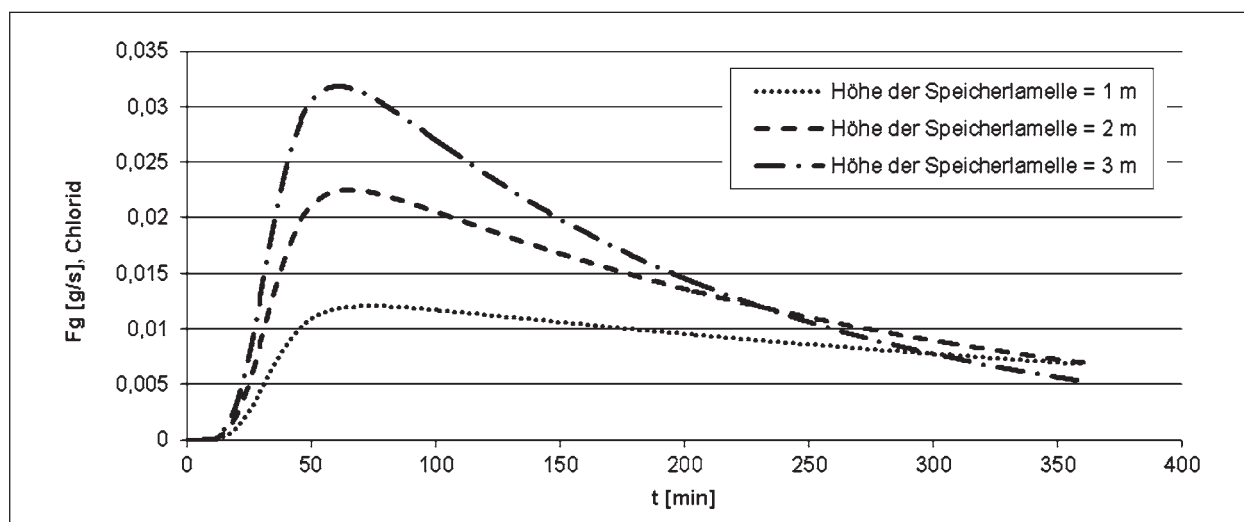


Bild 76: Chloridfracht in den Vorfluter für unterschiedliche Beckengeometrien, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

mens keine Vorgabe. Die in den Grundszenarien angesetzte Höhe der Speicherlamelle von 1 m wird daher für ein Szenario auf 2 m und 3 m erhöht und gleichzeitig die Grundfläche des Beckens entsprechend reduziert, sodass das Beckenvolumen erhalten bleibt. Bei ansonsten gleichen Modelleingangsgrößen vergrößert sich die Cl-Fracht erheblich, wenn die Grundfläche des Beckens abnimmt (Bild 76). Die Unterschiede resultieren aus der veränderten Überstauhöhe der Wirbeldrossel, deren Abgabe mit dem Wasserstand im Becken zunächst linear ansteigt. Je kleiner die Grundfläche des Beckens ist, desto stärker steigt der Wasserstand an und desto größer ist die Abgabe des Drosselorgans. Für den Rückhalt von Chlorid im Becken ist daher ein großes flaches Becken günstiger als ein kleineres und dafür tiefes Becken, sofern eine Drossel verwendet wird, deren Abgabe nur vom Beckenwasserstand abhängt.

## 6.5 Konzentrationsentwicklung in den Dauerstaubecken

Die Darstellungen in den anderen Kapiteln beruhen auf der Annahme, dass die technische Entwässerung über STR15 mit maximal konzentrierter Sole beaufschlagt wird bzw. dass sich in den Dauerstaubecken die maximale Cl-Konzentration eingestellt hat. Dies kennzeichnet extreme Verhältnisse, da nicht jedes Niederschlagsereignis Chlorid transportiert und auch die Maximalkonzentration nicht immer erreicht wird bzw. bereits eine Verdünnung während des Transportereignisses erfolgt. Zur Ermittlung eines mittleren Transportereignisses wer-

den die durchschnittlichen Tausalzmengen auf die Niederschlagsmengen im Winterhalbjahr für die betrachteten Orte bezogen. In Tabelle 34 sind die Eingangsgrößen der Berechnung zusammengestellt. Zunächst wird davon ausgegangen, dass bei jedem Regenereignis auch eine anteilige Menge Chlorid transportiert wird. Dies ergibt eine mittlere Cl-Konzentrationen im Straßenablauf und somit auch die mittleren Cl-Konzentrationen in den Nassbecken im langjährigen Vergleich. Da jedoch nur an einem Teil der Niederschlagstage auch Streusalz eingesetzt wird, werden auch Cl-Konzentrationsverläufe betrachtet, bei denen nur an der Hälfte bzw. einem Drittel der Regentage gestreut wird, dann jedoch mit entsprechend größeren Salzmengen, um über die gesamte Streuperiode die mittlere Salzmenge zu erreichen. Zudem wird angenommen, dass diese Transportereignisse ohne salzfreie Regentage hintereinander ablaufen. Dabei bleibt die Regenmenge gleich.

Der Cl-Konzentrationsverlauf im RWB für diese Szenarien ist in Bild 77 dargestellt. Die Transportereignisse werden im Modell mit einem zeitlichen Abstand von 800 min aneinander gehängt und somit die mittlere Regen- und Chloridmenge von neun Regentagen auf einen Modellzeitraum von fünf Tagen komprimiert.

Erwartungsgemäß strebt die Cl-Konzentration für den STR15 auf die angenommene Maximalkonzentration von 12 g/l Cl. Für die anderen Szenarien werden weit geringere Werte erreicht, die sich nach neun gleichartigen Transportereignissen nur noch wenig ändern. Die mittleren Regenmengen liefern ein größeres Volumen, als für die Lösung des Sal-

	Süddeutschland			Norddeutschland			Einheit
Mittlerer Niederschlag Nov-Apr	355			272			mm
Mittlere Anzahl der Tage mit Niederschlag	83			63			d
Mittlerer Niederschlag je Tag	4,28			4,32			mm/d
Mittlerer Niederschlag als 15-min-Blockregen	47,6			47,9			l/s/ha
Mittlere Tausalzmenge	1.700			1.000			g/m <sup>2</sup>
Maximale NaCl-Konzentration der Sole	20			20			g/l
Annahme: Regentage/Streutage	1	2	3	1	2	3	d/d
Mittlere Streumenge (NaCl)	20,5	41,0	61,5	15,9	31,7	47,6	g/m <sup>2</sup> /d

Tab. 34: Ermittlung der mittleren Niederschlags- und Streusalzmenge für die Modelle Nord- und Süddeutschland

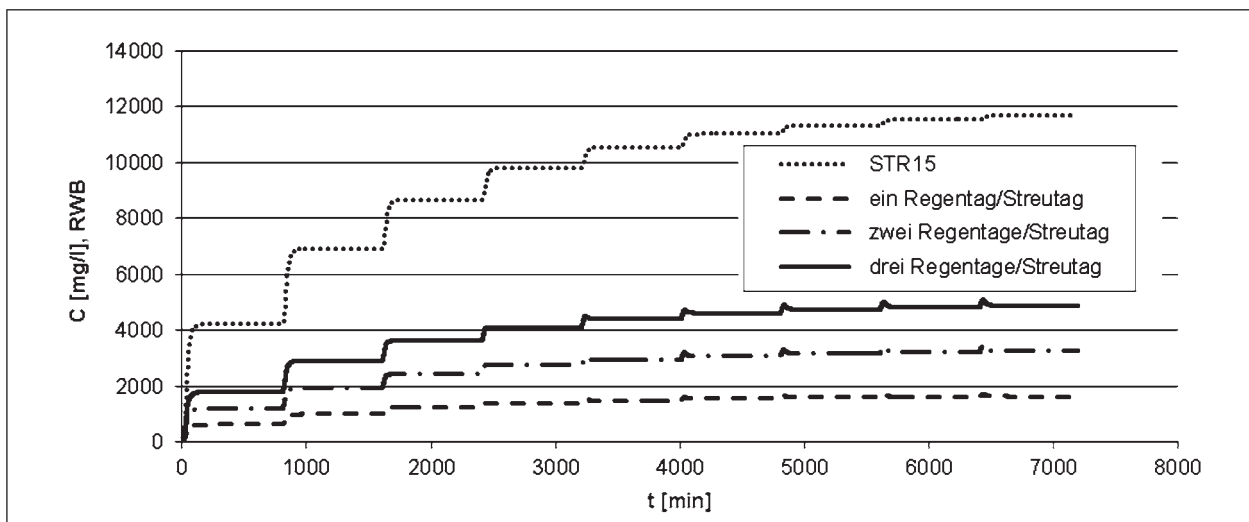


Bild 77: Cl-Konzentration im RWB für Regenserien mit neun Transportereignissen, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

zes erforderlich ist, sodass sich insgesamt durch Verdünnung geringere Cl-Konzentrationen einstellen. Am Ende der Streuperiode würden sich die Cl-Konzentrationen der Szenarien MR2 und MR3 der Cl-Konzentration von MR1 annähern, da entsprechend mehr salzfreie Regenereignisse zu einer entsprechenden Verdünnung führen.

Aus der Bilanzierung über die Streuperioden kann der Grenzwert, dem die Cl-Konzentration im RWB zustrebt, berechnet werden, indem die mittlere Streusalzmenge durch die Regenmenge im Winterhalbjahr geteilt wird. In Bild 78 werden die berechneten Werte auf die Maximalkonzentrationen aus den betrachteten Regenserien nach neun Ereignissen bezogen. Die sehr deutliche Korrelation bestätigt den Berechnungsansatz und zeigt, dass neun Ereignisse ausreichen, um eine den Randbedingungen entsprechende Endkonzentration im RWB zu erreichen. Unter realen Bedingungen ist die Abfolge von Transportereignissen mit variabler Streu-

menge und salzfreien Regentagen wesentlich heterogener, sodass die dargestellten Konzentrationen auch früher oder nach wesentlich mehr Transportereignissen erreicht werden können. Für das betrachtete System Norddeutschland werden dabei insgesamt niedrige Konzentrationen erreicht.

Die Cl-Konzentrationen in der Dichteschicht des RRB steigen deutlich langsamer an und haben nach neun Ereignissen noch keinen stationären Zustand erreicht (vgl. Kapitel 6.4.3). In den betrachteten Regenserien hat die Dichteschicht zudem das Dauerstauvolumen noch nicht vollständig verdrängt, sodass noch kein signifikanter Chloridaustrag ins Gewässer erfolgt. Die Cl-Konzentration in der Dichteschicht des RRB kann im Zuge einer Streuperiode maximal die Endkonzentration im RWB, aus dem sie gespeist wird, erreichen und liegt damit in den meisten Fällen deutlich unter der Maximalkonzentration.

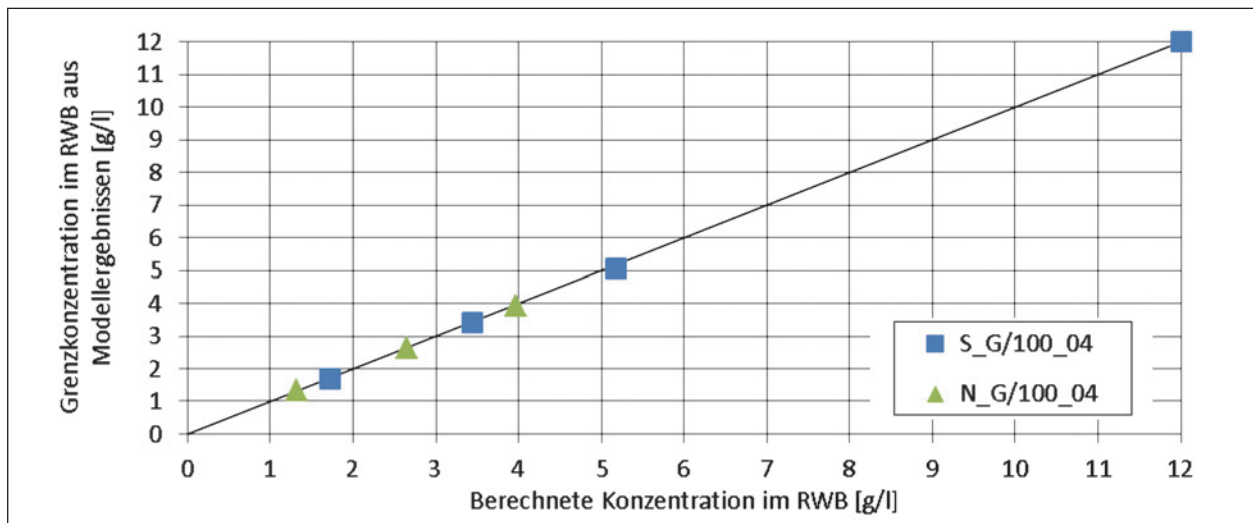


Bild 78: Korrelation zwischen theoretischen CI-Maximalkonzentration im RWB und aus den Modellergebnissen abgeleiteten Werten

## 6.6 Tausalzbelastung des Vorfluters

Die Bewertung der Ergebnisse in Bezug auf eine relevante Belastung des Vorfluters erfordert die Betrachtung der sich im Gewässer einstellenden CI-Konzentrationen und den Abgleich mit einer zuvor festgelegten Grenzkonzentration  $C_{grenz}$ . Dieser Abgleich wird für eine 21x21-Matrix zur Beschreibung des Vorfluters nachgeschaltet, wie beispielhaft in Bild 79 dargestellt ist. Jedes Matrixfeld beschreibt eine Kombination aus einer Hintergrundkonzentration  $c_0$  des Gewässers (d. h. die CI-Konzentration im Gewässer vor der Einleitung aus der Straßenentwässerung) und einem Gewässerabfluss, wobei die Intervallgrenzen für die CI-Konzentration mit  $C_0 \in [0; C_{grenz}]$  und für den Abfluss  $Q_{gew} \in [0; 100 \cdot q_{DR}]$  gewählt wurden. Für jedes Feld wird eine Mischungsrechnung mit der Maximalfracht aus der Modellierung des jeweiligen Szenarios durchgeführt. Ergebnis ist die Maximalkonzentration im Gewässer nach der Einleitung und Vermischung, die auf die Grenzkonzentration bezogen wird ( $C_{max}/C_{grenz}$ ).

In ähnlicher Weise ist auch die Berechnung der Überschreitungsdauer der Grenzkonzentration über die Auswertung der Einleitungsganglinien möglich. Hier wird die Mischungsrechnung für jeden Zeitschritt der Berechnung durchgeführt und die Anzahl derjenigen Zeitschritte ermittelt, bei denen der Grenzwert überschritten wird.

Die Grenzwerte werden hier beispielhaft für die CI-Konzentration mit 600 mg/l (kalkreiches Gewässer) und für die Dauer mit > 3 d angesetzt. Da für einzelne Transportereignisse die Grenzdauer nie

überschritten wird, erfolgt die Darstellung für die Regenserie von neun STR15 nach Ende der Streuphase unter der Annahme, dass alle Dauerstauvolumina des Systems eine CI-Konzentration von 12 g/l aufweisen. Die Überschreitungsdauern der Einzelereignisse werden für die Gesamtauswertung aufsummiert. In Bild 79 sind diejenigen Matrixfelder grau hinterlegt, in denen der Grenzwert überschritten wird. Entsprechend der Drosselwirkung des RRB wird der graue Bereich ohne Dauerstau deutlich kleiner und mit Dauerstau wieder etwas größer, da der Austrag aus dem RRB die Fracht in den Vorfluter vergrößert.

In Bild 80 bis Bild 95 sind weitere solcher Matrixauswertungen der Berechnungsergebnisse für verschiedene Szenarien dargestellt. Bei diesen Auswertungen wurde jeweils ein Grenzwert von 200 mg/l angesetzt (Schwellenwert aus der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016)). Bei den Szenarien mit RRB wird nur noch der Fall ohne Dauerstau betrachtet.

Prinzipiell zeigt sich in allen Auswertungen das erwartete Bild: unkritische Ergebnisse liegen jeweils bei hohen Abflüssen im Gewässer ( $Q_0$  auf der Abszisse aufgetragen) und kleinen Vorbelastungen im Gewässer ( $c_0$  auf der Ordinate abgetragen). Allerdings variiert die berechnete Grenzlinie jedoch zum Teil deutlich von Szenario zu Szenario.

Ungünstige Verhältnisse liefert die Kombination: vollständige technische Entwässerung + kleines Einzugsgebiet + ohne RRB (siehe Bild 83 und Bild 90). Günstige Ergebnisse zeigt dagegen die Kombination: teilweise technische Entwässerung + gro-



Co [mg/l]	ohne RRB															Cmax/Cgrenz														
	0,000	0,250	0,500	0,750	1,000	1,250	1,500	1,750	2,000	2,250	2,500	2,750	3,000	3,250	3,500	3,750	4,000	4,250	4,500	4,750	5,000									
600	20	5,85	3,90	3,07	2,61	2,31	2,11	1,96	1,85	1,76	1,69	1,63	1,58	1,53	1,50	1,47	1,44	1,41	1,39	1,37	1,35									
570	20	5,82	3,88	3,02	2,56	2,27	2,06	1,92	1,80	1,71	1,64	1,58	1,53	1,49	1,45	1,42	1,39	1,36	1,34	1,32	1,30									
540	20	5,79	3,82	2,98	2,52	2,22	2,02	1,87	1,75	1,66	1,59	1,53	1,48	1,44	1,40	1,37	1,34	1,31	1,29	1,27	1,25									
510	20	5,75	3,78	2,94	2,47	2,18	1,97	1,82	1,71	1,62	1,54	1,48	1,43	1,39	1,35	1,32	1,29	1,27	1,24	1,22	1,21									
480	20	5,72	3,74	2,89	2,43	2,13	1,93	1,77	1,66	1,57	1,50	1,44	1,38	1,34	1,30	1,27	1,24	1,22	1,19	1,17	1,16									
450	20	5,69	3,70	2,85	2,39	2,08	1,88	1,73	1,61	1,52	1,45	1,39	1,34	1,29	1,26	1,22	1,19	1,17	1,15	1,13	1,11									
420	20	5,65	3,66	2,81	2,34	2,04	1,83	1,68	1,57	1,47	1,40	1,34	1,29	1,24	1,21	1,17	1,15	1,12	1,10	1,08	1,06									
390	20	5,62	3,62	2,76	2,29	1,99	1,79	1,63	1,52	1,43	1,35	1,29	1,24	1,20	1,16	1,13	1,10	1,07	1,05	1,03	1,01									
360	20	5,58	3,58	2,72	2,25	1,95	1,74	1,59	1,47	1,38	1,31	1,24	1,19	1,15	1,11	1,08	1,05	1,02	1,00	0,98	0,96									
330	20	5,55	3,54	2,68	2,20	1,90	1,69	1,54	1,42	1,33	1,26	1,20	1,14	1,10	1,06	1,03	1,00	0,97	0,95	0,93	0,91									
300	20	5,52	3,50	2,64	2,16	1,86	1,65	1,49	1,38	1,28	1,21	1,15	1,10	1,05	1,01	0,98	0,95	0,93	0,90	0,88	0,86									
270	20	5,48	3,46	2,59	2,11	1,81	1,60	1,45	1,33	1,24	1,16	1,10	1,05	1,00	0,97	0,93	0,90	0,88	0,85	0,83	0,81									
240	20	5,45	3,42	2,55	2,07	1,77	1,56	1,40	1,28	1,19	1,11	1,05	1,00	0,96	0,92	0,88	0,85	0,83	0,81	0,78	0,77									
210	20	5,42	3,37	2,51	2,03	1,72	1,51	1,35	1,24	1,14	1,07	1,00	0,95	0,91	0,87	0,84	0,81	0,78	0,76	0,74	0,72									
180	20	5,38	3,33	2,46	1,98	1,67	1,46	1,31	1,19	1,10	1,02	0,96	0,90	0,86	0,82	0,79	0,76	0,73	0,71	0,69	0,67									
150	20	5,35	3,29	2,42	1,94	1,63	1,42	1,26	1,14	1,05	0,97	0,91	0,86	0,81	0,77	0,74	0,71	0,68	0,66	0,64	0,62									
120	20	5,31	3,25	2,38	1,89	1,58	1,37	1,21	1,09	1,00	0,92	0,86	0,81	0,76	0,72	0,69	0,66	0,63	0,61	0,59	0,57									
90	20	5,28	3,21	2,33	1,85	1,54	1,32	1,17	1,05	0,95	0,88	0,81	0,76	0,71	0,67	0,64	0,61	0,58	0,56	0,54	0,52									
60	20	5,25	3,17	2,29	1,80	1,49	1,28	1,12	1,00	0,91	0,83	0,77	0,71	0,67	0,63	0,59	0,56	0,54	0,51	0,49	0,47									
30	20	5,21	3,13	2,25	1,76	1,45	1,23	1,07	0,95	0,86	0,78	0,72	0,66	0,62	0,58	0,54	0,51	0,49	0,46	0,44	0,42									
0	20	5,18	3,09	2,21	1,71	1,40	1,19	1,03	0,91	0,81	0,73	0,67	0,62	0,57	0,53	0,50	0,47	0,44	0,42	0,39	0,38									

Co [mg/l]	mit RRB ohne Dauerstau															Cmax/Cgrenz														
	0,000	0,250	0,500	0,750	1,000	1,250	1,500	1,750	2,000	2,250	2,500	2,750	3,000	3,250	3,500	3,750	4,000	4,250	4,500	4,750	5,000									
600	20	1,62	1,32	1,21	1,16	1,13	1,11	1,09	1,08	1,07	1,06	1,06	1,05	1,05	1,04	1,04	1,04	1,04	1,04	1,03	1,03									
570	20	1,57	1,27	1,16	1,11	1,08	1,06	1,04	1,03	1,02	1,02	1,01	1,01	1,00	1,00	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,98									
540	20	1,53	1,22	1,12	1,06	1,03	1,01	0,99	0,98	0,97	0,97	0,96	0,95	0,95	0,94	0,94	0,94	0,94	0,93	0,93	0,93									
510	20	1,48	1,17	1,07	1,01	0,98	0,96	0,94	0,93	0,92	0,92	0,91	0,90	0,90	0,89	0,89	0,89	0,89	0,88	0,88	0,88									
480	20	1,43	1,12	1,02	0,96	0,93	0,91	0,89	0,88	0,87	0,87	0,86	0,85	0,85	0,84	0,84	0,84	0,84	0,83	0,83	0,83									
450	20	1,38	1,07	0,97	0,91	0,88	0,86	0,84	0,83	0,82	0,82	0,81	0,80	0,80	0,79	0,79	0,79	0,79	0,78	0,78	0,78									
420	20	1,34	1,02	0,92	0,86	0,83	0,81	0,79	0,78	0,77	0,77	0,76	0,76	0,75	0,75	0,74	0,74	0,74	0,73	0,73	0,73									
390	20	1,29	0,98	0,87	0,81	0,78	0,76	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,71	0,70	0,69	0,69	0,69	0,69	0,68	0,68	0,68									
360	20	1,24	0,93	0,82	0,77	0,73	0,71	0,70	0,68	0,67	0,67	0,66	0,66	0,65	0,64	0,64	0,64	0,64	0,63	0,63	0,63									
330	20	1,19	0,88	0,77	0,72	0,68	0,66	0,65	0,63	0,62	0,62	0,61	0,61	0,60	0,59	0,59	0,59	0,59	0,58	0,58	0,58									
300	20	1,14	0,83	0,72	0,67	0,63	0,61	0,60	0,58	0,57	0,57	0,56	0,56	0,55	0,54	0,54	0,54	0,54	0,53	0,53	0,53									
270	20	1,10	0,78	0,67	0,62	0,58	0,56	0,55	0,53	0,52	0,52	0,51	0,51	0,50	0,49	0,49	0,49	0,49	0,48	0,48	0,48									
240	20	1,05	0,73	0,62	0,57	0,53	0,51	0,50	0,48	0,47	0,46	0,46	0,45	0,45	0,44	0,44	0,44	0,44	0,43	0,43	0,43									
210	20	1,00	0,68	0,57	0,52	0,48	0,46	0,45	0,43	0,43	0,42	0,41	0,41	0,40	0,40	0,39	0,39	0,39	0,38	0,38	0,38									
180	20	0,95	0,63	0,52	0,47	0,44	0,41	0,40	0,38	0,38	0,37	0,36	0,36	0,35	0,35	0,34	0,34	0,34	0,33	0,33	0,33									
150	20	0,91	0,59	0,48	0,42	0,39	0,36	0,35	0,34	0,33	0,32	0,31	0,31	0,30	0,30	0,29	0,29	0,29	0,28	0,28	0,28									
120	20	0,86	0,54	0,43	0,37	0,34	0,31	0,30	0,29	0,28	0,27	0,26	0,26	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,23	0,23	0,23									
90	20	0,81	0,49	0,38	0,32	0,29	0,26	0,25	0,24	0,23	0,22	0,21	0,21	0,20	0,20	0,19	0,19	0,19	0,18	0,18	0,18									
60	20	0,76	0,44	0,33	0,27	0,24	0,21	0,20	0,19	0,18	0,17	0,16	0,16	0,15	0,15	0,14	0,14	0,14	0,13	0,13	0,13									
30	20	0,71	0,39	0,28	0,22	0,19	0,16	0,15	0,14	0,13	0,12	0,11	0,11	0,10	0,10	0,09	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08									
0	20	0,67	0,34	0,23	0,17	0,14	0,12	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06	0,06	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03									

Co [mg/l]	mit RRB mit Dauerstau															Cmax/Cgrenz														
	0,000	0,250	0,500	0,750	1,000	1,250	1,500	1,750	2,000	2,250	2,500	2,750	3,000	3,250	3,500	3,750	4,000	4,250	4,500	4,750	5,000									
600	20	1,96	1,49	1,33	1,25	1,20	1,17	1,14	1,13	1,11	1,10	1,09	1,08	1,08	1,07	1,07	1,06	1,06	1,06	1,05	1,05									
570	20	1,91	1,44	1,28	1,20	1,15	1,12	1,09	1,08	1,06	1,05	1,04	1,03	1,03	1,02	1,02	1,01	1,01	1,01	1,00	1,00									
540	20	1,86	1,39	1,23	1,15	1,10	1,07	1,04	1,03	1,01	1,00	0,99	0,98	0,98	0,97	0,97	0,96	0,96	0,96	0,95	0,95									
510	20	1,82	1,35	1,18	1,10	1,05	1,02	0,99	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93	0,93	0,92	0,92	0,91	0,91	0,91	0,90	0,90									
480	20	1,77	1,30	1,13	1,05	1,00	0,97	0,94	0,93	0,91	0,90	0,89	0,88	0,88	0,87	0,87	0,86	0,86	0,86	0,85	0,85									
450	20	1,72	1,25	1,09	1,00	0,95	0,92	0,90	0,88	0,86	0,85	0,84	0,84	0,83	0,82	0,82	0,81	0,81	0,81	0,80	0,80									
420	20	1,67	1,20	1,04	0,95	0,90	0,87	0,85	0,83	0,81	0,80	0,79	0,79	0,78	0,77	0,77	0,76	0,76	0,75	0,75	0,75									
390	20	1,63	1,15	0,99	0,90	0,85	0,82	0,80	0,78	0,76	0,75	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72	0,71	0,71	0,71	0,70	0,70									
360	20	1,58	1,10	0,94	0,85	0,80	0,77	0,75	0,73	0,71	0,70	0,69	0,69	0,68	0,67	0,67	0,66	0,66	0,66	0,65	0,65									
330	20	1,53	1,05	0,89	0,81	0,75	0,72	0,70	0,68	0,66	0,65	0,64	0,64	0,63	0,62	0,62	0,61	0,61	0,61	0,60	0,60									
300	20	1,48	1,01	0,84	0,76	0,71	0,67	0,65	0,63	0,61	0,60	0,59	0,59	0,58	0,57	0,57	0,56	0,56	0,56	0,55	0,55									
270	20	1,44	0,96	0,79	0,71	0,66	0,62	0,60	0,58	0,57	0,55	0,54	0,54	0,53	0,52	0,52	0,51	0,51	0,51	0,50	0,50									
240	20	1,39	0,91	0,74	0,66	0,61	0,57	0,55	0,53	0,52	0,50	0,49	0,49	0,48	0,47	0,47	0,47	0,46	0,46	0,45	0,45									
210	20	1,34	0,86	0,69	0,61	0,56	0,52	0,50	0,48	0,47	0,45	0,44	0,44	0,43	0,42	0,42	0,42	0,41	0,41	0,40	0,40									
180	20	1,29	0,81	0,64	0,56	0,51	0,47	0,45	0,43	0,42	0,40	0,40	0,39	0,38	0,37	0,37	0,36	0,36	0,36	0,35	0,35									
150	20	1,25	0,76	0,59	0,51																									







Co [mg/l]	ohne RRB																			Cmax/Cgrenz																		
600	7,13	2,93	2,22	1,89	1,70	1,58	1,49	1,43	1,38	1,34	1,31	1,28	1,26	1,24	1,23	1,21	1,20	1,19	1,18	1,17	1,16																	
570	7,13	2,90	2,18	1,85	1,66	1,54	1,45	1,38	1,33	1,30	1,28	1,24	1,21	1,19	1,18	1,16	1,15	1,14	1,13	1,12	1,11																	
540	7,13	2,87	2,14	1,81	1,62	1,49	1,40	1,34	1,29	1,25	1,22	1,19	1,17	1,15	1,13	1,12	1,10	1,09	1,08	1,07	1,06																	
510	7,13	2,84	2,11	1,77	1,57	1,45	1,36	1,29	1,24	1,20	1,17	1,14	1,12	1,10	1,08	1,07	1,06	1,04	1,03	1,02	1,02																	
480	7,13	2,81	2,07	1,73	1,53	1,41	1,32	1,25	1,20	1,16	1,12	1,10	1,07	1,05	1,04	1,02	1,01	1,00	0,99	0,98	0,97																	
450	7,13	2,78	2,03	1,69	1,49	1,36	1,27	1,20	1,15	1,11	1,08	1,05	1,03	1,01	0,99	0,97	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92																	
420	7,13	2,75	2,00	1,66	1,45	1,32	1,23	1,16	1,11	1,06	1,03	1,00	0,98	0,96	0,94	0,93	0,91	0,90	0,89	0,88	0,87																	
390	7,13	2,72	1,96	1,61	1,41	1,27	1,18	1,11	1,06	1,02	0,98	0,96	0,93	0,91	0,89	0,88	0,86	0,85	0,84	0,83	0,82																	
360	7,13	2,69	1,92	1,57	1,36	1,23	1,14	1,07	1,01	0,97	0,94	0,91	0,88	0,86	0,85	0,83	0,82	0,80	0,79	0,78	0,77																	
330	7,13	2,66	1,89	1,53	1,32	1,19	1,09	1,02	0,97	0,93	0,89	0,86	0,84	0,82	0,80	0,78	0,77	0,76	0,75	0,74	0,73																	
300	7,13	2,63	1,85	1,49	1,28	1,14	1,05	0,98	0,92	0,88	0,84	0,82	0,79	0,77	0,75	0,74	0,72	0,71	0,70	0,69	0,68																	
270	7,13	2,60	1,81	1,45	1,24	1,10	1,00	0,93	0,88	0,83	0,80	0,77	0,74	0,72	0,70	0,69	0,67	0,66	0,65	0,64	0,63																	
240	7,13	2,58	1,78	1,41	1,20	1,06	0,96	0,89	0,83	0,79	0,75	0,72	0,70	0,67	0,66	0,64	0,63	0,61	0,60	0,59	0,58																	
210	7,13	2,55	1,74	1,37	1,15	1,01	0,92	0,84	0,79	0,74	0,71	0,67	0,65	0,63	0,61	0,59	0,58	0,57	0,55	0,54	0,53																	
180	7,13	2,52	1,70	1,33	1,11	0,97	0,87	0,80	0,74	0,70	0,66	0,63	0,60	0,58	0,56	0,54	0,53	0,52	0,51	0,50	0,49																	
150	7,13	2,49	1,67	1,29	1,07	0,93	0,83	0,75	0,69	0,65	0,61	0,58	0,56	0,53	0,51	0,50	0,48	0,47	0,46	0,45	0,44																	
120	7,13	2,46	1,63	1,25	1,03	0,88	0,78	0,71	0,65	0,60	0,57	0,53	0,51	0,49	0,47	0,45	0,43	0,42	0,41	0,40	0,39																	
90	7,13	2,43	1,59	1,21	0,98	0,84	0,74	0,66	0,60	0,56	0,52	0,49	0,46	0,44	0,42	0,40	0,39	0,37	0,36	0,35	0,34																	
60	7,13	2,40	1,56	1,17	0,94	0,80	0,69	0,62	0,56	0,51	0,47	0,44	0,41	0,39	0,37	0,35	0,34	0,33	0,31	0,30	0,29																	
30	7,13	2,37	1,52	1,13	0,90	0,75	0,65	0,57	0,51	0,46	0,43	0,39	0,37	0,34	0,32	0,31	0,29	0,28	0,27	0,25	0,24																	
0	7,13	2,34	1,48	1,09	0,86	0,71	0,60	0,53	0,47	0,42	0,38	0,35	0,32	0,30	0,28	0,26	0,24	0,23	0,22	0,21	0,20																	
	0,000	0,250	0,500	0,750	1,000	1,250	1,500	1,750	2,000	2,250	2,500	2,750	3,000	3,250	3,500	3,750	4,000	4,250	4,500	4,750	5,000																	

Bild 94: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw. ohne RRB, C<sub>grenz</sub> = 200 mg/l

Co [mg/l]	mit RRB ohne Dauerstau																			Cmax/Cgrenz																		
600	4,65	1,16	1,08	1,06	1,04	1,03	1,03	1,02	1,02	1,02	1,02	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01																	
570	4,65	1,12	1,04	1,01	0,99	0,98	0,98	0,97	0,97	0,97	0,97	0,97	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96																	
540	4,65	1,07	0,99	0,96	0,94	0,94	0,93	0,93	0,92	0,92	0,92	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91	0,91																	
510	4,65	1,02	0,94	0,91	0,89	0,89	0,88	0,88	0,87	0,87	0,87	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86																	
480	4,65	0,97	0,89	0,86	0,85	0,84	0,83	0,83	0,82	0,82	0,82	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81																	
450	4,65	0,93	0,84	0,81	0,80	0,79	0,78	0,78	0,77	0,77	0,77	0,77	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76																	
420	4,65	0,88	0,79	0,76	0,75	0,74	0,73	0,73	0,72	0,72	0,72	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71	0,71																	
390	4,65	0,83	0,74	0,71	0,70	0,69	0,68	0,68	0,67	0,67	0,67	0,67	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66																	
360	4,65	0,78	0,69	0,66	0,65	0,64	0,63	0,63	0,62	0,62	0,62	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61																	
330	4,65	0,74	0,64	0,61	0,60	0,59	0,58	0,58	0,57	0,57	0,57	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56	0,56																	
300	4,65	0,69	0,60	0,56	0,55	0,54	0,53	0,53	0,52	0,52	0,52	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51	0,51																	
270	4,65	0,64	0,55	0,52	0,50	0,49	0,48	0,48	0,47	0,47	0,47	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46																	
240	4,65	0,59	0,50	0,47	0,45	0,44	0,43	0,43	0,42	0,42	0,42	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41																	
210	4,65	0,54	0,45	0,42	0,40	0,39	0,38	0,38	0,37	0,37	0,37	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36																	
180	4,65	0,50	0,40	0,37	0,35	0,34	0,33	0,33	0,32	0,32	0,32	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31																	
150	4,65	0,45	0,35	0,32	0,30	0,29	0,28	0,28	0,27	0,27	0,27	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26	0,26																	
120	4,65	0,40	0,30	0,27	0,25	0,24	0,23	0,23	0,22	0,22	0,22	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21																	
90	4,65	0,35	0,25	0,22	0,20	0,19	0,19	0,18	0,17	0,17	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16																	
60	4,65	0,31	0,21	0,17	0,15	0,14	0,14	0,13	0,12	0,12	0,12	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11																	
30	4,65	0,26	0,16	0,12	0,10	0,09	0,09	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06																	
0	4,65	0,21	0,11	0,07	0,05	0,04	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01																	
	0,000	0,250	0,500	0,750	1,000	1,250	1,500	1,750	2,000	2,250	2,500	2,750	3,000	3,250	3,500	3,750	4,000	4,250	4,500	4,750	5,000																	

Bild 95: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw. mit RRB, C<sub>grenz</sub> = 200 mg/l

ereignis. Für das System mit RRB als Nassbecken wird mit jedem Transportereignis die Grenzkonzentration überschritten und die Aufsummierung dieser Überschreitungzeit verursacht bereits für die hier modellierten neun Ereignisse eine Ausweitung des dunkelgrauen Bereichs. Damit besteht für ein System mit RRB im Dauerstau die Gefahr, dass bei einem entsprechenden Regenereignis oder einer Abfolge von Regenereignissen die Grenzkonzentration für einen zusammenhängenden Zeitraum von mehr als 3 d überschritten wird, was für die beiden anderen Systeme sehr unwahrscheinlich ist (Bild 96).

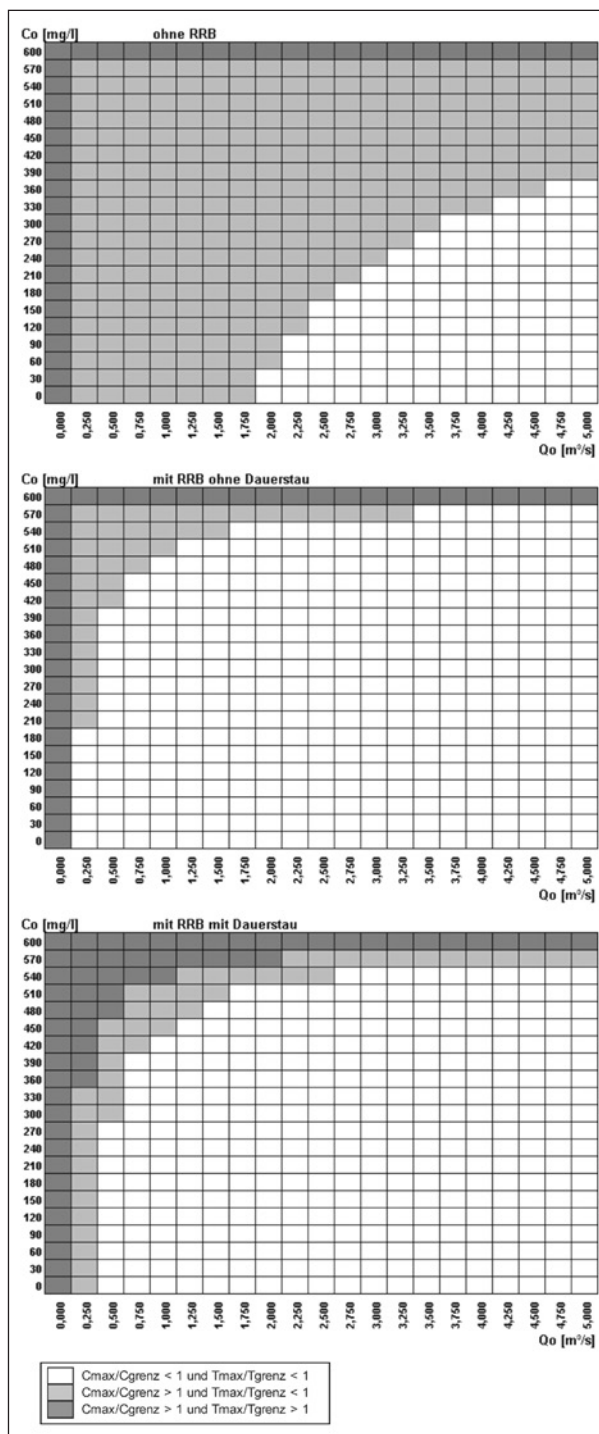


Bild 96: Matrixauswertung für die Cl-Konzentration und Dauer für Entwässerungssysteme ohne RRB (oben), mit RRB ohne Dauerstau (Mitte) und mit RRB mit Dauerstau (unten), Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.

## 7 Interpretation der Ergebnisse

### 7.1 Transportpfad Untergrund

Die Berechnungen in diesem Forschungsvorhaben beinhalten die numerische Modellierung des Transportes von Chlorid im Untergrund (ungesättigte Bodenzone und gesättigter Grundwasserbereich) ausgehend von diffusen Quellen (z. B. aus breitflächiger Versickerung über Bankett und Böschung, Windverwehung, Spritzwasser o. Ä.) sowie aus örtlich konzentrierter Versickerung (z. B. Versickerungsbecken).

Die im Rahmen einer Parameterstudie durchgeführten numerischen Untersuchungen an synthetischen Einzelsystemen in Kapitel 5.1 zeigen hinsichtlich des Chlorideintrags in den gesättigten Bereich des Grundwassers aus diffusen Quellen eine starke Dämpfung der saisonalen Schwankungen in den berechneten Chloridkonzentrationen, sodass der Eintrag von Chlorid aus der ungesättigten Zone in den gesättigten Grundwasserbereich mit guter Näherung als zeitlich konstant angesetzt werden kann. Ebenso zeigt diese Parameterstudie, dass die räumliche Verteilung des betrachteten Chlorideintrags nur im Nahfeld der Straße (wenige Zehnermeter) ausschlaggebend ist.

Aus diesen Ergebnissen lässt sich ableiten, dass der Transport von Chlorid aus diffusen Quellen zu einem zeitlich relativ konstanten Eintrag von Chlorid in das Grundwasser führt. Dieser Anteil des Transportes von Tausalz im Untergrund kann in guter Näherung über einen vereinfachten Berechnungsansatz beschrieben werden. Zum Beispiel kann dies mit einer Bilanzbetrachtung (einfache Mischungsrechnung) erfolgen. Dies ist für die Betrachtung des Jahresmittelwertes ausreichend genau. Nennenswerte Fehler bei solcher vereinfachten Betrachtung können bei Systemen mit sehr geringen Flurabständen (ca. kleiner 1 bis 2 Meter), sehr grobporigen Böden (Grobsand, Kies) in der ungesättigten Zone auftreten. Dann sollte, je nach Fragestellung für eine Mittelung die gesamte Streuperiode oder maßgebende Teilzeiträume davon herangezogen werden. Bei der Betrachtung sehr mächtiger Grundwasserleiter (Mächtigkeit größer 20 % der Entfernung zum Vorflut-Gewässer) ist bei der Mittelung zu beachten, dass die Annahme einer vollständigen Vermischung ggf. zu kleine Konzentrationen ergeben. Dann sollte nur ein entsprechender Anteil des Grundwasserstromes in die Berechnung eingehen.

Die Untersuchungen an Einzelsystemen in Kapitel 5.1 zeigen, dass saisonale Schwankungen im Chlorideintrag auch bei einer örtlich konzentrierter Versickerung von salzhaltigem Wasser nur lokal eine Rolle spielen und in der Regel vernachlässigt werden können. Eine Ausnahme hiervon stellt eine Situation dar, bei der die Versickerungsstelle nahe am Gewässer liegt (Entfernung von wenigen Zehnermetern).

Dies bestätigen auch die Berechnungen auf Einzugsgebietsebene in Kapitel 5.2. Bei den Berechnungen mit dem Modell Norddeutschland zeigen die Berechnungsergebnisse der Chloridkonzentration im Gewässer keine nennenswerten Schwankungen. In diesem Modell wurden hinsichtlich des Transportverhaltens moderate Parameter und Randbedingungen angesetzt (mittleres Porenvolumen, Straße verläuft im Abstand von einigen Zehnermetern bis wenigen hundert Meter vom Gewässer).

Beim Modell Süddeutschland dagegen werden noch spürbare Schwankungen berechnet. In diesem Modell wurden hinsichtlich des Transportverhaltens ungünstige Parameter und Randbedingungen angesetzt (geringes Porenvolumen, Straße nur wenige Zehnermeter vom Gewässer entfernt).

Insgesamt zeigen die Berechnungen, dass sich ein Jahresmittelwert der Chloridkonzentration im Gewässer, die auf Chloridtransport im Untergrund zurück zu führen ist, gut mit einer vereinfachten Massenbilanz ermitteln lässt. Nur in Sonderfällen (sehr geringe Entfernung der Straße zum Gewässer, kurze Fließzeiten von der Straße zum Gewässer) treten noch spürbare saisonale Schwankungen in der Chloridkonzentration des Gewässers auf.

Das in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) genannte Kriterium hinsichtlich der maximalen Chloridbelastung für den guten Zustand eines Gewässers (< 200 mg/l als Mittelwert der letzten drei Jahre) zielt allein auf längerfristige Mittelwerte ab. Diese sollten in aller Regel gut mit einer vereinfachten Bilanzbetrachtung ermittelbar sein.

Falls in besonderen Fällen kurzzeitige Spitzenbelastungen berücksichtigt werden müssen, kann es für Untergrundsysteme wie dem Modell Süddeutschland notwendig sein, eine numerische Modellierung des Chloridtransportes durchzuführen. Dies wird dann der Fall sein, wenn kurze Fließzeiten zwischen der Straße und dem Gewässer vorliegen (deutlich kleiner als die Streuperiode). Eine



erste Einschätzung kann mit analytischen Näherungsverfahren (z. B. eindimensionale Lösung der Advektions-Dispensionsgleichung, siehe Kapitel 4.2.1, Gleichung (6)) getroffen werden.

Die Parameterstudie zum Anteil der Salzverdriftung (z. B. durch Spritzwasser und Verwehung) zeigt, dass diese Größe keinen Einfluss auf zeitlich gemittelte Chloridkonzentrationen besitzt. Allerdings beeinflusst sie den zeitlichen Verlauf der berechneten Konzentrationen, da der verdriftete Anteil sich langsamer und zeitlich gedämpfter ausbreitet. Bei gleicher Gesamtmenge des ausgebrachten Tausalzes ist also hinsichtlich möglicher kurzzeitiger Spitzen ein geringerer Anteil der Verdriftung ungünstiger.

## 7.2 Transportpfad technisches Entwässerungssystem

### 7.2.1 Modelleigenschaften

- Das Modell liefert für alle betrachteten Szenarien plausible Ergebnisse. Der Verlauf der Ganglinien steht im Einklang mit den Modellannahmen und den bisherigen Erkenntnissen aus anderen Untersuchungen.
- Das Modell eignet sich für die Betrachtung von Einzelereignissen und Zeitreihen bis zu einer Dauer von fünf Tagen.
- Das Modell und das zugehörige Datenmanagement ermöglichen eine effiziente Verwaltung von Szenarien und Ergebnisdaten. Die Berechnungen sind damit dokumentiert und reproduzierbar. Weiterhin können leicht Szenarien für weitergehende Untersuchungen abgeleitet oder neu angelegt werden.
- Die implementierte Wirbeldrossel für das RRB zeigt, dass auch komplexe Kennlinien hinreichend abgebildet werden können.
- Alle Module tragen zur Transformation der Welle bei, aber erst das gedrosselte RRB verleiht dem Abfluss deutlich.

### 7.2.2 Transportverhalten

- Sofern nicht das gewählte Mindestvolumen des Absetzbeckens (RWB) bei der Bemessung maßgebend ist, hängt die Konzentration im RWB nicht von der Größe der entwässerten Fläche ab.

- Die Geometrie bzw. Höhe der Speicherlamelle des RRB kann einen deutlichen Einfluss auf die Abflusscharakteristik und damit auf die Cl-Fracht in kurzen Zeiträumen haben. Für den Salzurückhalt erscheinen möglichst kleine Drosselabflüsse bei niedrigen Füllständen und ein spätes Erreichen des maximalen Drosselabflusses eher geeignet zu sein.
- Der Bemessungsdrosselabfluss beeinflusst das Beckenvolumen und damit die Speicherkapazität und den Salztransport erheblich. Mit zunehmendem Drosselabfluss steigt das Maximum der Cl-Fracht überproportional an.
- Im Zuge der Streuperiode können die Konzentrationen in den Nassbecken ansteigen, wobei zumindest die Konzentration im RWB auf Basis der mittleren Niederschlags- und Tausalzmenge abgeschätzt werden kann. Damit ergibt sich für die Praxis die Möglichkeit, durch die Fortschreibung einer Bilanzierung der tatsächlichen Niederschlagsmenge und der ausgebrachten Salzes die Entwicklung der Konzentration im laufenden Betrieb abzuschätzen und damit auch den Beginn und die Höhe der Belastung für den Vorfluter zu prognostizieren. Dies bedarf allerdings noch weiterer Untersuchungen und nach Möglichkeit auch Messungen, um den Berechnungsansatz zu validieren.
- Da die Volumina der Nassbereiche der Becken die Speicherkapazität für das Tausalz maßgeblich beeinflussen und die mittlere und auch maximal speicherbare Salzmenge mithilfe einfacher Mengenbetrachtungen eingegrenzt werden kann, ergibt sich die Option, diese Volumina auf ein gewünschtes Salzspeichervermögen zu bemessen. Dadurch kann ggf. die Belastung des Gewässers optimiert oder die Bewirtschaftung der Becken angepasst werden. Da die Salzspeicherung mit einer Belastung des Gewässers bis weit in die Vegetationsperiode einhergeht, kann aber auch die Minimierung der Dauerstauvolumina eine für die Gewässerbelastung günstigere Lösung sein.
- Die Kenntnis der Konzentrationsverhältnisse in den Becken ermöglicht ggf. eine Bewirtschaftung der Speicherung und Abgabe unter Berücksichtigung der speziellen zeitlichen und sachlichen Empfindlichkeiten des jeweiligen Gewässerökosystems. Signifikante Parameter einer solchen Bewirtschaftung sind nach den erzielten

Erkenntnissen insbesondere das Dauerstauvolumen und die Steuerung des Drosselabflusses.

### 7.3 Überlagerung der Transportpfade

Zur Überlagerung von Konzentrationen aus Sickerwasser, Grundwasser, technischen Einleitungen und Oberflächengewässer sind in einer Mischungsrechnung jeweils die Stoffgehalte und die Wassermengen zu berücksichtigen.

Für die Zusammenführung der Transportpfade sind zunächst Festlegungen für das Gesamtsystem zu treffen (vgl. Kapitel 4.4). Die Überlagerung der Ergebnisse beruht auf folgenden konservativen Annahmen:

- Der Vorfluter verläuft parallel zur Straße und die Einträge über das Grundwasser summieren sich über die Fließstrecke. Andere Fälle führen zu einer Dämpfung des Eintrags aus dem Grundwasser in das Gewässer. Beispielsweise führt der Fall, dass der Vorfluter nicht parallel zur Straße verläuft, sondern sie spitz- oder rechtwinklig schneidet, zu geringeren Eintragskonzentrationen in das Gewässer.
- Die geogene Hintergrundkonzentration und der Eintrag über das Grundwasser überlagern sich für den Vorfluter.
- Die Einleitung aus der technischen Entwässerung erfolgt am Ende der Fließstrecke, die für den Grundwasserpfad betrachtet wird.
- Maßgebend für die Zusammenführung sind die Abflussmenge des Vorfluters und dessen Konzentration am Einleitungspunkt unter Berücksichtigung der Wassermenge und der Salzfracht einer Exfiltration aus dem Grundwasser.

Damit gibt die Zusammenführung von Gewässer, Grundwasser und technischer Entwässerung Aufschluss über die Belastung unterhalb des Einleitungspunktes. Oberhalb des Einleitungspunktes sind nur die geogene Belastung und der Grundwassereintrag relevant, woraus sich die Konzentration und der Abfluss als Eingangsgröße für die Mischungsrechnung mit der punktuellen Einleitung ergeben. Die Matrixauswertung für die Einleitung ermöglicht somit die Ablesung bzw. die Bewertung der Einleitung direkt aus der Darstellung.

C <sub>gew</sub> [mg/l]	C <sub>o</sub> im Gewässer nach GW-Einleitung [mg/l]																					
100	35.0	44.5	51.2	56.4	60.6	64.1	67.0	69.4	71.6	73.4	75.0	76.5	77.7	78.9	79.9	80.9	81.7	82.5	83.2	83.9	84.7	
95	35.0	44.0	50.0	54.8	58.7	61.9	64.5	66.8	68.8	70.5	72.0	73.3	74.5	75.5	76.5	77.4	78.1	78.9	79.5	80.1	80.7	81.3
90	35.0	43.3	48.9	53.2	56.8	59.7	62.1	64.2	66.0	67.6	68.9	70.1	71.2	72.2	73.1	73.9	74.6	75.2	75.8	76.4	76.9	77.5
85	35.0	42.6	47.7	51.6	54.8	57.5	59.7	61.6	63.2	64.6	65.9	67.0	68.0	68.8	69.6	70.3	71.0	71.6	72.1	72.7	73.1	73.6
80	35.0	41.9	46.5	50.0	52.9	55.3	57.3	59.0	60.4	61.7	62.8	63.8	64.7	65.5	66.2	66.8	67.4	68.0	68.5	68.9	69.3	69.7
75	35.0	41.3	45.3	48.4	51.0	53.1	54.9	56.4	57.7	58.8	59.8	60.7	61.4	62.1	62.8	63.3	63.9	64.3	64.8	65.2	65.5	65.9
70	35.0	40.8	44.1	46.9	49.1	50.9	52.5	53.8	54.9	55.9	56.7	57.5	58.2	58.8	59.3	59.8	60.3	60.7	61.1	61.4	61.8	62.1
65	35.0	39.9	42.9	45.3	47.2	48.7	50.0	51.1	52.1	52.9	53.7	54.3	54.9	55.4	55.9	56.3	56.7	57.1	57.4	57.7	58.0	58.3
60	35.0	39.3	41.7	43.7	45.2	46.5	47.6	48.5	49.3	50.0	50.6	51.2	51.7	52.1	52.5	52.9	53.3	53.7	54.0	54.3	54.6	54.9
55	35.0	38.6	40.5	42.1	43.3	44.3	45.2	45.9	46.6	47.1	47.6	48.0	48.4	48.7	49.0	49.3	49.6	49.8	50.0	50.2	50.4	50.6
50	35.0	37.9	39.3	40.5	41.4	42.1	42.8	43.3	43.8	44.2	44.5	44.9	45.1	45.4	45.6	45.8	46.0	46.2	46.3	46.5	46.6	46.7
45	35.0	37.2	38.1	38.9	39.5	39.9	40.4	40.7	41.0	41.3	41.5	41.7	41.9	42.0	42.2	42.3	42.4	42.5	42.6	42.7	42.8	42.8
40	35.0	36.5	37.0	37.3	37.5	37.8	37.9	38.1	38.2	38.3	38.4	38.5	38.6	38.7	38.7	38.8	38.9	38.9	39.0	39.0	39.0	39.0
35	35.0	35.9	35.8	35.7	35.6	35.6	35.5	35.5	35.4	35.4	35.4	35.4	35.4	35.3	35.3	35.3	35.3	35.3	35.3	35.3	35.2	35.2
30	35.0	35.2	34.6	34.1	33.7	33.4	33.1	32.9	32.7	32.5	32.3	32.2	32.1	32.0	31.9	31.8	31.7	31.6	31.6	31.5	31.5	31.5
25	35.0	34.5	33.4	32.5	31.8	31.2	30.7	30.3	29.9	29.6	29.3	29.0	28.8	28.6	28.5	28.3	28.1	28.0	27.9	27.8	27.7	27.7
20	35.0	33.8	32.2	30.9	29.8	29.0	28.3	27.6	27.1	26.6	26.2	25.9	25.6	25.3	25.0	24.8	24.6	24.4	24.2	24.0	23.9	23.9
15	35.0	33.2	31.0	29.3	27.9	26.8	25.8	25.0	24.3	23.7	23.2	22.7	22.3	22.1	21.9	21.8	21.7	21.6	21.5	21.4	21.3	21.3
10	35.0	32.5	29.8	27.7	26.0	24.6	23.4	22.4	21.6	20.8	20.1	19.6	19.0	18.6	18.2	17.8	17.4	17.1	16.8	16.5	16.3	16.3
5	35.0	31.8	28.6	26.1	24.1	22.4	21.0	19.8	18.8	17.9	17.1	16.4	15.8	15.2	14.7	14.3	13.9	13.5	13.1	12.8	12.5	12.5
0	35.0	31.1	27.4	24.5	22.2	20.2	18.6	17.2	16.0	15.0	14.0	13.2	12.5	11.9	11.3	10.8	10.3	9.8	9.4	9.1	8.7	8.7

Bild 97: Matrixauswertung für den Vorfluter für den Chlorideintrag über das Grundwasser in Abhängigkeit des Abflusses und der Chloridbelastung des Vorfluter, Cl-Konz. im einströmenden Grundwasser aus Tausalz = 16 mg/l; grau entspricht C<sub>o</sub> > C<sub>grenz,GW</sub> = 50 mg/l Cl; dunkle Felder weisen eine resultierende Konzentration im Gewässer von C<sub>o</sub> > C<sub>grenz,GW</sub> = 50 mg/l Cl auf

Beispielhaft für eine Mischungsrechnung für den Eintrag aus dem Grundwasser mit einem geogen (oder anthropogen) vorbelastetem Gewässer zeigt Bild 97 die entsprechende Matrixauswertung. Auf der Abszisse ist hier der Abfluss im Vorfluter vor der Exfiltration aus dem Grundwasser Q<sub>0</sub> aufgetragen und auf der Ordinate die Chlorid-Vorbelastung des Gewässers C<sub>gew</sub>. Die Zellen der Matrix zeigen die Chloridkonzentration am Ende einer Einleitstrecke und sind hier bezogen auf einen Grenzwert von C<sub>grenz,GW</sub> = 50 mg/l. In die Mischungsrechnung geht die über den Transportpfad Grundwasser berechnete Konzentration (hier 16 mg/l), die geogene Hintergrundkonzentration im Grundwasser (hier 20 mg/l), die Exfiltrationsrate (hier 20 l/s/km) und die Länge der betrachteten Strecke (hier 4 km) ein. Somit besitzt unter den o. g. konservativen Annahmen das Grundwasser (insgesamt 80 l/s), das in das Gewässer exfiltriert eine Konzentration von 20 + 16 = 36 mg/l.

Insbesondere für kleine Abflüsse und große Konzentrationen im Gewässer findet durch den Grundwassereintrag eine Verdünnung statt, weshalb sich der grau hinterlegte Bereich für kleine Abflüsse auch auf größere Konzentrationen ausdehnt. Für große Abflüsse ist der Salzeintrag über das Grundwasser schließlich vernachlässigbar. Für die Auswertung können sich die geogenen Hintergrundkonzentrationen im Grundwasser und die Vorbelastung des Gewässers unterscheiden, da z. B. im Gewässeroberlauf bereits Einträge zu einem Konzentrationsanstieg geführt haben können, die nicht aus dem Grundwasser stammen.

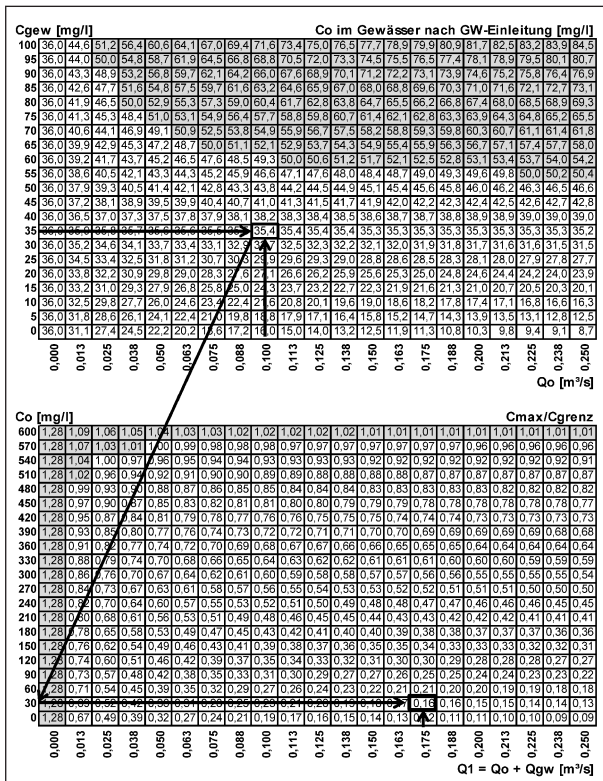


Bild 98: Matrixauswertung für den Vorfluter für den Chlorideintrag über das Grundwasser in Abhängigkeit des Abflusses und der Chloridbelastung des Vorfluter aus der techn. Straßenentwässerung, Nordd., gr. EZG, vollst. techn. Entw., ohne RRB; grau entspricht  $C_o > C_{\text{grenz,GW}} = 50 \text{ mg/l Cl}$  (oben) bzw.  $C_{\text{max}}/C_{\text{grenz}} > 1$  (unten)

Zur Verknüpfung für ein spezifisches Einzugsgebiet mit beiden Transportpfaden werden die Matrixauswertungen grafisch gekoppelt (Bild 98). Aus der Matrix für die Matrixauswertung des Grundwasserpfades (obere Matrix in Bild 98) ergibt sich dabei die maßgebliche Konzentration im Vorfluter vor der Einleitung aus dem technischen Entwässerungssystem. Diese definiert den Eingangswert auf der Ordinate der Matrix für die Entwässerungseinleitung (untere Matrix in Bild 98). Der Abszissenwert für die untere Matrix ergibt sich aus der Summe des Gewässerabflusses vor der Grundwasserstrecke und des Grundwasserzufflusses. Sollten weitere Nebengewässer auf der Strecke einmünden, kann deren Wirkung auf die Verhältnisse vor der Einleitung der technischen Entwässerung mit berücksichtigt werden (nicht in diesem Beispiel).

Hierzu ist in Bild 98 ein Lesebeispiel eingetragen, bei dem überprüft werden soll, ob einerseits die Einleitung aus dem Grundwasser zu einer Überschreitung des Schwellenwertes von 50 mg/l für eine dauerhafte Belastung und die zusätzliche Einleitung aus der Straßenentwässerung zu einer Überschrei-

tung des Schwellenwertes von 600 mg/l für kurzzeitige Belastungsspitzen führen.

Eingangsgrößen für das Lesebeispiel in Bild 98 sind:

$$C_{\text{gew}} = 35 \text{ mg/l}$$

$$Q_{\text{gew}} = 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$Q_{\text{gw}} = 0,08 \text{ m}^3/\text{s}$$

Zunächst erfolgt in der oberen Matrix in Bild 98 die Auswertung der Chlorideinleitung über den Transportpfad Grundwasser. Aus der Hintergrundkonzentration im Oberflächengewässer ( $C_{\text{gew}}$ ) von 35 mg/l und dem mittleren Abfluss im Oberflächengewässer ( $Q_{\text{gew}}$ ) von 0,1 m<sup>3</sup>/s die resultierende Konzentration von 35,4 mg/l im Gewässer.

Im zweiten Schritt erfolgt in der unteren Matrix in Bild 98 die Auswertung der Chlorideinleitung aus der Straßenentwässerung. Für den oben ermittelten Wert (hier  $C_o = 35,4 \text{ mg/l}$ ) wird in der unteren Matrix die passendste Zeile gesucht (hier  $C_o = 30,0 \text{ mg/l}$ ), und in dieser die Spalte mit dem addierten Abfluss aus Gewässer ohne Einleitung plus Grundwasserzuffluss ausgewählt. Das Ergebnis für das Lesebeispiel zeigt  $C_{\text{max}}/C_{\text{grenz}} = 0,16$ .

Der Wert  $C_{\text{max}}/C_{\text{grenz}}$  ist kleiner 1. Das bedeutet, dass auch nach der Einleitstelle der technischen Entwässerung die Maximalkonzentration im Gewässer bei den gewählten Zuflussbedingungen die gewählte Grenzkonzentration für kurzfristige Belastungsspitzen von 600 mg/l nicht überschreitet.

Dieses Verfahren zur Beschreibung und Bewertung ermöglicht die Betrachtung eines Gesamtsystems unter Berücksichtigung aller Einträge und Transportwege. Da, wie auch dieses Beispiel zeigt, der Transportpfad Grundwasser nur bei kleinen Gewässern mit geringem Abfluss bzw. bei bezogen auf den Abfluss im Vorfluter großen Exfiltrationsraten eine signifikante Wirkung auf die Konzentrationen im Gewässer hat und diese tendenziell eher positiv ist, werden in den meisten Anwendungsfällen die punktuellen Einleitungen aus technischen Entwässerungssystemen maßgebend für die Bewertung sein. Im Regelfall ist die Vernachlässigung des Grundwasserpfades somit möglich, wobei die Bedingungen für diese Vereinfachung nicht zuverlässig aus den bisherigen Berechnungen abgeleitet werden können.



## 8 Zusammenfassung

Im Rahmen des hier beschriebenen Forschungsvorhabens wurden Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden unter Einsatz numerischer Modelle untersucht. Ziel der Berechnungen war es, die Auswirkungen des Tausalzeinsatzes auf die Chloridkonzentration in unterschiedlichen typischen Gewässern (Fließgewässer und Grundwasserkörper) zu beschreiben und hierbei insbesondere Verdünnungs- und Rückhalteeffekte bei unterschiedlichen Transportpfaden zu erfassen.

Es wurden typische Verhältnisse aus einem süddeutschen Mittelgebirgstal und einer norddeutschen Bachaue herangezogen. Die Berechnungen erfolgten für den Tausalzeinsatz auf Landstraßen und Autobahnen, andere Verkehrswege (z. B. innerörtliche Straßen) wurden nicht betrachtet. In den Modellberechnungen wurden keine realen Standorte abgebildet. Es wurde vielmehr versucht, möglichst typische Konstellationen von Straßenausbildung, Tausalzeinsatz, Hydrologie, Hydrogeologie und Gewässerausbildung zu untersuchen, die möglichst konkrete Aussagen zu Chlorideinträgen unter vergleichbaren Bedingungen erlauben. Für die betrachteten Verkehrswege wurden typische Abmessungen und Entwässerungssysteme berücksichtigt.

Die Berechnungen zum Transportpfad Untergrund zeigen deutliche Dämpfungs- und Verdünnungseffekte. Ursachen für die Dämpfung der saisonalen Schwankungen sind kapillare Diffusivität, mechanische Dispersion, Variabilität der Fließzeiten zwischen der betrachteten Straße und dem Gewässer. Die Verdünnung der Chloridkonzentrationen erfolgt durch Mischung mit dem natürlichen Grundwasserstrom. In den berechneten Modellen erreicht diese Verdünnung der Konzentrationen von der Infiltration an der Straße bis hin zum Gewässer Faktoren von ca. 20 bis 100.

### Jahresmittelwert

Die Berechnungen zeigen, dass sich ein Jahresmittelwert der Chloridkonzentration im Gewässer, der auf Tausalzeinsatz und Transport im Untergrund zurückzuführen ist, gut mit einer vereinfachten Massenbilanz berechnen lässt. Die saisonalen Schwankungen in den berechneten Chloridkonzentrationen sind in aller Regel wegen der oben erwähnten Dämpfungseffekte nur sehr gering ausgeprägt. Somit kann in vielen Fällen auf eine numerische Mo-

dellierung des Transportpfades Untergrund verzichtet und stattdessen eine vereinfachte Massenbilanzierung verwendet werden. Bei den berechneten Szenarien stellt sich eine hierfür genügende Dämpfung bei einem Abstand der Straße zum Gewässer von ca. 50 bis 100 m ein. Daraus kann geschlossen werden, dass bei einem Abstand der Straße zum Gewässer, der größer als 100 bis 200 m ist, in den meisten Anwendungsfällen auf eine numerische Modellierung des Chloridtransportes verzichtet werden kann. Nur in Sonderfällen, in denen kurze Fließzeiten vorliegen (beispielsweise Karstgrundwasserleiter, manche Kluftgrundwasserleiter oder Schottergrundwasserleiter), ist auch bei solch kleinen Entfernungen noch mit spürbaren saisonalen Schwankungen zu rechnen, dann sollte ggf. eine numerische Modellierung des Chloridtransportes erfolgen.

### Kurzfristige Spitzenwerte

Die Parameterstudie zum Anteil der Salzverdriftung (z. B. durch Spritzwasser und Verwehung) zeigt, dass diese Größe keinen Einfluss auf zeitlich gemittelte Chloridkonzentrationen besitzt. Allerdings beeinflusst sie den zeitlichen Verlauf der berechneten Konzentrationen, da der verdriftete Anteil sich langsamer und zeitlich gedämpfter ausbreitet. Hinsichtlich möglicher kurzzeitiger Spitzen ist also (bei gleicher Gesamtmenge des ausgebrachten Tausalzes) ein geringerer Anteil der Verdriftung ungünstiger.

Die Berechnungen zum Transportpfad der technischen Entwässerung konnten aus der Vielzahl der Eingangsparameter sensitive und weniger sensitive Größen hinsichtlich des Transportverhaltens identifizieren. Es zeigt sich, dass sowohl die Regencharakteristik als auch die Systemskalierung (z. B. Größe des Einzugsgebietes der Entwässerung und der Anteil des technisch gefassten Wassers) nur einen geringen Einfluss auf die Berechnungsergebnisse besitzen. Dagegen haben die Streumengen und die betrachteten maximalen Konzentration im Straßenablauf erwartungsgemäß eine sehr starke Auswirkung auf die Berechnungsergebnisse. Weiterhin wurden insbesondere die Möglichkeiten des Rückhaltes und der Verdünnung von Tausalz in unterschiedlichen Beckenanlagen der technischen Straßenentwässerung untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Ausgestaltung der Becken (Volumina, Geometrie, Drosselorgane, Dauerstau) einen deutlichen Einfluss auf die Berechnungsergebnisse hat. Im Einzelnen ergeben sich hier folgende Punkte:

- Die Dichteschichtung beeinflusst die Speicherung maßgeblich in RRB mit Dauerstau und führt zu einem verzögerten Chlorideintrag ins Gewässer.
- Bei ungesteuerten Drosselorganen sind große flache Becken bei flacherer Drosselkennlinie günstiger als kleine tiefe Becken bei gleichem Volumen. Die maximale Chloridfracht in den Vorfluter kann bei Becken kleiner Grundfläche dreimal größer sein als bei großen, flachen Becken gleichen Volumens.
- Mit einem Dauerstau kann ein erheblicher Anteil der Tausalzmenge temporär zurückgehalten werden. Dies ermöglicht ggf. in Sonderfällen eine Bewirtschaftung der Chloridfracht bei entsprechend ausgerüsteten Becken.
- Ungesteuert verursacht der Dauerstau eine Verschleppung des Salzaustrags bis weit nach Ende der Streuperiode.

Das in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) genannte Kriterium hinsichtlich der maximalen Chloridbelastung für den guten Zustand eines Gewässers (< 200 mg/l als Mittelwert der letzten drei Jahre) zielt allein auf längerfristige Mittelwerte ab. Diese sind in aller Regel gut mit einer vereinfachten Bilanzbetrachtung ermittelbar. Die betrachteten Einzelereignisse und Regenserien liefern jedoch je nach Größe und Vorbelastung des Vorfluters eine kurz- oder mittelfristige (Stunden bis Tage) Überschreitung des Grenzwertes um einen Faktor 2 bis 6.

Es wurden Grafiken erarbeitet, mit denen sowohl im Bestand als auch bei Neuplanungen die zu erwartenden Chloridkonzentrationen für typische Kombinationen von Straßen-, Untergrund- und Klimabedingungen in Deutschland abgeschätzt werden können. Die hierbei gewählte Methode beinhaltet eine Mischungsrechnung unter Annahme einer vollständigen Vermischung des eingeleiteten Wassers mit dem Durchfluss im Gewässer. Diese Annahme kann ggf. bei sehr langsam fließenden Gewässern oder bei Gewässern mit sehr großem Abfluss im Verhältnis zu der Einleitmenge zu lokalen Unterschätzungen der Chloridkonzentration im Gewässer führen. Eingangsrößen der Grafiken sind der Abfluss und die Chloridvorbelastung im Gewässer. Diese Parameter können für die Auswertung an örtliche Verhältnisse (z. B. anderes Abflussspektrum) angepasst werden.

## 9 Ausblick

Nachfolgend wird ein kurzer Ausblick auf mögliche weitere Forschungsarbeiten im Rahmen der Tausalzverdünnung bei unterschiedlichen Entwässerungsmethoden gegeben.

Hinsichtlich der Schädlichkeit von kurzzeitigen Chlorid-Belastungen auf Gewässerorganismen liegen nur wenige Untersuchungen vor. Hier stellen sich noch folgende Fragen:

- Sind noch andere Zeiträume als die in der Literatur als maßgebliches Zeitfenster benannten drei Tage relevant?
- Wie gestaltet sich die schädliche Wirkung bei sehr kurzzeitigen, aber dafür hohen Konzentrationsspitzen (kleiner wenige Stunden), wie sie typischerweise bei Einleitungen aus dem technischen Entwässerungssystem auftreten?
- Liegen saisonale Unterschiede in der Toxizität (z. B. aufgrund der Entwicklungszyklen der Organismen) vor, sodass eine andere Bewertung der Chloridkonzentrationen während der Streuperiode erfolgen kann?

Eine andere, hier nicht behandelte Fragestellung ist der Effekt von Chlorid auf den Rückhalt/Mobilisierung von Schwermetallen in der Bodenzone.

Weiterhin wäre zur Validierung der Modellergebnisse der Abgleich mit Messdaten eines existierenden Entwässerungssystems wünschenswert, für das möglichst alle wesentlichen Systemparameter erfasst werden. Dies sind insbesondere die Zeitreihen für den Niederschlag und den Tausalzeinsatz, die Abflüsse der Module des Systems und die Konzentrationen zumindest für jedes Modul, aber nach Möglichkeit auch über die Beckentiefe bei Nassbecken.

## Literatur

- Österreichisches Bundesministerium für Verkehr, I. u. (2009): Auftaumittel im Porengrundwasser – Ermittlung von Auftaumittelfrachten und Evaluierung bestehender Rechenansätze im Nahbereich übergeordneter Straßennetze am Beispiel des Grundwasserfeldes im Abstrom der A 3 bei Guntramsdorf



- BADEL, H. & EIMERMACHER, S. (2014): Ein neues Modell für einen Winter-Index zur Abschätzung und Bewertung des Salzverbrauches. Vortragsreihe der Abteilung V, Bundesanstalt für Straßenwesen
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (März 2011): Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Schadstoffen in Böden Bayerns. Vollzugshilfe für den vorsorgenden Bodenschutz mit Bodenausgangsgesteinskarte von Bayern 1:500.000
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2007): Hydrochemische Haupt- und Nebenelemente
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1999): Salzstreuung – Auswirkungen auf Gewässer. Merkblatt Nr. 3.2/1
- BEAR, J. (1972): Dynamics of Fluids in Porous Media. New York: Dover Publications Inc
- BESTER, M. L. (2002): Numerical Simulation of Road Salt Impact at the Greenbrook Well Field, Kitchener, Ontario
- BLOMQUIST, G. & JOHANSSON, E.-L. (1999): Airborne spreading and deposition of de-icing salt - a case study. The Science of total Environment, S. 161–168
- BROD, H.-G. (1993): Langzeitwirkung von Streusalz auf die Umwelt. Bundesanstalt für Straßenwesen
- BROD, H.-G. (1995): Risiko-Abschätzung für den Einsatz von Tausalzen – Folgen für die Umweltmedien unter Berücksichtigung neuester Tendenzen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 21. Bundesanstalt für Straßenwesen
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2008): Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser, UBA-Forschungsvorhaben 204 72 264. Umweltbundesamt
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2014): Hydrogeologische Karte von Deutschland 1:200.000. Abgerufen am 5. Oktober 2016 von <https://geoviewer.bgr.de/map/apps/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de>: <http://www.bgr.bund.de/hgw>
- BWK-M3 (April 2001): Merkblatt BWK-M3: Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse
- DIERSCH, H.-J. G. (2014): FEFLOW – Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media. Berlin: Springer Verlag Berlin
- DIN 2000 (Oktober 2000): Zentrale Trinkwasserversorgung – Leitsätze und Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Versorgungsanlagen – Technische Regel des DVGW. Deutsches Institut für Normung e. V.
- DWA-A110 (August 2006): Arbeitsblatt DWA-A110: Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserleitungen und -kanälen
- DWA-A117 (Dezember 2013): Arbeitsblatt DWA-A117: Bemessung von Regenrückhalteräumen
- DWA-A138 (April 2005): Arbeitsblatt DWA-A138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser
- DWA-A166 (November 2013): Arbeitsblatt DWA-A166: Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – konstruktive Gestaltung und Ausrüstung
- Emschergenossenschaft (2006): Tausalze – ein Problem bei naturnaher Regenwasserbewirtschaftung. Regen auf richtigen Wegen
- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (2011): Praktische Empfehlungen für ein effektives Räumen und Streuen im Straßenwinterdienst. Köln: FGSV Verlag
- GRIMM-STRELE, J.; BURK, K.; BARUFKE, K.-P.; FEUERSTEIN, W.; HEIDLAND, S.; KALTENBACH, D. et al. (2001): Geogen geprägte Beschaffenheit des Grundwassers – Hintergrundwerte 1985-1991. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
- GrwV (9. November 2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV) vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513)
- IKSMS (Juni 2005): Richtlinie 2000/60/EG – Internationale Flussgebietseinheit RHEIN – Interna-

- tionales BAERbeitungsgebiet Mosel-Saar – Bestandsaufnahme. Trier
- KINZELBACH, W. & RAUSCH, R. (1995): Grundwassermodellierung – Eine Einführung mit Beispielen. Gebrüder Borntraeger; Berlin Stuttgart
- KOBUS, H. (1992): Schadstoffe im Grundwasser – Band 1: Wärme und Schadstofftransport im Grundwasser. Deutsche Forschungsgemeinschaft
- LAX, S. & PETERSON, E. (2008). Characterization of chloride transport in the unsaturated zone near salted road. *Environmental Geology*
- LUNDMARK, A. (2008): Monitoring Transport and Fate of De-Icing Salt in the Roadside Environment – Modelling and Field Measurements. Doctoral Thesis, Department of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm, Sweden. Stockholm
- LUNDMARK, A. & OLOFSSON, B. (2007): Chloride Deposition and Distribution in Soils Along a Deiced Highway – Assessment Using Different Methods of Measurements. *Water Air Pollut.* S. 173–185
- MORGENSCHWEIS, G. (2010): Hydrometrie: Theorie und Praxis der Durchflussmessung in offenen Gerinnen. Springer
- NEUMANN, J. & WYCISK, P. (2002): Mittlere jährliche Grundwasserneubildung. In BGR, Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland – Relief, Boden und Wasser
- OGewV (20.062016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV). Bundesregierung Deutschland
- OGewV, O. (20. Juli 2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429)
- RAS-Ew (2005): Richtlinien für die Anlage von Straßen. Teil: Entwässerung. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV)
- RAS-Q (2005): Richtlinien für die Anlage von Straßen. Teil: Querschnitte. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV)
- RAUSCH, R.; SCHÄFER, W.; THERRIEN, R. & WAGNER, W. (2005): Solute Transport Modelling, An Introduction to Models and Solution Strategies. Stuttgart: Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Science Publishers (Berlin – Stuttgart)
- Rechtsanwälte FÜßER & Kollegen (08.2016): Rechtsgutachten. Implikationen des Urteils des Europäischen Gerichtshofes vom 1. Juli 2015 (C-461/13) für die Straßenentwässerung. Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments (23. Oktober 2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1). Änderungen: Entscheidung Nr. 2455/2001/
- Richtlinie des Rates 75/440/EW. (25. Juli 1975): Richtlinie 75/440/EWG des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten (ABl. Nr. L 194 vom 25.07.1975 S. 26; Änderungen: 79/869/EWG – ABl. Nr. L 271 vom 29.10.1979 S. 44
- Richtlinie des Rates 80/778/EWG (15. Juli 1980): Richtlinie des Rates 80/778/EWG vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (ABl. Nr. L 229 vom 30.8.1980 S. 11). Änderungen: 81/857/EWG – ABl. Nr. L 318 vom 7.11.1981 S. 18; 89/427/EWG – ABl. Nr. L 201 vom 14.7.1989 S
- Richtlinie des Rates 98/83/EG (3. November 1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch – Trinkwasser-Richtlinie – (ABl. Nr. L 330 vom 5.12.1998 S. 32; ber. ABl. Nr. L 45 vom 19.2.1999, S. 55)
- SEWRPC (2013): Acute Toxicity of Sodium chloride to freshwater aquatic organisms, a Watershed restoration plan for the root river watershed. SEWRPC (Southeastern Wisconsin Regional Planning Commission) community assistance planning report No. 316
- TL Streu (2003): Technische Lieferbedingungen für Streustoffe des Straßenwinterdienstes; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV), Arbeitskreis Winterdienst

- Trinkwasserverordnung, T. 2. (2. August 2013):  
Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (TrinkwV 2001 – Trinkwasserverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. August 2013: (BGBl. I S. 2977), die durch Artikel 4 Absatz 22 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S.
- Umweltbundesamt (2003): Machbarkeitsstudie zur Formulierung von Anforderungen für ein neues Umweltzeichen für Enteisungsmittel für Straßen und Wege, in Anlehnung an DIN EN ISO 14024, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 200 95 308/04, UBA-FB 000404
- Umweltbundesamt (5. September 2013): UBA-Fragen. Abgerufen am Juli 2015 von <https://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/zu-welchen-schaeden-fuehrt-streusalz-in-gewaessern>
- Umweltinstitut des Landes Vorarlberg (2004): Bodenschutz – Einfluss der Salzstreuung auf den Bodenzustand, Kurzbericht UI-01.
- van GENUCHTEN, M. (1980): A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *American Journal of Soil Science Society*, S. 892–898
- VwVws (17. Mai 1999): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen (Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe – VwVwS). BAnz
- W251 (August 1996): Eignung von Fließgewässern für die Trinkwasserversorgung. DVGW
- Weservertiefung, C-461/13 (Europäischer Gerichtshof 1.7.2015)
- WHG (31. Juli 2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. November 2014 (BGBl. I S. 1724) geändert worden ist
- WOLFRAM, G.; RÖMER, J.; HÖRL, C.; STOCKINGER, W.; RUZICKA, K.; MUNTEANU et al. (2014): Chlorid Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna. Ministerium Für ein lebenswertes Österreich

## Bilder

- Bild 1: Gemessene geogene Chloridkonzentrationen für unterschiedliche Gesteinstypen in Bayern (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1999)
- Bild 2: Gemessene geogene Chloridkonzentrationen für unterschiedliche Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg (GRIMM-STRELE et al., 2001)
- Bild 3: Hintergrundwerte Chlorid im oberflächennahen Grundwasser (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2014)
- Bild 4: Tausalzverbrauch (t/km NaCl) auf Bundesautobahnen und Bundesstraßen (BADELDT & EIMERMACHER, 2014)
- Bild 5: Notwendige Streumenge für die 30 nacheinander folgenden strengsten Wintertage in den letzten 60 Jahren (Quelle: Prof. Dr.-Ing. Chr. HOLLDOEB, übernommen von der BAST)
- Bild 6: Anteil der durch die Verkehrsgischt deponierten Streusalzmengen im Straßenrandbereich in Abhängigkeit von der Entfernung (BLOMQUIST & JOHANSSON, 1999), erweitert um die stückweise lineare Approximation (rot gestrichelt)
- Bild 7: Konzentrationsverläufe längs des Fließwegs zu unterschiedlichen Zeitpunkten nach einem stoßartigem Stoffeintrag (RAUSCH et al., 2005)
- Bild 8: Konzentrationsverläufe längs des Fließwegs zu unterschiedlichen Zeitpunkten nach Beginn eines kontinuierlichen Stoffeintrags (RAUSCH et al., 2005)
- Bild 9: Zweidimensionale Konzentrationsverteilung zu einem Zeitpunkt nach einer stoßartigen Konzentrationseinleitung (RAUSCH et al., 2005)
- Bild 10: Zweidimensionale Konzentrationsverteilung zu einem Zeitpunkt nach einer kontinuierlichen Konzentrationseinleitung (RAUSCH et al., 2005)
- Bild 11: Schema der Szenarienbildung aus Tausalzmenge und Straße

- Bild 12: Mittlere Grundwasserneubildungsraten (Zeitraum 1961 – 1990) in Deutschland (NEUMANN & WYCISK, 2002)
- Bild 13: Gesamtmodellsystem im Überblick
- Bild 14: Beispielhafte Darstellung der Beziehung zwischen Kapillarpotenzial und Wassersättigung
- Bild 15: Beispielhafte Darstellung der Beziehung zwischen relativer Durchlässigkeit und Wassersättigung
- Bild 16: Beispielhafte Darstellung der Beziehung zwischen effektiver Durchlässigkeit und Wassersättigung
- Bild 17: Vollständig durchmischter Reaktor ( $C_{STR}$ , generische Darstellung)
- Bild 18: Schematische Darstellung des Modellansatzes zur Berücksichtigung einer Dichteschichtung in einem Absetzbecken bzw. Regenrückhaltebecken mit Dauerstau
- Bild 19: Abfluss von der Straße für unterschiedliche Regenmengen, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 20: Beispielhafte Darstellung der berechneten zeitlichen Entwicklung der Konzentration an der Grundwasseroberfläche (Durchlässigkeit im Referenzfall:  $5 \cdot 10^{-6} \text{m/s}$ ; erhöhte Durchlässigkeit:  $1 \cdot 10^{-3} \text{m/s}$ )
- Bild 21: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Durchlässigkeit
- Bild 22: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Porosität
- Bild 23: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Dispersivität
- Bild 24: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation von GENUCHTEN  $n$
- Bild 25: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation von GENUCHTEN  $a$
- Bild 26: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Flurabstand
- Bild 27: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Neubildung 1
- Bild 28: Parameterstudie ungesättigte Bodenzone – Variation Neubildung 2
- Bild 29: Modellgeometrie und Randbedingungen Referenzfall – zweidimensionale Stoffausbreitung
- Bild 30: Zeitliche Entwicklung der berechneten Konzentration im Grundwasser an drei Beobachtungspunkten in unterschiedlicher Entfernung zur Eintragsstelle – Referenzfall
- Bild 31: Konzentrationsentwicklung im Abstrom des Chlorideintrags ohne Dichteffekte, mit kleinem und starkem Dichteeffekt
- Bild 32: Beispielhafte Darstellung der berechneten Chloridkonzentration im Grundwasser, Versickerung 2.000 mm/a, konstante Konzentration 50 % Quellstärke (Rechenfall 7) nach zehn Jahren
- Bild 33: Berechnete Konzentrationsganglinien – zeitlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 1 und 2
- Bild 34: Berechnete Konzentrationsganglinien – zeitlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 3 und 4
- Bild 35: Berechnete Konzentrationsganglinien – zeitlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 5 und 6
- Bild 36: Berechnete Konzentrationsganglinien – zeitlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 7 und 8
- Bild 37: Randbedingungen Variation der räumlichen Konzentrationsverteilung
- Bild 38: Vergleich der berechneten Chloridkonzentrationen im Untergrund für die Rechenfälle 5 mit konstanter Konzentration (oben) und 6 mit variabler Konzentration (unten) bei einer Neubildung von 200 mm/a (stationärer Zustand)
- Bild 39: Berechnete Chloridkonzentrationen – räumlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 1 und 2
- Bild 40: Berechnete Chloridkonzentrationen – räumlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 3 und 4



- Bild 41: Berechnete Chloridkonzentrationen – räumlich konstanter/variabler Chlorideintrag – Rechenfälle 5 und 6
- Bild 42: Randbedingungen des Systems zur Untersuchung des Einflusses einer zeitlich variablen Grundwasserneubildung
- Bild 43: Berechnete Chloridkonzentrationen – zeitlich konstante/variable Grundwasserneubildung
- Bild 44: Zeitliche Diskretisierung Chlorideintrag – Gesamtmodell System Untergrund
- Bild 45: Jahresgang der mittleren Niederschlagssummen in Deutschland (arithmetisches Mittel der mittleren Niederschläge der Jahre 1961 bis 1990 von 4.752 Niederschlagsstationen; Datenquelle: Deutscher Wetterdienst)
- Bild 46: Übersicht Modellgebiet Süddeutschland
- Bild 47: Modell Süddeutschland – Modellausschnitt mit Lage der Beobachtungspunkte und Angabe der Fließrichtungen des Gewässers (Gew) und des Grundwassers (GW)
- Bild 48: Modell Süddeutschland – Vertikaler Schnitt (West – Ost) durch das Modell mit Darstellung der verwendeten vertikalen Diskretisierung
- Bild 49: Beispielhafte Darstellung der Berechnungsergebnisse Modell Süddeutschland – berechnete Chloridkonzentration an den beiden Gewässerpegeln im Szenario 1a (Anteil der Verwehung: 30 %)
- Bild 50: Berechnete Ganglinien der Chloridkonzentration (Ausschnitt) im Gewässer: Aufsummierte Gesamtkonzentration am Pegel 1 und lokale Zuflusskonzentrationen an 3 Stellen – Szenario 1a
- Bild 51: Modell Norddeutschland – Modellübersicht
- Bild 52: Modell Norddeutschland – Modellausschnitt mit Lage der Beobachtungspunkte und Angabe der Fließrichtungen des Gewässers (Gew) und des Grundwassers (GW)
- Bild 53: Modell Norddeutschland – Vertikaler Schnitt (West – Ost) durch das Modell mit Darstellung der verwendeten vertikalen Diskretisierung
- Bild 54: Berechnete Chloridkonzentration aus Tausalzeinsatz an unterschiedlichen Pegeln im Gewässer – Szenario 1a
- Bild 55: Wellentransformation für Süddeutschland, kleines EZG, teilw. techn. Entwässerung für ein STR15
- Bild 56: CI-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Südd., kl. EZG, teilw. techn. Entw.
- Bild 57: CI-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Südd., kl. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 58: CI-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, teilw. techn. Entw.
- Bild 59: CI-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 60: CI-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Nordd., kl. EZG, teilw. techn. Entw.
- Bild 61: CI-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Nordd., kl. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 62: CI-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Nordd., gr. EZG, teilw. techn. Entw.
- Bild 63: CI-Fracht in den Vorfluter für einen STR15, Szenario Nordd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 64: Konzentration nach einem STR15 für unterschiedliche EZG-Größen
- Bild 65: Abfluss aus RWB für unterschiedliche Blockregen gleicher Regenmenge, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 66: Abfluss aus RRB für unterschiedliche Blockregen gleicher Regenmenge, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.



- Bild 67: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15 für ansteigende Anfangskonzentrationen im RRB mit Dauerstau, Szenario Südd., kl. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 68: Cl-Fracht in den Vorfluter für einen STR15 für ansteigende Anfangskonzentrationen im RRB mit Dauerstau, Szenario Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 69: Einfluss der Dichteschichtung auf die Cl-Konzentrationsentwicklung im Ablauf des RWB für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 70: Wirkung des RRB auf den Abfluss für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 71: Einfluss der Dichteschichtung auf die Cl-Konzentrationsentwicklung im Ablauf des RRB für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 72: Chloridaustrag nach Ende der Streuperiode für unterschiedliche techn. Entwässerungssysteme für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 73: Cl-Konzentration im Systemauslauf für unterschiedliche techn. Entwässerungssysteme für eine Serie von STR15, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 74: idealisierte Kennlinien unterschiedlicher Drosselorgane für eine Drosselspanne von 10 l/s/ha, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 75: Chloridfracht in den Vorfluter für unterschiedliche Drosselorgane, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 76: Chloridfracht in den Vorfluter für unterschiedliche Beckengeometrien, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 77: Cl-Konzentration im RWB für Regenserien mit neun Transportereignissen, Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 78: Korrelation zwischen theoretischen Cl-Maximalkonzentration im RWB und aus den Modellergebnissen abgeleiteten Werten
- Bild 79: Matrixauswertung für die Cl-Konzentration für Entwässerungssysteme ohne RRB (oben), mit RRB ohne Dauerstau (Mitte) und mit RRB mit Dauerstau (unten), Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 80: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Nordd., kl. EZG, teilw. techn. Entw. ohne RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 81: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Nordd., kl. EZG, teilw. techn. Entw. mit RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 82: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Nordd., kl. EZG, vollst. techn. Entw. ohne RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 83: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Nordd., kl. EZG, vollst. techn. Entw. mit RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 84: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Nordd., gr. EZG, teilw. techn. Entw. ohne RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 85: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Nordd., gr. EZG, teilw. techn. Entw. mit RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 86: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Nordd., gr. EZG, vollst. techn. Entw. ohne RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 87: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Nordd., gr. EZG, vollst. techn. Entw. mit RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 88: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., kl. EZG, teilw. techn. Entw. ohne RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 89: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., kl. EZG, teilw. techn. Entw. mit RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 90: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., kl. EZG, vollst. techn. Entw. ohne RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 91: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., kl. EZG, vollst. techn. Entw. mit RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 92: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, teilw. techn. Entw. ohne RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$

- Bild 93: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, teilw. techn. Entw. mit RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 94: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw. ohne RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 95: Matrixauswertung für einen STR15, Szenario Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw. mit RRB,  $C_{\text{grenz}} = 200 \text{ mg/l}$
- Bild 96: Matrixauswertung für die Cl-Konzentration und Dauer für Entwässerungssysteme ohne RRB (oben), mit RRB ohne Dauerstau (Mitte) und mit RRB mit Dauerstau (unten), Südd., gr. EZG, vollst. techn. Entw.
- Bild 97: Matrixauswertung für den Vorfluter für den Chlorideintrag über das Grundwasser in Abhängigkeit des Abflusses und der Chloridbelastung des Vorfluter, Cl-Konz. im einströmenden Grundwasser aus Tausalz =  $16 \text{ mg/l}$ ; grau entspricht  $C_o > C_{\text{grenz,GW}} = 50 \text{ mg/l Cl}$ ; dunkle Felder weisen eine resultierende Konzentration im Gewässer von  $C_o > C_{\text{grenz,GW}} = 50 \text{ mg/l Cl}$  auf
- Bild 98: Matrixauswertung für den Vorfluter für den Chlorideintrag über das Grundwasser in Abhängigkeit des Abflusses und der Chloridbelastung des Vorfluter aus der techn. Straßenentwässerung, Nordd., gr. EZG, vollst. techn. Entw., ohne RRB; grau entspricht  $C_o > C_{\text{grenz,GW}} = 50 \text{ mg/l Cl}$  (oben) bzw.  $C_{\text{max}}/C_{\text{grenz}} > 1$  (unten)
- Tab. 4: Salztoleranz ausgewählter Arten der benthischen und planktischen Algen, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 5: Salztoleranz ausgewählter Arten der Makrophyten, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 6: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Cnidaria, Hydrozoa, Turbellaria, Rotifera und Nematoda, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 7: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Mollusca, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 8: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Hirudinea, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 9: Salztoleranz ausgewählter Arten der Crustacea, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 10: Salztoleranz ausgewählter Arten der Odonata, Ephemeroptera und Plecoptera, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 11: Salztoleranz ausgewählter Arten der Heteroptera, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 12: Salztoleranz ausgewählter Arten der Coleoptera, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 13: Salztoleranz ausgewählter Arten der Megaloptera, Neuroptera und Trichoptera, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 14: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Diptera, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 15: Salztoleranzen ausgewählter Arten der Pisces, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 16: Salztoleranzen ausgewählter Arten von Amphibien, zitiert nach (WOLFRAM et al., 2014)
- Tab. 17: Vorgeschlagene Richtwerte der maximalen Chloridbelastung von Gewässern (WOLFRAM et al., 2014)

## Tabellen

- Tab. 1: Geogene Hintergrundkonzentration von Chlorid im Gestein von Grundwasserleitern (BROD, 1993)
- Tab. 2: Aquatische Ökotoxizität von Auftaumitteln, übernommen aus (Umweltbundesamt, 2003)
- Tab. 3: Angaben zu akuter Toxizität von Salz auf Süßwasserorganismen, übernommen aus (SEWRPC, 2013)

- 
- Tab. 18: Bewertungsstufen der Gewässer nach LAWA
- Tab. 19: Ansatz der ausgebrachten Jahresmengen von Tausalz (bezogen auf die gestreute Fahrbahnbreite)
- Tab. 20: Ansatz der ausgebrachten Jahresmengen von Chlorid (bezogen auf die gestreute Fahrbahnbreite)
- Tab. 21: Verwendete Begriffe in der Parametrisierung der Strömung im Untergrund
- Tab. 22: Aufstellung der Rechenläufe mit jeweiliger Parametervariation und als Ergebnis die maximale berechnete Konzentration an der jeweiligen Grundwasseroberfläche
- Tab. 23: Konzentration  $c$  in Abhängigkeit der Entfernung  $x$  von der Straße
- Tab. 24: Monatliche Variation der Grundwasserneubildung und Quellstärke (Chloridkonzentration)
- Tab. 25: Kenngrößen der Gesamtmodelle – System Untergrund
- Tab. 26: Betrachtete Szenarien Gesamtmodelle – System Untergrund
- Tab. 27: Modell Süddeutschland – Entfernung der Beobachtungspunkte von der Straße
- Tab. 28: Untergrundmodell Süddeutschland – Parameter Poren- und Kluftgrundwasserleiter
- Tab. 29: Berechnete Chloridkonzentrationen aus Tausalzeinsatz im Gewässer – Modell Süddeutschland
- Tab. 30: Modell Norddeutschland – Entfernung der Beobachtungspunkte von der Straße
- Tab. 31: Berechnete Chloridkonzentrationen aus Tausalzeinsatz im Gewässer – Modell Norddeutschland
- Tab. 32: Übersicht der Grundszenarien für die technische Entwässerung
- Tab. 33: Bemessungsergebnisse für die Module Kanal, RWB und RRB
- Tab. 34: Ermittlung der mittleren Niederschlags- und Streusalzmenge für die Modelle Nord- und Süddeutschland

## Schriftenreihe

### Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen

#### Unterreihe „Verkehrstechnik“

## 2015

V 261: Nutzung von Radwegen in Gegenrichtung – Sicherheitsverbesserungen

Alrutz, Bohle, Busek € 16,50

V 262: Verkehrstechnische Optimierung des Linksabbiegens vom nachgeordneten Straßennetz auf die Autobahn zur Vermeidung von Falschfahrten

Maier, Pohle, Schmotz, Nirschl, Erbsmehl € 16,00

V 263: Verkehrstechnische Bemessung von Landstraßen – Weiterentwicklung der Verfahren

Weiser, Jäger, Riedl, Weiser, Lohoff € 16,50

V 264: Qualitätsstufenkonzepte zur anlagenübergreifenden Bewertung des Verkehrsablaufs auf Außerortsstraßen

Weiser, Jäger, Riedl, Weiser, Lohoff € 17,00

V 265: Entwurfstechnische Empfehlungen für Autobahntunnelstrecken

Bark, Kutschera, Resnikow, Baier, Schuckließ  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden

V 266: Verfahren zur Bewertung der Verkehrs- und Angebotsqualität von Hauptverkehrsstraßen

Baier, Hartkopf € 14,50

V 267: Analyse der Einflüsse von zusätzlichen Textanzeigen im Bereich von Streckenbeeinflussungsanlagen

Hartz, Saighani, Eng, Deml, Barby  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 268: Motorradunfälle – Einflussfaktoren der Verkehrsinfrastruktur

Hegewald, Fürneisen, Tautz  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

## 2016

V 269: Identifikation von unfallauffälligen Stellen motorisierter Zweiradfahrer innerhalb geschlossener Ortschaften

Pohle, Maier € 16,50

V 270: Analyse der Auswirkungen des Klimawandels auf den Straßenbetriebsdienst (KliBet)

Holldorb, Rumpel, Biberach, Gerstengarbe, Österle, Hoffmann € 17,50

V 271: Verfahren zur Berücksichtigung von Nachhaltigkeitskriterien bei der Ausschreibung von Elementen der Straßeninfrastruktur

Offergeld, Funke, Eschenbruch, Fandrey, Röwekamp  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 272: Einsatzkriterien für Baubetriebsformen

Göttgens, Kemper, Volkenhoff, Oeser, Geistefeldt, Hohmann € 16,00

V 273: Autobahnverzeichnis 2016

Kühnen € 25,50

V 274: Liegedauer von Tausalzen auf Landstraßen

Schulz, Zimmermann, Roos € 18,00

V 275: Modellversuch für ein effizientes Störfallmanagement auf Bundesautobahnen

Grahl, Skottke  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 276: Psychologische Wirkung von Arbeitsstellen auf die Verkehrsteilnehmer

Petzoldt, Mair, Krems, Roßner, Bullinger € 30,50

V 277: Verkehrssicherheit in Einfahrten auf Autobahnen

Kathmann, Roggendorf, Scotti  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 278: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2014

Fitschen, Nordmann € 30,50

V 279: HBS-konforme Simulation des Verkehrsablaufs auf Autobahnen

Geistefeldt, Giuliani, Busch, Schendzielorz, Haug, Vortisch, Leyn, Trapp € 23,00

## 2017

V 280: Demografischer Wandel im Straßenbetriebsdienst – Analyse der möglichen Auswirkungen und Entwicklung von Lösungsstrategien

Pollack, Schulz-Ruckriegel € 15,50

V 281: Entwicklung von Maßnahmen gegen Unfallhäufungsstellen – Weiterentwicklung der Verfahren

Maier, Berger, Kollmus € 17,50

V 282: Aktualisierung des Überholmodells auf Landstraßen

Lippold, Veters, Steinert € 19,50

V 283: Bewertungsmodelle für die Verkehrssicherheit von Autobahnen und von Landstraßenknotenpunkten

Bark, Krähling, Kutschera, Baier, Baier, Klemps-Kohnen, Schuckließ, Maier, Berger € 19,50

V 284: Berücksichtigung des Schwerverkehrs bei der Modellierung des Verkehrsablaufs an planfreien Knotenpunkten

Geistefeldt, Sievers  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 285: Praxisgerechte Anforderungen an Tausalz

Kamptner, Thümmeler, Ohmann  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 286: Telematisch gesteuertes Kompaktparken – Grundlagen und Entwicklung

Kleine, Lehmann € 16,50

V 287: Werkzeuge zur Durchführung des Bestandsaudits und einer erweiterten Streckenkontrolle

Bark, Kutschera, Resnikow, Follmann, Biederbick € 21,50

V 288: Überholungen von Lang-Lkw - Auswirkungen auf die Verkehrssicherheit und den Verkehrsablauf

Roos, Zimmermann, Köhler  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

V 289: Verkehrsqualität an verkehrsunabhängig gesteuerten und koordinierten Lichtsignalanlagen

Geistefeldt, Giuliani, Vieten, Dias Pais € 20,00

V 290: Fahrleistungserhebung 2014 – Inländerfahrleistung

Bäumer, Hautzinger, Pfeiffer, Stock, Lenz, Kuhnimhof, Köhler € 19,00



- V 291: Fahrleistungserhebung 2014 – Inlandsfahrleistung und Unfallrisiko  
Bäumer, Hautzinger, Pfeiffer, Stock, Lenz, Kuhnimhof, Köhler € 18,50
- V 292: Verkehrsnachfragewirkungen von Lang-Lkw  
Burg, Schrempp, Röhling, Klaas-Wissing, Schreiner  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 293: Ermittlung der geeigneten Verkehrsnachfrage als Bemessungsgrundlage von Straßen  
Geistefeldt, Hohmann, Estel  
Unterauftragnehmer: Manz € 17,50
- V 294: Wirtschaftlichkeitsbewertung besonderer Parkverfahren zur Lkw-Parkkapazitätserhöhung an BAB  
Maibach, Tacke, Kießig € 15,50
- V 295: Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss  
Grotehusmann, Lambert, Fuchs, Graf € 16,50
- V 296: Parken auf Rastanlagen mit Fahrzeugen und Fahrzeugkombinationen mit Übergroße  
Lippold, Schemmel, Kathmann, Schroeder  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 297: Sicherheitstechnische Überprüfung von Elementen plangleicher Knotenpunkte an Landstraßen  
Zimmermann, Beeh, Schulz, Roos  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 298: Verfahren zur Zusammenführung von Informationen unterschiedlicher Netzanalysensysteme  
Balck, Schüller, Balmberger, Rossol  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 299: Einfluss von Fehlern auf die Qualität von Streckenbeeinflussungsanlagen  
Schwietering, Neumann, Volkenhoff, Fazekas, Jakobs, Oeser  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 305: Pilotversuche zur Behandlung der Abwässer von PWC-Anlagen  
Hartmann, Londong € 16,00
- V 306: Anpassung des bestehenden Straßennetzes an das Entwurfskonzept der standardisierten Straßen – Pilotprojekt zur Anwendung des M EKLBest  
Lippold, Wittig  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 307: Evaluation des Sicherheitsaudits von Straßen in der Planung  
Baier, Baier, Klemps-Kohnen, Bark, Beaulieu, Theis € 17,50
- V 308: Überarbeitung und Aktualisierung des Merkblattes für die Ausstattung von Verkehrsrechner- und Unterzentralen (MARZ 1999)  
Gerstenberger, Hösch, Listl, Schwietering  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 309: Photokatalytische Oberflächen zur Minderung von Stickoxidbelastungen an Straßen – TiO<sub>2</sub>-Pilotstudie Lärmschutzwand  
Baum, Lipke, Löffler, Metzger, Sauer € 16,50
- V 310: Umweltfreundlicher Straßenbelag – photokatalytischer Stickstoffdioxidabbau unter Nutzung der Nanotechnologie  
Wang, Oeser, Steinauer  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 311: Feldversuch mit Lang-Lkw  
Irzik, Kranz, Bühne, Glaeser, Limbeck, Gail, Bartolomaeus, Wolf, Sistenich, Kaundinya, Jungfeld, Ellmers, Kübler, Holte, Kaschner  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 312: Sicherheitswirkung, Dauerhaftigkeit und Lärmemission von eingefrästen Rüttelstreifen  
Hegewald, Vesper, Irzik, Krautscheid, Sander, Lorenzen, Löffler, Ripke, Bommert  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.

## 2018

- V 300: Untersuchungen zur Optimierung von Schadstoffrückhalt und Standfestigkeit von Banketten  
Werkenthin, Kluge, Wessolek  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 301: Sicherheitsbewertung von Arbeitsstellen mit Gegenverkehrstrennung  
Kemper, Sümmermann, Baier, Klemps-Kohnen  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 302: Entwicklung einer Fahrstreifenreduktionsbeeinflussungsanlage für Baustellen auf BAB  
Heinrich, Maier, Papageorgiou, Papamichail, Schober, Stamatakis  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 303: Psychologische Wirkungen von Arbeitsstellenlängen, -staffelung und -gestaltung auf die Verkehrsteilnehmer  
Scotti, Kemper, Oeser, Haberstroh, Welter, Jeschke, Skottke € 19,50
- V 304: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2015  
Fitschen, Nordmann € 31,00  
*Die Ergebnisdateien können als kostenpflichtiger Download unter: [www.schuenemann-verlag.de](http://www.schuenemann-verlag.de) heruntergeladen werden.* € 15,00
- V 313: Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden – Modellberechnungen  
Braun, Klute, Reuter, Rubbert € 18,50

## 2019

- V 313: Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden – Modellberechnungen  
Braun, Klute, Reuter, Rubbert € 18,50

Fachverlag NW in der Carl Ed. Schünemann KG  
Zweite Schlachtpforte 7 · 28195 Bremen  
Tel. +(0)421/3 69 03-53 · Fax +(0)421/3 69 03-63

Alternativ können Sie alle lieferbaren Titel auch auf unserer Website finden und bestellen.

[www.schuenemann-verlag.de](http://www.schuenemann-verlag.de)

Alle Berichte, die nur in digitaler Form erscheinen, können wir auf Wunsch als »Book on Demand« für Sie herstellen.